UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Escola de Engenharia de São Carlos
Departamento de Hidráulica e Saneamento
Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental

**EFEITO DA DENSIDADE DE ESTOCAGEM DE PEIXES E
DO FLUXO DE ÁGUA NA QUALIDADE DA ÁGUA E NA
SUCESSÃO DO PLÂNCTON EM VIVEIROS DE
PISCICULTURA.**

Márcia Noélia Eler

Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola
(Orientador)

**Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos,
da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos
para a obtenção do Título de Doutor em Ciências da
Engenharia Ambiental.**

São Carlos, SP
2000

Class.	TESE. EESC
Curr.	1979
Tomo	0148/00

1088840

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

E39e

Eler, Márcia Noélia

Efeito da densidade de estocagem de peixes e do
fluxo de água na qualidade da água e na sucessão do
plâncton em viveiros de piscicultura / Márcia Noélia
Eler. -- São Carlos, 2000.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São
Carlos-Universidade de São Paulo, 2000.

Área: Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola.

1. Fluxo de água. 2. Nutrientes. 3. Sucessão do
plâncton. 4. Viveiros de piscicultura. 5. Diversidade
de espécie. 6. Impacto ambiental. I. Título.

HOMENAGEM

Ao mestre com carinho!

Tive muitos professores; alguns foram para mim verdadeiros mestres! Os mestres apresentaram a garra, o estímulo e a sede do saber. Saciaram-me com a mais pura água da sabedoria. A estes a minha eterna consideração e gratidão. Agora, aproveito para lhes render a minha homenagem dedicando este trabalho, Aos mestres: Prof^a. Emília Coelho, Prof. José Schetini (*in memoriam*), Prof. Nelson Nunes Saunders, Prof^a. Dra. Takako Matsumura Tundisi, Prof^a. Dra. Odete Rocha, Prof^a. Dra. Mariuza Trindade, Prof. Pedro Américo Senna e Prof José G. Tundisi.

AGRADECIMENTO ESPECIAL

A **Deus**, que seja dada toda a honra, todo o louvor e toda a glória!

Aos meus filhos, Núria e Luciano, ao meu marido Joanir, aos meus pais Antônio e Guidinha e à minha irmã Rosimary, pelo amor, paciência, amizade e apoio incondicional.

AGRADECIMENTOS

Sou grata a todos que, direta ou indiretamente, colaboraram para a execução do meu trabalho. No entanto, devido a uma participação mais direta sou totalmente grata:

Ao Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola, pela amizade, gentileza, dedicação, confiança e orientação. Em muitos momentos você foi mais que um irmão. Muito obrigada.

À Prof. Dra. Takako Matsumura-Tundisi, pelo estímulo constante para o desenvolvimento de mais uma etapa profissional. À Prof. Dra. Odete Rocha, pelo apoio e exemplo de padrão de vida acadêmica.

Ao Prof. Pedro Américo Senna (“orientador laranja”), pela disposição em receber alunos de outros orientadores, como eu, e colaborar com afinco e sem discriminação.

À Prof. Dr. Maria do Carmo Calijuri, pelo incentivo e apoio na FAPESP e pela infra-estrutura cedida no CHREA/USP.

Ao CEPTA/IBAMA, na pessoa do Dr. Geraldo Bernardino e Rita de Cássia Alcântara, pela infra-estrutura cedida para os trabalhos de campo e de laboratório.

À FAPESP, pela bolsa de estudo concedida. Processo 96/06769-7. Ao assessor da FAPESP pelas sugestões e leitura cuidadosa de todos os relatórios.

Aos pesquisadores do CEPTA/IBAMA, José Augusto Senhorini, Vera Maria da Costa Nascimento, Cláudio Bock, Angélica Ribeiro, pelas facilidades de uso de material de laboratório, e também pela amizade.

Ao Dr. José Sávio C. de Melo, pelo delineamento experimental e permissão de utilização dos viveiros de piscicultura. Ao Ricardo Gentil Pereira pela oportunidade de compartilhar esse trabalho de forma agradável. Ao Técnico Eng. Donizete Aparecido Ribeiro pela ajuda incansável durante o transcorrer desse trabalho.

Aos Prof. Drs. Antônio Carlos Pião, Joanir Pereira Eler e César Gonsalves de Lima, pela ajuda no tratamento estatístico dos dados.

À Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, na pessoa da Prof. Dr. Catarina Abdala Gomide, pela análise bromatológica da ração.

Aos alunos, Antônio Cláudio Zorzo pela planta dos viveiros. E André Gustavo Mazzini Bufon pela montagem do experimento de sedimentação de materiais nos viveiros.

Aos colegas, Diana Lima, Paulino, Luci Zanata, Maurício A. Leite, Patrícia e Érica, pelas conversas, risos e alegria no CHREA.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	i
LISTA DE FIGURAS	ix
RESUMO	xix
ABSTRACT	xx
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS PROPOSTOS.....	10
3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	11
3.1. Área de estudo.....	11
3.2. Delineamento experimental.....	15
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	17
4.1. Variáveis físicas, químicas e biológicas, metodologias utilizadas e análise estatística.....	17
4.2. Composição e densidade do fitoplâncton.....	17
4.3. Composição e densidade do zooplâncton.....	20
4.4. Análise dos dados biológicos.....	21
4.4.1. Frequência das espécies da comunidade de fitoplâncton.....	21
4.4.2. Abundância e dominância de espécies da comunidade de fitoplâncton.....	21
4.4.3. Análise da diversidade de espécies de fitoplâncton.....	21
4.5. Balanço de entrada e saída de materiais nos viveiros de piscicultura.....	22
5. RESULTADOS.....	25
5.1. Análise espacial e temporal das características físicas, químicas e hidrodinâmicas (vazão) dos viveiros de piscicultura.....	25
5.1.1. Vazão.....	25
5.1.2. Temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e transparência da água nos viveiros de piscicultura.....	26
5.1.3. Alcalinidade, dureza e cálcio nos viveiros de piscicultura.....	40
5.1.4. Balanço de CO ₂ nos viveiros de piscicultura.....	45
5.1.5. Concentração e distribuição das formas nitrogenadas, fosfatadas e de silicato reativo nos viveiros de piscicultura.....	53
5.1.6. Balanço de entrada e saída de materiais em viveiros de piscicultura.....	73
5.2. Análise espacial e temporal dos componentes biológicos nos viveiros de piscicultura.....	86
5.2.1. Concentração e distribuição de material em suspensão nos viveiros de piscicultura.....	86
5.2.2. Concentração e distribuição de clorofila <u>a</u> nos viveiros de	

piscicultura.....	90
5.2.3. Composição, densidade e diversidade da comunidade de fitoplâncton em viveiros de piscicultura.....	93
5.2.4. Densidade, abundância e variação temporal de Cladocera, Copepoda e Rotifera nos viveiros de piscicultura.....	119
6. DISCUSSÃO.....	125
6.1. Interação das comunidades biológicas em viveiros de piscicultura: alguns modelos de cadeia alimentar.....	125
6.1.1. Sucessão e interação entre as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton em viveiros de piscicultura.....	128
6.1.2. Interação entre a comunidade planctônica e a de peixes.....	143
6.2. Piscicultura e desenvolvimento sustentável: uma análise ambiental dos impactos gerados e as possíveis medidas mitigadoras.....	151
7. CONCLUSÃO.....	165
8. RECOMENDAÇÕES.....	167
8.1. Proposta de manejo para uma aquicultura sustentável.....	167
9. BIBLIOGRAFIA.....	171
ANEXO 1 (Variáveis físicas, químicas e biológicas).....	183
ANEXO 2 (Análise estatística).....	243

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 - Densidade de Estocagem de Peixes e Flutuação do Fluxo de Água nos tratamentos	15
Tabela 2 - Sumário da Metodologia	17
Tabela 3 - Valores obtidos para temperatura, pH e oxigênio dissolvido no tratamento T1	185
Tabela 4 - Valores das variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido no Tratamento T2	186
Tabela 5 - Valores das variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido no Tratamento T3	187
Tabela 6 - Valores das variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido no Tratamento T4	188
Tabela 7 - Valores das variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido no viveiro T5	189
Tabela 8 - Variação diurna da temperatura nos viveiros	190
Tabela 9 - Variação diurna do oxigênio dissolvido nos viveiros	190
Tabela 10 - Valores das variáveis condutividade, bicarbonato e carbonato no Tratamento T1	191
Tabela 11 - Valores das variáveis condutividade, bicarbonato e carbonato no Tratamento T2	192
Tabela 12 - Valores das variáveis condutividade, bicarbonato e carbonato no Tratamento T3	193
Tabela 13 - Valores das variáveis condutividade, bicarbonato e carbonato no viveiro T4	194
Tabela 14 - Valores das variáveis condutividade, bicarbonato e carbonato no Tratamento T5	195
Tabela 15 - Valores das variáveis alcalinidade, dureza e cálcio no Tratamento T1	

.....	196
Tabela 16 - Valores das variáveis alcalinidade, dureza e cálcio Tratamento	
T2	197
Tabela 17 - Valores das variáveis alcalinidade, dureza e cálcio no Tratamento	
T3.....	198
Tabela 18 -Valores das variáveis alcalinidade, dureza e cálcio no Tratamento	
T4.....	199
Tabela 19 - Valores das variáveis alcalinidade, dureza e cálcio no Tratamento	
T5.....	200
Tabela 20 - Valores das variáveis carbono total, carbono livre e carbono inorg. no	
Tratamento T1	201
Tabela 21 - Valores das variáveis carbono total, carbono livre e carbono inorg. no	
Tratamento T2	202
Tabela 22 - Valores das variáveis carbono total, carbono livre e carbono inorg. no	
Tratamento T3	203
Tabela 23 - Valores das variáveis carbono total, carbono livre e carbono inorg. no	
Tratamento T4	204
Tabela 24 - Valores das variáveis carbono total, carbono livre e carbono inorg. no	
Tratamento T5	205
Tabela 25 - Valores das variáveis nitrogênio total, nitrato e nitrito no Tratamento	
T1	206
Tabela 26 - Valores das variáveis nitrogênio total, nitrato e nitrito no Tratamento	
T2	207
Tabela 27 - Valores das variáveis nitrogênio total, nitrato e nitrito no Tratamento	
T3	208
Tabela 28 - Valores das variáveis nitrogênio total, nitrato e nitrito no Tratamento	
T4	209
Tabela 29 - Valores das variáveis nitrogênio total, nitrato e nitrito no Tratamento	

T5	210
Tabela 30 - Valores das variáveis amônia e silicato reativo no Tratamento	
T1	211
Tabela 31 - Valores das variáveis amônia e silicato reativo no Tratamento	
T2	212
Tabela 32 - Valores das variáveis amônia e silicato reativo no Tratamento	
T3	213
Tabela 33 - Valores das variáveis amônia e silicato reativo no Tratamento	
T4	214
Tabela 34 - Valores das variáveis amônia e silicato reativo no Tratamento	
T5	215
Tabela 35 - Valores das variáveis fósforo total, fosfatos dissolvido e inorgânico no Tratamento T1	
	216
Tabela 36 - Valores das variáveis fósforo total, fosfatos dissolvido e inorgânico no Tratamento T2	
	217
Tabela 37 - Valores das variáveis fósforo total, fosfatos dissolvido e inorgânico no Tratamento T3	
	218
Tabela 38 - Valores das variáveis fósforo total, fosfatos dissolvido e inorgânico no Tratamento T4	
	219
Tabela 39 - Valores das variáveis fósforo total, fosfatos dissolvido e inorgânico no Tratamento T5	
	220
Tabela 40 - Valores de material em suspensão total, matéria orgânica e inorgânica no Tratamento T1	
	221
Tabela 41 - Valores de material em suspensão total, matéria orgânica e inorgânica no Tratamento T2	
	222
Tabela 42 - Valores de material em suspensão total, matéria orgânica e inorgânica no Tratamento T3	
	223
Tabela 43 - Valores de material em suspensão total, matéria orgânica e inorgânica	

no Tratamento T4	224
Tabela 44 - Valores de material em suspensão total, matéria orgânica e inorgânica no Tratamento T5	225
Tabela 45 - Valores das variáveis biológicas clorofila a e feofitina no Tratamento T1	226
Tabela 46 - Valores das variáveis biológicas clorofila a e feofitina no Tratamento T2	227
Tabela 47 - Valores das variáveis biológicas clorofila a e feofitina no Tratamento T3	228
Tabela 48 - Valores das variáveis biológicas clorofila a e feofitina no Tratamento T4	229
Tabela 49 - Valores das variáveis biológicas clorofila a e feofitina no Tratamento T5	230
Tabela 50 - Cargas de nutrientes em viveiros de criação intensiva de matrinxã	231
Tabela 51 - Taxa de sedimentação de 48 horas em viveiro de piscicultura. Viveiro povoado com matrinxã	232
Tabela 52 - Taxas das cargas de poluentes (N total) de fontes variadas	77
Tabela 53 - Critérios o de qualidade de água para ambientes de água doce baseado nos tores de fósforo	81
Tabela 54 - Composição (gênero ou espécie) do fitoplâncton identificado nos tratamentos e na canaleta	94
Tabela 55 - Frequência de ocorrência do fitoplâncton na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3 e T4	233
Tabela 56 - Variação temporal das espécies dominantes E/ou mais abundantes do fitoplâncton na canaleta e nos tratamentos	237
Tabela 57 - Valores médios obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas nos viveiros e nas canaletas	241

Tabela 58 - Médias dos índices de diversidade de espécies (Shannon-Weaver), riqueza de espécies (simpson), índice de uniformidade e números de espécies na canaleta e em cada tratamento	116
Tabela 59 - Abundância relativa de espécies do fitoplâncton amostradas no dia 21 de dezembro no tratamento 2.....	118
Tabela 60 - Densidade (ind./m ³) dos grupos de zooplâncton encontrados na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3 e T4.	242
Tabela 61 - Análise comparativa dos impactos negativos causados pelos efluentes de 200 fazendas na Inglaterra e no presente trabalho	155
Tabela 62 - Principais medicamentos e produtos químicos utilizados em piscicultura.....	157
Tabela 63 - Matriz de avaliação de impacto ambiental para a implantação de uma piscigranja imaginária. Previsão de construção de 10 viveiros de 400 m ² cada	162
Tabela a ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas temperatura da água.....	243
Tabela a ₂ - Médias de temperatura ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta.....	243
Tabela b ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de pH da água.....	243
Tabela b ₂ -Médias de pH ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta.....	245
Tabela c ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de oxigênio dissolvido na água	245
Tabela c ₂ -Médias de oxigênio dissolvido ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta.....	245
Tabela d ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de condutividade elétrica da água	246
Tabela d ₂ -Médias de condutividade elétrica ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta.....	246

Tabela e ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de alcalinidade da água . . .	246
Tabela e ₂ -Médias de alcalinidade ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	247
Tabela f ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de dureza da água	247
Tabela f ₂ -Médias de dureza ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	247
Tabela g ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de cálcio da água	248
Tabela g ₂ -Médias de cálcio ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	248
Tabela i ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de carbono total da água . .	248
Tabela i ₂ -Médias de carbono total ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	249
Tabela j ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de carbono livre da água . .	249
Tabela j ₂ -Médias decarbono livres ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	249
Tabela k ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de carbono inorgânico da água	250
Tabela k ₂ -Médias de carbono inorgânico ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	250
Tabela l ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de bicarbonato da água .	250
Tabela l ₂ -Médias de bicarbonato ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	251
Tabela m ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de carbonato da água .	251
Tabela m ₂ -Médias de carbonato ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	251
Tabela n ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de nitrogênio orgânico total da água	252

Tabela n ₂ -Médias de nitrogênio orgânico total ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	252
Tabela o ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de nitrato da água	252
Tabela o ₂ -Médias de nitrato ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	253
Tabela p ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de nitrito da água	253
Tabela p ₂ -Médias de nitrito ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	253
Tabela q ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de amônia da água . . .	254
Tabela q ₂ -Médias de amônia ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	254
Tabela r ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de fósforo total da água	254
Tabela r ₂ -Médias de fósforo total ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	255
Tabela s ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de fosfato total dissolvido da água	255
Tabela s ₂ -Médias de fosfato total dissolvido ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	255
Tabela t ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de fosfato inorgânico da água	256
Tabela t ₂ -Médias de fosfato inorgânico ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	256
Tabela u ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de silicato reativo da água	256
Tabela u ₂ -Médias de silicato reativo ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	257
Tabela v ₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de clorofila <u>a</u> da água .	257

Tabela v_2 -Médias de clorofila <u>a</u> ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	257
Tabela x_1 - Médias de feofitina ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	258
Tabela z_1 - Quadro de ANOVA para as medidas de material em suspensão total da água	258
Tabela z_2 -Médias de material em suspensão total ajustadas por quadrados mínimos de acordo com o ponto de coleta	258

LISTA DE FOTOS E FIGURAS E ESQUEMAS

Página

Esquema 1- Exemplo de cadeia alimentar simples, comum em criação extensiva de peixes	126
Esquema 2- Exemplo de cadeia alimentar complexa em sistemas de criação de peixes	126
Esquema 3- Exemplo de cadeia alimentar complexa baseada em subsídios industriais.....	127
Foto 1 – Vista aérea do centro de Pesquisa de Peixes Tropicais (CEPTA/IBAMA) mostrando suas instalações, a represa Velha e os sistemas de viveiros.....	12
Figura 1 – Delineamento experimental, distribuição dos viveiros e dos pontos de amostragens	14
Figura 2 –Variação temporal na vazão de água nos viveiros de piscicultura para os tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5	26
Figura 3 – Variação temporal da temperatura da água (°C) nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem	28
Figura 4 – Variação temporal do pH nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	31
Figura 5 - Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	33
Figura 6 - Variação temporal do Variação diurna de oxigênio dissolvido na canaleta e na saída dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5	34
Figura 7 - Variação temporal da condutividade elétrica da água nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	37

Figura 8 - Variação temporal da transparência da água nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	39
Figura 9 - Variação temporal da alcalinidade nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	42
Figura 10 - Variação temporal da dureza da água nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem	43
Figura 11 - Variação temporal da concentração de cálcio nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	44
Figura 12 - Variação temporal da concentração de carbono total nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	46
Figura 13 - Variação temporal da concentração de carbono livre nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	47
Figura 14 - Variação temporal da concentração de carbono inorgânico nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	48
Figura 15 - Variação temporal da concentração de carbonato nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	49
Figura 16 - Variação temporal da concentração de bicarbonato nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	50
Figura 17 - Variação temporal das formas de carbono na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5.....	51
Figura 18 - Variação temporal das formas de carbono na canaleta e na saída dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5	52
Figura 19 - Variação temporal da concentração de nitrogênio total nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	54
Figura 20 - Variação temporal da concentração de nitrato nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	56
Figura 21 - Variação temporal da concentração de nitrito nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	57
Figura 22 - Variação temporal da concentração de amônia nos tratamentos	

T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	58
Figura 23 - Variação temporal da concentração de fosfato total nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	64
Figura 24 - Variação temporal da concentração de fosfato total dissolvido nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem	67
Figura 25 - Variação temporal da concentração de fosfato inorgânico nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	70
Figura 26 - Variação temporal da concentração de silicato reativo nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	72
Figura 27 – Cargas de nitrogênio total, nitrato e nitrito na entrada e saída dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5	74
Figura 28 – Carga média de amônia na entrada e na saída dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5	75
Figura 29 – Modelo estático de balanço de nitrogênio em viveiro de piscicultura.....	76
Figura 30 – Carga média das formas de fósforo na entrada e saída dos diferentes tratamentos	79
Figura 31 – Balanço estático de fósforo total nos viveiros, mostrando as vias de entrada e saída desse nutriente no sistema.....	81
Figura 32 – Carga média de clorofila <u>a</u> na entrada e na saída dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	82
Figura 33 – Carga média de material em suspensão na entrada e na saída dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem	85
Figura 34 - Variação temporal da concentração de material em suspensão total nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	87
Figura 35 - Variação temporal da concentração de matéria inorgânica em suspensão nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	88

Figura 36 - Variação temporal da concentração de matéria orgânica em suspensão nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	89
Figura 37 - Variação temporal da concentração de clorofila <u>a</u> nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	91
Figura 38 – Abundância relativa (%) das diferentes divisões do fitoplâncton na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5	98
Figura 39 – Comparação da frequência de ocorrência (%) nas amostras das ordens Chlorococcales e Zignematales na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5.....	99
Figura 40 - Variação temporal da abundância relativa do fitoplâncton (%), enfatizando as divisões na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, de acordo com o ponto de amostragem.....	107
Figura 41 – Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton na canaleta	108
Figura 42 - Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton no tratamento T1	109
Figura 43 - Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton no tratamento T2	110
Figura 44 - Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton no tratamento T3	111
Figura 45 - Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton no tratamento T4.....	112
Figura 46 – Abundância relativa (%) dos grupos de zooplâncton na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3 e T4.....	120

Figura 47 – Flutuação temporal da abundância relativa (%) dos principais grupos de zooplâncton na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3 e T4.....	124
Figura 48 – Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e zooplâncton na canaleta durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.	129
Figura 49 – Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e zooplâncton no tratamento T1 durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.	130
Figura 50 – Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e zooplâncton no tratamento T2 durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.	131
Figura 51 – Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e zooplâncton no tratamento T3 durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.	132
Figura 52 – Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e zooplâncton no tratamento T3 durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.	133
Figura 53 – Interação indireta entre a população de <i>Brycon cephalus</i> e a comunidade planctônica dos viveiros de piscicultura.....	150.
Figura 54 – Proposta de tratamento de efluente de piscicultura, com recirculação de água e remoção de nitrogênio e fósforo utilizando sistema de hidroponia.	160.
Figura 55 – modelo teórico de um projeto visando a aquicultura como atividade sustentável na bacia hidrográfica.	170.

RESUMO

ELER, M. N. Efeito da densidade de estocagem de peixes e do fluxo de água na qualidade da água e na sucessão do plâncton em viveiros de piscicultura. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2000. 258.p. Tese (doutorado).

Realizou-se, no Centro de Pesquisa de Peixes Tropicais (CEPTA/IBAMA), em Pirassununga-SP, um experimento com o objetivo de avaliar a influência da densidade de estocagem de peixes e do fluxo diferenciado de entrada e saída de água em viveiros de piscicultura nas características físicas e químicas da água; na estrutura (composição e densidade), biomassa, sucessão e diversidade de espécies da comunidade do fitoplâncton e na composição e densidade da comunidade do zooplâncton (considerando-se apenas grupo), procurando-se avaliar o balanço de entrada e saída de materiais em viveiros, enfatizando a concentração de nutrientes, comunidade planctônica, concentração de material em suspensão e clorofila a. Além disso, procurou-se quantificar os impactos da atividade da piscicultura nos recursos hídricos, demonstrando suas interações positivas e negativas com o ambiente. Os estudos foram desenvolvidos durante 60 dias, com coletas diárias inicialmente e a cada dois dias após o peixamento, analisando-se a temperatura, pH, condutividade elétrica da água, oxigênio dissolvido, material em suspensão, nutrientes, alcalinidade, dureza, cálcio, clorofila a, comunidade zooplanctônica e fitoplanctônica. Os resultados obtidos demonstraram o efeito do fluxo de água e da densidade de estocagem de peixes sobre as características físicas e químicas da água, observando-se a redução acentuada na concentração de oxigênio dissolvido na água (valores abaixo de 2 mg/l), aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio, material em suspensão e clorofila a. Em consequência do aumento da concentração de nutrientes, principalmente de fósforo, ocorreu um aumento na biomassa e na densidade do fitoplâncton e na densidade do zooplâncton. A redução de oxigênio

dissolvido na água, associado à outras variáveis, promoveu uma mortandade de peixes no tratamento T2. A divisão Chlorophyta foi dominante no fitoplâncton nos diferentes tratamentos e o padrão de sucessão observado foi Desmidiaceae→Chlorococcales→Cyanophyta. Em relação ao zooplâncton, Rotifera foi dominante na fase de enchimento, sendo posteriormente substituído por Cladocera e Copepoda. Nos diferentes tratamentos foi possível observar a interação indireta do efeito cascata. O sistema de piscicultura gerou cargas potencialmente poluidoras, sendo que a ração foi a responsável pelo incremento de nutrientes na água do efluente. Em média as concentrações de fósforo foram 36 vezes maior que o permitido por lei, enquadrando o efluente dos tratamentos como impróprio para serem lançados em rio de classe dois. Considerando-se os resultados obtidos, recomenda-se o tratamento do efluente antes do lançamento no Rio Mogi-Guaçu, corpo receptor e enquadrado como rio de Classe 2.

Palavras chaves: Fluxo de água, nutrientes, sucessão do plâncton, vieiros de piscicultura, diversidade de espécie, impacto ambiental.

ABSTRACT

ELER, M. N. **Effect of fish stocking density and water flow on the quality of the water and on the succession of plankton in fishponds.** São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. 260.p., 2000. Thesis

An experiment was conducted at the Tropical Fish Research Center (CEPTA, Pirassununga, SP, Brazil) to analyze the influence of the density of fish stocks and the differentiated water inflow and outflow in fishponds on the limnological characteristics of the water, its structure (composition and density), biomass fluctuations, succession and diversity of the phytoplankton and the composition and density of the zooplankton (considered only by group), in order to evaluate the balance of the entry and exit of biomass in fishponds, with emphasis on the concentration of nutrients, planktonic biomass (chlorophyll) and suspended matter. The experiment also aimed to quantify the impact of fishculture on hydric resources, demonstrating its positive and negative effects on the environment. The study was carried out for 60 days, with daily samples taken initially, and at two days' interval after the introduction of the fish. The characteristics analyzed were water temperature, water load, dissolved oxygen, pH, conductivity, nutrients, suspended matter, chlorophyll a, composition, density, diversity, abundance of phytoplankton, density and abundance of zooplankton. The results obtained demonstrated the effect of the water flow and the density of fish stocks on the physical and chemical characteristics of the water. An accentuated reduction was observed in dissolved oxygen concentrations (under 2 mg/l) and in increased phosphorous, nitrogen, organic matter and chlorophyll concentrations. The increased concentration of nutrients, mainly phosphorous, caused increased levels of phytoplankton and zooplankton biomass and density. The depletion of dissolved oxygen in the water, coupled to other variables, led to fish mortality under the T2 treatment. The Chlorophyta division predominated in the phytoplankton under the different treatments and

the succession observed was a Desmidiaceae→Chlorococcales→Cyanophyta pattern. As for zooplankton, Rotifera predominated in the inflow phase and was later substituted by Cladocera and Copepoda. The indirect interaction of the cascade effect was observed during the different treatments. The fish culture system generated potentially polluting loads, with fish feed found to be responsible for the increased nutrient waste in the effluent. Phosphorus concentrations were, on average, 36 times higher than allowed by law, characterizing the effluent from the treatments as unsuitable to be cast into class 2 rivers. Based on the findings of this study and on environmental management strategies, it is recommended that the effluent be treated before the water is allowed to flow into the Class 2 recipient, the Mogi-Guaçu river.

Keyword: Water flux, Plankton's succession, fishponds, diversity of species, environmental impact, nutrients.

1. INTRODUÇÃO

As interações entre os peixes e seu ambiente têm sido amplamente estudadas, principalmente com relação ao impacto que os mesmos geram nas estruturas das comunidades e na dinâmica populacional dos ecossistemas de água doce (TURNER & MITTELBAACH, 1990).

Inicialmente, nos estudos envolvendo as interações, os pesquisadores consideravam que o fluxo energético no sistema era unidirecional, sendo que o caminho da energia iniciava-se com a assimilação dos nutrientes pelo fitoplâncton, passava pelo zooplâncton e terminava nos peixes predadores, os quais eram considerados como o último nível trófico da teia alimentar. Entretanto, com o avanço das pesquisas, outro ponto de vista surgiu, indicando que os peixes predadores, que ocupam níveis superiores da cadeia alimentar, exercem um impacto no sistema regulando os níveis inferiores da mesma.

Estes dois aspectos, a princípio, parecem ser contraditórios. Por isso MacQUEN *et al.* (1989) os testaram e chegaram as seguintes conclusões: 1) a biomassa de cada nível trófico é controlada de maneira ascendente (“Bottom up/Top down”), de acordo com a disponibilidade de nutrientes no sistema; 2) o fator controlador atua intensamente no nível mais baixo da teia alimentar (primeiro nível trófico), tornando-se duas vezes mais fraco à medida que a energia é transferida de um nível trófico para outro superior; 3) a medida que a energia é transferida de um nível para outro, as predições das interações ascendentes decrescem; 4) as interações descendentes (“Top down”), que partem do topo para o início da cadeia, são mais fortes na vizinhança do último nível, mas enfraquece quando se aproxima do primeiro nível trófico; 5) a variabilidade que ocorre na linha ascendente pode ser explicada pelas forças exercidas pela linha descendente na teia alimentar.

Sendo assim, de acordo com VANNI (1986), os peixes podem exercer controle nas comunidades planctônicas de duas formas: diretamente, através

da interação predador presa, ou indiretamente, através da ingestão e excreção de nutrientes .

Para testar a hipótese, TURNER & MITTELBACH (1990) propuseram um delineamento experimental em pequenos tanques que já continham a presença de um planctófago facultativo (*Lepomis macrochirus*). Os autores manipularam a presença ou não de peixes piscívoros, o “Largemouth bass” (*Micropterus salmoides*), no tanque e examinaram o efeito indireto deste peixe sobre o zooplâncton e na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Observou-se que, na ausência do peixe, cladóceros dos gêneros *Daphnia* e *Ceriodaphnia* dominavam a comunidade em cerca de 97%. Na presença do peixe, *Daphnia* e *Ceriodaphnia* foram rapidamente eliminadas e substituídas por pequenos cladóceros, como *Bosmina longirostris* e *Chydorus sphaericus*, e também por várias espécies de Rotífera. Neste caso, as concentrações de clorofila a também foram significativamente altas para os tratamentos com *Daphnia* e *Ceriodaphnia*. No viveiro sem peixe, porém, com grande desenvolvimento de *Daphnia*, ocorreu a redução de clorofila a devido ao fato de que *Daphnia* “filtra” com maior intensidade sobre o fitoplâncton do que os cladóceros de menor porte. Neste experimento, o maior efeito produzido pelos peixes foi a redução da intensidade de filtração devido à remoção dos grandes cladóceros.

O conceito da interação entre peixes e ambiente tem sido também empregado com o intuito de diminuir o grau de eutrofização dos lagos, uma vez que o enriquecimento da água contribui para o crescimento excessivo do fitoplâncton, reduzindo a penetração de luz, causando quedas de oxigênio e mortalidade de peixes, além de provocar mau odor na água.

Atualmente os pesquisadores têm concentrado seus esforços na possibilidade de controlar o processo de eutrofização através dos peixes filtradores. KAJAK *et al.* (1977), trabalhando com uma população de carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*), verificaram que houve uma redução de 4,5 vezes na biomassa média do fitoplâncton do lago, reduzindo as

densidades de Cyanophyta e promovendo o desenvolvimento de dinoflagelados e de nanofitoplâncton.

Verifica-se, portanto, que as interações entre os peixes e os organismos que lhes servem de alimento são consideradas de grande importância em sistemas de viveiros de piscicultura e, desta forma, o melhor meio de maximizar a produção em viveiros é a associação de peixes de diferentes hábitos alimentares, de forma a aproveitar efetivamente o alimento natural disponível (HEPHER *et al.*, 1989) e diminuir o impacto ambiental gerado pelo efluente dos viveiros. NASCIMENTO (1994), por exemplo, mostrou que um sistema de piscicultura realmente gera impacto devido à descarga de nutrientes eliminadas de dentro dos viveiros para o meio externo.

Uma maneira de reduzir o impacto ambiental com a manutenção do nível de produção estável seria o planejamento adequado do manejo, utilizando-se principalmente as interações ecológicas entre o peixe e seu ambiente.

Em policultura podem-se observar dois tipos de interações: entre peixe-peixe e peixe-ambiente. A primeira é denominada de sinergismo e a segunda, interação de antagonismo (MILSTEIN, 1992). É chamado de sinergismo o conjunto de interações positivas entre as espécies, isto é, o crescimento e o rendimento de algumas espécies poderá ser bem melhor na presença de outras do que criadas em monocultura. A carpa comum, por exemplo, terá um rendimento bem melhor se consorciada com a carpa prateada do que quando criada em monocultura (HEPHER, 1988). As interações sinérgicas entre os peixes estão baseadas em dois processos interrelacionados: a melhoria dos recursos alimentares disponíveis e a melhoria das condições ambientais.

O exemplo de interação sinérgica descrito a seguir foi apresentado por MILSTEIN (1992): os restos fecais depositados pela carpa prateada, ricos em fitoplâncton parcialmente digerido, podem ser ingeridos pela carpa comum, que não tem condições fisiológicas para ingerir o fitoplâncton diretamente. Por outro lado, ao revirar o lodo do fundo do viveiro, a carpa comum promove a

reciclagem dos nutrientes na coluna d'água, colocando-os em suspensão, aumentando com isso a produtividade primária do fitoplâncton, que por sua vez servirá de alimento à carpa prateada.

De acordo com o habitat, as espécies criadas em regime de policultura podem ser divididas em espécies de superfícies, do nécton e bentônicas e geralmente as espécies de superfícies alimentam-se de organismos planctônicos (carpa cabeça grande). As comunidades do nécton são compostas principalmente de herbívoros (carpa capim) e os peixes bentônicos possuem um comportamento alimentar do tipo iliófago, alimentando-se no lodo do fundo do viveiro, em busca de pequenos gastrópodes, insetos, larvas, algas bentônicas e de outros organismos que vivem enterrados no barro.

HAO-REN (1981) apresenta um elenco de espécies e suas possíveis interações sinérgicas para a China, embora a maioria das espécies, constituídas pelo grupo das carpas, seja utilizada mundialmente em piscicultura. Uma série de outras combinações é sugerida por outros pesquisadores, como a combinação baseada no consórcio de tilápias, carpas, "bass" e tainha, apresentada por MILSTEIN (1992). Deve-se considerar ainda que nos viveiros, reservatórios artificiais, o funcionamento é regulado pelas variáveis físicas, químicas e biológicas e, além destes fatores, o fluxo de entrada e saída de água pode ser também de fundamental importância na determinação das flutuações que ocorrem nas populações planctônicas. Além disso, as irregularidades no regime hidrológico poderão acarretar uma taxa de renovação elevada, possibilitando diferentes formas de adaptação e habilidade na manutenção das populações. De acordo com MARGALEF (1968), como consequência dessas irregularidades, a biomassa do zooplâncton tende a ser menor e de composição mais pobre nas represas, quando comparadas com os sistemas lacustres naturais.

De outra forma, o efeito antagônico traduz-se pelo desequilíbrio que ocorre no ambiente quando as interações não estão balanceadas. Neste caso, o sistema é afetado pelo nível trófico que está em desequilíbrio. O viveiro que

detém uma densidade de carpa prateada além do nível de suporte consorciado com a carpa comum apresenta um florescimento maléfico de fitoplâncton. Este estado de enriquecimento é denominado de Ichtyo-eutrofização. Além disso a carpa prateada influencia o crescimento de outras espécies de peixes através da competição por alimentos. De acordo com MILSTEIN (1992), uma densidade superior a 4000 carpas prateadas/ha em sistemas de policultura pode acarretar um aumento na densidade do fitoplâncton, do zooplâncton e da biomassa bentônica mas, por outro lado, promove o decréscimo na produção de peixes. Em sistemas de policultura com densidades elevadas de carpa prateada, independente do tratamento aplicado, isto é, independente da suplementação alimentar ou da fertilização do viveiro, o crescimento das outras espécies consorciadas é inibido.

Um outro fator antagônico muito importante em viveiros é a interferência das espécies consorciadas na reprodução das mesmas, como é o caso da carpa comum e do “bluegill”. A carpa comum ao revolver o fundo do viveiro em busca de alimentos, pode cobrir os ovos do “bluegill” e matá-los. Uma densidade elevada de tilápias no viveiro, consorciada com o “Largemouth bass” leva à competição por locais de construção dos ninhos, o que leva o “bass” a reter seus ovos nos ovários ao invés de desová-los.

Um outro efeito adverso ocorre quando o estoque de carpa capim é elevado. As carpas alimentam-se das macrófitas, eliminando-as de forma acelerada. Simultaneamente há um aumento de nutrientes na água, o que resulta no florescimento do fitoplâncton, principalmente de cianofíceas.

Os efeitos antagônicos podem ser evitados através do manejo adequado das espécies no viveiros. A estocagem de espécies que possuem diferentes nichos ecológicos e que não competem pelos mesmos recursos deve ser encorajada. Contudo a técnica da policultura é apropriada para sistemas de baixo valor comercial, quando não há disponibilidade de ração de boa qualidade e também quando a piscigranja é limitada pelo preço de mão de obra, preço da terra e fornecimento de água de boa qualidade.

Em represas, também verificou-se que o sucesso de determinadas espécies pode estar relacionado com os fatores hidrodinâmicos, tais como movimento da água, velocidade de corrente, vazão vertida e turbinada. Na represa de Barra Bonita-SP, por exemplo, com a abertura dos vertedouros ocorreu a diminuição da comunidade fitoplanctônica. Esta diminuição foi atribuída ao estresse fisiológico resultante da submissão das células a diferentes fluxos de correntes e turbulências, assim como à deficiência do fósforo que foi perdido em razão dos fluxos (ARANHA, 1990).

Dentre os fatores responsáveis pela adaptação das espécies nestes tipos de ambientes, o tempo de residência da água é seguramente um dos mais importantes por permitir a fixação de populações planctônicas com diferentes potenciais de reprodução (FONSECA, 1990).

Tem-se verificado, em muitos estudos, que o tempo de residência curto propicia o desenvolvimento de espécies com rápida taxa de reprodução. No reservatório do Lobo, em São Carlos-SP, cujo tempo de retenção é de aproximadamente 20 dias, os rotíferos foram os grupos predominantes (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 1986). No reservatório de Jacaré-Pepira, os rotíferos também predominaram, sendo que este aspecto foi relacionado com o tempo de retenção (CLARO, 1981). De forma contrária, o tempo de residência longo possibilita a ocupação de espécies com características de ambientes lênticos, como é o caso do reservatório de Barra Bonita, cujo tempo de residência varia de 30 dias a 6 meses. Os principais componentes do plâncton nesta represa são os copépodos, principalmente Cyclopoida (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1990).

Segundo FONSECA *op. cit.*, a variabilidade do tempo de residência e a vazão podem estar relacionados com as estratégias r-k dos organismos. O tempo de residência curto provavelmente possibilita bom desenvolvimento de grande número de organismos de células pequenas com alta taxa de reprodução (estrategistas r) enquanto que o tempo de residência longo

possibilita o acúmulo de biomassa e o estabelecimento de populações mais estáveis e com células maiores, formando aglomerados (estrategistas k).

Entretanto, REYNOLDS (1988) atualizou os conceitos de estratégias de sobrevivência para a comunidade do fitoplâncton. Sob este conceito o fitoplâncton pode ser dividido em três grupos de organismos, com estratégias distintas e não auto excludentes: competidores (C), espécies ruderais (R) e estresse tolerantes (S)

Segundo MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (1990), sob o ponto de vista descrito acima, os reservatórios favorecem o desenvolvimento de espécies oportunistas, razão pela qual os rotíferos dominam sobre outros grupos de zooplâncton nesses ambientes. Em lagos fechados, as condições estáveis permitem um melhor desenvolvimento de outros organismos e desfavorece as espécies oportunistas.

Tratando-se de um efeito hidrodinâmico, o fluxo horizontal pode ser considerado o responsável pelo arraste dos organismos para fora do sistema, principalmente daqueles que vivem na superfície, tais como as algas cianofíceas. Além disso, de acordo com a intensidade da vazão, muitas células soltam-se, provocando quebras nas colônias. Esta pode ser uma via de escoamento do sistema para fora, diminuindo a disponibilidade e colaborando, desta forma, para a diminuição da produção primária (GAVILÁN-DIAS, 1991).

É importante mencionar ainda que os fatores físicos e químicos são alterados de acordo com o tempo de residência da água nos reservatórios. O maior valor de condutividade e a maior variação sazonal do pH no reservatório de Barra Bonita, por exemplo, coincidiu com o maior tempo de residência (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1990), mostrando que as variações dos íons no meio ambiente também sofrem o efeito do fluxo de entrada e saída de água.

De acordo com BOYD (1982), comportamento semelhante ocorre em viveiros de piscicultura com relação aos nutrientes. O fluxo de entrada e saída

de água, quando intenso torna-se responsável pela remoção do excesso de nutrientes e outros materiais dos viveiros. Sendo assim, o maior benefício de se manipular adequadamente o fluxo de água está relacionado com a qualidade de água (LAWSON *et al.* 1983), melhorando principalmente a concentração de oxigênio dissolvido, diluindo os produtos de excreção ou excessivas florações de algas e introduzindo novos organismos alimentares ao corpo d'água (ALLAN & MAGUIRE, 1993 *apud* SIPAÚBA-TAVARES & MORENO, 1994).

Deve-se considerar também que os viveiros de piscicultura são ecossistemas semi-abertos e que funcionam a partir da quantidade da biomassa de peixes neles estocadas. A combinação dessa biomassa com outros fatores pode influenciar os processos ecológicos internos destes ecossistemas. Por ser semi-aberto, dependendo do manejo, a exportação das cargas dos seus efluentes pode alterar totalmente os processos ecológicos do corpo receptor, causando o impacto ambiental. Estes impactos afetam, dentre outros, a biodiversidade e a qualidade da água.

Portanto, a biomassa dos peixes integrada ao manejo dos viveiros, define a concentração de nutrientes não somente na água mas também no sedimento, no qual grandes quantidade destes ficam acumulados. COSTA NETO (1990), por exemplo, encontrou uma média de $6,5 \text{ mg/m}^2$ de fósforo no sedimento dos viveiros da área C do CEPTA/IBAMA, mostrando que parte do fósforo que entra no sistema precipita-se para o fundo, mas outra parte é lançada ao corpo hídrico receptor.

Sendo os viveiros corpos d'água de pequena profundidade, o fluxo contínuo de água, a ação do vento e a precipitação promovem freqüentemente uma circulação da água, transformando os viveiros em ecossistemas dinâmicos. Deste modo, algumas variáveis limnológicas tendem a flutuar ciclicamente ao longo do dia, resultando em um balanço contínuo entre os processos fotossintéticos e respiratórios das comunidades aquáticas (SIPAÚBA-TAVARES, *et al.*, 1994). Portanto, a qualidade de água, por ser

um fator limitante desde a eclosão dos ovos até o processo de engorda dos peixes, necessita ser monitorada criteriosamente. Assim, trabalhos focalizando o fluxo contínuo de água dos viveiros de piscicultura poderão contribuir para aprimorar as técnicas de cultivo.

No entanto, as pesquisas desenvolvidas em piscicultura demonstram, em sua maioria, uma preocupação maior com a produção de peixes para o abastecimento de mercado, faltando uma maior atenção na interação peixe-ambiente, ou seja, um melhor conhecimento das características ecológicas dos sistemas que são empregados na criação de peixes.

Os estudos mais recentes no Brasil sobre ecologia de viveiros são atribuídos a CASTAGNOLLI *et al.* (1986), COSTA-NETO (1990), MATHEUS (1993), SIPAÚBA-TAVARES (1995), SENHORINI (1995), ELER (1996) e SAMPAIO (1996), PEREIRA (1998) e COLARES DE MELO (1990). Estes estudos ainda não são suficientes para esclarecer as muitas questões que são levantadas nas reuniões técnicas dirigidas ao setor de piscicultura. Várias indagações ainda estão sem respostas e, neste sentido, este trabalho procura discutir alguns pontos no que se refere à influência entre a densidade de estocagem e o fluxo contínuo de água nas características limnológicas de viveiros e do efluente produzido.

Aliado ao ponto de vista do funcionamento ecológico dos viveiros, procurou-se mostrar as interações negativas e positivas dos impactos gerados por sistemas de criação de peixes e compará-los com a legislação vigente no país (Resolução CONAMA 20 de 1986, Lei 9433,1997). Além disso, em breve discussão, buscou-se inserir a piscicultura no conceito de desenvolvimento viável no gerenciamento de bacias hidrográficas. Esse conceito sustenta o ponto de vista do "ECODESENVOLVIMENTO", em busca da sustentabilidade econômica, social, ecológica, espacial e cultural (ARANA,1999).

2. OBJETIVOS PROPOSTOS

Os objetivos propostos neste trabalho são:

- a) Avaliar a influência da densidade de estocagem de peixes e do fluxo diferenciado de entrada e saída de água em viveiros de piscicultura:
 - nas características físicas e químicas da água
 - na estrutura (composição e densidade), biomassa, sucessão e diversidade de espécies da comunidades de fitoplâncton.
 - na composição e densidade da comunidade de zooplâncton (considerando-se apenas Cladocera, Copepoda e Rotifera).

- b) Avaliar o balanço de entrada e saída de materiais em viveiros enfatizando:
 - a concentração de nutrientes.
 - a comunidade planctônica
 - a concentração de material em suspensão e clorofila **a**.

- c) Quantificar os impactos da atividade da piscicultura nos recursos hídricos, demonstrando suas interações positivas e negativas com o ambiente e seus efeitos nos corpos adjacentes.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

3.1. Área de estudo

O trabalho experimental foi realizado no Centro de Pesquisa de Peixes Tropicais (CEPTA/IBAMA), localizado em Pirassununga, SP, a 21° 55' 35" de latitude Sul e 47° 30' de longitude Oeste, a aproximadamente 575 m acima do nível do mar, a margem do rio Mogi-Guassu, próximo à Cachoeira de Emas, sendo o Córrego da Barrinha o principal tributário da Represa Velha, responsável pelo abastecimento dos viveiros. Na área da nascente, o córrego sofreu retificação através da construção de vários canais artificiais, com o objetivo de melhorar a distribuição de água e tornar a área agricultável. A extensão do córrego é de 3.217 m, da nascente até desembocar na Represa Velha (NASCIMENTO, 1994).

De acordo com KLEEREKOPER (1941), essa represa foi construída no final da década de 30, tendo a água alcançado o nível atual em fevereiro de 1940. A barragem de 300 m de comprimento foi feita com terra represando a água de três riachos.

A superfície aproximada da Represa Velha é de 5 ha e possui um sistema de comporta que permite seu esvaziamento total. A Represa Velha é atualmente responsável por grande parte do abastecimento dos tanques, viveiros e laboratórios do CEPTA, onde a água é utilizada em experimentos de pesquisa e em criação de peixes, sendo o efluente dessa atividade despejado no rio Mogi-Guassu. A foto 1 mostra a vista aérea do CEPTA/IBAMA, mostrando as duas represas e as instalações de viveiros.

De acordo com NASCIMENTO (1994), há uma variação espacial e temporal (período da seca e período chuvoso) nas variáveis físicas e químicas da água do córrego. As medidas da condutividade elétrica ao longo do córrego

Foto 1- Vista aérea do Centro de Pesquisa de Peixes Tropicais (CEPTA/IBAMA), mostrando suas instalações, a represa Velha e os sistemas de viveiros .

mostraram tendência geral de aumento no sentido nascente/jusante (mínima de $8 \mu\text{S}/\text{cm}$ e máxima de $40 \mu\text{S}/\text{cm}$). As medidas de pH mostraram que o córrego apresenta caráter ácido (variando de 3,9 a 5,7), constatando-se também uma elevada concentração de nitrogênio total na nascente, na época das chuvas ($633,30 \mu\text{g}/\text{l}$). Já em relação ao fósforo total, as concentrações foram reduzidas, não apresentando valores suficientes para caracterizar o ambiente como eutrófico. No entanto, dados obtidos por BUFON (1999) e comparados com as resoluções do CONOMA 20 de 1986 (Conselho Nacional de Meio Ambiente), mostram que os teores de fósforo total ($50 \mu\text{g}/\text{l}$) ultrapassam, em dobro, a concentração mínima permitida por lei para um rio de classe 2 ($25 \mu\text{g}/\text{l}$). Segundo o autor, o aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo estão relacionados com o uso e ocupação do solo da microbacia.

Para o desenvolvimento do experimento foram selecionados 5 (cinco) viveiros retangulares, do tipo escavado e com 1% de declividade, cada um contendo uma área de 350 m², com profundidade média de 1 m. Os viveiros são retangulares (4:1), com entrada e saída de água opostas longitudinalmente, abastecidos individualmente através de canaletas de concreto a céu aberto. Os taludes são cobertos com vegetação rasteira, com predominância de gramínea. A saída de água ocorre através de um sistema de monge e o sistema de vedação foi feito com madeira em camada dupla, sendo que o espaço entre as mesmas foi preenchido com argila. Durante todo o experimento a vazão foi vertida. A Figura 1, apresenta um esquema da disposição dos viveiros.

UNIDADE CONSTRUÍDA TOTALMENTE DE TERRA COM PROFUNDIDADE MÉDIA DE 1,50m, SISTEMA DE DRENAGEM EM MONGE DE CONCRETO ARMADO E TALUDE PROTEGIDO POR GRAMA TIPO BATATAIS COM INCLINAÇÃO DE 2:1, LOCALIZADO NA ÁREA C".

LOCAL DE AMOSTRAGEM

- A - CANALETA DE ABASTECIMENTO
- B - INTERIOR
- C - MONGE
- D - CANALETA DE ESCOAMENTO

Figura - 1

Delineamento experimental, distribuição dos viveiros e dos pontos de amostragem.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Delineamento experimental

Para este estudo foi realizado um experimento inteiramente casualizado, delineado para testar a influência dos fatores densidade de estocagem (D) e regime de fluxo contínuo de água (R) na composição e sucessão do plâncton e nas características físicas e químicas da água. Os níveis de densidade de estocagem e do fluxo de entrada e saída de água constam na Tabela 1.

Tabela 1 - Densidade (ind./m³) de estocagem de peixes (*Brycon cephalus*) e flutuação do fluxo contínuo de água nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, após a redistribuição dos peixes.

Tratamentos	Fluxos de água (litro/min)				
	T1	T 2	T3	T4	T5
Densidade	3ind/2m ³	3ind/m ³	3ind/m ³	3ind/2m ³	3ind/2m ³
Datas					
05/12/96	60	60	60	60	60
08/12/96	120	120	60	120	60
20/12/96	15	30	120	60	60
27/12/96	23	47	60	87	60
02/01/97	29	59	87	108	60
06/01/97	34	70	108	130	60
10/01/97	46	80	130	173	60
13/01/97	70	120	173	350	60
18/01/97	90	140	350	320	60
19/01/97	105	164	320	382	60
21/01/97	140	219	382	400	60
27/01/97	173	257	400	400	60

Os peixes utilizados nos experimentos são da espécie *Brycon cephalus* (GÜNTER, 1869, o matrinxã), de hábito onívoro. É um peixe reofílico, da família Characidae, que apresenta excelentes condições para criação em cativeiro. Os peixes foram produzidos no CEPTA através da técnica de indução hormonal, tendo sido estocados com peso médio de 400 g (CV = 15%). Como alimento foi utilizada ração peletizada, com 26% de proteína bruta e 2.600 Kcal de energia digerível, estimada por quilograma de ração. O alimento foi fornecido “*adi libitum*” pela manhã e à tarde, a lanço, sete dias por semana.

As amostragens foram efetuadas diariamente durante a fase de enchimento, tendo sido tomadas na canaleta de abastecimento e no interior do viveiro. A partir da segunda semana as amostragens foram efetuadas três vezes por semana (com uma variação de dois a três dias), na canaleta de abastecimento, no meio do viveiro e no monge. Portanto, em cada viveiro foram amostrados dois pontos de coleta (meio e saída), além da entrada (canaleta), considerada igual para todos os viveiros. As coletas foram efetuadas no período de 30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997, entre 8 e 9 horas e 30 minutos, no período da manhã. Os peixes foram introduzidos no dia 12 de dezembro, após o enchimento dos viveiros.

Foi feita um estudo de variação de 24 horas (nictemeral) para as variáveis temperatura e oxigênio dissolvido no dia 09 (início às 8 horas) e 10 (término às 8 horas) de janeiro de 1997. As medidas foram tomadas de 4 em 4 horas.

Os tratamentos utilizados no presente estudo, considerando o fluxo de água e densidade de estocagem, foram:

Tratamento 1: $3\text{ind}/2\text{m}^3/0,1$ litro/min/kg de peixe.

Tratamento 2: $3\text{ind}/\text{m}^3/0,1$ litro/min/kg de peixe.

Tratamento 3: $3\text{ind}/\text{m}^3/0,2$ litro/min/kg de peixe.

Tratamento 4: $3\text{ind}/2\text{m}^3/0,2$ litro/min/kg de peixe

Tratamento 5: $3\text{ind}/2\text{m}^3/60$ litros/min,

Sendo este último tratamento avaliado apenas quanto as características físicas, químicas e biológicas (clorofila), excluindo-se as comunidade planctônicas.

4.2. Variáveis físicas, químicas e biológicas, metodologias utilizadas e análise estatística

As metodologias utilizadas nas amostragens e análises das variáveis físicas, químicas e biológicas são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Sumário da metodologia utilizada para as variáveis físicas, químicas e biológicas da água, no presente estudo.

Variáveis	Método/equipamento	Autor
Temperatura da água	Termistor	YSI model 57 oxygen meter
Oxigênio dissolvido	Oxímetro	YSI model 57 oxygen meter
Condutividade	Condutivímetro	YSI model 33 S-C-T meter
Transparência	Disco de Secchi	
pH	potenciométrica	Fisher pH/T meter 119
Alcalinidade	titulométrica	BOYD (1982)
Dureza	titulométrica	BOYD (1982)
Sistema CO ₂		MacKERETH <i>et al.</i> (1978)
Cálcio	titulométrica	LIND (1985)
Nitrito e Nitrato	espectrofotométrica-colorimétrica	MACKERETH <i>et al.</i> (1978)
Amônia	espectrofotométrica-colorimétrica	KOROLEFF (1976)
Nitrogênio total	espectrofotométrica-colorimétrica	GOLTERMAN <i>et al.</i> (1978)
Fósforo total	espectrofotométrica-colorimétrica	STANDARD METHODS (1985)
Fósforo dissolvido, fosfato inorgânico e silicato reativo	espectrofotométrica-colorimétrica	GOLTERMAN <i>et al.</i> (1978)
Material em suspensão	gravimétrica	WETZEL & LIKENS (1991)
Clorofila a e feofitina	espectrofotométrica-colorimétrica	NUSH (1980), MARKER <i>et al.</i> (1980)
Análise estatística	ANOVA	

4.3. Composição e densidade do fitoplâncton

Para a análise qualitativa do fitoplâncton as amostras foram coletadas em rede de 10 e 30 μm , em sistema de arrasto na região limnética dos viveiros (20 arrastos), sendo também coletadas amostras de forma integrada no monge (20 litros de água), as quais foram analisadas vivas e posteriormente preservadas com formol a 4%. A identificação foi feita em microscópio binocular da marca Zeiss, tipo AXIOSKOP, equipado com contraste de fase e câmara-clara dotada de “zoom” e filtros (com aumento máximo de 2560). Os exemplares identificados foram desenhados e microfotografados (filme da marca T-MAX, preto e branco, asa 100, regulado no microscópio para asa 50).

Com a finalidade de se obter uma informação mais segura sobre a variabilidade métrica dos taxa encontrados foram tomadas medidas de largura e comprimento celular, usando-se informações obtidas através de medidas efetuadas em cerca de 30 indivíduos de cada táxon, sendo também da distribuição normal usando o programa computacional SYSTAT 5.01.

Para classificação e identificação das espécies pertencentes à divisão Cyanophyta foi empregado o sistema de classificação de ANAGNOSTIDES & KOMÁREK (1985; 1988; 1990) e KOMÁREK & ANAGNOSTIDES (1986; 1989). Para caracterização, delimitação e classificação das espécies encontradas nas demais divisões nos viveiros, foi utilizado o sistema de classificação proposto por BOURRELLY (1972). Além destes textos foram empregadas bibliografias especializadas, produzidas no Brasil, principalmente as do Estado de São Paulo, bem como outras a nível mundial.

A análise quantitativa do fitoplâncton seguiu o método de sedimentação de UTHERMÖHL (1958), utilizando-se o microscópio invertido (ZEISS). As amostras, para esta análise, foram coletadas com auxílio de um balde graduado de 10 litros (a meia água), tendo sido tomada uma alíquota de 100 ml e fixada com formol a 4% para posterior análise

O número de campos contados foi determinado em função da densidade de organismos, enumerando-se pelo menos 100 organismos para os gêneros mais abundantes. Quanto ao critério de contagem foi considerado como indivíduo:

- organismos unicelulares
- células de diatomáceas filamentosas
 - colônias de clorofíceas
 - colônias de cianofíceas com formas definidas
- células soltas de *Microcystis* e fragmentos de *Anabaena*
- filamentos de cianofíceas

O número de indivíduos por volume será calculado segundo WETZEL & LIKENS (1991)

$$N = \frac{n.A}{a.V}$$

onde:

N = número de indivíduos (org/l)

n = número de indivíduos contados

A = área total do fundo da câmara de sedimentação (mm²)

a = área contada (mm²)

V = volume da câmara de sedimentação utilizada

A unidade fundamental da contagem considerada foi o campo do microscópio, com superfície circular definida por:

$$S = \pi . r^2$$

onde r é o raio do campo medido por lâmina micrométrica.

A área contada (a) foi dada em função da densidade apresentada em cada amostra, sendo esta área igual a:

$$a = X \cdot S$$

onde X é o número de campos contados e S é a área do campo do microscópio.

O valor da área da câmara (A) também foi dado em função de uma superfície circular definida por:

$$A = \pi \cdot r^2$$

Onde:

r representa o raio medido com lâmina micrométrica.

4.4. Composição e densidade do Zooplâncton

No presente estudo foi considerada apenas a composição e densidade em nível de Cladocera, Copepoda e Rotifera, não efetuando-se a análise em nível de gênero ou espécie, uma vez que optou-se em um estudo mais minucioso somente para a comunidade do fitoplâncton. Neste caso, a avaliação da comunidade de zooplâncton estabelecer-se-á através da relação fitoplâncton X zooplâncton X peixe.

Para a determinação qualitativa e quantitativa da comunidade de zooplâncton, as amostras foram coletadas com balde graduado, com 10 litros de capacidade, filtrando-se um volume total de 20 litros em rede de plâncton de 30 μ m de abertura de malha. O material filtrado foi colocado em frascos de vidro, fixado com solução de formol a 4 % e 6 % de açúcar, a qual apresenta uma concentração ideal para evitar perda de ovos (HANEY & HALL, 1973).

Para Copepoda e Cladocera a contagem do número de organismos foi feita com o auxílio de uma câmara de contagem de acrílico, com campos quadrados, sob o estereomicroscópio Zeiss (com aumento de 50 vezes), considerando-se sub-amostras ou amostra total de acordo com a densidade dos

organismos. Para os rotíferos a contagem foi feita em câmara de Sedgwick-Rafter. Os cálculos de densidade foram expressos em número de indivíduos por litro.

4.5. Análise dos dados biológicos

4.5.1. Frequência das espécies da comunidade de fitoplâncton

A frequência das espécies foi expressa em porcentagem como sendo a relação entre a ocorrência dos diferentes taxa e o número total de amostra. Segundo o critério de GOMES (1989) os taxa são considerados constantes quando a frequência (F) for maior que 50 %; comuns quando $10 < F < 50$ % e raras quando F for menor que 10 %. A equação abaixo foi utilizada para o cálculo de frequência:

$$F = \frac{pa}{p} . 100$$

onde: Pa = número de amostras da espécie a que está presente;

P = número total de amostras analisadas.

4.5.2. Abundância e dominância de espécies da comunidade de fitoplâncton

Para a análise de dominância (D) e abundância (A) de espécies foi utilizado o critério de LÔBO & LEITGHTON (1986). Segundo estes autores são considerados abundantes os taxa cuja a ocorrência numérica for maior do que o valor médio do número total de indivíduos dos taxa presentes na amostra. Foram considerados dominantes (D) as espécies cuja ocorrência numérica foi superior a 50% do número total de indivíduos presentes na amostra.

4.5.3. Análise da diversidade de espécies de fitoplâncton

Foi empregado o índice de Shannon-Weaver, descrito em ODUM (1983), para os cálculos de diversidade de espécies na comunidade fitoplâncton, com o intuito de comparar os viveiros entre si. Utilizando-se a equação:

$$H = \sum \frac{n_i}{N} \log \frac{n_i}{N}$$

onde:

n_i = valor da importância de cada espécie

N = total dos valores de importância, sendo os resultados expressos em bits/indivíduo.

4.6. Balanço de entrada e saída de materiais nos viveiros de piscicultura

Para estimar o balanço de massa foram calculadas as cargas de entrada e saída de materiais, a taxa de sedimentação bruta e líquida e a taxa de ressuspensão dos materiais nos viveiros.

O modelo proposto para os cálculos das cargas de entrada e de saída dos viveiros foi o seguinte (VOLLENWEIDER, 1988):

$$L \text{ (kg/tempo)} = [c] \cdot Q_d \cdot \Delta t;$$

Onde:

L = carga de materiais (kg/tempo)

$[C]$ = média da concentração da substância, baseada em observações por um período de tempo (mg/m^3).

Q_d = vazão observada simultaneamente à concentração (litros/tempo).

Δt = intervalos de tempo entre as observações (horas, dia, ano)

A taxa bruta de sedimentação dos materiais foi avaliada através de câmaras de sedimentação de 2 litros, incubadas nos viveiros por um período de 24 horas, seguindo-se o método descrito por LEITE (1998) e calculada de acordo com EDMONDSON & WINBERG (1972):

$$T_{sb} = (C \cdot v \cdot n \cdot A) / a_c$$

onde:

T_{sb} - taxa bruta de sedimentação;

C - concentração na câmara de sedimentação após 24 horas;

v - volume da câmara de sedimentação;

a - área da abertura da câmara de sedimentação;

n - número de dias;

A - área do viveiro

A taxa de sedimentação líquida foi determinada de acordo com o balanço de massa, segundo VOLLENWEIDER (1988), utilizando-se da seguinte equação:

$$T_{sl} = M_i + C_i - C_s - M_f$$

onde:

T_{sl} - taxa líquida de sedimentação;

M_i - massa no início do período;

C_i - massa de entrada;

C_s - carga de saída;

M_f - massa final.

As taxas de ressuspensão do fósforo, nitrogênio e material em suspensão, foram determinadas subtraindo-se da taxa bruta de sedimentação a taxa líquida de sedimentação, segundo a equação:

$$T_{re} = T_{sb} - T_{sl}$$

onde:

T_{re} - taxa de ressuspensão;

T_{sb} - taxa de sedimentação bruta;

T_{sl} - taxa de sedimentação líquida.

Os balanços de massa para nitrogênio, fósforo e material em suspensão foram determinados através das diferenças das estimativas de entrada e saída destas espécies nos viveiros, sendo proposto um modelo estático de massa de fósforo total e nitrogênio total. O modelo contém informações sobre os principais fluxos e estoques nos viveiros, em geral, com uma representatividade estimada (onde não foi possível quantificar a retenção de nitrogênio e fósforo na carcaça dos peixes em experimento). Este modelo é importante porque permite comparar a qualidade de água nos viveiros além de colaborar nas tomadas de decisões de manejo.

5. RESULTADOS

5.1. Análise espacial e temporal das características físicas, químicas e hidrodinâmicas (vazão) dos viveiros de piscicultura.

5.1.1. Vazão

As oscilações da vazão foram determinadas pela forma de manejo dos viveiros, embora a oferta de água no sistema seja função da disponibilidade de água no reservatório, que por sua vez depende da saúde da micro bacia do córrego da Barrinha. A vazão inicial foi 60 l/min (30/11), para todos os viveiros, aumentando para 120 l/min no dia 08 de dezembro nos tratamentos T1, T2 e T4, o que possibilitou que os viveiros atingissem a cota de 120 cm de profundidade média em 12 de dezembro. A partir do dia 19 de dezembro, e em função do manejo diferenciado e determinado pelo suporte do sistema à biomassa de peixes estocada (litros de água por quilograma de peixes por minuto), os valores da vazão foram alterados, exceto para o tratamento 5, no qual o fluxo de água foi constante. As oscilações da vazão são mostradas na Figura 2

Figura 2- Variação temporal na vazão de água nos viveiros de piscicultura para os tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5.

5.1.2. Temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade e transparência da água nos viveiros de piscicultura

O estudo dos fatores físicos e químicos em ambientes aquáticos é de grande importância devido a sua influência sobre os processos metabólicos. Destes fatores, a temperatura está intimamente relacionada com o desenvolvimento dos organismos, as reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e também a outros processos tais como solubilidade dos gases nela dissolvidos. LUCAS *et al.* (1988), salientaram que a ocorrência de oscilações de temperatura e concentração de oxigênio dissolvido podem provocar alterações no ambiente, podendo causar a morte de peixes e de outros organismos aquáticos em viveiros de piscicultura.

De acordo com HOFF & WESTMAN (1988), o principal fator que afeta o metabolismo dos peixes é a temperatura. BRET (*apud* FERRAZ DE LIMA *et al.*, 1988), demonstrou que existe uma relação direta entre o índice de crescimento específico desses animais e a temperatura da água. Assim, ela é considerada fator ecológico importante, ligado ao crescimento dos peixes.

Nas tabelas 3, 4, 5, 6 e 7 (em anexo) encontram-se as medidas de temperatura nos viveiros durante todo o período do experimento, sendo que na figura 3 estão apresentadas a variação temporal e espacial da temperatura nos cinco tratamentos. Os resultados da análise estatística (teste de ANOVA) encontram-se na tabela a₁, verificando-se diferenças significativas entre os tratamentos. O teste de Tukey (tabela a₂) permite afirmar que a média do ponto 1 (canaleta) diferiu significativamente dos tratamentos 3 e 4. A maior temperatura foi medida na canaleta, no dia 30 de novembro. A temperatura média na canaleta foi 24,99°C e as médias atingidas nos tratamentos foram 26,8 °C (T1); 26,8 °C (T2), 26,4°C (T3), 26,6°C (T4) e 26,9 °C (T5), verificando-se que o tratamento 4 (viveiro C14) foi o que apresentou maior homogeneidade entre o compartimento de entrada, meio e saída de água.

A temperatura elevada observada na canaleta (32°C) pode estar relacionada com a baixa vazão, da lâmina d'água que percorria a canaleta tinha aproximadamente 10 cm de altura. A estrutura da canaleta é de concreto e a mesma permanece a céu aberto. Com a chegada da estação chuvosa foi observada uma queda de temperatura na canaleta.

Na tabela 8 também estão apresentados os perfis de temperatura da água obtidos durante a variação diurna da temperatura realizada entre 9 e 10 de dezembro de 1996. Verifica-se que, embora vários trabalhos demonstrem a ocorrência de estratificação em viveiros (COSTA-NETO, 1990; MELO et al., 1988; RIMON & SHILO, 1982), tal fato não foi observado durante a realização do experimento, que pode ter sido ocasionado pelo fluxo constante de entrada e saída de água, promovendo movimentos e uma homogeneização de toda a coluna d'água. Além disso, deve-se verificar o efeito do vento, que mesmo com baixa intensidade pode promover uma mistura completa na coluna da água devido a pouca profundidade destas instalações (SIPAÚBA-TAVARES & GAGLIANONE, 1993), os valores máximo e mínimos foram 84,76 Km/h e 0,01 km/h respectivamente, obtidos em dezembro/96 e em janeiro/97.

Figura 3 - Variação temporal da temperatura da água (°C) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96 (dia 30), dezembro/96 e janeiro/97

Em relação ao pH os resultados revelam acidez da água, exceto das medidas do nono dia para todos os pontos e do sexto dia para o T2, o que pode ser atribuído à característica do efluente da represa, responsável pelo abastecimento dos viveiros. A média encontrada para todos os tratamentos e em todos os compartimentos foi de 6,2 ($\pm 0,3$). O valor máximo obtido (7,5) foi medido na canaleta. A figura 4 contém as variações dos valores de pH nos cinco tratamentos e as tabelas 3, 4, 5, 6 e 7 mostram os valores obtidos em todos os tratamentos e compartimentos. O teste de ANOVA também mostrou que houve diferença significativa entre as estações de amostragem, de forma semelhante a temperatura. O teste de Tukey permite afirmar que a média do ponto 1 difere significativamente do tratamento 3 e 4. No entanto, as dos tratamentos 3 e 4 não diferem significativamente dos demais tratamentos (Tabelas b_1 e b_2).

Segundo NASCIMENTO (1994), de uma maneira geral, os valores de pH registrados na microbacia do Barrinha são baixos, inclusive alguns abaixo de 4,0; dando um caráter ácido à água, o que pode estar associado ao pH do solo da região e com a produção de ácido húmico proveniente da decomposição nos terrenos da nascente, constituídos predominantemente de matéria orgânica. O pH do húmus obtido por KLEEREKOPER (1941) foi 4,1 nas turfeiras da cabeceira e no material em decomposição da matéria orgânica ao longo do rio até a represa, o que reforça a posição de NASCIMENTO (*op. cit.*).

O pH torna-se uma das variáveis importantes como indicadoras de qualidade de água. É conhecido que em ambientes mais ácidos a taxa de crescimento dos peixes é bem menor que nos ambientes alcalinos. CAMPBELL (1961 *apud* ALABASTER & LLOYD, 1982), não encontrou uma correlação entre pH e a taxa de crescimento da truta marrom, contudo, concluiu que em alguns lagos ácidos, nos quais foram detectados uma ampla desova, a lenta taxa de crescimento das larvas foi devido a disponibilidade de alimentos nestes lagos ser bem inferior do que a dos lagos alcalinos, embora o autor saliente que o melhor crescimento para a truta marrom seja em ambientes com pH igual a 5,4.

De acordo com ALABASTER & LLOYD (1982), a relação entre taxa de crescimento e concentração de íons hidrogeniônicos não está ainda clara.

Possivelmente outros íons presentes tais como sódio, cálcio e cloretos, também exerçam modificações ambientais. O efeito do pH sobre o crescimento de matrinxã ainda não pode ser evidenciado neste trabalho. Sabe-se, porém, que este peixe é originário de águas mais ácidas da Bacia do Amazonas e que se adapta facilmente as condições de pH estáveis, como foi verificado neste experimento.

Figura 4 - Variação temporal do pH nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Foram observadas expressivas diferenças entre os compartimentos e entre os tratamentos, como pode ser visto na figura 5. A canaleta (E) é um compartimento que apresenta características lóticicas e a média de oxigênio dissolvido neste ponto, durante o experimento, foi 8,1 mg/l. O mesmo não foi verificado nos compartimentos meio e saída (monge), onde as médias são bem menores. Em média, a concentração de oxigênio variou de 2,5 mg/l (meio) e 2,3 mg/l (saída) no tratamento T1, 2,1 mg/l (meio) e 1,9 mg/l (saída) no T2-14; 1,9 mg/l (meio) e 1,6 mg/l (saída) no T3; 2,6 mg/l (meio) e 2,4mg/l (saída) no T4 e 5,4 mg/l (meio) e 4,9 mg/l (saída) no T5.

Pela análise de variância há evidências, ao nível de 5% de significância, que existem diferenças significativas entre os pontos de coleta (tabela c₁). Aplicando-se o teste de Tukey (tabela c₂), observa-se que houve diferença significativa entre a média da canaleta e as dos demais tratamentos.

Dos cinco tratamentos o que apresentou a melhor qualidade de água em termos de oxigênio dissolvido foi o T5, o que está relacionado com a baixa densidade de peixe e fluxo de água bem mais elevado que nos outros tratamentos com densidade de estocagem semelhante.

Um outro ponto que também deve ser ressaltado é que as concentrações de oxigênio declinaram após a estocagem de peixes nos viveiros, fato este bem visível na figura 5. Quando são comparadas todas as medidas simultaneamente verifica-se que após, o dia 12 de dezembro, as concentrações de oxigênio dissolvido tenderam ao decréscimo acelerado, atingindo valores próximos a zero.

Para verificar as alterações nictemerais de oxigênio dissolvido e avaliar seus efeitos nas comunidades biológicas, medidas foram obtidas entre 9 e 10 de dezembro de 1996, considerando-se a concentração na entrada e na superfície, meio e fundo em cada viveiro de piscicultura, nos diferentes tratamentos. Os resultados obtidos são apresentados na tabela 9 (em anexo) e na figura 6.

Figura 5 - Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido (mg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Figura 6 - Variação diurna de oxigênio dissolvido (OD) na canaleta e na saída dos tratamentos (T1, T2, T3, T4 e T5), considerando-se as profundidades 0,0 m (superfície), 0,5 m (meio) e 1,2 m (fundo).

Como pode ser observado, a concentração deste gás na canaleta foi bem elevada em todas as amostragens (15, 46 mg OD/l), ocorrendo no período noturno e início da manhã uma ligeira queda nas concentrações.

A figura 6 mostra, ainda, uma redução acentuada das concentrações de oxigênio no período noturno. A menor concentração foi obtida no T-3, que foi 0,62 mg/l, obtida às 2:00 horas, no “fundo” do viveiro. Estas quedas iniciaram-se às 22,00 h e permaneceram até às 6:00 horas. Este mesmo comportamento foi observado por BASILE-MARTINS *et al.* (1972), sendo que esses autores encontraram valores próximos a zero no período de 1:00 e 8:00 h. Este fato pode estar relacionado aos maiores valores de temperatura que são registrados nesta época do ano, bem como ao tratamento empregado. Os maiores valores foram registrados entre as 14:00 e 18:00 h, de forma semelhante ao obtido por BASILE-MARTINS *et al.* (*op. cit.*), que encontraram 12 mgOD/l, entre às 13:00 e 17:00 h.

Comparando-se os tratamentos entre si, verifica-se que o T5 (viveiro C15) foi o que apresentou um melhor resultado em termos de qualidade de água. A menor concentração foi registrada às 8:00 h (5,81mg/l, no fundo) e a maior às 18:00 h (12,22 mg/l, a meia água). Os valores mais reduzidos ocorreram nos tratamentos T2 e T3. Destes dois, o T-3 foi o que apresentou a pior qualidade de água, com uma concentração mínima de 0,66 mg/l (2:00 h) e máxima de 5,01 mg/l (14:00 h).

As diferenças entre a superfície, meio e fundo dos viveiros foram discretas, verificando-se em todos os tratamentos a homogeneidade da coluna d'água. Este aspecto pode estar relacionado com a baixa profundidade dos viveiros (aproximadamente 1,2 m), ao fluxo de entrada e saída de água constante, a circulação da água pela ação do vento e a atividade fotossintética, predominantemente próximo à superfície dos viveiros. Contudo, COSTA NETO (1990), encontrou uma heterogeneidade discreta na primavera e no verão nos viveiros por ele estudados (cerca de 1 mg/l de diferença entre a superfície e o fundo) e no inverno encontrou uma distribuição mais irregular. SAMPAIO (1996), encontrou anoxia no período noturno e no verão, atribuindo este fato às

atividades físicas, químicas e biológicas que estão relacionadas aos teores de oxigênio dissolvido, destacando-se a decomposição de matéria orgânica, oxidação de íons metálicos e a respiração dos organismos aquáticos.

Os valores de condutividade elétrica da água (Tabelas 10, 11, 12, 13, e 14) foram, em geral, baixos na canaleta (10,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em média), sendo mais elevada no meio e na saída dos viveiros. Em média, a saída do T1 apresentou valores mais elevados do que os demais compartimentos e tratamentos (29 $\mu\text{S}/\text{cm}$), enquanto que o “meio” do T5 apresentou, em média, os menores valores obtidos nos compartimentos meio e saída dos viveiros (19,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$). O menor valor medido foi 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, na canaleta, e o maior 35 $\mu\text{S}/\text{cm}$, medido no “meio” e na “saída” do T1. A figura 7 mostra as variações da condutividade elétrica nos três compartimentos dos viveiros e nos cinco tratamentos.

De acordo com análise de variância (tabela d₁), existem evidências, ao nível de 5% de significância, de diferenças entre os pontos de amostragens. O teste de Tukey (tabela d₂) mostra que há diferenças significativas de condutividade elétrica da água, com uma média elevada no ponto 3 (T1). Não houve diferenças significativas entre os tratamentos 1 e 2. A canaleta diferiu significativamente de todos os tratamentos, tendo apresentado a média mais baixa (10 $\mu\text{S}/\text{cm}$)

De acordo com MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (1986), em ambientes eutróficos a condutividade elétrica é elevada com valores que variam na faixa de 240,0 a 480,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Mesmo recebendo um aporte de material alóctone muito grande (ração) e autóctone (fezes de peixes, excreção e decomposição de matéria orgânica), os valores encontrados foram muito inferiores aos observados na represa de Barra Bonita, ocorrendo provavelmente um efeito diluidor decorrente do fluxo contínuo e curto tempo de residência e, conseqüentemente, um menor acúmulo de íons.

Este mesmo comportamento foi observado por SIPAÚBA-TAVARES *et al.* (1994), os quais obtiveram uma variação na condutividade elétrica de 26,5 a 37,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (manhã) e 26,0 a 33,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (tarde), sendo que os maiores valores foram obtidos na superfície da água dos viveiros de piscicultura.

Figura 7 - Variação temporal da condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) nos tratamentos T1 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./ $\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./ $\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./ $2\text{m}^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Em relação às medidas de transparência da água (figura 8) na fase do enchimento, verificou-se visibilidade total. Contudo, verifica-se que a tendência foi diminuir de acordo com escala temporal, sendo que o tratamento que apresentou maiores medidas de transparência foram os tratamentos T1, T4 e T5. No 14º dia a tendência foi a de aumento da transparência nos tratamentos T1, T3, T4 e T5, provavelmente em resposta ao fluxo de água. Os valores reduzidos de transparência da água no T2 podem ser atribuídos a uma produção intensa de algas filamentosas e coloniais, além do crescimento do zooplâncton, o que pode ter contribuído para aumentar a turbidez da água. Além disso, os efeitos diretos da precipitação no carreamento de materiais para dentro do sistema também foram observados, uma vez que após cada chuva era observada uma água de coloração barrenta proveniente do rio em direção a entrada dos viveiros, através da canaleta.

Figura 8 - Variação temporal da transparência da água nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe).

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

A alcalinidade da água, que muitas vezes reflete o conteúdo de carbonatos, elementos importantes na produtividade por serem fornecedores de gás carbônico para realização da fotossíntese, apresentou valores mais elevados nos compartimentos do meio e saída de água dos viveiros. Em média, o T1 apresentou os valores mais elevados dentre os tratamentos, que foram 0,66 mEq/l e 0,46 mEq/l, respectivamente no meio e na saída (figura 9). Entretanto, a análise de variância não mostrou diferenças significativas entre os tratamentos (tabela e₁) e o teste de Tukey (Tabela e₂) mostrou que as médias de todos os pontos amostrados nos tratamentos foram semelhantes.

NUÑER & VERANI (1994), estudando viveiros enriquecidos com esterco de galinha curtido, encontraram valores bem inferiores (máximo de 0,15 mEq/l) no verão, enquanto que BASILE-MARTINS *et al.* (1988), encontraram um valor máximo de 0,23 mEq/l. Valores próximos aos obtidos neste trabalho foram encontrados por COSTA-NETO (1990), sendo o maior valor obtido no viveiro D-23 (0,52 mEq/l), no inverno. Este valores encontrados estão, contudo, na faixa que caracterizam as águas moles, menos produtivas que águas duras (BOYD, 1987).

A dureza foi baixa na canaleta, oscilando de 3 a 10 mg CaCO₃/l, enquanto que no meio e na saída de água dos viveiros oscilou de 10 a 21 mg CaCO₃/l (figura 10). O teste de variância (ANOVA- tabela f₁) mostrou que há diferenças significativas entre as estações de coleta (a nível de 5% de significância). Pelo teste de Tukey (tabela f₂), observa-se que as médias da canaleta, T1 e T5 diferiram significativamente, sendo que a maior média obtida foi no T1 (14,83 mg/l de CaCO₃) e a menor na canaleta (6,88 mg/l de CaCO₃).

Com relação ao cálcio os valores obtidos foram relativamente baixos (figura 11), variando de 2 a 14 mg/l. Em média, os menores valores foram encontrados na canaleta (5,1 mg/l) e na saída do T5 (5,0 mg/l), sendo que os maiores valores ocorreram na saída do T2 (7 mg/l). Os testes de ANOVA (tabela g₁) e o de Tukey (tabela g₂) demonstram que não houve diferenças significativas para as médias de cálcio dissolvido na água.

De acordo com o critério de avaliação da dureza utilizado nos Estados Unidos e Canadá, os viveiros experimentais apresentaram um grau de dureza suave ($>50 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$) e possivelmente esta dureza esteja sendo influenciada pela característica do solo da região, que é pobre em carbonatos, e também pelo pH e conteúdo de HCO_3^- , pois quando o pH é menor ou igual a 8,3 a alcalinidade consiste de bicarbonatos (SAMPAIO, 1996).

As tabelas de número 15, 16, 17, 18 e 19 (em anexo) contém os valores obtidos para alcalinidade, dureza e cálcio.

Figura 9 - Variação temporal da alcalinidade da água (mEq/l) nos tratamentos **T1** (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T2** (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T3** (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), **T4** (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e **T5** (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: **E** (entrada de água), **M** (meio) e **S** (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Figura 10 - Variação temporal da dureza (mg/l CaCO_3) nos tratamentos T1 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./ $\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./ $\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./ $2\text{m}^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Figura 11 - Variação temporal da concentração de cálcio (mg/l) nos tratamentos **T1** (3 indv./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T2** (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T3** (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), **T4** (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e **T5** (3 indv./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: **E** (entrada de água), **M** (meio) e **S** (saída de água)*

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97.

5.1.4. Balanço de CO₂ nos viveiros de piscicultura

As concentrações das formas de CO₂ são determinadas através das medidas de pH, alcalinidade, temperatura e condutividade elétrica da água e, conseqüentemente, apresentam concentrações influenciadas por essas variáveis. O conteúdo de bicarbonatos e carbonatos aumentam com o aumento do pH e com a capacidade tampão da água.

As variações dos valores do sistema CO₂ constam nas tabelas 10 a 14 e 20 a 24, sendo também apresentadas nas figuras 12, 13, 14, 15 e 16, as quais mostram a variação temporal e espacial de cada variável em cada tratamento.

No sistema CO₂, as formas HCO₃ e de carbono livre predominaram sobre as demais tanto na entrada como na saída (figura 17 e 18). O teste de variância (tabela h₁ a l₁) mostrou evidências, ao nível de 5%, de diferenças entre os tratamentos e a canaleta em relação ao carbono livre. Contudo, o teste de Tukey (tabelas h₂ a l₂) mostra que apenas a canaleta difere significativamente dos demais pontos de coleta. Os maiores valores foram obtidos no tratamento T2, (29mg/l) e no tratamento T4 (31 mg/l). Resultados semelhantes foram obtidos por COSTA NETO (1990); SIPAÚBA-TAVARES et al. (1994), SIPAÚBA-TAVARES & MORENO (1994) e SAMPAIO (1996). De acordo com BOYD (1990), os sistemas de cultivos, nos quais predominam as formas de bicarbonato, são considerados ideais para o desenvolvimento de culturas de peixes. Os valores de carbonatos foram muito baixos, podendo ser considerados desprezíveis.

Os cinco tratamentos apresentaram um aumento gradativo nas concentrações das formas de carbono, atingindo o pico máximo entre 10 e 24 de dezembro de 1996. Após este período ocorreu um subsequente declínio, com pequenas oscilações, até o término do experimento.

Figura 12 - Variação temporal da concentração de CO_2 total (mg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./ $\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./ $\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./ $2\text{m}^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96 (dia 30), dezembro/96 e janeiro/97

Figura 13 - Variação temporal da concentração de CO₂ livre (mg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96 (dia 30), dezembro/96 e janeiro/97

Figura 14 - Variação temporal da concentração de CO_2 inorgânico (mg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Figura 15 - Variação temporal da concentração de carbonato (mg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96 (dia 30), dezembro/96 e janeiro/97

Figura 16- Variação temporal da concentração de bicarbonato (mg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96 (dia 30), dezembro/96 e janeiro/97

Figura 17 - Distribuição temporal das formas de carbono na **canaleta** e no meio dos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

*datas se referem a de novembro/96, dezembro 96 e janeiro 97

Figura 18 - Distribuição temporal das formas de carbono na **canaleta** e na **saída** dos tratamentos **T1** (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T2** (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T3** (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), **T4** (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e **T5** (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: **E** (entrada de água), **M** (meio) e **S** (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/ 96 , dezembro/96 e janeiro/97

5.1.5. Concentração e distribuição das formas nitrogenadas, fosfatadas e de silicato reativo nos viveiros de piscicultura .

O nitrogênio total representa todas as formas de nitrogênio da água, o que inclui as formas dissolvidas (nitrito, nitrato, íons amônio, uréia), inorgânicas e orgânicas (nitrogênio orgânico dissolvido, aminoácidos e proteínas), podendo ser usado como indicativo da produtividade do sistema.

Os valores das concentrações de nitrogênio orgânico total encontram-se nas Tabelas 25 a 29 (em anexo), sendo que as oscilações destes valores, em cada tratamento, encontram-se na figura 19. Os resultados da análise de variância e do teste de Tukey encontram-se, respectivamente, nas tabelas m_1 e m_2 (em anexo). A concentração média na entrada de cada tratamento foi de 1,79 mg/l, a máxima foi 3,37 mg/l e a mínima 0,33 mg/l.

O teste F (ANOVA) mostrou que houve diferenças significativas entre os pontos de amostragens (canaleta e tratamentos) a nível de 5% e, de acordo com o teste de Tukey, há diferenças significativas entre a saída do T2 e as dos demais tratamentos. É importante, no entanto, salientar que há diferença entre a saída e o meio do tratamento 2, mostrando que a exportação é bem elevada no sistema.

O tratamento 2, dentre todos os tratamentos, foi o que exportou a maior concentração de nitrogênio total (18,1 mg/l), ocorrido no dia 24/12/96. No tratamento 3 foram observados dois picos de nitrogênio orgânico total no compartimento 2 (meio) e apenas um no monge (saída). Ao contrário do T2, a concentração máxima no T3 foi obtida no meio (17,62 mg/l).

Embora os viveiros tenham apresentado as concentrações elevadas de nitrogênio orgânico total no seu interior, deve-se mencionar que os níveis deste na canaleta também foram elevadas, fato este que pode estar relacionado com as cargas de entrada de nutrientes na microbacia do Barrinha. A agricultura é a principal atividade do uso e ocupação do solo na microbacia deste córrego, ocorrendo desmatamento na nascente (circundando a nascente há plantações de algodão), o que resulta na degradação da mata ciliar. Além disso, o experimento

Figura 19 - Variação temporal da concentração de nitrogênio total (mg/l) nos tratamentos **T1** (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T2** (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T3** (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), **T4** (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e **T5** (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: **E** (entrada de água), **M** (meio) e **S** (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96 (dia 30), dezembro/96 e janeiro/97

coincidiu com a safra de cana de açúcar, que vem utilizando insumos agrícolas. Além da cana de açúcar, há também lavouras de laranja e uma mineradora de areia. Estas lavouras ocorrem desde a nascente do córrego da Barrinha até a divisa do CEPTA, onde existe uma mata ciliar que auxilia na atenuação dos impactos sobre o córrego.

Por outro lado, os viveiros de piscicultura estão sujeitos ao tipo de manejo. Em piscicultura intensiva, como neste caso, a carga de ração adicionada diariamente afeta diretamente a concentração dos nutrientes dissolvidos na água. Portanto, os valores altos obtidos neste experimento, podem estar relacionados com a densidade de estocagem e a quantidade de ração, como demonstrado na figura 19, onde verificou-se, claramente, que o aumento do nitrogênio orgânico total, bem como do nitrito, nitrato e amônia (apresentados nas figuras 20, 21 e 22), ocorreram após a introdução de peixes no viveiro.

Embora os resultados aqui determinados estejam altos, a renovação de água influenciou diretamente sobre as concentrações de nitrogênio. SAMPAIO (1996), apresentou valores elevados de nitrogênio orgânico total em seus experimentos, cujo viveiros não tinham sistema de renovação de água (5,51 mg/l; 5,77mg/l e 6,48mg/l).

Os valores determinados das concentrações de nitrato também constam nas tabelas 25 a 29, sendo representadas na figura 20 as concentrações obtidas na entrada, meio e saída dos viveiros. Os resultados da análise de ANOVA e teste de Tukey nas tabelas n_1 e n_2 , respectivamente.

Os valores determinados oscilaram muito no meio do T1, apresentando concentrações mais elevadas (1,07 a 309,41 $\mu\text{g/l}$) e a maior média (91,59 $\mu\text{g/l}$). O teste de Tukey mostrou que a média obtida nesse tratamento diferiu significativamente do tratamento 4 e da canaleta. A concentração média de entrada do viveiro foi baixa (10,43 $\mu\text{g/l}$). A máxima concentração obtida na entrada foi 18,85 $\mu\text{g/l}$ e a mínima 2,42 $\mu\text{g/l}$, comum a todos os tratamentos.

A análise estatística demonstrou que as médias obtidas na canaleta diferiram significativamente do T1, porém não foram observadas diferenças significativas entre as médias dos demais tratamentos.

Figura 20 - Variação temporal da concentração de nitrato ($\mu\text{g/l}$) nos tratamentos **T1** (3 ind./ $2\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), **T2** (3 ind./ $\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), **3** (3 ind./ $\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe), **T4** (3 ind./ $2\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e **5** (3 ind./ $2\text{m}^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: **E** (entrada de água), **M** (meio) e **S** (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Figura 21 - Variação temporal da concentração de nitrito ($\mu\text{g/l}$) nos tratamentos T1 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./ $\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./ $\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./ $2\text{m}^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Figura 22 - Variação temporal da concentração de amônia ($\mu\text{g/l}$) nos tratamentos **T1** (3 ind./ $2\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), **T2** (3 ind./ $\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), **T3** (3 ind./ $\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe), **T4** (3 ind./ $2\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e **T5** (3 ind./ $2\text{m}^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: **E** (entrada de água), **M** (meio) e **S** (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Entretanto, não houve diferenças significativas entre as médias obtidas entre os tratamentos T2, T3, T4 e T5.

A figura 20 mostra que as concentrações de nitrato no meio do tratamento T1 (viveiro C13) foram bem maiores que nos demais tratamentos. A figura também mostra que após a estocagem dos peixes, as mesmas aumentaram em todos os tratamentos. No entanto, em relação a saída, as concentrações foram mais homogêneas, embora o tratamento T1 ainda contribua com valores mais elevados.

No tratamento 2 as concentrações máxima, mínima e média obtidas para o meio foram 85,72; 1,07 e 19,69 $\mu\text{g/l}$ e na saída 81,30; 3,11 e 25,90 $\mu\text{g/l}$, respectivamente. O tratamento T3 apresentou uma variação nas concentrações máximas e mínimas de 82,78 - 0,82 $\mu\text{g/l}$ (meio) e 77,87 - 3,01 $\mu\text{g/l}$ (saída). A média das concentrações para o meio foram 13,14 e para a saída foi 16,77 $\mu\text{g/l}$. No tratamento T4 as máximas foram 83,27 e 71,50 $\mu\text{g/l}$. As mínimas foram 1,11 (meio) e 0,95 $\mu\text{g/l}$ (saída), respectivamente para o meio e saída. A média obtida para o meio foi 18,18, para a saída foi 18,33 $\mu\text{g/l}$. Para o tratamento especial (T5), as concentrações obtidas foram 13,52 (meio) e 17,01 $\mu\text{g/l}$ (saída). As máximas e as mínimas foram 75,42 e 1,32 e 72,97 e 0,44 $\mu\text{g/l}$, respectivamente para o meio e saída.

SAMPAIO (1996), encontrou valores baixos para essa variável nos viveiros da Citrossuco (10 $\mu\text{g/l}$ a 96 $\mu\text{g/l}$). SIPAÚBA-TAVARES & MORENO (1994) encontraram valores entre 10 e 290 $\mu\text{g/l}$ nos viveiros experimentais da UNESP em Jaboticabal e ELER (1996) encontrou uma variação de 32,83 a 102,52 $\mu\text{g/l}$ de nitrato em dois viveiros da área C, no CEPTA. De acordo com PÁDUA (1993), o teor de nitrato recomendado para um viveiro de piscicultura pode ser até de 10 mg/l . Portanto, os resultados obtidos neste experimento estão bem abaixo do que os recomendados pela literatura.

As concentrações de nitrito, cujos valores constam nas tabelas 25 a 29, na entrada dos viveiros, foram relativamente baixas (figura 21). As concentrações

máxima e mínima foram 7,86 e 2,20 $\mu\text{g/l}$, respectivamente. A concentração média obtida foi 3,66 $\mu\text{g/l}$.

O padrão de variação da concentração de nitrito no meio e na saída dos viveiros foram semelhantes (figura 22), verificando-se que as concentrações aumentaram após o peixamento. A concentração média no meio foi 4,17 $\mu\text{g/l}$ e na saída 8,4 $\mu\text{g/l}$. A mínima e a máxima foram, respectivamente, 1,75 e 19,8 $\mu\text{g/l}$ no meio e na saída, 2,37 e 20,75 $\mu\text{g/l}$. Os tratamentos T3 e o T5 apresentaram comportamento semelhante ao tratamento T2, isto é, com concentrações mais baixas. Por outro lado os tratamentos T2 e T3 apresentaram concentrações mais elevadas no dia 24/12/96, o que coincide com as concentrações máximas determinadas para as demais formas de nitrogênio nos tratamentos. A média das concentrações para estes dois últimos viveiros foram 6,32 e 2,25 $\mu\text{g/l}$ (meio e saída) e 5,31 e 6,55 $\mu\text{g/l}$ (meio e saída). O teste F (tabela o₁) mostrou que houve diferença significativa entre as médias de cada ponto.

Na tabela o₂ (teste de Tukey), apresentam-se médias ajustadas por quadrados mínimos e as comparações entre as médias de cada ponto. O teste mostrou que a canaleta difere significativamente de todos os pontos, possuindo a menor média (3,61 $\mu\text{g/l}$). A saída do tratamento T1 diferiu significativamente do meio do T4 e de todos os pontos do T5. A diferença entre as médias de entrada e as médias de saída dos tratamentos 1, 2 e 4 foi muito alta, mostrando que estes tratamentos exportam um teor elevado de nitrito por litro de água do efluente.

SAMPAIO (1996) obteve valores bem mais elevados (41 $\mu\text{g/l}$) que os determinados neste trabalho. Contudo, o autor os considera baixos. SIPAÚBA-TAVARES & MORENO (1994) encontraram valores mais baixos (18 $\mu\text{g/l}$).

Outra forma de nitrogênio no sistema é a amônia. A maior fonte de amônia em viveiros é a excreção dos peixes, embora também possa resultar da decomposição da matéria orgânica (AVAUT, 1993 *apud* SIPAÚBA-TAVARES *et al.* 1994). Embora a amônia seja tóxica para a vida aquática, seu grau de toxicidade varia de acordo com o pH e temperatura. De acordo com BOYD (1982), concentrações acima de 0,5 $\mu\text{g/l}$, em ambiente com pH acima de 7, pode

ocasionar a mortalidade dos peixes. BALL (1967) e COLT & TCHOBANOGLOUS (1976 apud SIPAÚBA-TAVARES & MORENO, 1994) observaram que concentrações de amônia entre 0,5 a 3,8 mg/l foram letais para 50 % da população de algumas espécies de peixes de água doce.

Em média, a concentração de amônia na entrada dos viveiros foi de 31,63 µg/l. O valor máximo de entrada (55,78 µg/l) ocorreu no dia 16/01/97. A figura 22 mostra as variações nas concentrações nos tratamentos, sendo que nas tabelas 30 a 34 são apresentados os dados obtidos para cada compartimento, em cada tratamento.

Em linhas gerais, observa-se um aumento gradual em função do tempo e do peixamento. Observando-se o tratamento T2 verifica-se que as concentrações determinadas no meio, nestes últimos dias, foram bem maiores que as da saída. No dia 28 e 30/01/97, por exemplo, a amônia determinada no meio foi 414,10 e 422,82 µg/l, sendo que o exportado foi de 402,08 e 403,94 µg/l, respectivamente. A média foi 89,48 µg/l, obtendo-se uma concentração máxima de 321,59 µg/l e uma mínima de 7,20 µg/l. Na saída do viveiro a média foi de 125,89 µg/l, a máxima 350,26 µg/l e a mínima 15,49 µg/l.

Nos demais tratamentos, as médias obtidas no compartimento meio, no período de enchimento, foram as seguintes: no tratamento T3 a média foi de 98,03 µg/l no meio, no tratamento T4 foi 116,84 µg/l e no T5 foi de 57,42 µg/l. As concentrações na saída, em média, foram altas: 125,86 µg/l no T2; 142,61 µg/l no T3; 147 µg/l no T4 e 74,55 µg/l no T5.

De acordo com o teste F (ANOVA) houve diferenças significativas entre os pontos de coleta (tabela p₁). O teste de Tukey (tabela p₂) demonstrou que a média obtida na canaleta diferiu de todos os pontos. Entretanto, as médias obtidas nos tratamentos 1, 4 e 2 foram muito elevadas. A saída do tratamento 1 apresentou a média mais elevada (194,77 µg/l). O teste mostrou ainda que houve diferença significativa entre os tratamentos T1 e T2; T1 e T5; T2 e T5; T4 e T5. Observando-se o teste de Tukey, verifica-se que houve uma maior concentração de amônia nos viveiros densamente povoados pelos peixes (tratamentos T2 e T3)

naqueles que, embora contivessem uma menor densidade de estocagem, tinham uma baixa taxa de renovação de água, como é o caso do T1. No caso do T1, os altos valores indicam que o fluxo de água interfere na retenção de amônia nos viveiros. De forma surpreendente, o tratamento T2, que detinha uma alta densidade de estocagem e uma baixa vazão, apresentou melhor qualidade de água (tendo a amônia como indicador) do que o T4, o qual foi povoado com a metade da densidade de estocagem que o T2 e que possuía uma alta taxa de renovação (0,2 litros de água/min/Kg de peixe). Possivelmente, outros fatores estiveram influenciando as concentrações de amônia nestes tratamentos.

De forma geral, como foi dito acima, a excreção de amônia pelos peixes é uma das maiores fontes autóctones do sistema. Além deste processo, existe a decomposição de matéria orgânica por bactérias heterotróficas (diretamente de proteínas ou de compostos nitrogenados), sendo que o aumento deste íon nos viveiros pode também ocorrer depois do colapso da população do fitoplâncton. De acordo com KROM *et al.* (1989), a aeração artificial dos viveiros ou o controle do fluxo de água pode evitar os efeitos nocivos deste íon, uma vez que a capacidade tampão dos sistemas de água doce é normalmente baixa em relação a de água salgada. Os autores observaram que durante uma floração de fitoplâncton em viveiros de cultura intensiva, em ambientes marinho aerados artificialmente, a concentração de oxigênio dissolvido reduziu de 16 ppm para menos de 7 ppm após o colapso, reduzindo ainda mais no decorrer do dia para menos de 3 ppm.

LLOYD (1961 *apud* KROM *et al.*, 1989), mostrou que nesta situação a toxicidade do íon amônio aumenta a medida que diminui a concentração de oxigênio dissolvido, tanto em ambientes de água doce como no marinho. As concentrações de amônia obtidas neste experimento são consideradas sub-letais, contudo ocorreu uma grande mortalidade de peixes no tratamento 2. Acredita-se que outros fatores associados, tais como concentrações baixas de oxigênio dissolvido, semelhante à situação apresentada por LLOYD (*op. cit.*), tenham agido de forma sinérgica ou mesmo de forma isolada, contribuindo para esta mortandade.

enquanto que a tabela q_1 apresenta os resultados obtidos para o teste F (ANOVA) e a q_2 para o teste de Tukey.

Como pode ser observado, as concentrações aumentaram no decorrer do tempo em todos os viveiros, verificando-se uma queda acentuada no dia 26/12, no T2 . Entre 25 e 26 de dezembro ocorreu uma grande mortalidade de peixes neste viveiro, sendo necessário alterar o fluxo de entrada de água a fim de possibilitar uma taxa de renovação mais rápida. De acordo com BOYD (1982) o fluxo de entrada de água, quando intenso, torna-se responsável pela remoção do excesso de nutrientes e outros minerais do viveiro. O maior benefício da manipulação adequada do fluxo de água está relacionado com a melhoria da qualidade de água, melhorando principalmente as concentrações de oxigênio dissolvido, diluindo os produtos de excreção e excessivas florações de algas (SIPAÚBA-TAVARES & MORENO, 1994).

A média de concentração no meio do T1 foi 114,49 $\mu\text{g/l}$ e os valores máximo e mínimo foi 20,67 e 291,74 $\mu\text{g/l}$, respectivamente. Como pode ser observado na figura 23, no início do experimento as concentrações foram baixas, porém, com o peixamento verificou-se o crescimento gradativo nas concentrações de fósforo total, sendo este aumento relacionado com as fezes e urina dos peixes e ressuspensão de material do fundo pelo movimento natatório dos peixes, além dos restos de ração que ficam depositados no fundo do viveiro. O viveiro exportou pelo efluente (saída) uma concentração média de 162,15 $\mu\text{g/l}$, uma máxima de 383,41 $\mu\text{g/l}$ e mínima de 24,56 $\mu\text{g/l}$. Deve-se observar que existe uma amplitude de variação alta entre a concentração máxima e mínima obtida.

Figura 23 - Variação temporal da concentração de fosfato total ($\mu\text{g/l}$) nos tratamentos T1 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./ $\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./ $\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./ $2\text{m}^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

$\mu\text{g/l}$) em relação as obtidas no interior do viveiro. As concentrações médias obtidas no tratamento foram $100,93 \mu\text{g/l}$ e $150,23 \mu\text{g/l}$, respectivamente para o meio e para a saída. Da mesma forma que o tratamento anterior, as mesmas mostraram uma amplitude de variação alta entre a máxima e a mínima obtida.

O tratamento T3 apresentou uma média de $110,64 \mu\text{g/l}$ no meio e $121,22 \mu\text{g/l}$ na saída. A concentração máxima, no meio, foi $314,03 \mu\text{g/l}$ e a mínima $10,43 \mu\text{g/l}$, sendo que na saída a concentração máxima obtida foi $240,29 \mu\text{g/l}$. Deve-se enfatizar que este tratamento foi o que apresentou a menor concentração na saída, se comparada ao meio. A figura 23 mostra que este tratamento apresenta padrões aproximados ao do T2, visto que a densidade de peixes em ambos os viveiros é a mesma, diferindo, porém, no fluxo de entrada e saída de água. Isto mostra que mesmo o viveiro sendo povoado com uma alta densidade de peixes, mas mantendo um fluxo constante de renovação elevado, a qualidade de água será bem melhor no viveiro.

O tratamento T4 apresentou uma média de fósforo total de $94,85 \mu\text{g/l}$ no meio e $135,46 \mu\text{g/l}$ na saída. O tratamento 5 foi o que apresentou as menores concentrações médias, tanto no meio como na saída. Estas foram respectivamente $64,57 \mu\text{g/l}$ e $81,72 \mu\text{g/l}$ para o meio e saída. Mesmo as concentrações máximas foram menores que nos demais tratamentos. Estes resultados mostram que o tratamento 5 é o que menos polui o efluente. Não se pode esquecer, porém, que o fluxo de água deste tratamento foi o mais elevado durante todo o experimento, mostrando que parte dos nutrientes que foram carregados com o efluente, poderiam ter sido reciclado dentro do próprio viveiro.

O teste de F (ANOVA) mostrou que realmente existem diferenças significativas entre os pontos de amostragens, portanto, entre os tratamentos. No entanto, o teste de Tukey mostrou que entre T2 e T3 (mesma densidade de estocagem- 3 ind/ m^3) não há diferenças significativas, se tomadas as médias como referência. Da mesma forma, T1 e T4 (mesma densidade de estocagem -3 ind/2m^3) também não apresentaram diferenças significativas entre as médias, levando-se a concluir que a taxa de renovação não influenciou esta variável. No entanto, houveram diferenças significativas entre T2 (3 ind/ m^3) e T1 (ind/2m^3),

O teste de F (ANOVA) mostrou que realmente existem diferenças significativas entre os pontos de amostragens, portanto, entre os tratamentos. No entanto, o teste de Tukey mostrou que entre T2 e T3 (mesma densidade de estocagem- 3 ind/ m³) não há diferenças significativas, se tomadas as médias como referência. Da mesma forma, T1 e T4 (mesma densidade de estocagem -3 ind/2m³) também não apresentaram diferenças significativas entre as médias, levando-se a concluir que a taxa de renovação não influenciou esta variável. No entanto, houveram diferenças significativas entre T2 (3 ind/ m³) e T1 (ind/2m³), entre T2 e T4 (ind/2m³) e entre T2 e T5 (ind/2m³), demonstrando que a densidade de estocagem influenciou esta variável significativamente. O T5 diferenciou significativamente de todos os tratamentos, tendo apresentado as menores médias de concentrações de fósforo total, seguida pela canaleta, que diferenciou de todos os tratamentos.

NUÑER & VERANI (1994), obtiveram uma concentração máxima de 461,4 µg/l em viveiros fertilizados e povoados com 1 ind/m² (curimatá-*Prochilodus scrofa*) e arraçoados diariamente. Porém, os autores salientam que esta concentração máxima coincidiu com uma intensa floração de algas no viveiro. Em geral, os valores foram bem inferiores aos obtidos no presente experimento. SIPAÚBA-TAVARES & MORENO (1994), encontraram valores bem mais altos (0,8 mg/l no período de chuvas e 5,0 mg/l no de seca). Estes autores verificaram que o teor de fósforo na água aumentou com a introdução dos peixes, sendo que este mesmo procedimento ocorreu no presente trabalho.

Em relação ao fosfato total dissolvido (figura 24), verificou-se que os tratamentos apresentaram duas fases distintas, as quais refletem as condições experimentais a que foram submetidas. De acordo com as tabelas 35 a 39, verifica-se que os tratamentos receberam, em média, 20,64 µg/l de fosfato total dissolvido na água, uma entrada relativamente baixa quando comparada com as encontradas no meio dos viveiros e com as que foram exportadas pelo efluente. As menores concentrações em todos os tratamentos foram obtidas na primeira fase do experimento e aumentaram em função do tempo, após o peixamento, a partir do dia 12/12/96.

Figura 24 - Variação temporal da concentração de PO_4 dissolvido ($\mu\text{g/l}$) nos tratamentos T1 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./ $\text{m}^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./ $\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./ $2\text{m}^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./ $2\text{m}^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

É importante salientar que a média de 20,64 µg/l obtida na canaleta está abaixo da concentração máxima permitida por lei (Resolução 20 do CONAMA de 1986), que é 25 µg/l, indicando que a qualidade da água, de acordo com esse parâmetro, é boa para criação de organismos aquáticos, manutenção da biodiversidade e abastecimento urbano. Mas, o efluente produzido pelo sistema de criação ultrapassou o limite permitido: cerca de 11 vezes no T2, cerca de 8 vezes no T1, cerca de 6 vezes no T3, cerca de 4 vezes no T4 e o dobro no T5. De acordo com a nova Política de Gestão de Recursos Hídricos, a atividade que ultrapassar os limites aceitáveis por lei para a manutenção de uma boa qualidade de água, deve tratar e remover o excesso de fósforo do efluente, situação obtida neste experimento.

Pela análise dos dados verificou-se que o tratamento T1 (baixa taxa de renovação de água e baixa estocagem) apresentou uma concentração média de fosfato dissolvido igual a 22,9 µg/l (no meio do viveiro), e exportou 127,2 µg/l. Deve-se observar, porém, que há variações entre as concentrações máxima e mínima no tratamento. No meio do viveiro estas variaram entre 13,37 µg/l e 309,41 µg/l e na saída entre 16,77 µg/l e 263,35 µg/l. O tratamento 4 (alta taxa de renovação de água e baixa estocagem) apresentou uma concentração média de 94,85 µg/l no meio e 135,46 µg/l na saída.

Analisando-se a figura 24, verifica-se que os tratamentos T2 (baixa taxa de renovação de água e alta densidade) e T3 (alta taxa de renovação de água e alta densidade de estocagem) foram os que mostraram as maiores concentrações de fosfato total dissolvido. Contudo, o T2 apresentou sua maior concentração entre o dia 17 e 24/12. Com relação ao T3, este apresentou vários aumentos de concentrações a partir do dia 12 de dezembro, início do peixamento dos viveiros. As concentrações do T2 foram em média, 100,93 µg/l e 150,23 µg/l, respectivamente para o meio e para a saída dos viveiros. Este foi o tratamento que apresentou a maior concentração de fosfato total dissolvido na saída do viveiro (345,86 µg/l), enquanto que o T3 apresentou a menor concentração na saída se comparada ao meio.

O tratamento T5 foi o que apresentou a menor média em termos de concentração de fosfato dissolvido entre todos os tratamentos, tanto no meio quanto na saída (respectivamente 64,57 $\mu\text{g/l}$ e 81,72 $\mu\text{g/l}$). Estes resultados mostram que o tratamento T5 foi o que lançou as concentrações mais reduzidas de fosfato dissolvido no corpo receptor.

As concentrações de fosfato inorgânico estão apresentadas na figura 25 e nas tabelas 35 a 39 (em anexo), podendo-se verificar as variações existentes nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5, do início ao fim do experimento. Em linhas gerais, como pode ser observado, as concentrações aumentaram após a introdução de peixes em todos os tratamentos, indicando que a presença do peixe interfere nas concentrações deste nutriente.

A concentração de fosfato inorgânico que entrou nos viveiros foi em média 10,19 $\mu\text{g/l}$, sendo a concentração máxima 21,30 $\mu\text{g/l}$ e a mínima 3,51 $\mu\text{g/l}$.

Em média, a concentração de fosfato inorgânico no meio do T1 foi 13,57 $\mu\text{g/l}$, a máxima 198,5 $\mu\text{g/l}$ e a mínima 8,69 $\mu\text{g/l}$. Já a máxima exportada foi 259,28 $\mu\text{g/l}$. No tratamento T4 (viveiro C14), com a mesma densidade de peixes, porém com taxa de renovação de água diferente, a concentração média foi de 82,14 $\mu\text{g/l}$ no meio e 112,43 $\mu\text{g/l}$, sendo as máximas, respectivamente, de 231,09 $\mu\text{g/l}$, no meio e 284,32 $\mu\text{g/l}$, na saída. Como pode ser visto, o fluxo de água influenciou nas concentrações desta variável nos dois tratamentos, porém, o tratamento 4 apresentou concentrações levemente superiores ao tratamento T3.

No tratamento T2 a concentração máxima obtida foi 364,34 $\mu\text{g/l}$ (no meio) e a máxima na saída foi 304,25 $\mu\text{g/l}$. Estes são os maiores valores dentre os tratamentos, mostrando que tanto o fluxo de água como a densidade de estocagem influencia a concentração de fosfato inorgânico no viveiro.

No tratamento T5, foi observada a menor concentração média na saída (60,42 $\mu\text{g/l}$) e a segunda menor no meio (45,3 $\mu\text{g/l}$). A variação entre as concentrações máxima e mínima também foram as menores (129,83-10,21 $\mu\text{g/l}$ e 133,43-9,74 $\mu\text{g/l}$).

Figura 25 - Variação temporal da concentração de PO_4 inorgânico ($\mu g/l$) nos tratamentos T1 (3 ind./ $2m^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./ $m^3/0,1$ l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./ $m^3/0,2$ l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./ $2m^3/0,2$ l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./ $2m^3/60$ l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

As concentrações de fosfato inorgânico foram extremamente elevadas quando comparadas com os dados de NUÑER & VERANI (1994), que obtiveram valores de 5,8-39,9 $\mu\text{g/l}$, em viveiros fertilizados com esterco de galinha, mas foram inferiores aos dados obtidos por SAMPAIO (1996), em viveiros que receberam efluentes de uma indústria de suco de laranja (703,0 $\mu\text{g/l}$). Este autor observou que no viveiro controle (sem peixe) os teores de fósforo inorgânico eram superiores aos demais tratamentos.

De acordo com SAMPAIO (*op. cit.*) a ausência dos peixes influenciou a concentração desta variável no viveiro, porque os peixes, ao fazerem parte do segundo e terceiro nível trófico, apresentam através da alimentação, absorção destes íons na sua biomassa e, conseqüentemente, proporcionam uma ciclagem mais efetiva destes íons nos viveiros. Provavelmente o regime de criação intensivo, neste experimento, tenha contribuindo para que os valores obtidos fossem elevados.

Em relação as concentrações de silicato reativo que entraram nos viveiros, de forma semelhante às outras variáveis, foram baixas, sendo em média 1,36 mg/l . Analisando-se a figura 26 e as tabelas 30 a 34, observa-se no entanto, que as concentrações no meio e na saída dos viveiros foram, em média, um pouco mais elevada, distribuindo-se de forma semelhante em todos os viveiros.

De acordo com os resultados obtidos pelo teste de F (ANOVA) para silicato reativo, nível de significância de 5%, constatou-se que há diferenças significativas entre os pontos de amostragens (tabela t_1). A tabela t_2 apresenta as médias ajustadas para esta variável. O teste de Tukey mostrou que há diferenças significativas entre as concentrações de silicato da canaleta e dos tratamentos T1, T2, T3 e T4. A saída do T4 diferiu significativamente do T1, do meio do T5 e do meio do T2. A média obtida para a saída do T3 diferiu da média obtida para o meio deste tratamento, mostrando que houve uma variação espacial, além da temporal.

Figura 26 - Variação temporal da concentração de silicato reativo (mg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

5.1.6. Balanço de entrada e saída de materiais em viveiros de piscicultura

Com os dados obtidos da vazão, da concentração de nutrientes (entre outros materiais), da sedimentação, ressuspensão e retenção nos peixes, foi possível estimar o balanço de materiais em alguns tratamentos. Os valores médios obtidos para todas as variáveis do presente estudo e os resultados das cargas estimadas são apresentadas na tabela 50, e os valores obtidos para a taxa de sedimentação na tabela 51 (em anexo).

A carga de nitrogênio total que chega aos viveiros é bem mais elevada do que a exportada pelos viveiros (figura 27), chegando uma média de 173.016 g/dia via canaletas em cada tratamento. Este resultado é esperado e está relacionado com as cargas de nutrientes que entram na bacia, uma vez que a ocupação da microbacia do Barrinha é predominantemente agrícola. A maioria da produção é composta por cana-de-açúcar, rotação de pequenas culturas de milho, painço, algodão e pomares de laranja e somente uma pequena parte destina-se a bovinocultura leiteira.

A rotação de pequenas culturas está situada na área da nascente do córrego e a cada preparação do solo são adicionados fertilizantes granulado (observação *in loco*). Parte deste fertilizante chega ao córrego levado pelas águas de chuva e parte pode sedimentar-se no próprio leito do córrego. Contudo, uma fração acaba chegando à represa e aos viveiros. Como já foi dito anteriormente, as coletas foram feitas no período chuvoso e de maior vazão, concomitante com a preparação para a safra de cana e plantio de algodão (entre outras culturas), as quais são exigentes quanto a fertilização de solo.

As figuras 27 e 28 mostram as cargas médias obtidas em cada tratamento para nitrogênio total, nitrato, nitrito e amônia.

Figura 27 - Cargas de nitrogênio total, nitrato e nitrito na entrada (E) e saída (S) nos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5 (Vazão do T1=1,2 l/s/kg de peixe; T2=2l/s/kg de peixe; T3=3 l/s/kg/peixe; T4=3,6 l/s/kg/peixe; T5=1l/s/kg de peixe).

Figura 28 - Carga média de amônia na entrada (E) e saída (S) dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5 (Vazão do T1=1,2 l/s/kg de peixe; T2=2l/s/kg de peixe; T3=3 l/s/kg/peixe; T4=3,6 l/s/kg/peixe; T5=1l/s/kg de peixe).

A figura 29 apresenta um modelo estático das vias de entrada e saída de nitrogênio orgânico total nos tratamentos. Para este balanço foi utilizada a média das concentrações obtidas no Tratamento 2 e o cálculo para a retenção do nitrogênio total no peixe foi baseado em HANDY & PAXTON (1993, *apud* KIBRIA *et al.*, 1998).

O tratamento 2 foi constituído por uma alta densidade de estocagem de peixes (inicialmente 1200 indivíduos, reduzindo para 810 no último mês) e baixo fluxo de água (tempo de renovação da água foi maior). As fontes de entrada de nitrogênio no sistema foram de três formas: **a)** via ração (232 g/dia), **b)** entrada de água (2,92 g/dia) e **c)** ressuspensão do sedimento (0,10g/dia). As perdas no sistema ocorreram **a)** via sedimento (uma média de 0,64 g/dia), **b)** retenção na biomassa dos peixes (92,8 g/kg de peixe) e **c)** pelo efluente (6,15 g/dia), sendo que o nitrogênio perdido via nitrificação não foi contabilizado. Considerando as vias de entrada e de saída de água do tratamento T2, como exemplo, verifica-se que o mesmo apresentou um resultado negativo de -3,23 g/dia, o que demonstra que o sistema está exportando um excesso desse nutriente pelo efluente do sistema de piscicultura.

Figura 29- Modelo estático apresentando as vias de nitrogênio total em viveiro de piscicultura, assumindo-se que peixes em crescimento retém cerca de 40% de NT da ração (KIBRIA *et al.*, 1998).

O efluente que o viveiro exporta apresenta uma carga de nitrogênio orgânico total bem mais elevada que a entrada de água, o que está relacionado com a entrada via ração. De acordo com KIBRIA *et al.* (1998) o nitrogênio que não foi absorvido pelo trato digestivo do peixe pode ser excretado pelas brânquias e pelas fezes. O principal produto excretado pelas brânquias nos peixes teleósteos é a amônia. Neste sentido, foi observado um acréscimo nas concentrações de amônia na água dos tratamentos após o peixamento (Tabelas 30 a 34).

No entanto, parte do nitrogênio fornecido via ração é retido na carcaça do peixe, sendo que a eficiência de retenção depende da qualidade da dieta e do manejo. O peixe retém cerca de 34,5% de nitrogênio da ração na carcaça e cerca de 60% é perdido pela excreção branquial e pelas fezes. Entretanto, se for comparado as cargas de nitrogênio da aquicultura com a agricultura, verifica-se que as cargas da aquicultura são mais baixas. A Tabela 52 (adaptada de KIBRIA *et al.*, 1998) apresenta dados do Japão e da Finlândia para diferentes fontes poluentes. Contudo, de acordo com as leis brasileiras em vigor (Resoluções 20 do CONAMA), a soma das médias dos cinco tratamentos (15,48 mg/l) ultrapassa a

concentração máxima permitida por lei para um corpo receptor de classe 2 (10mg/l).

Tabela 52- Taxas das cargas de poluentes (N total) de fontes variadas. (modificada de KIBRIA *et al.*, 1998)

Poluente	País	N total	NT/PT
Agricultura (T/dia)	Japão	5,59	18,03
Esgoto doméstico (T/dia)	Japão	3,56	10,47
Efluente industrial (T/dia)	Japão	0,60	1,82
Aquicultura (T/dia)	Japão	1,49	
Reflorestamento (T/ano)	Finlândia	505,5	6,6
Indústria	Finlândia	3340,0	32,6
Aquicultura	Finlândia	240,0	4,0

As cargas estimadas para o tratamento 3 (mantida a mesma densidade de estocagem do tratamento 2, porém a taxa de renovação foi maior - 0,2 l/min/kg de peixes estocados) mostram que o efluente deste tratamento apresentou uma carga menor de nitrogênio total. O tratamento 4 (3ind/m³ e 0,1l/min/kg de peixe) não apresentou diferenças significativas em relação ao tratamento 3, sendo que o tratamento 5, com fluxo constante de renovação de água, foi o que mostrou melhor qualidade de efluente.

As cargas de nitrato e nitrito foram mais elevadas no tratamento 4, sendo que a menor foi no tratamento 5. De acordo com DELINCÉ (1992), uma proporção de requerimento ideal de nutrientes para fitoplâncton seria de 106:16:1 (C:N:P). No tratamento 2 esta proporção foi em média 300:11:1, mostrando que a proporção N:P, está abaixo de 29:1, o que facilita o crescimento de algas do tipo cianofíceas, grupo este que desenvolveu mecanismos adaptativos para a fixação de nitrogênio.

Em relação a amônia, verificou-se que os tratamentos 3 e 4 foram os que exportaram a maior carga de amônia. No tratamento T4, por exemplo, entrou 133.849 µg/ m³/dia. Da carga recebida, o sistema absorveu aproximadamente

97672 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{dia}$ e exportou 36177 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{dia}$ através do efluente. Pode-se considerar, nestes casos, que algumas espécies de fitoplâncton absorvem, de forma mais eficiente, o nitrogênio na forma de amônia do que as outras formas. Se a disponibilidade de amônia no ambiente é bem vinda para a produção do fitoplâncton, o mesmo não ocorre com os peixes. A concentração máxima permitida é 0,1 $\mu\text{g}/\text{l}$, a um fator de conversão de N-NO_3 para NH_3 de 0,8235. A toxicidade nos peixes causa um desbalanceamento na osmorregulação, deficiência renal e suprime a excreção de amônia endógena, o que resulta em deficiências neurológicas e citológicas, com comprometimento do epitélio das brânquias, levando o peixe a morrer sufocado. As baixas concentrações de cálcio, cloro e sódio na água também colaboram para o aumento da toxicidade da amônia.

A mortalidade de peixes no tratamento 2, por exemplo, coincidiu com o aumento na concentração de amônia (a concentração de cálcio na água foi reduzida), quedas nas concentrações de oxigênio dissolvido e crescimento de *Microcystis* e *Anabaena cercinalis* no viveiro (embora na época da mortalidade estas espécies não estivessem dominando o fitoplâncton).

Outras medidas de carga também foram quantificadas para as formas de fósforo nos viveiros de piscicultura. O fósforo é considerado um nutriente limitante porque na água sua concentração é baixa. Na produção primária é essencial, podendo determinar a biomassa, a abundância e a sucessão do fitoplâncton (STRASKABRA, 1965). Em quantidades mínimas limita a produção, mas em excesso provoca a eutrofização do ambiente. A figura 30 apresenta a carga dos produtos fosfatados na canaleta e nos tratamentos. Como pode ser observado, a carga de fósforo que chega aos tratamentos 2, 3 e 4 é menor que a produzida nos sistemas. Entra em média 213.995 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{dia}$ de fósforo total via canaleta, saindo em média 276.048 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{dia}$ do tratamento 3, 212.981 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{dia}$ do Tratamento 2 e 244.241 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{dia}$ do Tratamento 4. As menores cargas foram obtidas nos tratamentos 1 e 5. Grande parte do fósforo dissolvido na água é de natureza orgânica, principalmente nas águas com uma carga biótica elevada, como nos viveiros de piscicultura. Além disso, existem entradas de fósforo via ração

Figura 30: Carga média das formas de fósforo na entrada (E) e saída (S) dos diferentes tratamentos (Vazão do T1=1,2 l/s/kg de peixe; T2=2l/s/kg de peixe; T3=3 l/s/kg/peixe; T4=3,6 l/s/kg/peixe; T5=1l/s/kg de peixe).

A excreção dos peixes contribui com uma quantidade razoável de fósforo na água. No entanto, a qualidade dos excrementos dependerão da qualidade da ração, dos fatores metabólicos (estresse e pH do sangue) e do ambiente. O ortofosfato é absorvido no trato digestivo através de reação de catálise enzimática. Uma pequena parte do fosfato é absorvida pelas células, porém a

maioria é rejeitada em forma de excrementos. O fósforo rejeitado compreende cerca de 61 a 87% do fósforo contido na ração (para carpa comum). A ração comercial contém cerca de 1g de fósforo para cada 100g de ração. Em ração comercial para trutas foi encontrado cerca de 3 g de fósforo para cada 100 g de ração (DELINCÉ, 1992). Se o peixe estiver em boas condições de saúde, e como alimento uma ração com adequada formulação nutricional, as fezes produzidas conterão, em sua maioria, ortofosfato. Mas quando o peixe se encontra em estado de inanição, a maioria da excreção é de fósforo orgânico. A contribuição diária de um peixe é de 50 kg/m^3 , representando uma entrada de $200 \text{ } \mu\text{g/l/dia}$ de P-PO_4 .

A figura 31 apresenta um modelo do balanço de massa, mostrando as vias de circulação do fósforo em viveiros de piscicultura, sendo que a ração é a principal fonte de fósforo para o ambiente. Existem várias maneiras pelas quais ocorrem perda de fósforo durante o manejo, dentre as quais a ração não consumida, partículas finas de ração, fezes, urina e excreção. Contudo, a carga principal do fósforo é via fezes (PILLAY, 1992). O peixe excreta fósforo de forma particulada e solúvel. A forma particulada (fezes) afunda e acumula-se no fundo do viveiro e a forma solúvel é perdida via urina em forma de fosfato. De acordo com PHILLIPS *et al.* (1990), 85% da ração é perdida para o ambiente. A qualidade da ração e a forma dos “pelets” (peletizada ou extrusada) determinam o grau de poluição do efluente.

A concentração de fósforo num dado período de tempo pode ser usada para avaliar a qualidade de água, como demonstrado na Tabela 53. De acordo com KIBRIA *et al.* (1996), os efluentes dos viveiros de criação e de larvicultura são poluentes, pois os mesmos contém, em média, $0,15 \text{ mg/l}$ de PO_4 total e $0,1 \text{ mg/l}$ de PO_4 dissolvido, o que possibilita a eutrofização dos corpos d’água receptores.

Figura 31 - Modelo estático mostrando as vias de fósforo total (Pt) nos viveiros, mostrando as vias de entrada e saída desse nutriente no sistema (Assumiu-se, teoricamente, que os peixes retêm cerca de 21,2% do fósforo total da ração na carcaça).

Os dados obtidos neste trabalho mostram que a média obtida nos tratamentos enquadra o efluente como degradado (0,22 mg/l) e, de acordo com as resoluções 20 do CONAMA (1986), este efluente é impróprio para ser lançado diretamente no rio Mogi-Guaçu, considerado rio de classe 2. Entretanto, se for considerada a soma das médias dos efluentes de todos os tratamentos, o valor lançado será de 0,89 mg/l, concentração esta 36 vezes maior do que a permitida por lei (0,25 mg/l para rio de classe 2).

Tabela 53 - Critérios de qualidade de água para ambientes de água doce baseados nos teores de fósforo (OCE, 1988), segundo KIBRIA *et al.* (1996).

Grau de Qualidade	PO ₄ total (mg/l)	PO ₄ dissolvido (mg/l)
Excelente	< 0,010	< 0,008
Bom	< 0,025	< 0,020
Moderado	< 0,056	< 0,040
Pobre	< 0,100	< 0,080
Degradado	< 0,100	< 0,080

Quanto aos materiais biológicos, efetuou-se um balanço de entrada e saída de clorofila, como demonstrado na figura 32. Como pode ser observado os valores da carga de biomassa do fitoplâncton nos tratamentos 2 e 3 são aproximados. No tratamento 2 a carga diária é de $16.654 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $18.346 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no T3. De certo modo, a taxa diária de renovação de água não influenciou a biomassa do fitoplâncton. No entanto, a estocagem de peixe apresentou efeito significativo, uma vez que os tratamentos com maior densidade de peixes receberam maior entrada de nutrientes. As vazões nos tratamentos 1 e 2 foram $0,1 \text{ l/s/kg}$ de peixe e $0,2 \text{ l/s/kg}$ de peixe (respectivamente), os quais correspondem aos tratamentos com alta estocagem de peixes.

Figura 32 – Carga média de Clorofila **a** na entrada (E) e saída (S) dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5. Vazão do T1= $1,2 \text{ l/s/kg}$ de peixe; T2= 2 l/s/kg de peixe; T3= 3 l/s/kg de peixe; T4= $3,6 \text{ l/s/kg}$ de peixe; T5= 1 l/s/kg de peixe.

A taxa de sedimentação de clorofila **a** e de feofitina em viveiros de piscicultura com fluxo contínuo e manejo intensivo, foi $22,5 \mu\text{g}/\text{l}/\text{dia}$ (clorofila a) e $45 \mu\text{g}/\text{l}/\text{dia}$ (feofitina). A taxa de deposição de feofitina foi mais elevada do que a de clorofila, demonstrando que a taxa de decomposição no sistema é muito alta e, neste caso, a cadeia de detritos pode ser muito importante como fonte de transferência de energia. Resultados semelhantes foram encontrados por LEITE (1998) no reservatório de Salto Grande, município de Americana-SP.

O tratamento que apresentou uma melhor qualidade de água em relação a concentração de clorofila **a** foi o tratamento 5, pois a carga da biomassa exportada foi de apenas $4,199 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Na presente análise também foi obtida as cargas de entrada e saída de material em suspensão. O material em suspensão é constituído por uma quantidade de organismos vivos e de outras partículas que flutuam na água, sendo que esta matéria pode ser de origem autóctone ou alóctone ao sistema. Nos viveiros a entrada principal é a água de abastecimento. A figura 33 mostra a carga do material em suspensão obtida nos tratamentos e na canaleta.

Conforme verificado para outras variáveis, a carga do material em suspensão total, inorgânico e orgânico que chega aos viveiros via canaleta é alta. Os tratamentos 2, 3 e 4 apresentaram a maior carga de material em suspensão no efluente, sendo que da carga total que entrou no sistema parte foi absorvida no próprio sistema. Considerando como exemplo o tratamento 2, a carga que entra é de $98.496 \text{ mg/m}^3/\text{dia}$ e a que sai é de $11.097 \text{ mg/m}^3/\text{dia}$, correspondendo a uma perda de 11% pelo efluente e 60% é perdido para o sedimento ($74 \text{ mg/dia} \times \text{a vazão do tratamento}$) e os 29% restante encontram-se na coluna d'água. Este balanço é aproximado, uma vez que o material em suspensão que entra via ração e fezes de peixe não possui dados disponíveis. Contudo, CANTELMO (dados não publicados) encontrou que 30% de ração peletizada (comercial, dados de apenas uma marca) não consumida é sedimentada, isto é, para cada 1000 g, 300g é perdida para o sedimento.

Os tratamentos 1, 3 e 4 foram os que apresentaram uma maior carga de material orgânico em suspensão, o que está de acordo com a biomassa de fitoplâncton (figura 37). Dentre estes, o que apresentou a maior carga foi o Tratamento 2 ($7.376 \text{ mg/m}^3/\text{dia}$), onde foi obtida a maior carga de clorofila *a* e a maior densidade de zooplâncton.

Em relação a matéria inorgânica em suspensão (figura 33), verifica-se também que as maiores cargas foram obtidas nos tratamentos 2, 3 e 4, as quais foram, respectivamente, $3.688 \text{ mg/m}^3/\text{dia}$, $3.915 \text{ mg/m}^3/\text{dia}$ e $3.573 \text{ mg/m}^3/\text{dia}$. A carga de entrada em cada sistema foi $48.729 \text{ mg/m}^3/\text{dia}$.

O tratamento 5 foi o que apresentou as menores cargas tanto de material inorgânico, quanto de orgânico, sendo que foi respectivamente, 1382 e $2246 \text{ mg/m}^3/\text{dia}$. A carga de matéria orgânica em suspensão nos tratamentos foram

maiores que as de matéria inorgânica, mostrando que a atividade biológica é bem mais elevada nesses sistemas. A taxa de sedimentação da matéria orgânica foi 5mg/l/dia e a de matéria inorgânica de 69 mg/l/dia.

Figura 33 – Carga média de material em suspensão na entrada (E) e na saída (S) dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5 (Vazão do T1=1,2 l/s/kg de peixe; T2=2l/s/kg de peixe; T3=3 l/s/kg/peixe; T4=3,6 l/s/kg/peixe; T5=1l/s/kg de peixe).

5. 2. Análise espacial e temporal dos componentes biológicos nos viveiros de piscicultura.

Dentro deste item foram inseridos os valores obtidos para a clorofila *a* e feofitina, a análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton e dos grupos de zooplâncton, bem como os dados obtidos para o material em suspensão, considerando-se, principalmente, a fração orgânica.

5.2.1 Concentração e distribuição de material em suspensão nos viveiros de piscicultura.

Nas figuras 34 a 36 são apresentadas as variações nas concentrações de material em suspensão total, inorgânico e orgânico. Os resultados obtidos em todos os tratamentos constam também nas tabelas 44 a 48, sendo que os resultados da análise estatística estão apresentados nas tabelas v_1 e v_2 para o material em suspensão total.

A média das concentrações de material em suspensão que entraram pela canaleta foi 13,11 mg/l, sendo que T1 apresentou a concentração mais elevada (53,0 mg/l, meio). Analisando-se os resultados obtidos, verifica-se que no mesmo tratamento este pico coincidiu com o resultado de matéria orgânica em suspensão (49,5 mg/l) os quais podem estar associados a biomassa do fitoplâncton (52 µg/l) e a dos organismos zooplanctônicos, que apresentaram densidade elevada neste período. No entanto, no T4 os valores elevados foram observados na saída do viveiro (45 mg/l), o que coincide com o aumento de matéria orgânica em suspensão (32,5 mg/l). O T3 apresentou concentrações semelhantes tanto no meio como na saída.

Considerando-se o T4 como exemplo, verifica-se que houve uma modificação na proporção de material orgânico e inorgânico que entrou e que saiu do viveiro, ou seja, exportou 9,0 mg/l de matéria orgânica e 4,7 mg/l de inorgânica, enquanto que entrou 4,4 e 8,7 mg/l de matéria orgânica e inorgânica, respectivamente.

Figura 34 - Variação temporal da concentração de material em suspensão total (mg/l) nos tratamentos **T1** (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T2** (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T3** (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), **T4** (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e **T5** (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: **E** (entrada de água), **M** (meio) e **S** (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Figura 35 - Variação temporal da concentração de matéria inorgânica em suspensão (mg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Figura 36 - Variação temporal da concentração de matéria orgânica em suspensão (mg/l) nos tratamentos **T1** (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T2** (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), **T3** (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), **T4** (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e **T5** (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: **E** (entrada de água), **M** (meio) e **S** (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

A relação entre matéria orgânica, densidade do zooplâncton e biomassa do fitoplâncton, observada em cada compartimento, mostra que o plâncton provavelmente foi influenciado pelo fluxo de água. Observa-se que no T1 (baixo fluxo de água) o plâncton esteve agregado no meio do viveiro, enquanto que no T4 (alto fluxo) a corrente de água arrastou o plâncton para a saída, ocasionado o efeito “wash out”, como verificado por (PEREIRA *et. al.* 1998).

A análise estatística (tabela v_1) mostrou que houve diferença significativa entre os pontos de amostragens para a variável material em suspensão total. Através do teste de Tukey (Tabela v_2), verificou-se que o tratamento T2 apresentou a maior média, ajustada pelos quadrados mínimos, contudo não houve diferença significativa esse tratamento e a canaleta e também entre o T3. Entretanto, o tratamento T2 diferiu significativamente do T1, do T4 e do meio do T5. Os tratamentos T1 e T3 não apresentaram diferenças significativas entre si, mostrando que o fluxo de água influenciou discretamente esta variável. Porém, a densidade de estocagem de peixes influenciou, uma vez que foram obtidas diferenças significativas entre os pontos dos tratamentos com alta densidade de estocagem de peixes (T2 e T3) e aqueles tratamentos com baixa densidade de peixes (T1 e T4 e meio do T5).

5.2.2. Concentração e distribuição de clorofila a e feofitina nos viveiros de piscicultura.

A determinação da concentração de clorofila nos sistemas de piscicultura é considerada como um indicador da biomassa de fitoplâncton. As tabelas 45 a 49, apresentam os dados obtidos para os tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5. A figura 37 apresenta as flutuações destas concentrações, em escala temporal, para cada tratamento e as tabelas u_1 e u_2 apresentam os resultados da análise estatística.

De acordo com a figura 37, o tratamento T2 foi o que apresentou as maiores concentrações (média de 20,46 $\mu\text{g/l}$; de 1,7 a 97,7 $\mu\text{g/l}$). Como pode ser observado, as oscilações ocorreram em escala temporal, verificando-se, ainda, que o aumento das concentrações ocorreram após a introdução dos peixes nos viveiros.

Figura 37 - Variação temporal da concentração de clorofila *a* (µg/l) nos tratamentos T1 (3 ind./2m³/0,1 l/min/kg de peixe), T2 (3 ind./m³/0,1 l/min/kg de peixe), T3 (3 ind./m³/0,2 l/min/kg de peixe), T4 (3 ind./2m³/0,2 l/min/kg de peixe) e T5 (3 ind./2m³/60 l/min/kg de peixe), de acordo com o ponto de amostragem: E (entrada de água), M (meio) e S (saída de água)*.

* datas se referem a novembro/96, dezembro/96 e janeiro/97

Entretanto, a análise estatística mostrou que também houveram diferenças significativas a nível espacial, isto é, existem evidências (nível de 5% de significância, pelo teste de F) que ocorreram diferenças entre os pontos de amostragens. O teste de Tukey permitiu ainda afirmar que houve diferenças significativas nas médias das concentrações entre os tratamentos T2 (meio e saída) e o T1, entre o T2 e o T4, entre o T2 e a entrada de água (canaleta). O tratamento T2 apresentou as maiores médias, sendo obtido 20,32 $\mu\text{g/l}$ para a saída e 19,02 $\mu\text{g/l}$ para o meio.

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos T2 e T3 e nem entre as médias do tratamento T1 e T3, o que permite concluir que o fluxo contínuo de água nos tratamentos com alta densidade de estocagem de peixes (T2 e T3) alterou as concentrações de clorofila *a*, enquanto que a densidade de estocagem teve pouca influência.

Desta forma, duas conclusões podem ser extraídas quanto a presença de peixes no sistema: (1) em primeiro lugar a simples presença de peixes foi suficiente para alterar as variáveis físicas, químicas e biológicas; (2) em segundo lugar, observa-se que a quantidade de peixes, em termos de densidade de estocagem, também agiu diretamente sobre estas variáveis, alterando a qualidade de água do sistema e do efluente.

Comparando-se o tratamento T2 com o T3, verifica-se também que, além da densidade de estocagem, a taxa de renovação da água nos viveiros, através do fluxo de entrada e saída, alterou a qualidade de água dos sistemas. O tratamento T3, por exemplo, recebeu a mesma densidade de estocagem que o T2, porém a taxa de renovação foi maior no T3. Isto mostra um efeito positivo nos tratamentos, isto é, a floração de algas que normalmente ocorre nos sistemas intensivos de criação os quais recebem uma carga elevada de nutrientes suplementares, pode ser evitada com o manejo do fluxo de água.

De acordo com KROM *et. al.* (1989), quando a taxa de renovação é mais alta que a reprodução do fitoplâncton, o resultado é a perda pela vazão desta

comunidade, a qual inibe o crescimento populacional nos viveiros (“Wash out”).

Ao comparar os resultados deste trabalho com os de SAMPAIO (1996), que avaliou sistemas sem renovação, nota-se que as concentrações por ele obtidas foram muito superiores as destes experimentos (458 $\mu\text{g/l}$). SIPAÚBA-TAVARES & MORENO (1994), no entanto, manipulando a taxa de renovação de água, encontraram valores próximos aos obtidos neste experimento.

Verifica-se ainda que existe uma relação inversa entre os picos de clorofila a e os de amônia. Alguns autores também verificaram uma relação inversa entre a concentração de amônia e o crescimento do fitoplâncton em tanques de cultivo (BOYD, 1982; KROM *et al.*, 1989; TUCKER & LLOYD *et al.*, 1984; SIPAÚBA-TAVARES & MORENO, *op. cit.*), porém, SAMPAIO (*op. cit.*), encontrou um comportamento oposto. Este último autor observou que o crescimento do fitoplâncton ocorria concomitante com o aumento nas concentrações do íon amônio em dois tratamentos.

Provavelmente, apesar da influência da taxa de renovação, pode ser que o aumento da produtividade em todos os tratamentos esteja relacionado com o aumento da carga de matéria orgânica, através da introdução de ração, fezes dos peixes, mortalidade das algas e animais planctônicos, além de outras fontes.

5.2.3. Composição, densidade e diversidade da comunidade de fitoplâncton em viveiros de piscicultura

Em decorrência do número de amostras a serem analisadas, optou-se em avaliar somente quatro tratamentos (T1, T2, T3 e T4, além da canaleta), o que não implicou no comprometimento da qualidade do trabalho, uma vez que os sistemas avaliados representavam situações de vazão e densidade de estocagem diferenciada. A análise qualitativa da comunidade de fitoplâncton demonstrou que a divisão Chlorophyta (com 52 gêneros) foi a que apresentou a maior riqueza de espécies, seguida de Chromophyta (18 gêneros), Cyanophyta (10 gêneros) e Euglenophyta (5 gêneros), totalizando 4 divisões, 86 gêneros e

145 espécies, das quais 67,0% corresponderam a divisão Chlorophyta (considerando-se todos os tratamentos e a canaleta). A composição (gênero ou espécie) do fitoplâncton identificado nos diferentes tratamentos (T1, T2, T3 e T4) e na canaleta é apresentada na Tabela 54.

Tabela 54 - Composição (gênero ou espécie) do fitoplâncton identificado nos tratamentos e na canaleta .

Divisão	Gênero	Espécie
CHLOROPHYTA	<i>Actinastrum</i>	<i>Actinastrum</i> cf. <i>hantzchii</i> <i>Actinastrum</i> sp
	<i>Ankira</i>	<i>Ankira judayi</i>
	<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Ankistrodesmus densus</i> <i>Ankistrodesmus falcatus</i> <i>Ankistrodesmus fusiformis</i> <i>Ankistrodesmus gracile</i> <i>Ankistrodesmus spiralis</i>
	<i>Arthrodesmus</i>	<i>Arthrodesmus octornis</i>
	<i>Botryococcus</i>	<i>Botryococcus</i> sp
	<i>Characium</i>	<i>Characium rostratum</i>
	<i>Chlorella</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>
	<i>Chlorocloster</i>	<i>Chlorocloster</i> sp
	<i>Coelastrum</i>	<i>Coelastrum. pseudomicroporum</i> <i>Coelastrum reticulatum</i>
	<i>Coenochloris</i>	<i>Coenochloris</i> sp
	<i>Coronastrum</i>	<i>Coronastrum</i> sp
	<i>Closteriopsis</i>	<i>Closteriopsis lineatum</i> <i>Closteriopsis</i> sp
	<i>Closterium</i>	<i>Closterium calosporum</i> <i>Closterium</i> cf. <i>lineatum</i> <i>Closterium</i> cf. <i>incurvum</i> <i>Closterium venus</i>
	<i>Coronastrum</i>	<i>Coronastrum</i> sp
	<i>Cosmarium</i>	<i>Cosmarium margaritatum</i> <i>Cosmarium obtusatum</i> <i>Cosmarium pyramidatum</i>
	<i>Crucigenia</i>	<i>Crucigenia tetrapedia</i> <i>Crucigenia quadrata</i> <i>Crucigenia fenestrata</i>
	<i>Desmidium</i>	<i>Desmidium aequale</i>
	<i>Dimorphococcus</i>	<i>Dimorphococcus lunatum</i>
	<i>Dictyosphaerium</i>	<i>Dictyosphaerium</i> sp <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
	<i>Elakatothrix</i>	<i>Elakatothrix</i> sp
	<i>Euastrum</i>	<i>Euastrum</i> sp
	<i>Eutetramorus</i>	<i>Eutetramorus fottii</i> <i>Eutetramorus polycoccus</i>
	<i>Gloeocystis</i>	<i>Gloeocystis ampla</i> <i>Gloeocystis</i> sp
	<i>Golenkinia</i>	<i>Golenkinia radiata</i>

Continuação da Tabela 54.

CHLOROPHYTA	<i>Golenkinia</i>	<i>Golenkinia paucispina</i>
	<i>Haematococcus</i>	<i>Haematococcus</i> sp
	<i>Kirckhiniella</i>	<i>Kirckhiniella</i> cf. <i>contorta</i> <i>Kirckhiniella lunaris</i> <i>Kirckhiniella obesa</i> <i>Kirckhiniella phaseoliforme</i>
	<i>Lobocystis</i>	<i>Lobocystis</i> sp
	<i>Mesotaenium</i>	<i>Mesotaenium</i> sp
	<i>Micractinium</i>	<i>Micractinium pusillum</i> <i>Micractinium</i> sp
	<i>Micrasteria</i>	<i>Micrasteria radiata</i>
	<i>Monoraphidium</i>	<i>Monoraphidium</i> sp
	<i>Nefrocytium</i>	<i>Nefrocytium</i> sp
	<i>Netrium</i>	<i>Netrium digitus</i>
	<i>Oedogonium</i>	<i>Oedogonium</i> sp
	<i>Oocystis</i>	<i>Oocystis</i> sp a <i>Oocystis</i> sp b
	<i>Pediastrum</i>	<i>Pediastrum birradiatum</i> <i>Pediastrum duplex</i> <i>Pediastrum tetras</i>
	<i>Planktosphaeria</i>	<i>Planktosphaeria</i> sp
	<i>Pleutotaenium</i>	<i>Pleutotaenium</i> sp
	<i>Pleutotaenium</i>	<i>Pleutotaenium</i> sp
	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus acutus</i> <i>Scenedesmus armatus</i> <i>Scenedesmus denticulatus</i> <i>Scenedesmus obtusus</i> <i>Scenedesmus opoliensis</i> <i>Scenedesmus quadricauda</i>
	<i>Selenastrum</i>	<i>Selenastrum bibraianos</i> <i>Selenastrum gracile</i>
	<i>Shoroederia</i>	<i>Shoroederia</i> sp
	<i>Sphaerocystis</i>	<i>Sphaerocystis</i> sp
	<i>Spirogyra</i>	<i>Spirogyra majuscula</i>
	<i>Spondilosium</i>	<i>Spondilosium pulchrum</i> <i>Spondilosium planum</i>
	<i>Staurastrum</i>	<i>Staurastrum cingulum</i> <i>Staurastrum dejectus</i> <i>Staurastrum</i> cf. <i>ericideum</i> <i>Staurastrum gracile</i> <i>Staurastrum paradoxum</i> <i>Staurastrum pilosum</i> <i>Staurastrum quadrangulari</i>

Continuação da Tabela 54

CHLOROPHYTA	<i>Stauroastrum</i>	<i>Stauroastrum rotula</i> <i>Stauroastrum teliferum</i> <i>Stauroastrum tricuspidatum</i> <i>Stauroastrum smithii</i>
	<i>Staurodesmus</i>	<i>Staurodesmus dickei</i> <i>Staurodesmus validus</i>
	<i>Tetraedrum</i>	<i>Tetraedrum gracile</i> <i>Tetraedrum minimum</i> <i>Tetraedrum planctonicum</i> <i>Tetraedrum trigonum</i>
	<i>Tetrallantos</i>	<i>Tetrallantos lagerheimii</i>
	<i>Treubaria</i>	<i>Treubaria shimidlei</i>
	<i>Ulothrix</i>	<i>Ulothrix</i> sp
	<i>Volvox</i>	<i>Volvox</i> sp
	<i>Westella</i>	<i>Westella botryoides</i>
CYANOPHYTA	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena cercinalis</i> <i>Anabaena</i> sp.
	<i>Croococcus</i>	<i>Croococcus</i> sp
	<i>Cylindrospermopsis</i>	<i>Cylindrospermopsis</i> sp
	<i>Geitlerinema</i>	<i>Geitlerinema splendidum</i>
	<i>Hapalosiphon</i>	<i>Hapalosiphon</i> sp
	<i>Merismopedia</i>	<i>Merismopedia tenuissima</i>
	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Microcystis</i> sp.
	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria</i> sp
	<i>Spirulina</i>	<i>Spirulina</i> sp
EUGLENOPHYTA	<i>Pseudanabaena</i>	<i>Pseudanabaena muscicola</i>
	<i>Euglena</i>	<i>Euglena acus</i>
	<i>Phacus</i>	<i>Phacus curvicauda</i> <i>Phacus longicauda</i> <i>Phacus</i> cf. <i>tortus</i>
	<i>Lepocyncles</i>	<i>Lepocyncles</i> sp
	<i>Strombomonas</i>	<i>Strombomonas</i> sp
	<i>Trachelomonas</i>	<i>Trachelomonas bacilifera</i> <i>Trachelomonas cylindrica</i> <i>Trachelomonas decora</i> <i>Trachelomonas pusila</i> <i>Trachelomonas superba</i>
CHROMOPHYTA	<i>Asterionella</i>	<i>Asterionella</i> sp
	<i>Aulacoseira</i>	<i>Aulacoseira</i> sp
	<i>Eunotia</i>	<i>Eunotia hexaglyphis</i> <i>Eunotia</i> sp a

Continuação da Tabela 54

CHROMOPHYTA		<i>Eunotia</i> sp b
	<i>Navicula</i>	<i>Navicula</i> sp
		<i>Pinnularia</i> sp a
	<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia</i> sp b
		<i>Pinnularia major</i>
	<i>Rhizosolenia</i>	<i>Rhizosolenia</i> sp
	<i>Cymbella</i>	<i>Cymbella</i> sp
	<i>Synedra</i>	<i>Synedra</i> sp
	<i>Surirella</i>	<i>Surirella robusta</i>
		<i>Surirella b</i>
	<i>Tabellaria</i>	<i>Tabellaria</i> sp
	<i>Centrtractus</i>	<i>Centrtractus</i> sp
	<i>Ophyocytium</i>	<i>Ophyocytium capitatum</i>
	<i>Peridinium</i>	<i>Peridinium cf. pusilum</i>
	<i>Pseudostaurastrum</i>	<i>Pseudostaurastrum</i> sp
	<i>Pseudopolyedropsis</i>	<i>Pseudopolyedropsis</i> sp
	<i>Rhizochloris</i>	<i>Rhizochloris</i> sp
	<i>Dynobriom</i>	<i>Dynobriom cylindricum</i>
	<i>Synura</i>	<i>Synura</i> sp

Os resultados da abundância relativa das diferentes divisões são apresentadas na figura 38, verificando-se que além de apresentar uma maior riqueza de espécies, a divisão Chlorophyta também foi a mais abundante, contribuindo com 65,7% no tratamento 1, 55,3% no tratamento 2, 73,0% no tratamento 3 e 53,3% no tratamento 4, enquanto que na canaleta as clorofíceas contribuíram com 70%. A abundância relativa de Chromophyta esteve entre 10,77 (tratamento 2) e 27,5% (tratamento 4), com contribuição também significativa na canaleta (27%). As outras divisões (Cyanophyta e Euglenophyta) foram menos abundantes, apresentando contribuições abaixo de 10%, no tratamento 3 e na canaleta e nos demais tratamentos entre 18, 29 e 34%. Deve-se ressaltar que entre as clorofíceas, Chlorococcales e Zygnematales foram as que apresentaram maior frequência de ocorrência, contribuindo, respectivamente, com 21,6 e 78,4% na canaleta; com 71,6 e 28,4% no tratamento 1; com 72,1 e 27,9% no tratamento 2; com 73,5 e 26,5% no tratamento 3 e com 70,9 e 29,1% no tratamento 4, como apresentado na figura 39.

Figura 38 - Abundância relativa (%) das diferentes divisões do fitoplâncton na canaleta e nos tratamentos (T1, T2, T3 T4).

Figura 39 - Comparação da frequência de ocorrência (%), das ordens Chlorococcales e Zignematales (Desmidiaceae) na canaleta e nos diferentes tratamentos.

A frequência de ocorrência das espécies na canaleta e nos diferentes tratamentos é apresentada na tabela 55, sendo possível avaliar as espécies que foram muito frequentes (acima de 80% de ocorrência nas amostras), constantes (entre 50 e 80%), comuns (entre 10 e 50%) e raras (abaixo de 10%). Muitas espécies são comuns aos cinco tratamentos, como por exemplo, *Ankistrodesmus densus*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Arthrodesmus octornis*, *Characium rostratum*, *Closteriopsis* sp, *Closterium calosporum*, *Coelastrum pseudomicroporum*, *C. reticulatum*, *Staurastrum gracile*, *Spondylosium pulchrum*, *Staurodesmus validus* e *Anabaena cercinalis*, enquanto outras foram encontradas apenas em um ou dois tratamentos, como *Staurastrum cf. hirsutum* (<10% das amostras contadas), *St. tahope* (no tratamento 1), *Tetrastrum*, *Staurastrum pilosum* e *St. quadrangulare* (no tratamento 3), *Achantosphaera* sp, *Actidesmium* sp e *Chlorocloster* sp (no tratamento 2), *Closterium parvulum*, *Monoraphidium subclavolum*, *Tetraedron longispino* e *Chroococcus* (no tratamento 4). Na canaleta foram verificadas as espécies *Micractinium* sp, *Amphora* sp, *Pinnularia interrupta*, *Trachelomonas decora*, *T. flviatales* e *T. pusila*.

Dos gêneros e espécies identificadas, aproximadamente 52 não foram encontradas na canaleta, sendo que destas , 28 são da ordem das Chlorococcales, 20 da família Desmidiaceae, 8 da divisão Cyanophyta, 10 da Euglenophyta e 26 das Chromophyta. Todos os gêneros representantes da classe Diaptomophyceae, identificados nas amostras, estiveram presentes no compartimento canaleta, sendo que destes *Navicula* sp, *Tabellarias* sp e a espécie *Eunotia Exaglyphis* foram encontrados com uma frequência acima de 80% das amostras analisadas.

As espécies *Staurastrum gracile*, *Staurodesmus validus*, *Navicula* sp, *Dinobryon cylindricum* e *Ankistrodesmus falcatus* foram espécies muito frequentes nos cinco tratamentos, tendo sido encontradas em mais de 80% das amostras analisadas.

Os dados de frequência de ocorrência, no entanto, mostram apenas se as espécies ocorreram ou não em todas as amostras, não indicando a contribuição

destas em quantidade por amostra. Para tanto, efetuou-se à análise de abundância e dominância relativa, considerando-se espécies dominante (acima de 50%), abundante (entre 20 e 50%), comum (entre 10 e 20%) e rara (até 10%). Os resultados obtidos encontram-se na tabela 56. Desta forma é possível distinguir se a espécie é dominante e freqüente, ou se apesar de rara foi dominante em algum período de análise.

A espécie *Staurastrum gracile*, por exemplo, foi a espécie encontrada com maior freqüência em todos os tratamentos (acima de 80%), porém verificou-se que esta espécie apresenta uma alta densidade populacional somente na canaleta, e reduzida nos tratamentos. Em escala temporal, *St. gracile* apresentou um crescimento nos dias 3, 4, 8 e 9 na canaleta, decrescendo para menos de 10% do total numérico dos indivíduos da amostra entre os dias 15 de dezembro/96 e 21 de janeiro/97, com novos aumentos populacionais nos dias 23 e 28 de janeiro/97. Nos tratamentos essa espécie apresentou uma densidade alta somente no período de enchimento dos viveiros, sendo abundante apenas no tratamento 1, enquanto que nos demais tratamentos apresentou uma densidade inferior a 20% do número total de indivíduos.

A espécie *Staurodemus validus* também foi encontrada de forma muito freqüente nas amostras em todos os tratamentos e canaleta. Contudo, nos tratamentos 1 e 2 esta espécie apresentou uma densidade populacional muito baixa (abaixo de 10% do número total de indivíduos), não constando, por este motivo, na Tabela 53. No entanto, observando-se as variações populacionais desta espécie nos tratamentos 3, 4 e na canaleta, nota-se que ocorreu um crescimento elevado em janeiro/97. Na canaleta, as maiores densidades ocorreram entre os dias 9 e 16 de janeiro/97, verificando-se o domínio da espécie na comunidade fitoplancônica. No entanto, no tratamento 3, *Staurodemus validus* foi uma espécie dominante somente entre os dias 14 e 16 e abundante até o dia 19, contribuindo a partir daí com menos de 10% do número total de indivíduos da amostra. No tratamento T4 não ocorreu dominância de

Sta. validus, verificando que esta espécie foi abundante apenas entre 14 e 21 de janeiro/97, tornando-se rara até o fim do experimento.

Na canaleta verificou-se que poucas espécies apresentaram grande densidade populacional ou domínio sobre a comunidade. Tal fato foi observado apenas para *Monoraphidium* sp, *Dinobryon cylindricum*, *Spondilosium*, *Staurostrum* e *Staurodesmus*.

Nos tratamentos T1, T2, T3 e T4 as espécies da ordem Chlorococcales apresentaram maior crescimento populacional após o enchimento e povoamento dos viveiros. A espécie *Ankara judayi*, por exemplo, apresentou um crescimento e estabilidade populacional em todos os tratamentos entre 15 de dezembro/96 e 19 de janeiro/97, com redução na densidade a partir deste período. No tratamento 4 este declínio coincidiu com o crescimento das espécies *St. validus*, *Chlorella vulgaris* e *Microcystis aeruginosa*, enquanto que no tratamento 3 coincidiu com o crescimento de *St. validus* e de *Dinobryon cylindricum*. No Tratamento 1 tal fato ocorreu com o aparecimento do gênero *Euglena*, que dominou completamente a comunidade, acompanhado de um discreto crescimento de *Microcystis aeruginosa* e no tratamento 2 as espécies *Microcystis aeruginosa* e *Merismopeédia tenuissima* foram as sucessoras de *Ankara judayi* e das demais espécies. *Dinobryon cylindricum* desapareceu das amostras do tratamento 2 após o dia 16 de janeiro/97.

A presença de algas nos viveiros apresenta dois aspectos importantes. Um destes aspectos é o fitoplâncton como fonte de alimento e o segundo, não menos importante, é a influência das algas nas características físicas e químicas da água.

De acordo com CHANG & OUYANG (1988), a fotossíntese é a maior fonte de oxigênio dissolvido nos viveiros. No entanto, uma grande floração de fitoplâncton causa o sombreamento, reduzindo, desta forma, a penetração da luz e, como consequência, ocorre a mortalidade gradual do fitoplâncton. Quando a população das algas entram em colapso, imediatamente ocorre a queda do oxigênio dissolvido, de maneira suficiente para causar a morte dos peixes. Na

maioria das vezes, as algas dominantes nas populações são as cianofíceas, principalmente em ambientes com temperatura superior a 25°C.

Estudos desenvolvidos em outros sistemas, também, indicam a contribuição das cianofíceas. RIJN *et al.* (1986), por exemplo, observaram que no verão os viveiros apresentavam uma grande riqueza de Cyanophyta (principalmente os gêneros *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Spirulina*), sendo que estas espécies dominaram toda a comunidade fitoplanctônica, observando-se a competição das cianofíceas com as clorofíceas. A dominância das primeiras nos viveiros se deve à capacidade de migração vertical, o que contribui para que estas espécies escapem da fotooxidação, que é prejudicial a este grupo. Neste trabalho também foram encontrados exemplares destes gêneros, exceto *Spirulina*.

Além do fator temperatura, o desenvolvimento de cianofíceas também é determinado pela concentração de nitrogênio na água. REYNOLDS (1986), observou a predominância de *Anabaena* e *Aphanizomenon* em ambientes com reduzida concentração de nitrogênio inorgânico, mas com boa zona fótica. Sabe-se que este tipo de algas se adaptam facilmente às condições físico-químicas como as dos viveiros de piscicultura, formando camadas que podem cobrir a superfície do viveiro completamente, principalmente se o ambiente for estável e não houver turbulência na coluna d'água (BOYD *et al.* 1978 *apud* SEVRIN-REYSSAC *et al.*, 1990). As condições que podem favorecer o crescimento de cianofíceas nos viveiros estão relacionadas com a quantidade de substâncias oxidantes, tais como fertilizantes orgânicos, fezes dos peixes, restos de ração e outros tipos de matéria orgânica em decomposição no interior do viveiro.

De acordo com SAMPAIO (1996) o crescimento de alguns gêneros de clorofíceas é limitado pela concentração de fósforo, como por exemplo, o gênero *Scenedesmus*, que requer uma concentração de 500 µg/l. No Tratamento 3, neste experimento, foram observadas concentrações próximas as obtidas por SAMPAIO (*op.cit.*), mas na maioria dos tratamentos as concentrações

estiveram bem abaixo. De qualquer forma, nas amostras para análise qualitativa, foram observadas 10 espécies distintas e com boa representação quantitativa de indivíduos do gênero *Scenedesmus*. No entanto, nenhuma das espécies identificadas foram dominantes (ocorrência numérica acima de 50% do número total de indivíduos da amostra) ou abundantes (abaixo de 20% do número total de indivíduos da amostra e acima de 50%). As espécies *Scenedesmus bijugus* e *Sc. denticulatus* foram encontradas com frequência superior a 80% das amostras dos T2 e T3, tratamentos estes com uma alta densidade de estocagem de peixes e, portanto, com um aporte maior de nitrogênio e fósforo.

A figura 40 apresenta a distribuição temporal da abundância relativa das principais divisões de algas na canaleta e nos diferentes tratamentos, verificando-se que, em geral, Chlorophyta foi mais abundante em todos os tratamentos e canaleta. Deve-se salientar que em períodos de redução populacional de Chlorophyta, as divisões Chromophyta (na canaleta e tratamentos 1, 3 e 4), Cyanophyta (tratamentos 2 e 4) e Euglenophyta (tratamentos 1 e 4) passaram a contribuir de forma mais significativa. Tal fato refletiu a competição e o estabelecimento das diferentes espécies em decorrência de fatores ambientais mais favoráveis, como pode ser observado para o grupo das desmidiáceas, que predominou sobre os demais. As espécies *Staurostrum gracile*, *Spondylosium pulchrum* e *Staurodesmus validus*, por exemplo, foram dominantes e as mais frequentes nas amostras da canaleta, o que pode estar relacionado com os baixos teores de alcalinidade (0,22 meq/l), cálcio (4,42 mg/l) e condutividade elétrica da água (10,2 μ S/cm).

De acordo com REYNOLDS *et al.* (1993), em ambientes lóticos a comunidade fitoplanctônica predominante é composta por diatomáceas e Chlorococcales. Contudo, na América do Sul, a flora também é rica em desmidiáceas. Estas características foram observadas por NASCIMENTO (1994) no córrego do Barrinha (CEPTA/IBAMA), onde o autor encontrou uma dominância de espécies de Chlorophyta (16 espécies de desmidiáceas e 6 de Chlorococcales) e diatomáceas (5 gêneros) na nascente do rio. No trecho médio

do córrego do Barrinha as diatomáceas predominaram sobre as Chlorococcales (apenas 4 gêneros da família Desmidiaceae) e na represa a predominância foi de Chlorococcales (16 gêneros de demidiáceas e 31 de Chlorococcales). Na represa que abastece os tanques foi a primeira vez que apareceu o gênero *Staurostrum*, (representado por 8 espécies), dentre as quais *Staurostrum gracile*, espécie dominante no primeiro estágio de sucessão nos viveiros, sendo que na canaleta ocorreu durante todo o período de amostragem.

Uma das hipóteses levantadas sobre a presença da *Staurostrum gracile* nos viveiros é a de que estas algas estariam vindo da represa para os viveiros, sendo a represa o primeiro corpo dá água no qual estas aparecem. Desta forma, elas entrariam nos viveiros através da canaleta de abastecimento (estão presentes na canaleta) e por isso sua densidade nos viveiros seria bem mais alta que na represa. No entanto, verifica-se a abundância desta espécie apenas durante o período de enchimento dos viveiros, pois após este período a densidade populacional é reduzida, de forma concomitante com a deteriorização da qualidade da água.

Nos viveiros a qualidade de água é completamente alterada, como pode ser observado pelos resultados médios da análise física e química da água, como demonstrado na tabela 57. Como pode ser observado, ocorre um aumento nas concentrações de nutrientes, redução de oxigênio dissolvido, aumento de material em suspensão e de biomassa algal quando compara-se canaleta e os diferentes tratamentos. Dentre as diferenças encontradas verifica-se que algumas foram significativas, como para condutividade da água (que aumentou de 10 na canaleta para 23 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos viveiros), alcalinidade (de 0,22 meq/l na canaleta para valores acima de 29 meq/l nos viveiros), fósforo total (de 20,64 $\mu\text{g}/\text{l}$ na canaleta para concentrações acima de 110,95 $\mu\text{g}/\text{l}$ nos viveiros), entre outras alterações, o que pode ter contribuído para o processo de sucessão do fitoplâncton nos viveiros.

As figuras 41 a 45 apresentam a mudança na composição das espécies nos tratamentos em escala temporal. Na canaleta verificou-se modificações das

espécies *Monoraphidium* sp, *Spondylosium pulcrum*, *Spondylosium planum* e *Staurostrum gracile* para as espécies *Staurodesmus validus* e *Dinobryon cylindricum*. Nos tratamentos, no entanto, a sucessão observada demonstra a instabilidade dos sistemas, quer seja em decorrência das alterações do fluxo da água, quer seja pela densidade de estocagem de peixes (seus resíduos e insumo alimentar), ou ainda pela própria dinâmica da produção e decomposição (ciclagem) de materiais nos viveiros.

No tratamento 1, por exemplo, é nítido o domínio de *Euglena* sp no final do experimento (14 a 30 de janeiro/97), de *Staurostrum gracile* e *Spondylosium pulcrum* entre 01 e 11 de dezembro/96 e de *Ankara judai* entre 17 de dezembro/96 e 14 de janeiro/97. Variações populacionais também foram verificadas para os demais tratamentos, exceto para o tratamento 4, no qual as variações entre as espécies não apresentaram um padrão sequencial.

Figura 40 - Variação temporal da abundância relativa do fitoplâncton (%), enfatizando as divisões (de 30 de novembro de 96 a 30 de janeiro/97 na canaleta e de 01 dezembro a 30 de janeiro de 1997 nos diferentes tratamentos).

Figura 41- Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton na canaleta (30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997) e nos tratamentos (01 de dezembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997).

Figura 42 - Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton no tratamento T1 (30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997) e nos tratamentos (01 de dezembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997).

Figura 43 - Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton no tratamento T2 (30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997) e nos tratamentos (01 de dezembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997).

Figura 44 - Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton no tratamento T3 (30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997) e nos tratamentos (01 de dezembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997).

Figura 45- Sucessão das espécies mais abundantes do fitoplâncton no tratamento T4 (30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997) e nos tratamentos (01 de dezembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997).

Os resultados obtidos para a maioria dos tratamentos (quanto ao padrão de sucessão) também foi observado por ELER (1996) em viveiros povoados com pacú e com manejo do fluxo de água. Segundo a autora a espécie *Staurastrum gracile* apresentou sua maior densidade no início do experimento e, de forma semelhante a este estudo, a alta densidade da espécie pode estar associada aos valores de pH, os quais mostraram tendência para pH ácido. De acordo com CHAPMAN & CHAPMAN (1973), algas da família Desmidiaceae desenvolvem-se muito bem em ambientes de baixa alcalinidade e baixas concentrações de cálcio, embora elas possam crescer também na presença de cálcio (MOSS, 1988).

Por outro lado, contrariando a hipótese de MOSS (op. cit.), o declínio da população no presente estudo iniciou-se com o aumento da alcalinidade, da dureza e dos teores de cálcio na água. De maneira geral, nos lagos produtivos com baixa alcalinidade mas com alta concentrações de nutrientes, o carbono torna-se um recurso limitante ao crescimento do fitoplâncton e, neste caso, a taxa de produção pode ser potencialmente limitada pela diminuição do carbono inorgânico e pela mudança do carbono disponível na água (REYNOLDS, 1986). Com o aumento das concentrações de nutrientes e nas demais variáveis, espera-se que algumas espécies sejam substituídas por outras mais tolerantes à nova condição do ambiente. Sabe-se, por exemplo, que *St. gracile* utiliza-se de HCO_3^- como principal fonte de carbono na fotossíntese. Como pode ser observado nas tabelas de 10 a 14, as concentrações dessa forma de carbono aumentaram nos viveiros, o que possibilitaria um aumento na densidade da espécie.

Entretanto, como já foi dito acima e como mostra a figura 41 (canaleta), *Staurastrum gracile* foi substituído por gêneros de Chlorococcales e por cianofíceas nos tratamentos T1, T2 e T4 (no final dos experimentos). No tratamento 3, como já foi salientado, *St. gracile* foi substituída por *Dinobryon cylindricum* e por outra espécie da mesma família, *Staurodesmus validus*. No

tratamento T1 o gênero *Euglena* dominou a comunidade entre 21 e 28 de janeiro/97.

O crescimento de cianofíceas nas últimas amostras dos tratamentos 1, 2 e 4, com predominância de *Microcystis*, está relacionado com o aumento da alcalinidade e das concentrações de nutrientes. SHAPIRO (1973), demonstrou que em ambientes enriquecidos e com redução artificial do pH pela adição de ácido e CO₂, ocorreu uma substituição de cianofíceas por clorofíceas na composição original do fitoplâncton. Contudo, neste trabalho, verificou-se o crescimento de cianofíceas mesmo em pH tendendo para o ácido (6,2). De acordo com MOSS (1972) as cianofíceas (espécies de ambientes eutróficos), em geral, utilizam-se de CO₂ como principal fonte de carbono inorgânico, mas também estão aptas a utilizar bicarbonato diretamente ou CO₂ livre em concentrações reduzidas. Segundo o autor, por outro lado, espécies típicas de ambientes oligotróficos ou mesotróficos (nesta categoria entram as desmidiáceas, principalmente o gênero *Staurostrum*) não estão aptas para absorver CO₂ livre abaixo de certas concentrações, o que torna as cianofíceas algas com grande habilidade competitiva na utilização de carbono. Além disso, o aumento na concentração de nitrogênio e fósforo, recursos originados dos alimentos não consumidos, nutrientes não assimilados pelos peixes, das fezes e da excreção da amônia pelas brânquias dos peixes, possibilitaram o crescimento das cianofíceas, de desmideáceas e de *Dinobryon cylindricum* nos tratamentos, os quais apresentam características físicas e químicas da água totalmente diferenciadas em relação a canaleta de abastecimento.

Em estudos ecológicos deve-se buscar ainda, sempre que possível, uma análise da diversidade de espécies presente no ambiente, procurando-se estabelecer relações entre densidade, dominância, riqueza e uniformidade, em conjunto com uma análise das características abióticas, as quais também são determinantes no estabelecimento e exclusão de espécies.

A comunidade fitoplanctônica compreende diversas espécies pertencentes a diversos grupos taxonômicos, adaptadas aos ambientes aquáticos, e que neles coexistem, a despeito de suas diferenças fisiológicas e dos diferentes limites de

tolerância às variáveis físicas e químicas destes ambientes. Estas espécies, além de servirem como base da cadeia trófica, contribuem com a produção global de oxigênio e do bióxido de carbono, dentre outras contribuições importantes.

Diversos estudos têm demonstrado uma semelhança entre a composição do fitoplâncton de lagos de regiões tropicais e das temperadas. LEWIS (1979 *apud* MELÃO, 1997), encontrou uma grande sobreposição de gêneros entre diferentes ambientes tropicais, independente de sua localização, e também alta quando comparadas aos ambiente de regiões temperadas, concluindo que o fitoplâncton não apresenta evidências de isolamento e divergência evolutiva. Concluiu-se também que não há evidências de que os lagos tropicais apresentem maior diversidade que os lagos temperados. Contudo há divergências, pois, de acordo com ESTEVES (1988), pode haver mais espécies características de regiões tropicais do que se conhece hoje. Tal fato justifica-se pela quantidade de estudos desenvolvidos em regiões temperadas em relação as tropicais, bem como pela imensas áreas ainda inexploradas em regiões tropicais, como no Brasil, por exemplo, as quais incluem sistemas altamente diversificados, como o sistema de lagos do Pantanal de Matogrossense, as áreas de várzea da Amazônia, os sistemas de lagoas costeiras que compreende de Norte a Sul do Brasil, entre outros.

Outros fatores também devem ser considerados na análise da diversidade de espécies. Além da latitude e longitude, o grau de trofia do sistema também influencia a diversidade de espécies de um corpo d'água. Ambientes oligotróficos geralmente apresentam maior diversidade e poucas espécies dominando a comunidade devido à baixa disponibilidade de nutrientes, ao contrário de lagos eutrofizados.

De maneira geral, ambientes severos ou imprevisíveis apresentam baixa diversidade. ODUM (1983), mostra que em ambientes poluídos o índice de diversidade para a fauna bentônica varia de 2,45 (para ambientes altamente poluídos), 2,80 (para os moderadamente poluídos) e 3,31 (para os oligotróficos). Com o fitoplâncton esta oscilação não é muito diferente. Na represa de Barra Bonita, um eutrófico (SP), foi encontrada uma variação de 0,80 a 2,72 bits/ind, com uma riqueza de 40 espécies (SANDES, 1998). Estudos recentes desenvolvidos neste mesmo sistema apresentam um valor de 3,18 bits/ind., com

riqueza de 57 espécies (PADISÁK, 2000). Ainda neste mesmo reservatório, CALIJURI (1999), obteve valores entre 4,03 e 4,13 bits/ind., considerando-se o período seco. Por outro lado, no período chuvoso, os valores nunca ultrapassaram a 2,47 bits/ind.

Os valores obtidos para diversidade, riqueza, uniformidade e número de espécie, no presente estudo, encontram-se na tabela 57, verificando-se que os valores de diversidade não foram elevados na canaleta, no tratamento 1 e tratamento

Tabela 58 Médias dos índices de diversidade de espécies (SHANNON-WEAVER), riqueza de espécies de Simpson, índice de uniformidade e número de espécies na canaleta e em cada tratamento.

Tratamento	Nº de espécies	Diversidade (bits/ind)	Riqueza	Uniformidade
Canaleta	111	$2,77 \pm 0,5$	$5,4 \pm 1$	$1,9 \pm 0,3$
T1	120	$2,70 \pm 0,7$	11 ± 3	$1,8 \pm 0,5$
T2	237	$3,19 \pm 0,6$	24 ± 4	$1,9 \pm 0,4$
T3	115	$3,2 \pm 0,6$	8 ± 2	$2,0 \pm 0,4$
T4	97	$2,8 \pm 0,7$	16 ± 4	$1,0 \pm 0,4$

4 ($2,77$ bits/ind., $2,70$ bits/ind., e $2,78$ bits/ind, respectivamente). Nos tratamentos T2 e T3 os valores encontrados foram, respectivamente, $3,19$ e $3,24$ bits/ind. Vários fatores podem estar relacionados a estes resultados, destacando-se entre eles a curta duração do ciclo de vida do fitoplâncton e as flutuações nas densidades dos organismos, bem como as variações de pH, nutrientes, temperatura e o fluxo de água. Além disso, deve-se considerar o impacto ambiental resultante do uso e dos diferentes tipos de manejo utilizados nos viveiros, bem como o uso e ocupação do solo da microbacia, que indiretamente promove alterações na qualidade da água através do “input” de material para dentro dos sistemas de piscicultura.

A uniformidade, por outro lado, foi baixa em decorrência das altas densidades de uma ou duas espécies que dominaram a comunidade na canaleta, no T1 e no T4. O tratamento 3 apresentou, em duas ocasiões, valores em torno de $4,03$ (19/01/97) e $4,16$ bits/ind (30/01/97). Estes foram os maiores índices

encontrados nos diferentes sistemas analisados (canaleta e tratamentos). Nestas duas ocasiões não foram observadas espécies dominantes, sendo que apenas duas espécies foram consideradas abundantes (densidade maior que 20% e menor que 50% do total de indivíduos da amostra). As demais tiveram uma representação discreta (menor que 20% do total de indivíduos da amostra).

Por outro lado, o tratamento 4 apresentou um valor muito baixo (0,44 bits/ind.) no dia 26 de dezembro/96, o que esteve diretamente relacionado a baixa uniformidade da comunidade devido a alta densidade de *Ankira judayi* (em média 5×10^6 org./l), *Coelastrum pseudomicroporum* (3×10^4 org./l), *Coelastrum reticulatum* (3×10^4 org./l), *Spyrogira* sp (5×10^4 org./l), *Microcystis* sp (4×10^4 org./l), *Euglena* sp (2×10^4 org./l) e *Dynobryon cylindricum* (3×10^4 org./l).

A média do índice de uniformidade nos tratamentos variou entre 1,80 (T1 e T4), 1,9 (canaleta e T2) e 2,0 no T3. O tratamento 3 (que apresentou os maiores índices de diversidade), foi o que apresentou uma comunidade mais uniforme, mostrando que poucas amostras apresentaram espécies dominantes (amostras do dia 19 e 31 de dezembro/96; 14 e 16 de janeiro/97). Na maioria das amostras a densidade foi menor que $0,8 \times 10^6$ org./l, não havendo, portanto, dominância de espécies, o que poderia indicar que o T3 apresentava tendências ao equilíbrio e à estabilidade. No entanto, verificou-se que este estado de equilíbrio do sistema não foi sustentando, uma vez que o índice caiu próximo a 2,38 bits/ind., oscilando até ao fim do experimento.

Comportamento semelhante ao tratamento 3 foi observado no T2 (em média 3,19 bits/ind). A Tabela 58, por exemplo, mostra a porcentagem das espécies que foram mais representativas no dia 21 de janeiro/97 para o tratamento 2, cujo índice de diversidade neste dia foi 3,8 bits/ind, com uniformidade igual a 2,0, não ocorrendo dominância de nenhuma espécie. Entre as espécies presentes, apenas *Ankira judayi* (20,0%) e *Euteramorus polycoccus* (34%) foram as mais abundantes, algumas foram de rara ocorrência, apresentando porcentagem abaixo de 12 %, entretanto a maioria apresentou porcentagens abaixo de 0,8%.

Tabela 58 - Abundância relativa das espécies do fitoplâncton amostradas no dia 21 de dezembro no tratamento 2.

Taxon	Abundância relativa (%)
<i>Ankira judayi</i>	20,0
<i>Euglena acus</i>	2,00
<i>Eutetramorus poliococcus</i>	34,0
<i>Dictiosphaerium pulchelum</i>	12,0
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	7,0
<i>Staurastrum gracile</i>	1,0
<i>Staurastrum paradoxum</i>	1,0
<i>Tabellaria</i> sp	1,0
<i>Elakatotrix</i> sp	1,7
<i>Euastrum</i> sp	1,6
<i>Scenedesmus bijugus</i>	1,4
<i>Peridinium pusillum</i>	2,0
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0,9
<i>Kirchineriella obesa</i>	0,8

A tendência do padrão de distribuição das espécies encontradas para a comunidade nos tratamentos e na canaleta, é aquela na qual há algumas espécies dominando a comunidade, com baixa uniformidade, que é característico de ambientes perturbados.

Índices baixos de diversidade e semelhantes ao deste experimento foram encontrados por ELER (1996) em viveiros povoados por pacú, arraçoados e fertilizados. Contudo, a comunidade predominante foi a de desmidiáceas e Clorococcales, com dominância das espécies *Staurastrum gracile* e *Gloeocystis vesiculosa*. Os índices de diversidade variaram de 0,55 a 2,55 bits/ind. NASCIMENTO (1994) encontrou um valor de 2,01bits/ind na represa velha e 1,73 bits/ind no baixo Barrinha, antes do ponto de deságüe no Mogi-Guaçu. Neste ponto, o córrego recebe todos os efluentes dos viveiros. Segundo a autora, os valores encontrados nos viveiros e no baixo Barrinha estão de acordo com a literatura, a qual menciona que em ambientes impactados a diversidade de espécies é baixa, com predomínio de espécies especializadas e adaptadas.

5.2.4. Densidade, abundância e variação temporal de Cladocera, Copepoda e Rotifera em viveiros de piscicultura

Neste item são apresentados os resultados obtidos para densidade e abundância relativa entre os grupos Cladocera, Copepoda e Rotifera, além de organismos pertencentes a outros grupos taxonômicos. Os resultados médios obtidos, considerando-se todo o período amostral, estão apresentados na figura 46 e na tabela 59 (em anexo).

Verificou-se, pelos dados médios obtidos, que os rotíferos foram mais abundantes na canaleta (63,5%), sendo abundantes nos viveiros apenas no início da fase experimental. Em média Rotifera contribuiu com 6,5% no tratamento 1, 13,3% no tratamento 2, 14,2% no tratamento 3 e 21,9% no tratamento 4. Nos viveiros Cladocera foi o grupo dominante (de 45,5 a 49,9 %), seguido por Copepoda, que representaram de 32,1% a 59%. Os outros organismos apresentaram reduzida contribuição no interior dos viveiros, sendo caracterizados principalmente pelos protozoários. Nos viveiros T1, T2, T3 e T4 a contribuição dos outros organismos foi de 0,17%, 0,27%, 0,15% e 0,48%, respectivamente. Verifica-se, portanto, que em se tratando de grupos, o zooplâncton de grande porte dominou toda a comunidade, enquanto que Rotifera e os outros grupos estiveram pouco representados.

De acordo com VANNI (1986), a ausência das pequenas espécies de zooplâncton nos lagos, sem peixes predadores, pode estar relacionada com a competição de espécies de zooplâncton herbívoras. Isto ocorre através da monopolização das fontes de alimentos, principalmente do fitoplâncton. Esta competitividade pode excluir ou reduzir as pequenas espécies.

A presença de zooplâncton de grande porte no presente trabalho pode estar relacionada com a baixa pressão de predação por parte dos peixes. O controle da cadeia alimentar neste caso está sendo exercido de baixo para cima ("bottom up"). A pressão de predação por espécies tais como as de Copepoda e por larvas de insetos, podem exercer a mesma pressão exercida pelos peixes nos lagos. Esta ação pode levar à exclusão ou a redução das espécies de zooplâncton

Figura 46 - Abundância relativa (%) dos grupos de zooplâncton na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3 e T4.

de menor porte. Contudo, o impacto das grandes espécies sobre as pequenas pode ser bem diferente quando uma comunidade inteira está presente, do que quando existem apenas poucas espécies. Uma grande população de *Daphnia*, por exemplo, pode reduzir substancialmente as espécies de menor porte através da competição por alimentos.

Este aspecto mostra que há uma diferença entre as populações dominantes dos viveiros e as populações da canaleta, que traduz-se por existir dominância e abundância de rotíferos na canaleta e de cladóceros e copépodos nos viveiros. Esta mudança está associada ao fluxo de água, lembrando-se que o regime hidrológico da canaleta é diferente dos viveiros, sendo que na canaleta predomina a característica de ambientes lóticos.

As comunidades de zooplâncton são dominadas tanto por grandes quanto por pequenas espécies. Os ambientes que contêm uma grande abundância de peixes piscívoros, na sua maioria, são dominados por espécies zooplanctônicas de pequeno porte. Isto ocorre porque as espécies de maior porte são selecionadas pelos peixes. Em experimento desenvolvido no CEPTA, SENHORINI (1995), trabalhando com diferentes níveis de fertilização em viveiros com larvas de pacú, concluiu que o grupo dos Copepoda foi o mais abundante nos tratamentos, o que é contrastante com o presente trabalho. Analisando o conteúdo estomacal das larvas de peixes, SENHORINI (*op. cit.*) mostrou que a preferência alimentar era por cladóceros seguida dos rotíferos, e não por copépodos, salientando que a baixa densidade de cladóceros na coluna d'água foi devida à predação. A seletividade estava relacionada com o tamanho e a mobilidade dos cladóceros, que atraem e facilitam sua captura pelas larvas de pacu.

Resultados semelhantes foram encontrados por TURNER & MITTELBAACH (1992). Na ausência de peixes, *Daphnia* e *Ceriodaphnia* dominaram suas respectivas comunidades zooplanctônicas, compreendendo mais de 97% da biomassa dos cladóceros e mais de 92% da biomassa de organismos filtradores. No entanto, na presença de peixes, ambas as espécies

foram rapidamente eliminadas e substituídas pelas espécies de pequeno porte, como *Bosmina longirostris* e *Chydorus sphaericus*. O impacto do peixe eliminou tanto *Daphnia* quanto *Ceriodaphnia* dos tratamentos, levando a comunidade a ser dominada pelos pequenos cladóceros.

Examinando o conteúdo alimentar de alguns exemplares de *Brycon cephalus*, retirados ao acaso do tratamento 5, observou-se que 90% do conteúdo era constituído por ração, mostrando que os peixes se adaptaram à captura de alimento artificial. Por este motivo, a população de peixes não exerceu efeito de predação sobre a comunidade zooplancônica, o que pode ser evidenciado pela presença dos grandes filtradores nos viveiros, como *Daphnia*, *Moina* e *Diaphanosoma* (PEREIRA, 1998). Estes resultados estão de acordo com a proposta de CARPENTER *et al.* (1988), que salientam que a cadeia alimentar regula a produtividade num corpo d'água, a qual depende, em grande escala, das interações interespecíficas.

PEREIRA (1998), defende a idéia de que a variação temporal de Rotifera, Cladocera e Copepoda nos viveiros de piscicultura demonstra os efeitos diretos ou indiretos das variáveis ambientais, principalmente do fluxo de água e da densidade de estocagem de peixes. Na canaleta, por exemplo, durante a maior parte do período de estudo, Rotifera foi mais abundante, enquanto que nos viveiros sua maior contribuição ocorreu somente na fase inicial do estudo. Deve-se mencionar ainda a diferenciação existente na contribuição de Copepoda e Cladocera, verificando-se, normalmente, a inversão de abundância entre eles, sendo os cladóceros mais representativos na fase intermediária do estudo, como pode ser observado na figura 47, que mostra a variação temporal na abundância relativa dos grupos.

Em relação a densidade dos organismos e considerando-se Cladocera, Copepoda, Rotifera e outros organismos, os valores encontrados na canaleta foram sempre inferiores a 40×10^3 org./l, enquanto que nos demais sistemas analisados as densidades foram mais elevadas (até 10×10^6 org./l no tratamento 1 e até 7×10^6 org./l no tratamento 2), sendo mais reduzidas nos tratamentos 3 e

4 (até 1×10^6 e 500×10^3 org./l, respectivamente). Deve-se mencionar que as maiores densidades na canaleta estiveram relacionadas sempre com Rotifera, enquanto que nos diferentes tratamentos foi devido ao aumento de Cladocera e, no caso do tratamento 4, também de Copepoda.

Figura 47 - Flutuação temporal da abundância relativa dos principais grupos de zooplâncton, analisada na canaleta e nos tratamentos (T1, T2, T3, T4)*.

* datas se referem a dezembro/96 e janeiro/97

6. DISCUSSÃO

6.1. Interação das comunidades biológicas em viveiros de piscicultura: alguns modelos de cadeia alimentar

O conhecimento das interações entre as comunidades em qualquer manejo aquícola é de extrema importância, principalmente no sentido de se produzir uma cadeia trófica para a alimentação humana na forma de biomassa de plantas ou animais aquáticos, sendo que a transformação de energia solar, carbono, oxigênio, nitrogênio, fósforo e dos demais nutrientes em biomassa é um dos objetivos no manejo e gerenciamento dos recursos naturais na economia global agrícola do mundo contemporâneo.

As transformações que ocorrem ao longo da cadeia alimentar, iniciando-se com os produtores, com fluxo de energia e matéria, envolvendo os processos de assimilação, produção e decomposição, são avaliadas também na piscicultura, sendo modificadas ou maximizadas para atender o padrão de produção exigido pelo mercado consumidor. Na piscicultura, estas cadeias podem ser simples (esquema 1), complexas (esquema 2) ou complexas com subsídios industriais (esquema 3).

O grau de complexidade de uma cadeia aumenta de acordo com o hábito alimentar da espécie escolhida para o manejo. Na piscicultura nacional, em criação em água doce, existem várias espécies com ampla aceitação no mercado, as quais podem ilustrar o grau de complexidade de um modelo de cadeia alimentar. Entre as espécies consideradas como topo de cadeia, nativas da bacia do Paraná-Paraguai, pode-se citar *Salminus maxillosus* (dourado), *Pseudoplatystoma corruscans* (pintado) e *Pseudoplatystoma fasciatum* (surubim), sendo que estas espécies são predadores ativos, se alimentando de qualquer peixe que consigam capturar. A espécie *Leporinus macrocephalus* (piavaçu) é uma espécie herbívora mas com tendência a consumir outros

alimentos, como caramujos e caranguejos. Outras, como *Brycon microlepis* (piraputanga), *Brycon cephalus* (matrinchã) e *Piaractus mesopotamicus* (pacu) são espécies onívoras, alimentando-se tanto de vegetais como de animais. Assim, dependendo da espécie a ser cultivada, as relações alimentares poderão ser altamente complexas.

Esquema 1 – Exemplo de cadeia alimentar simples, comum em criação extensiva de peixes (Modificado de BOYD, 1997)

Esquema 2 – Exemplo de cadeia alimentar complexa em sistemas de criação de peixes (Modificado de BOYD, 1997)

Os exemplos anteriores apresentam formas de manejo do tipo extensivo, com a utilização básica de alimentos naturais. Entretanto, a criação intensiva requer um maior grau de complexidade, uma vez que em busca da maior produção em curto intervalo de tempo, acrescenta-se alimento ao sistema. Assim, neste tipo de criação, a dieta oferecida é inteiramente artificial e formulada em função da espécie a ser criada, e os viveiros não sofrem fertilização. As preocupações a nível de cadeia alimentar natural relacionam-se apenas ao controle de predadores e ocorre, geralmente, plena troca de água e/ou aeração. O esquema 3 ilustra esse modelo de criação de peixes .

Esquema 3 – Exemplo de cadeia alimentar complexa baseada em subsídios industriais (Modificado de BOYD, 1997)

Mesmo baseada no modelo de cadeia alimentar representado no esquema 3, a fotossíntese ainda continua sendo a principal fonte de energia nos ingredientes da ração, uma vez que a farinha vegetal é originada dos campos de produção agrícola, assim como a farinha de peixes, que também faz parte da formulação da ração, é originada do fitoplâncton marinho.

O presente estudo baseou-se no modelo de subsídios industriais (esquema 3), com modificação da vazão e da quantidade de ração oferecida de forma a avaliar as interações surgidas entre as comunidades do fitoplâncton e do

zooplâncton, com influência ou não do peixe, bem como os impactos gerados por este tipo de cultivo intensivo. Os resultados obtidos são descritos e discutidos nos capítulos seguintes.

6.1.1. Sucessão e interação entre as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton em viveiros de piscicultura.

De acordo com STERNER (1989), a taxa de consumo do fitoplâncton pela população do zooplâncton de água é semelhante ou mais rápida que a taxa de crescimento do fitoplâncton. Esse comportamento provoca morte e influencia a sucessão temporal da comunidade fitoplanctônica, uma vez que atua na taxa de mortalidade da comunidade, interage indiretamente disponibilizando nutrientes na coluna d'água e pode também afetar a competição entre o próprio fitoplâncton.

As Figuras 48 a 52 mostraram as variações nas densidades dos organismos das comunidade do fitoplâncton e do zooplâncton na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3 e T4, podendo-se observar as relações existentes entre as diferentes comunidades.

Na canaleta (figura 48), por exemplo, verifica-se relação inversa de abundância entre fitoplâncton e zooplâncton, com uma alta densidade de fitoplâncton entre 30/11 e 03/12/96 e baixa densidade de zooplâncton, o qual aumenta em densidade somente a partir de 5 dezembro/96, com densidade máxima em janeiro/97. Como consequência, verifica-se o decréscimo do fitoplâncton e, posteriormente a do zooplâncton. Diminuindo a densidade de zooplâncton, a pressão de herbivoria sobre o fitoplâncton também é reduzida, possibilitando um novo aumento populacional na comunidade do fitoplâncton, como o que pode ser observado no dia 9 de janeiro/97.

Nos diferentes tratamentos, durante o período de enchimento, verificou-se- que a densidade inicial do fitoplâncton foi mais elevada, sendo caracterizada pela maior contribuição de clorofíceas, principalmente das espécies

Figura 48: Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e de zooplâncton na canaleta durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.

Figura 49: Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e de zooplâncton no Tratamento 1 durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.

Figura 50: Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e de zooplâncton no Tratamento 2 durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.

Figura 51: Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e de zooplâncton no Tratamento 3 durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.

Figura 52: Variação temporal da densidade total de fitoplâncton e de zooplâncton no Tratamento 4 durante o período de estudo, mostrando a relação entre as comunidades.

pertencentes a família Desmidiaceae. Acredita-se que esta comunidade inicial seja a mesma da canaleta, visto que a população predominante é constituída pelos gêneros *Spondylosium* e *Staurostrum*, as quais apresentam densidades semelhantes na canaleta e nos viveiros na fase de enchimento.

No entanto, a população das desmidiáceas diminuíram a partir do dia 8 de dezembro/96 em todos os tratamentos, o que está relacionado com o aumento da alcalinidade e dureza da água, fato este mencionado também por ELER (1996). Em substituição as desmidiáceas surgem as espécies pertencentes a ordem Chlorococcales e de outros grupos, embora com menor contribuição. O desaparecimento das espécies pertencentes a família Desmidiaceae pode estar relacionado apenas com a qualidade de água uma vez que este grupo de algas não representa alimento adequado para o zooplâncton, visto que possuem espinhos e outros ornamentos celulares, o que pode dificultar a ingestão das mesmas pelo zooplâncton herbívoro. Estudos desenvolvidos por ESPÍNDOLA (1994) demonstraram que as algas preferenciais do zooplâncton, principalmente Copepoda, correspondem aos fitoflagelados (como *Chlamydomonas* sp) e também às diatomáceas (como *Aulacoseira* sp e *Cyclotella* sp).

Avaliando-se todos os tratamentos, além da canaleta, verificou-se que existe um mecanismo de controle populacional entre o fitoplâncton e o zooplâncton, ou seja, a disponibilidade de recursos nos viveiros possibilita o crescimento do fitoplâncton, o qual, por sua vez, propicia o crescimento do zooplâncton. Entretanto, quando a população de zooplâncton atinge níveis mais elevados (como o observado entre os dias 12 e 23 de dezembro/96), exerce uma maior pressão de herbivoria, aumentando a competição por recursos alimentares. Frente à redução de alimento pode ocorrer uma redução na densidade de zooplâncton.

No entanto, nos diferentes tratamentos, também foi possível observar que mesmo em situações de reduzida densidade populacional do zooplâncton, o fitoplâncton decresce de forma significativa, fato este observado nos oito primeiros dias de experimento. De acordo com DELINCÉ (1992) o aumento na

densidade do fitoplâncton implica no aumento da biomassa, o que leva a um decréscimo na taxa fotossintética. A média diária específica de fotoassimilação, expressa em termos de volume algal, decresce rapidamente, deteriorando a qualidade da água. A queda na qualidade de água inicia-se pela queda na concentração de oxigênio dissolvido no período noturno, uma vez que durante a noite a respiração é maior que a produção e a quantidade de oxigênio torna-se inadequada para suportar a taxa alimentar dos organismos distribuídos na coluna d'água.

Em termos de qualidade de água para piscicultura, a alta densidade do fitoplâncton nos viveiros representa um fator negativo porque os peixes entram em competição com outros organismos pelo consumo de oxigênio dissolvido disponível na coluna d'água, situação esta já comprometida frente ao aumento de matéria orgânica de origem algal que será também degradada. Além disto, geralmente o florescimento do fitoplâncton vem acompanhado do aumento de pH e de amônia. De acordo com BOYD (1982) este quadro leva a morte de peixes pela toxicidade da amônia e pela falta de oxigênio para a respiração do peixe. Mesmo que não ocorra mortalidade dos mesmos, indivíduos submetidos a baixas concentrações de oxigênio deixam de se alimentar, contribuindo para a diminuição do ganho de peso, o que, conseqüentemente, representa prejuízo para o piscicultor.

Redirecionando novamente a discussão para o mecanismo de controle das comunidades planctônicas, tem-se verificado que o controle da biomassa do fitoplâncton pode ser feito via zooplâncton e peixes herbívoros ("Top-down") ou pela disponibilidade de nutrientes na água ("Bottom-up"). O controle da produção primária via predação, como mencionado anteriormente, é denominado efeito cascata, segundo a hipótese de CARPENTER *et al.* (1988).

De acordo com DELINCÉ (1992), o controle pelo efeito cascata resulta da dependência para independência e de alta para baixa pressão de predação, incluindo pressão igual a produção, mostrando que o zooplâncton afeta a biomassa de fitoplâncton. O processo predominante em todo o controle da

produção primária é estabelecido pela relação fitoplâncton x zooplâncton. O controle da população do fitoplâncton é feito pelo tamanho da população de zooplâncton, pelo efeito da taxa de filtração e pelas respostas do fitoplâncton em relação ao enriquecimento de nutrientes.

No entanto, em sistemas eutróficos, o controle da produção primária advém da disponibilidade de nutrientes na água (“bottom-up”), enquanto que em sistemas oligotróficos o controle é feito exclusivamente pelo zooplâncton.

Além do zooplâncton, o controle pode ser feito pelos peixes (“top-down”). No caso dos viveiros deste experimento os peixes não estão controlando o crescimento do zooplâncton, visto que os mesmos se alimentaram preferencialmente de ração (análise do conteúdo estomacal). Neste caso em particular, o controle está sendo feito pelos grandes cladóceros, que são muito eficientes no processo de filtração.

De acordo com STERNER (1989), a preferência alimentar nos organismos zooplancctônicos é variada, havendo diferenças de acordo com cada grupo em particular.

Alguns estudos têm demonstrado, por exemplo, que *Daphnia longispina* prefere algas de pequeno tamanho. Entretanto, quando predominam espécies de grande porte, a seletividade alimentar diminui e estes organismos passam a ingerir as espécies disponíveis, o que leva a uma definição de que as espécies podem ser consideradas mais seletivo- oportunistas (como amplamente discutido por ESPINDOLA, 1994 e RIETZLER, 1995). Situação semelhante foi observada por OKAMOTO (1984 *apud* STERNER, 1989), onde o autor encontrou *Staurastrum dorsidentiferum* e *Pediastrum biwae* (grande porte) no conteúdo estomacal de *Daphnia*. Porém, geralmente os cladóceros têm preferência por alimentos na faixa de tamanho entre 12 e 42 μm .

De qualquer forma, a pressão de herbivoria do zooplâncton sobre as algas, em ambiente natural, é muito importante. Se a taxa de filtração varia, em escala temporal, permite-se o crescimento de espécies de algas em diferentes épocas do ano, evitando-se, desta forma, competição por nutrientes. As

variações sazonais nas taxas de filtração podem conduzir ao equilíbrio no processo de sucessão das comunidades.

Entretanto em ambientes altamente perturbados, como os viveiros de piscicultura, a pressão de herbivoria é apenas um dos fatores que atuam no processo de sucessão das comunidades do fitoplâncton e do zooplâncton.

A variabilidade temporal na estrutura e função de ambas as comunidades, em viveiros de piscicultura, estão sujeitas às freqüentes modificações pelo manejo e gerenciamento econômico dos viveiros, o que permite a reorganização na abundância relativa e composição das espécies, resultantes das interações físicas químicas e biológicas.

Dentro desta temática, diversas questões relativas as interações entre as comunidades em ambiente homogêneo, perturbado ou não, têm sido levantadas. HUTCHINSON (1961), por exemplo, em seu clássico trabalho sobre o “Paradoxo do Plâncton”, já apresentava questionamentos sobre a coexistência de espécies em ambientes aparentemente homogêneos. De forma contrária ao princípio de exclusão competitiva de Gause, freqüentemente têm sido registrado um grande número de espécies que coexistem.

A teoria da competição apresenta duas justificativas. A primeira mostra que há um aumento gradual do nicho e, em conseqüência, ocorre a eliminação de algumas espécies. Poucas espécies sobrevivem e as que ficam desenvolveram um amplo grau de tolerância e adaptação. A diversidade de espécies neste tipo de ambiente é baixa. A segunda mostra que a redução no tamanho do nicho permite o aumento da variabilidade ambiental, com especificidade do nicho, o que resulta numa fauna maior, com um alto grau de diversidade. Na primeira situação, a coexistência das espécies é regulada pela disponibilidade de recurso enquanto que na segunda a coexistência das espécies que compartilham o mesmo recurso é permitida pela variabilidade ambiental.

A hipótese do distúrbio intermediário procura responder a pergunta de HUTCHINSON. Esta hipótese foi desenvolvida por CONNELL em 1978, onde o autor procurava explicar a presença de uma grande diversidade de espécies em

ambientes tão perturbados e inóspitos como os bancos de corais, nas áreas fustigadas pela marés. Adaptada para a comunidade do fitoplâncton por SOMMER *et al.* (1993), esta hipótese vem contemplar e completar as duas alternativas sobre a coexistência das espécies .

De acordo com REYNOLDS (1993), a hipótese de CONNEL (1978) é satisfatória porque discute a organização gradual e progressiva no que se refere as interações inter-específicas dos organismos em sua comunidade, além da variabilidade ambiental imposta pelos sistemas biológicos.

As mudanças na estrutura das comunidades de algas (biomassa, diversidade, dominância e riqueza) no reservatório de Barra Bonita (rio Tiete/SP), ambiente eutrófico, amplamente discutidas por CALIJURI (1999). Segundo o autor, o metabolismo do sistema é regido pelo vento, radiação solar, precipitação, vazão e tempo de residência. O autor mostrou que há um mecanismo de estratégia de sobrevivência (PIANKA, 1970), o que permite as melhores adaptações das espécies a uma dada série de condições ambientais.

REYNOLDS (1988), atualiza o conceito de estratégias para o fitoplâncton, as quais são estratégias distintas e que não são necessariamente autoexcludentes:

- C- estrategistas (competidores): organismos pequenos, alta relação área/volume e atividade metabólica, suscetíveis ao processo de filtração pelo zooplâncton, desenvolveram a habilidade de dominar o ambiente e excluir outras espécies, exploram o ambiente com intensidade, principalmente quando saturados por nutrientes e luz.
- R- estrategistas (espécie ruderal): o tamanho das algas varia de médio a grande, mas possuem morfologia que preservam as altas atividades metabólicas, elevadas taxas de crescimento e estão adaptadas ao transporte turbulento, gradientes de luz, sobressaindo com sucesso em ambientes como mistura vertical.
- S - estrategistas (tolerantes ao estresse): são espécies que se adaptam muito bem ao estresse ambiental, compostas por algas de grande porte, com baixa relação

área/volume e baixa atividade metabólica, apresentando baixa taxa de crescimento. Conseguem sobreviver em ambientes severos, com reduzidas concentrações de nutrientes porque utilizam-se de reservas estocadas.

O aumento da instabilidade na coluna d'água favorece o crescimento das espécies R – estrategistas. Com a diminuição da turbulência, essas espécies serão substituídas pelas C- estrategistas que, com o aumento da estabilidade física e o esgotamento dos recursos, serão substituídas pelas S-estrategistas, as quais dominarão o ambiente até o início de uma nova função de força no sistema.

De acordo com LEWIS (1978), o padrão de sucessão para o lago Lanao, inicia-se com o enriquecimento da coluna d'água após um breve período de estratificação térmica. Os pulsos de nutrientes giram em torno de 10-50 µg/l de NO_3^- , ocorrendo inicialmente o crescimento de diatomáceas e de fitoflagelados, com dominância destas espécies sobre a comunidade. Após o período de desestratificação, quando a turbulência e a quantidade de nutrientes diminui, as diatomáceas são substituídas pelas clorofíceas, as quais são substituídas pelas cianofíceas e estas pelos dinoflagelados. O processo de sucessão no lago Lanao segue um padrão específico, no qual inicia-se com diatomáceas, seguido pelas clorofíceas, que são substituídas pelas cianofíceas e depois pelos dinoflagelados. Essa seqüência foi repetida três vezes mais que o observado no lago Temperado Erken. Segundo LEWIS (*op. cit.*), o padrão seqüencial no lago Lanao de curta duração é maior.

De acordo com CALIJURI (1999), no reservatório de Barra Bonita, no inverno, há um predomínio de *Monoraphidium tortile*, *Chlorella vulgaris* e *Chlamydomonas* spp (C- estrategistas). A seqüência de sucessão obedece ao padrão C→R→S→R→S, ou seja *Cryptomonas tetrapyrenoidosa*, *Oscillatoria*, *Anabaena spiroides* e *Aulacoseira granulata angustissima*. No verão a seqüência foi R→S→R. Entretanto, quem domina no sistema são as espécies R e S estrategistas.

Nos viveiros de piscicultura, CEPTA/IBAMA, os viveiros T1, T2, T3 e T4 são povoados primeiramente pelas Desmidiaceae (*Spondylosium pulchrum* e *Staurostrum gracile*, principalmente). Com o aumento gradual da alcalinidade e da diminuição da turbulência, o ambiente passa de lótico para lêntico. Essa população entra em colapso e é substituída por outras espécies de algas. Estas espécies são substituídas pelas Chlorococcales (principalmente por *Ankistrodesmus foveolatus*, *Eutetramorus polycoccus*, *Coelastrum pseudomicroporum* e *Monoraphidium* sp) e por gêneros de Bacillariophyceae (*Aulacoseira*, *Tabellaria* e *Navicula*). No vigésimo dia de experimento, observou-se um crescimento populacional de espécies de Cyanophyta e Euglenophyta nos tratamentos.

O sistema de característica mesotrófica, como T2, mostrou tendências para eutrofia, com alta densidade de peixes e baixa renovação de água, recebendo uma elevada carga de ração (aproximadamente 8kg/dia). Algumas espécies como *Microcystis aeruginosa*, *Merismopedia tenuissima* e *Dinobryon cylindricum* tornaram-se dominantes e abundantes 40 dias após a montagem do experimento, substituindo as Chlorococcales (C- estrategistas). A sequência foi a seguinte:

Tratamento 2: Desmidiaceae → Chlorococcales → *Chlorella vulgaris* + Cyanophyta

O tratamento 3, que também foi povoado por densidade igual ao tratamento 2, porém com uma alta taxa de renovação, apresentou um padrão de sucessão diferente do tratamento 2. A sequência de sucessão foi:

Tratamento 3: Desmidiaceae → *Dinobryon cylindricum* + Chlorococcales → → Desmidiaceae → *Dinobryon cylindricum*.

Os tratamentos 1 e 4 caracterizaram-se pela baixa estocagem de peixes. Ao T1 foi imposta baixa taxa de renovação de água, enquanto que ao T4 uma alta taxa de renovação. A densidade de Cyanophyta no T1 foi menor que 50% do número total de indivíduos recenseados. *Euglena* dominou as amostras entre os dias 16 e 23 de janeiro/97, enquanto as outras espécies tiveram uma contribuição abaixo de 20% dos indivíduos totais presentes nas amostras. As seqüências apresentadas em ambos os tratamentos foram as seguintes:

Tratamento 1: Desmidiaceae → *Aulacoseira* → *Dinobryon* → Chlorococcales → Euglenophyta

Tratamento 4: Desmidiaceae → Chlorococcales → *Euglena* + *Dinobryon cylindricum* → Chlorococcales → *Microcystis aeruginosa*.

Verificou-se que somente no tratamento 1 as Bacillariophyceae, representada por *Aulacoseira* (R-estrategista), apareceram na seqüência como espécie abundante (representação acima de 20% e abaixo de 50% do número total de indivíduos na amostra) e apenas neste tratamento a seqüência finalizou com Euglenophyta (*Euglena acus*).

A seqüência do T4 foi mais longa que as demais porque Chlorococcales, primeiro grupo a surgir após o colapso das desmidiaceas, foi substituída por *Euglena* e por *Dinobryon cylindricum*. Com a redução de ambas, as espécies *Chlorella vulgaris* e *Eutetramorus polycoccus*, que não apareceram na oportunidade precedente, passaram a ser mais abundante. Estas duas populações foram bem sucedidas e a sucessão foi finalizada pela presença de *Microcystis aeruginosa* (S-estrategista), demonstrando uma fase sucessional de equilíbrio (SOMMER *et al*, 1993). Este padrão foi semelhante ao T2.

A comunidade do fitoplâncton na canaleta esteve dominada pelas Desmidiaceae e *Dinobryon cylindricum* durante todo o mês de dezembro/96,

observando-se que apenas *Dinobryon cylindricum* foi frequente no período chuvoso. A população de Desmidiaceae entrou em declínio, sendo que *Spondylosium planum*, que contribuía com 10% da população desapareceu das amostras. Com a diminuição da intensidade das chuvas, a população das Desmidiaceae apresentaram um novo crescimento, sendo dominada por uma espécie que, até o momento, tinha uma participação muito discreta (em torno de 1% da densidade total) e de frequência rara nas amostras – *Staurodesmus* (*Staurodesmus validus*). Esta espécie dominou a comunidade fitoplanctônica e coexistiu com *Dinobryon cylindricum*. A seqüência sucessional obtida na canaleta foi a seguinte:

Canaleta: Desmidiacea → *Dinobryon cylindricum* → *Staurodesmus validus* + *Dinobryon cylindricum*.

Entretanto, é importante salientar que as espécies das Desmidiaceae que foram representativas e mais abundantes pertencem ao gênero *Spondylosium* (*Sp. Pulchrum*), *Staurostrum* (*Staurostrum gracile*) e *Staurodesmus validus*. Este comportamento também foi observado em experimentos com pacú, com manipulação da vazão (ELER, 1996). Segundo o autor, no período de maior fluxo foi observada uma alta densidade de desmidiáceas e, impedida a renovação de água, houve aumento nas concentrações de nutrientes e da alcalinidade. A população de desmídias entraram em colapso total e foram substituídas pelas Chlorococcales, as quais foram sucedidas pelas cianofíceas.

A contribuição da população de rotíferos na canaleta foi de 63,5%, considerados por esta razão o grupo dominante. Os cladóceros e os copépodos contribuíram com 19,5 e 10,8%, respectivamente. Esse comportamento é esperado, haja vista que rotíferos adaptam-se em ambiente perturbados. De acordo com ALLAN (1976), esse grupo é oportunista e apresenta vantagens reprodutivas sobre os demais grupos. Esse grupo foi considerado como sendo C e S- Estrategista. S- estrategistas devido a possibilidade de sobrevivência em

ambientes instáveis. Entretanto, os cladóceros (R-estrategistas) e os copépodos (K estrategistas) dominaram e substituíram a população de rotíferos na comunidade entre os dias 5 (Cladocera) e 14 (copépodos) de janeiro/97.

Em todos os tratamentos a comunidade dominante no início dos experimento foi a de rotíferos. O ambiente estava instável, em período de enchimento de água, escasso de recursos e com predominância de algas não palatáveis (Desmidiaceae). Com a introdução dos peixes, e subsequente fornecimento diário de ração, houve mudanças nas concentrações de nutrientes, ocorreram aumentos na alcalinidade e na dureza da água, o que disponibilizou recursos para o fitoplâncton. A disponibilidade de recursos possibilitou o crescimento das algas e contribuiu para a sucessão das espécies.

O surgimento de espécies do grupo das Chlorococcales, diatomáceas e das algas de pequeno porte promoveu o crescimento dos cladóceros e dos copépodos. A seqüência da sucessão, em todos os tratamentos, foi a seguinte:

Rotifera (C e S-estrategista) → Cladocera (R-estrategistas) → Copepoda (K-estrategistas).

6.1.2. Interação entre a comunidade planctônica e a população de peixes.

Os efeitos da produção de peixes sobre as comunidade planctônicas manifestam-se de diferentes maneiras nos ecossistemas de água doce. Entre estas, podem ser citadas as alterações nas condições físicas e químicas do meio (concentração de nutrientes, pH, concentração de oxigênio dissolvido), na composição e biomassa do fitoplâncton e na composição e diversidade do zooplâncton.

As alterações provocadas pelos peixes pode exercer um efeito direto (predação e herbivoria) ou indireto (disponibilidade de nutrientes) sobre as comunidades planctônicas. Em ambientes naturais, a predação envolve uma série de interações complexas do tipo predador-presa. Os predadores que alimentam-se de várias espécies, mas que exibem preferência por uma única em particular, provavelmente esteja beneficiando indiretamente a espécie menos preferida. Reduzindo a densidade da presa preferida, a outra terá disponibilidade de recursos e redução da pressão competitiva.

As interações indiretas entre o predadores e presas em ambientes naturais são comuns a nível de cadeia alimentar. Vários predadores selecionam sua presa na parcela da população, o que será feito de acordo com a idade, tamanho da presa e disponibilidade de recursos. Quando as condições são favoráveis, aquelas classes que não sofreram predação intensa acabam sendo beneficiadas com a presença do predador, sendo que esse benefício sobre a população dependerá das interações negativas e positivas no mecanismo predador-presa (VANNI, 1987).

Delimitar os efeitos diretos e indiretos das interações predador-presa em ambientes naturais é bem mais complexo do que em ambientes experimentais. Essa dificuldade é decorrente de vários fatores que atuam simultaneamente, influenciando a mortalidade e fecundidade. Além disso, a predação afeta a distribuição geográfica da presa, dificultando sua localização. As interações entre peixes planctófagos e zooplâncton de água doce podem estar sujeitas aos efeitos indiretos da predação, face as facilidades que podem ser impostas aos experimentos que manipulam populações, e também porque já é de senso comum, no meio científico, alguns desses tipos de manipulações (VANNI, *op cit*).

Pesquisas pioneiras, como as de BROOKS & DODSON (1965), STRASKRABRA (1965), ZARET (1971) e LYNCH & SHAPIRO (1981) demonstraram que a manipulação nos elos da cadeia alimentar modifica radicalmente os elos subseqüentes. Os efeitos causados sobre o zooplâncton é

bem conhecido: os peixes selecionam as presas de maior tamanho e exercem uma pressão de predação suficiente para conduzir a extinção destas grandes espécies. Neste caso, somente as espécies de menor porte estarão habilitadas a coexistir com os peixes zooplantófagos (BACA & DRENNER, 1995).

A teoria ecológica e experimental que expressa essas interações, denominada de efeito cascata, sugere que os consumidores detêm a habilidade para regular a estrutura da comunidade no ecossistema. Um aumento na biomassa de peixes piscívoros em lagos pode causar um efeito em cascata, que inicia-se com o consumo dos peixes planctófagos, passando pelo zooplâncton, e por último resultando no decréscimo na biomassa do fitoplâncton (CARPENTER *et. al.* 1987). O efeito cascata também depende do tipo e da qualidade das algas, isto é, se são palatáveis ou não.

Um estudo desenvolvido num reservatório eutrófico, no qual havia sido introduzido acidentalmente uma densa população de duas espécies de peixes planctívoros (*Dorossoma petenense* -Threadfin shad e a *D. cepedianum*-Gizzard shad) na fase larval, chegaram ao reservatório através dos cano de abastecimento, originários de outros dois reservatórios, contribuíram para a queda na qualidade de água. A prefeitura optou por uma segunda introdução de peixes (introdução proposital) a fim de controlar a população de Threadfin shad e Gizzard shad. A espécie escolhida e introduzida foi a *Micropterus salmoides* (Largemouth bass)

BACA & DRENNER (1995) avaliaram o efeito do *Largemouth bass* sobre os peixes planctívoros, tendo como hipótese o fator regulador da comunidade sobre a concentração de fósforo, além disso havia outra espécie de peixe, nativa do reservatório, a *Dorossoma petenense*. Adicionando fósforo na água, como consequência, verificou-se um aumento na densidade de cladóceros, copépodos adultos, náuplios e rotíferos. Manipulando a presença do *Dorossoma petenense*, registrou-se uma queda na população de cladóceros, copépodos e náuplios. No tratamento ao qual foram adicionados ao mesmo tempo fósforo e

Dorossoma petenense, não observou-se efeito isolado sobre as características analisadas.

De acordo com MacQUEEN *et al.* (1986), o efeito do peixe poderá diminuir com o aumento da eutrofização. Entretanto, LANCASTER & DRENNER (1990) e De MOTT *et al.* (1992) não encontraram evidências que dê suporte a esta hipótese.

STARLING *et al.* (1990, 1997, 1998) e STARLING (1993), porém, mostraram que o efeito do peixe sobre a cadeia trófica não diminuiu. O emprego de certas espécies de peixes na cadeia, como ferramenta de biomanipulação, pode ser eficiente e melhorar a qualidade de água, como está sendo analisado no lago Paranoá, em Brasília –DF. A introdução de carpa-prateada contribuiu para a redução de 35% da densidade, 20% da biomassa e 80% da produção primária do fitoplâncton e, como consequência, houve uma redução na abundância do microzooplâncton.

Em piscicultura, no entanto, os objetivos quanto a qualidade de água nos viveiros diferem em relação aos ambientes naturais. Para criação extensiva, por exemplo, espera-se que o crescimento do fitoplâncton e do zooplâncton seja o suficiente para a engorda dos peixes (WOYANAROVICH, 1985). Contudo, em criação intensiva e superintensiva a produção de alimentos naturais não é importante (esquema 3 do primeiro tópico desse capítulo).

A dominância ou não de cladóceros, rotíferos e/ou copepódos sobre o plâncton, em piscicultura, é dependente do tipo de criação (manejo) adotada e do estágio de desenvolvimento do peixe (idade e tamanho). ELER (1996), concluiu que em experimentos com jovens de pacú, os cladóceros dominavam sobre a população do zooplâncton. O resultado das análises de conteúdo estomacal dos peixes do experimento, mostrou uma variada gama de itens ingeridos, incluindo grama, insetos, plâncton e ração. O autor concluiu que o plâncton foi um item secundário entre o período de oferta da ração.

Entretanto, SENHORINI (1995), trabalhando com a mesma espécie na fase larval, concluiu que nos 10 primeiros dias essa espécie é exclusivamente

planctônica, verificando-se que nos tratamentos nos quais ocorreram uma maior produção de organismos vivos a sobrevivência dos larvas, no final do experimento, foi maior, sendo nítida a preferência alimentar das larvas sobre os cladóceros, seguidos pelos rotíferos e copépodos. Esta preferência pode estar relacionada ao tamanho e mobilidade dos cladóceros que atraem e facilitam sua captura pelas larvas de pacu. FREGADOLLI (1990) concluiu que larvas de pacu de 13-17mm (comprimento total) selecionam, positivamente, larvas de mosquito quando fornecidas junto com os cladóceros. Segundo o autor, nessa idade as larvas já estão aptas para capturar, ingerir e digerir, com mais eficiência, tais organismos.

SENHORINI (1995) também verificou que nos dois primeiros dias de estocagem das larvas de pacu, 46% do conteúdo estomacal foi composto por rotíferos, sendo que no 6º dia a quantidade de rotífero foi de 100%. A análise do zooplâncton durante este mesmo período mostrou a dominância de rotíferos no sistema (70%), enquanto que no quarto dia de criação essa porcentagem caiu para 19%, demonstrando a pressão de predação sobre esses organismos. Por outro lado, a população de cladóceros cresceu e dominou a comunidade na água. Entretanto, a partir do 6º os cladóceros passaram a ser preferência alimentar das larvas (28% a 99%), verificando-se que a densidade na água não ultrapassou a 59% da densidade total dos organismos. Os copépodos foram pouco consumidos, chegando a dominar a população em cerca de 100% no 24º dia de criação. Os insetos também fizeram parte da dieta dos pacus, tendo sido observado que cerca de 95% do conteúdo era composto por insetos (do benton) no 26º dia, 2,6 % de cladóceros e 1,8% de copépodos e 0% de rotíferos. Nesse dia, 80,6% da população era de copépodos, 0% de cladóceros e 19% de rotíferos. Provavelmente a população de cladóceros não tenha tido tempo de recuperação, dada a intensa pressão de predação. Essa recuperação está relacionada ao tempo de geração dos cladóceros, o que é bem maior que em rotíferos.

As seqüências de sucessões no experimento de SENHORINI (1995), para a coluna d'água (a) e para o conteúdo estomacal (b) foram as seguintes :

- (a) Rotifera → Cladocera → Copepoda
- (b) Rotifera → Cladocera → Insecta

O mesmo autor desenvolveu outro experimento com larvicultura de matrinxã (SENHORINI, 1999) e obteve resultados semelhantes aos descritos acima, exceto para rotíferos. Segundo o autor, este grupo não foi selecionado pelas larvas de matrinxã. Os cladóceros foram os mais consumidos, seguidos por copépodos e larvas de chironomídeos. Naturalmente, pela baixa pressão de predação, a população dominante foi a de rotíferos, seguida pela de copépodos.

Nos dois experimentos desenvolvidos por SENHORINI (1995 e 1999), observa-se que, independente da espécie, o efeito do peixe sobre a comunidade do zooplâncton é forte nas vizinhanças do topo da cadeia, isto é, as larvas de pacu e de matrinxã controlaram a cadeia de cima para baixo (efeito “Top-down”), controlando a presença do zooplâncton de grande porte (cladóceros). Consequentemente, o zooplâncton de pequeno porte (rotíferos) dominaram a comunidade dos viveiros. O autor não examinou a comunidade do fitoplâncton, mas supõe-se, teoricamente, que com a presença do predador, a abundância do fitoplâncton era alta, possibilitando a sobrevivência de indivíduos de pequeno porte, exceto quando a população de rotíferos voltou a dominar a população (VANNI, 1987; MILLS *et al.* 1987).

Da mesma forma que ELER (1996), resultados semelhantes na comunidade também foram encontrados no presente estudo. As populações de cladóceros dominaram a comunidade do zooplâncton, com alternância entre as espécies *Moina micrura* e *Daphnia guesneri* (PEREIRA, 1998). As duas espécies não coexistiram, visto que quando a população de *Moina* aumentava a de *Daphnia* decrescia até desaparecer. O que possibilitou a dominância dos grandes cladóceros nos viveiros foi a baixa pressão de predação, verificada através da análise de conteúdo efetuada (maior parte do material consumido foi ração e insetos).

Como consequência, observou-se que a comunidade do fitoplâncton foi dominada por algas de maior porte, com projeções e adornos em forma de espinhos (*Ankara*, Desmidiaceae), por Cyanophyta (*Microcystis aeruginosa*, *Merispopedia*) e *Dinobryon cylindricum*. As algas de menor porte como *Selenastrum*, *Sphaerocystis*, *Quadrigula*, *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Crucigênia* e *Croococcus* (mais preferenciais para o zooplâncton, segundo KERFOOT, 1987), foram encontradas com boa frequência nas amostras, mas com densidade muito baixa, o que demonstra a pressão de filtração (*grazing*) dos cladóceros sobre as algas.

As interações indiretas entre o *Brycon cephalus* (400 g), em criação intensiva, e a comunidade planctônica dos tratamentos são resumidas e mostradas na figura 53, conforme esquema modificado de VANNI (1987).

Figura 53 – Interação indireta entre a população de *Brycon cephalus* (matrinxã) e a comunidade planctônica dos viveiros de piscicultura, (modificado de VANNI, 1988).

6.2. Piscicultura e desenvolvimento sustentável: uma análise ambiental dos impactos gerados e as possíveis medidas mitigadoras

O futuro da população dos países em desenvolvimento dependerá do balanço entre a exploração e a conservação dos recursos naturais. A produção de alimentos e a subsistência dos produtores de alimentos e dos trabalhadores que estão associados a indústria terão que ter um sistema “sustentável” em vez de um ambiente superexplorado, com modificações em seu padrão normal de funcionamento. Nestes termos, ambiente é definido de maneira ampla, no qual a ecologia humana está relacionada com os recursos naturais bióticos e abióticos (PULLIM, 1989).

Invariavelmente, a agricultura tem afetado o ambiente através da ocupação e fragmentação dos habitats naturais e primitivos (originais), pela redução da abundância e da diversidade da biota, com alterações do solo, da água e da qualidade da paisagem, contribuindo para que haja alterações nos fatores climáticos globais. A agricultura ainda permanece como sendo a mais importante fonte econômica dos países em desenvolvimento do terceiro mundo e, de forma previsível, irá causar outras transformações no ambiente. De certa forma, os manifestos atuais, bem como as preocupações e análise custo-benefício que tem sido discutida, são essenciais para a avaliação dos impactos ambientais, mesmo em relação a aquicultura, até então não considerada como uma atividade impactada, com geração de produção dentro do conceito de poluição zero.

De forma contrária a agricultura, a atividade da aquicultura é uma prática recente e embora atualmente seja reconhecido o mérito que a aquicultura possui em relação a produção de alimentos, com alta eficiência e como pólo de integração com a agricultura, também tem sido reconhecidos os impactos aos sistemas naturais que recebem seus efluentes. Além disso, deve-se considerar que o meio aquático suporta uma série de processos físicos, químicos e biológicos, os quais, em conjunto com a própria

atividade metabólica dos peixes cultivados, são extremamente importante para manter a sanidade dos peixes e o desempenho da criação.

O meio aquático, para a maioria dos usuários, suporta uma flora e uma fauna diversificada. Com a coleta de algumas espécies do ambiente natural e inseridas em ambiente de cativeiro, o homem as domesticou e as mesmas passaram a ser produto da demanda de mercado, aumentando a exportação e/ou importação de espécies exóticas, sendo que esta prática pode ser considerada um benefício para a produção vegetal e animal bovina. Entretanto, segundo (BEVERIDGE, 1996), os organismos aquáticos comportam-se de forma diferente, pois escapam e formam população feral que poderá (1) espalhar e inter-reproduzir com o estoque nativo e, desta forma, ameaçar os recursos genéticos naturais, (2) provocar a ruptura nos habitats naturais pela proliferação ou remoção da vegetação ou pelo aumento da turbidez e (3) pela introdução de organismos patogênicos, predadores e outras pragas. Novamente observa-se que o balanço entre custo e benefício é essencial, pesando-se as possíveis conseqüências e transtornos ambientais da introdução da prática aquícola na bacia. Neste sentido, este tipo de avaliação traz a aquicultura para o centro do conceito de desenvolvimento sustentável, uma vez que procura-se inserir esta prática no estilo de desenvolvimento social e politicamente justo, utilizando o ambiente de forma racional, ou seja, dentro do conceito da sustentabilidade.

Qualquer pessoa que esteja envolvida no desenvolvimento da aquicultura (cientistas, extencionistas, produtores, administradores e governo), terá que entender que os recursos naturais só apresentarão todo o seu potencial de usos, em benefício da comunidade, se for utilizado sob o ponto de vista da sustentabilidade do sistema. No entanto, para conseguir a sustentabilidade do sistema, todos os atores envolvidos na prática da aquicultura deverão estar afinados entre si, trabalhando em cooperação mútua. Deve-se salientar ainda que é dever dos órgãos fiscalizadores zelar pela integridade do meio ambiente, avaliando, de forma mais rígida os projetos de implantação que envolvam

manipulação de algum compartimento da Bacia Hidrográfica, como por exemplo a criação de organismos aquáticos.

Dentro desta temática, procurou-se abordar alguns tópicos que deveriam ser analisados pelos órgãos competentes de forma mais efetiva, como por exemplo (a) os impactos ambientais produzidos sobre a aquicultura; (b) os impactos ambientais da aquicultura sobre o ambiente e (c) as possíveis medidas mitigadoras a serem adotadas para a sustentabilidade dos ecossistemas naturais frente ao desenvolvimento do projeto.

Considerando-se os impactos ambientais gerados pela prática da aquicultura, deve-se ter conhecimento prévio que ela pode ser projetada para ser implantada na terra, sob a qual viveiros e represas são construídos, ou nos corpos d'água já existentes, considerando gaiolas e cercados (os conhecidos tanques-rede). Independente do tipo de cultivo, espécie utilizada ou local de implantação do sistema de criação (terra, lago ou represa), serão gerados diversos impactos ao ambiente, os quais poderão ser considerados positivos ou negativos, dependendo do ponto de vista do analisador (ambiental, econômico e social) e da extensão de cada cultivo.

Pode ser considerado como efeito positivo o consórcio entre aquicultura e outras modalidades agrícolas, como por exemplo o cultivo integrado de arroz e peixe, porco-peixe, aves-peixe ou ainda o sistema integrado de usos múltiplos, como o clássico exemplo italiano, onde se utiliza a agricultura nos vales integrada ao sistema de manejos dos lagos, implementando-se ainda a recreação. Outro aspecto positivo é a manutenção de estoques de materiais no mar e nos reservatórios, protegendo e conservando espécies em perigo de extinção, além do emprego de efluentes industriais no enriquecimento dos viveiros de piscicultura, ou ainda o acoplamento de um sistema de hidroponia junto aos resíduos da própria piscicultura. Deve-se ressaltar também como um aspecto positivo social e econômico as oportunidades de novas fontes econômicas e de trabalho na bacia hidrográfica.

Entretanto, a aquicultura não produz apenas impactos positivos. Analisando-se todos os sistemas de criação de peixes em cativeiro, têm-se verificado que os impactos negativos são muitos, com conseqüências diretas sobre o meio ambiente (ROSENTAL, 1994). De acordo com o autor, os impactos negativos mais comuns em viveiros de piscicultura são:

a) Eutrofização dos recursos hídricos

A eutrofização dos recursos hídricos talvez seja um dos maiores impactos causados pela aquicultura. Este estudo, por exemplo, mostrou que a produção de biomassa do fitoplâncton e zooplâncton, bem como as cargas de nutrientes aumentou em cada tratamento e, se por um lado houve um incremento em biomassa, também ocorreu um decréscimo na qualidade da água, com redução elevada das concentrações de oxigênio dissolvido, entre outras alterações físicas e químicas.

PILLAY (1992), ao realizar um monitoramento em 200 fazendas na Inglaterra também mostrou os efeitos negativos da criação de peixes sobre o efluente, verificando-se que geralmente os impactos estavam associados a eutrofização (aumento de fósforo), florescimento de algas, clorofila, macrófitas, turbidez, material em suspensão e fungos, além dos problemas quanto a odores, potabilidade da água, mortandade de peixes, entre outros. Os resultados apresentados pelo autor são comparados aos obtidos no presente estudo (tabela 61), verificando-se semelhanças entre os impactos, destacando-se a redução da concentração de oxigênio dissolvido, o aumento da carga de fósforo, o florescimento de algas, entre outros.

Tabela 61 - Análise comparativa dos impactos negativos causados pelos efluentes de 200 fazendas na Inglaterra e no presente trabalho (Modificado de PILLAY, 1992).

IMPACTO NEGATIVO	NÚMERO DE CASOS	EXPERIMENTO ATUAL
Eutrofização	22	↑
↑ da Carga de fósforo	15	↑
↑ da concentração de bactérias indicadoras de qualidade sanitária	11	não foi analisado
↓ da concentração de oxigênio dissolvido	9	↓ observada
↑ do florescimento de algas	8	Observado
↑ de fungos de esgoto e material suspenso	5	↑
↑ da concentração de clorofila a	4	↑
↑ da biomassa de macrófitas	3	T3 (<i>Pistia</i> sp)
↑ da turbidez da água	2	↑
Odores	2	não observado
Sabor desagradável na carne do peixe	2	não ocorreu
Água não potável	2	após tratamento
Restrição ao uso da água do efluente	1	sem restrição
Morte de peixes	1	ocorreu no T2
Alteração na fauna bentônica	1	não analisado
Poluição pelas gaiolas	1	-
Deterioração das pesca	1	-

O efeito da qualidade do efluente sobre o corpo receptor está ligado principalmente a quantidade de sólidos suspensos na água, quantidade de nutrientes dissolvidos e a redução nas concentrações de oxigênio dissolvido. O enriquecimento orgânico afeta diretamente as taxas de consumo de oxigênio e quando a demanda de oxigênio é maior que a disponível o sistema pode se tornar anóxico, principalmente na interface água-sedimento, embora, muitas vezes, ocorra déficit de oxigênio dissolvido na coluna d'água, principalmente no período noturno. Os processos anaeróbicos que ocorrem no sedimento também colaboram com a redução nas concentrações de oxigênio dissolvido, resultando na produção de amônia, gás sulfídrico e metano, os quais podem dissipar-se pela coluna d'água. O enriquecimento de amônia na água, sob baixas concentrações de oxigênio dissolvido, pH e temperatura elevada, propiciam a mortandade de peixes (BOYD, 1982), implicando em perdas econômicas.

Quanto ao enriquecimento pelo fósforo e nitrogênio, o maior problema é que eles agem como substâncias fertilizantes, estimulando o crescimento do fitoplâncton. O aumento da produção orgânica no sistema resulta em aumento do consumo de oxigênio, o que torna-se mais drástico no período noturno, resultando na mortandade de peixes, como observado no presente estudo.

Entretanto, o crescimento das algas não leva apenas à competição por oxigênio dissolvido. Na maioria das vezes, no florescimento de algas, apenas algumas espécies dominam a comunidade do fitoplâncton, sendo estas algas geralmente pertencentes a divisão Cyanophyta. Dentre estas, algumas espécies são tóxicas, como *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena spiroides* e espécies do gênero *Cilindrospermopsis*. O efeito da toxicidade de algas (além de um efeito físico) foi observado em 1998 (observação *in loco*), em um sistema de cultivo no município de Descalvado (SP), onde um produtor perdeu 6 toneladas de peixes após adição excessiva de alimento. Examinando-se os peixes, observou-se grandes filamentos de *Anabaena spiroides* nas brânquias dos peixes, o que, possivelmente, impediu as trocas gasosas. Associadas a *Anabaena spiroides*, constatou-se também *Microcystis aeruginosa*. Avaliando-se a densidade de algas presente no sistema, obteve-se uma densidade superior a 6×10^6 org/l na água, em pH acima de 7. De acordo com a literatura estas espécies são potencialmente tóxicas, tendo sido notificadas grandes mortandades de peixes após ingestão de *Anabaena* e *Microcystis* pelos peixes (HERMAN *et. al.*, 1990).

Outro aspecto a ser considerado é que o efluente, como o descrito acima, é lançado sem qualquer tratamento no corpo receptor, permitindo, dessa forma, alterações físicas e químicas e, conseqüentemente, modificações na biota aquática.

b) Os resíduos químicos

Além do efluente produzido pelos processos naturais e pelo enriquecimento de nutrientes, fezes e ração não consumida, a piscicultura também lança os resíduos de produtos químicos, os quais são utilizados na desinfecção, controle de pestes e predadores, tratamento de doenças, hormônios para a induzir a reprodução, reversão sexual, anestésicos para transporte, dentre outros. A tabela 62. apresenta os medicamentos de uso comum em piscicultura.

Tabela 62 - Principais medicamentos e produtos químicos utilizados em piscicultura.

MEDICAMENTO	USO	FONTE
Premix	Suplemento	
Verde malaquita	Desinfetante	PILLAY, 1992
Formol	Desinfetante	PILLAY, 1992
Teramicina/Oxytetraciclina	Antibiótico	PILLAY, 1992
Cloramina/Amoxilina	Antibiótico	ARANA, 1999
Cloreto de sódio	Desinfetante	ARANA, 1999
Sulfato de cobre	Algicida	PILLAY, 1990
Permanganato de potássio	Desinfetante	ARANA, 1999
Vitaminas	Suplemento alimentar	PILLAY, 1992
Dipterex	Controle de predador	PILLAY, 1992
Hidróxido de sódio	Desinfetante	ARANA, 1999
Hipocloreto de sódio	Desinfetante	ARANA, 1999
Hormônio	Indução de reprodução ou sexagem	PILLAY, 1992

De acordo com PILLAY (1992), os anestésicos, desinfetantes e biocidas podem exercer efeitos primários e secundários, sendo que os efeitos primários resultam no impacto ecotoxicológico e os secundários estão relacionados com a mortandade (efeito letal) e efeitos subletais em espécies que não eram alvo do tratamento.

Os antibióticos, por exemplo, aumentam a resistência de vários organismos (efeito primário), tendo como efeito secundário o aumento da resistência de

organismos patogênicos ao medicamento aplicado, o que pode atingir rios e lagos. Essa resistência pode, inclusive, ser passada às bactérias naturais do ser humano, em consequência dos resíduos encontrados nos produtos comercializados. Além disso, existe também a possibilidade da transmissão de organismos patogênicos das criações para a população natural. SAMPAIO (1996), relata o uso de DIPTEREX para o controle de insetos e a influencia negativa na cadeia alimentar nos viveiros experimentais da CITROSUCO.

c) Outros efeitos negativos

Além dos impactos negativos anteriormente mencionados, deve-se mencionar outros, os quais incluem:

- 1 – a destruição de habitats de espécies nativas, principalmente nas criações de camarão nos mangues: este efeito ocorre quando o projeto não estuda a capacidade de sustentação da área empregada no sistema de criação.
- 2 – a interação entre as espécies de cativeiro e espécies nativas: este tipo de dano ocorre quando há fuga das espécies em cativeiro para o ambiente natural. A dispersão pode alterar a composição genética nativa pela hibridização com a espécies cultivada em cativeiro.
- 3 – o impacto na biodiversidade: a introdução e transporte de espécies de criação, pode resultar em erros, como o escape acidental ou intencional para o ambiente natural. É muito difícil a predição dos efeitos causados por esse escape. Contudo, a espécie introduzida pode dominar as espécies nativas devido a disponibilidade de recursos e facilidades do novo ambiente. Desta forma, ocorre uma interação negativa com as espécies nativas através do mecanismo de exclusão competitiva pelos recursos disponíveis. Segundo MUNDAY *et. al.* (1992) as espécies introduzidas podem interferir nas taxas de sobrevivência, predação, inibição da reprodução, modificação ambiental, transferência de novos parasitas e doenças e hibridação.

Entretanto, para que ocorra os efeitos negativos sobre a fauna silvestre, vários fatores devem ser levados em consideração, tais como, capacidade de sobrevivência da espécie de cativeiro no ambiente natural em competir com as

espécies silvestres e habilidade de reprodução com as espécies silvestres. Este efeito negativo ocorreu na Nova Zelândia, resultando na exclusão de espécies nativas (McDOWALL, 1990).

Considerando-se as formas mitigadoras dos impactos ambientais gerados pela aquicultura, verifica-se que os impactos negativos da aquicultura podem ser evitados através do uso de projetos adequados e métodos de construção e operação das instalações de acordo com as melhores práticas de manejo.

Como exemplo de preocupação com a conservação ambiental, a Figura 54 apresenta um modelo de entrada e saída de fósforo e nitrogênio dos sistemas de piscicultura (SANDIFER & HOPKIENS, 1996). Essa proposta, desenvolvida para sistemas de criações de camarões, mostra o caminho do fósforo e do nitrogênio em cada elo da cadeia alimentar, as fontes de exportação e a de emissão de poluentes (efluente). Para solucionar a fonte de emissão, sugere-se cultivos de vegetais em sistemas de hidroponia, fertilização de diferentes tipos de cultivos, através de sistemas de irrigação com o efluente, além da utilização do lodo e sedimento para fertilização de canteiros de hortaliças e jardins. A escolha do cultivar dependerá da demanda de mercado. O autor propõe, ainda, a reciclagem da água nos viveiros, sendo que a introdução de água “limpa” deveria ser feita apenas visando a reposição das perdas por evaporação ou infiltração.

Outros sistemas de controle poderiam estar vinculados a tratamentos não convencionais dos efluentes, utilizando-se de medidas ecotecnológicas. Entre estas, a construção de áreas alagadas como forma de tratamento do efluente e a posterior utilização desta biomassa vegetal para alimentação bovina (entre outros), produção de gás, adubo e fabricação de tijolos, a partir da técnica do adobe, um tipo de tijolo artesanal feito com terra “crua” e matéria orgânica (BORGES, comunicação pessoal).

Figura 54 – Proposta de tratamento de efluente de piscicultura, com recirculação de água e remoção de nitrogênio e fósforo utilizando o sistema de hidroponia (Modificado de SANDIFER & HOPKIENS, 1996)

No entanto, não somente deve-se avaliar os impactos da piscicultura ao meio ambiente mas também os impactos de outras atividades que influenciam e limitam a prática da piscicultura. Direcionando-se a análise para os impactos ambientais que os sistemas de aquicultura estão sujeitos, verifica-se que o maior impacto decorre da alteração da qualidade de água, tendo em vista que esta relaciona-se aos usos e ocupação do solo da bacia hidrográfica, nos quais as atividades industriais e agrícolas são as que mais contribuem para a deterioração da qualidade de água. A atividade industrial produz efluentes ricos em nutrientes, substâncias contaminantes e, muitas vezes, metais pesados. A agricultura também contribui com o enriquecimento e substância tóxicas, sendo que os restos de fertilizantes e defensivos agrícolas atingem o corpo d'água através do escoamento superficial (via precipitação). Os defensivos e substâncias contaminantes podem contribuir com efeitos letais e subletais na criação de peixes.

Em decorrência de todas as interações existentes nos sistemas de cultivo de peixes, as quais incluem relações bióticas internas aos viveiros e externas, em consequência dos impactos da atividade e sobre a atividade (efeitos dos usos e ocupação da bacia hidrográfica sobre a piscicultura), torna-se necessário avaliar, antes da implantação desta atividade, todos os possíveis impactos. Para tanto, são sugeridos diversos estudos de avaliação de impacto ambiental através da utilização de uma Matriz de Avaliação de Impacto Ambiental. A tabela 63 apresenta o modelo de uma matriz de avaliação de impacto ambiental para um projeto de piscicultura intensiva utilizando-se 10 viveiros de 400 m². A matriz foi construída com base na proposta de COLLINSON (1980 *apud* PILLAY, 1992).

Tabela 63 – Matriz de avaliação impacto ambiental para a implantação de uma piscicultura imaginária. Previsão de construção de 10 viveiros de 400 m² cada.																								
Pontuações do sistema Magnitude 1- pouco 2 – médio 3 – grande Importância A – pouca B – média C – muita Interação + - sem impacto ou impacto positivo			Implantação e preparação					Alteração dos regimes hidrológicos e do solo				Operação				Trabalho								
			Drenagens	Drenagem de várzea	Tráfego na construção	Estoque de materiais	Estruturas	Desmatamento	Água subterrânea	Água superficial	Controle de fluxo	Alteração na característica da água	Bombeamento	Drenagem e enchimento	Qualidade de água	Manejo da água	Desenvolvimento de vegetação	Estoque de esterco	Tráfego	Pedreiros e	Equipe técnica permanente	Trabalhador de campo	Administrador	
Características físicas e químicas	Terra	Agricultura	3 B			2 A																		
		Solo	3 A	2 +	1 A	2 A			1A	2A														
		Recursos minerais	1 A																					
		Materiais de construção	3 A																					
	Água	Superficial	3 +	3 A		2 B	1 A			1A				1 A	+									
		Subterrânea	1 A	1 B		1 C				1A	1A			1 A	1 A	+			1 C					
		Recarga de aquífero	1 A	1 A		1 A								1 A	1 A	+								
		Qualidade	1 A	3 C		1 C	1 A																	
	Ar	Clima								1A				1 A	1 A									
		Qualidade				1 A	1 A												1 C					
	Processos	Enchentes	+																					
		Erosão	3 C	3 C																				
		Siltes		2 B																				

Tabela 63 - Continuação

Pontuações do sistema Magnitude 1- pouco 2 – médio 3 – grande			Implantação e preparação							Alteração dos regimes hidrológicos e do solo				Operação				Trabalho					
Importância A – pouca B – média C – muita			Drenagens	Drenagem de várzea	Tráfego na construção	Estoque de materiais	Estruturas	Desmatamento	Água subterrânea	Água superficial	Controle de fluxo	Alteração na qualidade da água	Bombeamento	Drenagem e enchimento	Qualidade de água	Manejo da água	Desenvolvimento da vegetação	Estoque de esterco	Tráfego	Pedreiros e	Equipe técnica permanente	Trabalhador de campo	Administrador
Interação + - sem impacto ou impacto positivo																							
Fatores culturais	Uso da água e da terra	Agricultura	1 A	+	1 B																		
		Moradia																					
		Pastagens	2 B		2 B	1 A		3 B															
		Fauna/Flora silvestre	2 A	3 C	2 B			3 C		2B	2B	3C											
	Aspecto o estético	Floresta	3 C	3 C				3 C	1A	2B	1A												
		Recreação		1 A				1 A															
	Aspecto humano	Emprego	+	1 A		1 C														+	+	+	+
		Padrão cultural																		1 C	1C	1C	1C
		Saúde pública			1 A	1 C									+	1 C	1 C	1 C	1 C	1 C	1 C	1C	1C

Tabela 63 -Continuação																			
Pontuações do sistema Magnitude 1- pouco 2 – médio 3 – grande			Implantação e preparação					Alteração dos regimes hidrológicos e do solo				Operação					Trabalho		
Importância A – pouca B – média C – muita			Drenagens					Água subterrânea Água superficial Controle de fluxo Alteração na qualidade da água				Bombeamento Drenagem e enchimento Qualidade de água Manejo da água Reflorestamento Estoque de estercos					Tráfego Pedreiros e Equipe técnica permanente Trabalhador de campo Administrador		
Interação + - sem impacto ou impacto positivo			Drenagem de várzea					Tráfego na construção Bota fora de materiais Estruturas Desmatamento				Água subterrânea Água superficial Controle de fluxo Alteração na qualidade da água					Bombeamento Drenagem e enchimento Qualidade de água Manejo da água Reflorestamento Estoque de estercos		
Fatores bióticos	Flora	Árvores e arbustos	3A	3C				3B									+		
		Vegetação rasteira	3A	3A				3B									+		
		Macrófitas	2A	3A						3C		2 B					+		
		Fitoplâncton	2A	3A						3C		2 B					+		
	Fauna	Insetos	3A			+		1B		+		2B					+	2 B	
		Peixes	2B	3C							2B								
		Anfíbios		3C															
		Aves	+	1A	1 A	+		2B		+									
		Zooplâncton		3C							3C		2 B						
		Mamíferos	2B			+		2B											
Piscicultura	Efluente	DBO												3C					
		OD												3C					
		P												3C					
		N												3C					
		Antibióticos												3C					

7. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo permitem concluir que:

1. A densidade de estocagem e o fluxo de água influenciaram as características limnológicas dos tratamentos, aumentando as concentrações de nutrientes e material em suspensão (principalmente a fração orgânica) e o decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido.
2. Em consequência do aumento das concentrações de nutrientes, principalmente de fósforo, ocorreu o aumento na biomassa e densidade do fitoplâncton e na densidade do zooplâncton.
3. A introdução dos peixes ocasionou a redução nas concentrações de oxigênio dissolvido na água, mesmo com a manipulação da vazão. As reduções nas concentrações de OD, associadas a outras variáveis, promoveram mortandade de peixes no Tratamento T2, o qual apresentou a pior qualidade de água, considerando-se apenas o oxigênio como indicador de qualidade de água.
4. As algas pertencentes a divisão Chlorophyta foram dominantes no fitoplâncton nos diferentes tratamentos. Considerando-se todas as outras divisões, as espécies mais abundantes foram *Ankistrodesmus foveolatus*, *Staurastrum gracile*, *Spondiliosium pulchrum*, *Eutetramorus polycoccus*, *Microcystis aeruginosa* e *Dinobryon cylindricum*. O padrão de sucessão observado nos tratamentos foi Chlorophyta (Desmidiaceae→Chlorococcales) →Cyanophyta.
5. Em relação ao zooplâncton, Rotífera foi dominante na fase de enchimento (primeiros 8 dias do experimento), sendo substituído posteriormente por Cladocera e Copepoda (do dia 12 de dezembro até o final do experimento). Na canaleta de abastecimento de água (ambiente lótico) predominou Rotífera do dia 30 de novembro a 9 de janeiro.
6. Nos diferentes tratamentos foi possível observar a influência indireta do efeito em cascata. As evidências relacionam-se a dominância do zooplâncton de grande porte (geralmente espécies pertencentes a

Cladocera), abundância de algas não assimiláveis, baixa densidade das algas de menor tamanho e assimilável para o zooplâncton. A espécie de peixe utilizada, *Brycon cephalus*, exerceu o efeito em cascata indireto, proporcionou disponibilidade de nutrientes (produtos de excreção e bioturvação) e não exerceu pressão de predação sobre o zooplâncton.

7. O sistema de piscicultura gera cargas poluidoras potenciais e, em decorrência da elevada exportação de materiais, recomenda-se o tratamento do efluente antes do lançamento no corpo receptor.
8. A ração não consumida e os produtos de excreção do peixe são os elementos responsáveis pelo incremento nas cargas de nutrientes no efluente. Aproximadamente 80% de nitrogênio total e do fósforo total da ração são perdidos para o ambiente.
9. As concentrações de fósforo do efluente dos diferentes tratamentos foram, em média, 36 vezes mais elevadas que os permitidos por lei, enquadrando o efluente como impróprio para ser lançado em rio de Classe 2.

8. RECOMENDAÇÕES

8.1. Proposta de manejo para um aquicultura sustentável

A Política Nacional de Recursos Hídricos, sob a Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997, assinala, como primeiro princípio, que a “bacia hidrográfica deve ser adotada como unidade de planejamento. Considerando-se os limites da bacia como o que define o perímetro da área a ser planejada, fica mais fácil estabelecer-se o confronto entre as disponibilidades e as demandas essenciais para o estabelecimento do balanço hídrico. O segundo princípio é o dos usos múltiplos da água, o que coloca todas as categorias de usuários em igualdade de condições em termos de acesso ao recurso natural. O terceiro princípio é o reconhecimento da água como um bem finito e vulnerável, o que serve de alerta para a necessidade de uma utilização preservacionista deste bem natural. O quarto princípio é o do reconhecimento do valor econômico da água, fortemente indutor do seu uso racional, dado que serve para a instituição da cobrança pela utilização dos recursos hídricos. O quinto e último princípio é o da gestão descentralizada e participativa. A filosofia por trás da gestão descentralizada é a de que tudo quanto pode ser decidido em níveis hierárquicos mais baixos de governo não será resolvido por níveis mais altos dessa hierarquia, ou seja, o que pode ser decidido em âmbito de governos regionais, ou mesmo locais, não deve ser tratado em Brasília ou nas capitais dos estados. Quanto a gestão participativa, esta constitui um método que enseja aos usuários, à sociedade civil organizada, às ONGS e aos outros agentes interessados a possibilidade de influenciar no processo da tomada de decisão.”¹

¹ Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Recursos Hídricos (SRH) 2ªed. Ver. Atual. Brasília, 1999

A Figura 55 apresenta um modelo teórico da aquicultura como uma prática econômica alternativa, o qual está baseado na Lei 9433. Pretende-se que o proponente e seus assessores façam uma avaliação prévia sobre a principal vocação da bacia hidrográfica. Nesta fase de estudo, aconselha-se o questionamento da contribuição global da aquicultura para a bacia. As avaliações das interações sócio econômicas, tais como a competição pelo uso da água, devem ser analisadas, tendo em vista que o uso preponderante da água, de acordo com a Lei 9433, é o consumo humano e a dessedentação de animais. Entretanto, a legislação ambiental (resolução do CONAMA 20 DE 1986) que ainda continua em vigor, estabelece o enquadramento dos corpos d'água em classes, sendo que os rios de classe especial, 1 e 2, além da vocação para o abastecimento urbano, são também destinados à proteção das comunidades aquáticas e, para tanto, foram determinados parâmetros de emissão de efluentes.

Caso a avaliação das interações sócio-econômicas sejam viáveis e aceitáveis, o próximo passo será a análise e proposta dos aspectos técnicos. Neste contexto, o proponente deverá escolher, em função da análise sócio-econômica e técnica, o tipo de manejo adequado à sua propriedade. Assim, algumas questões deverão ser respondidas, como por exemplo: Estou apto a desenvolver um manejo intensivo ou extensivo? Qual a espécie que devo escolher: carnívoras, herbívoras, indivíduos de pequeno ou grande porte? Qual é a demanda e exigência do mercado (em relação ao tipo de produto)? As respostas a estas perguntas estão inseridas na demanda de mercado.

Após a pesquisa de mercado, a escolha do manejo e da espécie, o passo seguinte será a análise de controle ambiental, no qual o proponente deverá estar ciente do impacto ambiental que poderá ocorrer no ambiente, quais são os mecanismos de controle a ser desenvolvido para evitar o escape da população, as formas de controle das cargas de emissão de poluentes, entre medidas preventivas e corretivas.

Se o projeto contemplar de maneira aceitável esses questionamentos, o passo seguinte será a avaliação das interações ecológicas através de inventários da área. Nesse momento, a análise do custo e benefício entre o projeto e o meio ambiente deverá ser avaliado com cautela e precisão. Deve-se considerar ainda que as interações podem ser negativas ou positivas e, se forem negativas a ponto de eliminar espécies em perigo de extinção, o projeto deverá ser rejeitado.

Mas, se após todo o procedimento de análise for concluído que existe harmonia entre as interações sócio-econômicas-ambientais, e que os aspectos técnicos e ecológicos são aceitáveis, os órgãos técnicos governamentais expedirão a licença de funcionamento. O empreendimento poderá ser construído e as variáveis ambientais deverão ser monitoradas periodicamente. O processo de licenciamento deverá estar de acordo com as leis vigentes no Estado e no País.

Figura 55 – Modelo teórico de um projeto visando a aquicultura como atividade sustentável na bacia hidrográfica.

9. BIBLIOGRAFIA

- ALABASTER, J. S., LLOYD, R. **Water quality criteria for freshwater fish.** London: Butterworth Scientific, 1982. 361p.
- ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. *Am. Nat.*, v. 110, n. 971, p. 165-180, 1976.
- ALLAN, G. L., MAQUIRE, G. B. The effects of water exchange on production of *Metapneus macleayi* and water quality in experimental pools. *J. World Aquat. Soc.* v.24, n.3 p. 321-328, 1993.
- ANAGNOSTIDES, K., KOMÁRAK, J. Modern approach to the classification systems of cyanophytes. I Introduction. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* n.71, v.1-4, p. 327-472. 1988.
- ANAGNOSTIDES, K., KOMÁRAK, J. Modern approach to the classification systems of cyanophytes. III Oscillatoriales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* n.80, v.2, p. 291-302. 1985.
- ANAGNOSTIDES, K., KOMÁRAK, J. Modern approach to the classification systems of cyanophytes. V Stigonematales. *Algological Studies.* n.59, v.2, p. 73. 1990.
- ARANA, L. V. **Aqüicultura e desenvolvimento sustentável.** Subsídios para a formulação de políticas de desenvolvimento da aqüicultura brasileira. Florianópolis: editora da Universidade Federal de Santa Catarina, 1999, 310p.
- AVAULT Jr., J.W. Water management in ponds, some basics reviewed: ammonia and nitrite. *Aquac. Magaz.*, 76-80, 1993.
- ARANHA, F. de J. **Influência de fatores hidráulicos e hidrológicos na composição e biomassa do fitoplâncton em curto período de tempo, na Represa de Barra bonita-SP.** São Carlos: Universidade de São Paulo. 1990. 160p. Dissertação (mestrado).
- BACA, R. M., DRENNER, R. W. Do the effects of piscivorous largemouth bass cascade to the plankton? *Hydrobiologia.* V.316, p. 139-151, 1995.
- BASILE MARTINS, M. A. Plâncton, generalidades e sua importância na alimentação dos peixes. In: **Poluição e Piscicultura.** São Paulo: Comissão Inter Estadual da Bacia do Paraná-Uruguai, Faculdade de Saúde Pública – USP, 1972, p. 195-206.
- BEVERIDGE, M. C. M., ROSS, L. G., KELLY, L. A. Aquaculture and biodiversity. *Ambio.* V. 23. n.8. p.497-502. 1994.
- BICUDO, C. E. M., BICUDO, R. M. T. **Algas de Águas Continentais Brasileiras: Chave ilustrada para identificação de gêneros.** São Paulo: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento de Ciências, 1970. 228 p.
- BOURRELLY, P. **Les Algues d'eau Douce: initiation a la systématique.** Saint-Michel: Société Nouvelle des Editions Boubée, 1981. t. I, II e III.

- BOYD, C. E. **Water quality in Warmwater fish Culture**. Auburn University, 1982. 359p.
- BOYD, C. E. **Water quality in ponds for aquaculture**. Auburn: Auburn University Press, 1990. 482p.
- BOYD, C. E., QUEIROZ, J. Aquaculture pond effluent management. **Aquaculture Asia**. April-June. p.43-46. 1997.
- BRETT, J. R., GROVES, T. D. D. Physiological energetic. In: **Fish physiology**. HOOR, W. S, RANDOLL, D. J., BRETT, J. R. (eds.). Orlando: Academic Press. v. 3, 1979. P.279-352.
- BROOKS, J. L., DODSON, S. I. Predation, body size, and composition of plankton – The effect of a marine fish planktivore on lake plankton illustrate theory of size competition, and predation. **Reprint from Science**. V. 50, n.3692, p.28-35. 1965.
- BUFON, A.G. M. **Variação temporal da taxa de sedimentação na represa Velha (CEPTA/IBAMA) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema. Um estudo e impacto ambiental**. Pirassununga: Faculdade de Engenharia de Agrimensura de Pirassununga, SP.1999.85p. (Monografia).
- CALIJURI, M. C. **A comunidade fitoplantônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)**. São Carlos:Universidade de São Paulo-SP.1999. 197p.(Tese- Livre Docência).
- CHAPMAN, V. J., CHAPMAN, D. J. **The algae**. Londres: the MacMillan Press, 2nd. 497p., 1973.
- CARPENTER, S. R, KITCHELL, J.F., HODSON, J. R. et al. Regulation of lake primary productivity by food web struture. **Ecology**, v. 68, n.6, p.1863-1876, 1987.
- CARPENTER, S. R. **Complex interation in lake communities**. New York: springer-Verlag, 1988, 283p.
- CASTAGNOLLI, N., CYRINO, J. E. **Piscicultura nos Trópicos**. São Paulo: Ed. Manole Ltda. 152 p., 1986.
- CHANG, W. Y. B., OUYANG, H. Dyanamics of dissolved oxygen and vertical circulation in fish ponds. **Aquaculture**, v. 74. p.263-276, 1988.
- CLARO, S. M. **Aspectos limnológicos da represa do Jacaré-Pepira (Brotas-SP) com ênfase na comunidade zooplantônica**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos-SP. 1981. 206p. (Dissertação-mestrado).
- COLT, J., ORWICZ, K. Modeling production capacity of aquatic culture systems under freshwate conditions. **Aquacultural Engineering**. V. 10, p.1-29, 1991.

- COLT, J., TCHOBSNOGLOU, G. Evaluation of the short-term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. **Aquaculture**, v. 8, p. 205-224, 1976.
- CONNEL, H. J. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, v. 199, n. 24, p. 132-1310. 1978
- COSTA, J. C. F. da ; TORGAN, L. C. Análise taxonômica de diatomáceas (BACILLAROPHYCEAE) do lago da Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia**, v. 41, p. 47-81, 1991.
- COSTA NETO, J. P. **Bases limnológicas para o manejo de tanques de cultivo de peixes**. São Carlos: Escola de engenharia de São Carlos-USP, 1990. 162p. Tese(Doutorado)
- DELINÇÉ G. **The ecology of the fish pond ecosystem. With special reference to Africa**. Developments in Hydrobiology 72. DUMONT, H.J. (ed) London: Kluwer Academic Publishers. 1992. 229p.
- DE MOTT, W. R. The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. , v. 69, p 334-340, 1986.
- EDMONDSON, W. T. Nutrientes and Eutrofication. Especial Synposia. G. E. LIKENS (ed.), **Limnolgy Oceanography**, v. 1, p. 172-193, 1959.
- EDMONDSON, W. T, WINBERG, G. G. **A manual of methods for assesment of secondary productivity in freshwater**. Oxford: Blackweel Scientific Publications. (IBP, 17), 1972.
- ELER, M. N. **Influência do Pacu (*Piaractus mesopotamicus*, HOLMBERG, 1887) e do fluxo contínuo de água nas características limnológicas de viveiros de piscicultura**. São Carlos: Universidade de São Paulo, 1996. 158p. (Dissertação-mestrado).
- ESPÍNDOLA, E. L. G. **Dinâmica da associação congênica das espécies de *Notodiaptomus* spp na represa de Barra Bonita, São Paulo**. São Carlos: Universidade de São Paulo. 1994, 363p. (Tese-doutorado)
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência Ltda. 1988. 575p.
- FERRAZ de LIMA, J. A., COROSFELD, J., RAMOS, S. M. *et. al.* O uso de ovaprinm (combinação antagonista da dopamina) mais um análogo. **B. Téc. CEPTA**, Pirassununga, v. 1, n. 1, p. 15-28, 1988.
- FREGADOLLI, C. H. **Estudo comparativo alimentar das larvas de pacu, *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1987) e tambaqui, *Colossoma macrupomum* (Cuvier,**

- 1818) em laboratório.** Salvador: Universidade federal da Bahia, 1990. 173p. Dissertação (mestrado).
- FOLKE, C., KAUSTSKY, N. Aquaculture with its environment: Prospects for sustainability. **Ocean & Coastal Management**. V. 17. p.5-24. 1992.
- FONSECA, C. P. **Estudo de flutuações de curta duração na comunidade zooplanctônica, Barra Bonita, Médio Tietê, SP.** São Carlos: Universidade de São Paulo, 1990. 174p. (dissertação-mestrado).
- GÁVILAN-DÍAZ, R. A. Flutuações nictemerais dos fatores ecológicos na Represa de Barra Bonita- médio Tietê-SP, São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1990, 157 p. (Dissertação).
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAND, M. A. **Methods for physical and chemical analysis of fresh water.** Oxford: Blackwell Scientific Publications, 213p. 1978. (IPB Handbook, n.8).
- HANEY, J. F., HALL, D. J. Sugar-coated *Daphnia* : a preservation technique for Cladocera. **Limnol. Oceanogr.**, v.18, p.331-339. 1973.
- HAO-REN, L. Polycultural system of freshwater fish in China. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 39, p. 143-150, 1981.
- HEPHER, B., MILSTEIN, A., LEVENTER, H. TELTSCH, B. The effect of fish density and species combination on growth and utilization of natural food in ponds. **Aquaculture**, v.20, n. 1, p.59-77, 1989.
- HERMMAN, R. L., MEYER, F.P. Fish kills due to natural causes. **In Field Manual for the Investigation of Fish Kills.** USA: United States Department of the Interior . Fish and Wildlife service/Resource Publication 177. 1990. p.41-44.
- HINO, K. ; TUNDISI, J. G. **Atlas de algas da Represa do Broa.** São Carlos: Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos, 1977. 143p. (Série atlas, v. 2).
- HUSTED, T. Bacillariophyta. In: PASCER, A. , FISHER, J. G. (eds). **Die Suisswas flora.** Mitteleuropas, 1930
- HUTCHINSON, G. P. The paradox of plankton. **Am. Nat.** v. 95, p. 137-147, 1961.
- KAJAK, Z., SPODNIIEWSKI, I., WISNIEWSKI, 1977. Studies on food selectivity of silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*. **Ekol. Pol.** n. 25, n. 2, p 227-239. 1977.
- KERFOOT, C. W. Cascading effects and indirect pathways. **In Predation. Direct and indirect Impacts on Aquatic Communities.** KERFOOT, C. W. & SIH, A. ed. London:University Press of New England. 1987 p.57-70.
- KIBRIA, G., NUGEGODA, D., LAM,P., FAIRCLOUGH, R., Aspects of phosphorus pollution from aquaculture. **Naga, The ICLARM Quaterly.** July. p.20-24. 1996.

- KIBRIA, G., NUGEGODA, D., LAM, P., FAIRCLOUGH, R., Can nitrogen pollution from aquaculture be reduced?. *Naga, The ICLARM Quarterly*. January-March. p.17-25. 1998.
- KLEEREKOPER, H. **Estudo limnológico da bacia do rio Mogi-Gussu. Observações sobre a represa da Estação Experimental de Caça e Pesca do Ministério da Agricultura em Emas , SP.** Rio de Janeiro: Serviço de Informação Agrícola, 1941. 63p.
- KOMÁRAK, J, AGNOSTIDES, K. Modern aproach to the classification systems of cyanophites. II Chroococcales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* n.73, v.2, p. 157-226. 1986.
- KOMÁRAK, J, AGNOSTIDES, K. Modern aproach to the classification systems of cyanophites. IV Nostocales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* n.82, v.3, p. 247-345. 1989.
- KOROLEF, F. **Dertermination of nutrients.** In: Grasshoff, K. (ed). *Methods of Seawater Analysis* Verlag Chemie Weinhein, 1976. p. 117-171.
- KRON, M. D., NEORI, A., Van RIJN, J, Importance of water flow rate in cotrolling water quality processes in marine and freswater fish ponds. *Bamidge*, v.41, n.1, p.23-33, 1989.
- LAZZARO, X. A review of planktivorous fishes: Their evoluation, feeding behaviours, selectivities and impacts. *Hydrobiologia*, v. 146, 97-167.
- LEGENDRE, L., LEGENDRE, P. **Numerical ecology: Developments in enviromental modelling**, 3. Amsterdan: Elsevier Scientific Publish. co., 1983. 419p.
- LEITE, M. A. Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto Grande (americana-SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema. São Carlos:Universidade de São Paulo, 1998. 170p. (Dissertação).
- LEWIS, W. M. Jr. The phytoplankton community. In: **Zooplankton community Analysis: Studies on a Tropical System**. New York: Springer Verlag. P.9-12, 1979.
- LIND, O. T. **Handbook of common methods in limnology**. Dubuque-Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company . (2 ed.), 1985. 199p.
- LOBO, E., LEIGHTON, G. Estrutura comunitaria de los fitocenosis planctônicos de los sistemas de desembocaduras de rios e esteros de la zona central de Chile, *Rev. Biol. Mar.*, v.22, n.1, p.1-29, 1986
- LLOYD R. **Pollution and freshwater fish**. The Buckland Foundation. Oxford: Fishing News Books/Blakwell Scientific Publications Ltd. 1992. 176p.
- LOWSON, T. B., ROMAIRE, R. P., EDLING, R.J. Water quality and quantity for crawfish production. *Amer. Sci. Agricult. Engin.*, 1983

- LUCAS, A. F. B., NASCIMENTO, V. M. da C., CLORARES DE MELLO, J. S. Variação nictemeral e sazonal de temperatura e oxigênio dissolvido em viveiros e tanques do CEPTA. **B. Téc. CEPTA**, Pirassununga, v. 1, n.2, p.37-45, 1988.
- LYNCH, M., SHAPIRO, J. Predation, enrichment and phytoplankton community structure. **Limnol. Oceanogr.** v.26, n. 1, p. 86-102. 1981.
- MacKERETH, F. J. H., HERON, J., TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. England: Scientific Publication. 1978. 121p.
- MacQUEEN, D. J., POST, J. R., MILLS, E. L. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. **Can. J. fish. Aquat. Sci.**, v.43, p. 1571-1581, 1986.
- MAIA BARBOSA, M. P., MATSUMURA-TUNDISI, T. Consumption of zooplanktonic organisms by *Astyanax fasciatus* CUVIER, 1819 (Osteichyces, characidae) in Lobo (Broa) Reservoir, São Carlos, SP, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 113, p.171-181. 1984.
- MARGALEF, R. **Perspective in Ecological Theory**. Chicago: Univ. of Chicago Press, 1968. 112p.
- MARKER, F. H., NUSCH, E. A., RAI, H. *et alii*. The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standartization of methods: conclusions and recommendations. **Arch. fur Hydrobiol.**, v. 14, p.91-106. 1980
- MATHEUS, C. E. **Policultivo de peixes em efluentes de industria de processamento de frutas cítricas e efeitos na qualidade de água**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos-USP. 1993, 375p. Tese (doutorado).
- MATSUMURA-TUNDISI, T., RITZLER, A. C., ESPINDOLA, E. L. G. *et alii*. Predation on *Ceriodaphnia cornuta* and *Brachionus calyciflorus* by two *Mesocyclops* species coexisting in Barra Bonita reservoir (SP, Brazil), **Hydrobiologia**, v. 198, p. 141-151, 1990.
- McDOWALL, R. M., When galaxiid and samonid fishes meet – a family reunion in New Sealand. **J. Appl. Bact.**, v.37, n. suppl. A, p.35-43. 1990
- MELÃO, M. G. G. **A comunidade planctônica (fitoplâncton e zooplâncton) e produtividade secundária do zooplâncton de um reservatório oligotrófico**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1997. 147p. (Tese- doutorado).
- MELLO, J. S. C. de, NASCIMENTO, V. M. da C., estimativa de abundância de plâncton através de métodos ópticos. **Acta Limnol. Brasil.**, v. II, 1988 a., p469-476. 1988.
- MILLS, E. L., FORMEY, J. L., WAGNER, K. Fish predation and its cascading effect on the Lake Oneida food chain. In: **Predation. Direct and indirect impacts on aquatic communities**. KERFOOT, W. C., SIH, A. (Eds). London: University Press of New England. 1987, 384p.

- MILSTEIN, A. Ecological aspects of fish species combination in fish ponds on plankton composition. **Aquaculture**, v. 19, n.2, p. 127-137, 1992.
- MOSS, B. **Ecology of fresh waters; man and medium**. Oxford:Blackwell Scientific Publications, 1988, 417 p.
- MUNDAY, B., ELEFThERIOU, A., KENTOURI, M., DIVANACH, P. **The interactions of aquaculture and the environment. A bibliographical review**. The commission of european Communities diretores General for Fisheries. Greece. 1992. 183p.
- NASCIMENTO, V. M. da C. **Caracterização limnológica e efeito de vários usos do solo na qualidade de água do Córrego da Barrinha, Pirassununga/SP**. Brasília: Universidade de Brasília. 1994. 115p. (Dissertação- mestrado).
- NUÑER, A. P. de O., VERANI, J. R. Estudos limnológicos em viveiros povoados com curimatá, *Prochilodus scrofa* Steidanchener, 1881 (*Prochilodontidae* – characiformes). **R. Soc. Bras. Zoot.**, v. 23, n.1, p.28-37, 1994.
- NUSCH, E. A. comparison of different methods for Chlorophyll and phaeopigments determination. **Arch. fur Hydrobiol.**, v. 14, p. 14-36.
- ODUM, E. P. The strategy of ecosystem developement. **Science**, n. 164, p. 262-270, 1969
- ODUM, E. P. **Ecologia**, trad.Tribe, C. j., supervisãoda trad. Rios, R. I., Rio de Janeiro:Guanabara, 1983. 434p.
- OLIVEIRA NETO, A. L. **Estudo da avaliação da comunidade zooplanctônica, com ênfase na comunidade de rotíferos, em curtos intervalos de tempo (variações diárias e nictemerais) na represa do Lobo (Broa), Itirapina**. Dissertação (mestrado). IB/USP, São Paulo, 1993. p.74.
- PADISÁK, J. The influence of diferent disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 249, p. 135-156, 1993.
- PADISÁK, J, BARBOSA, F. A R., BOBÉLY, G., BORICS, G. CHORUS, I. ESPINDOLA, E. L.G., ROCHA, O., TÖRÖKNÉ, A K., VASAS, G. Phytoplâncton composition, biodiversity and pilot survey of toxic cyanoprokariontes in large cascading reservoir-system (Tietê basin, São Paulo State, Brazi). (no prelo), 12p. 2000.
- PÁDUA, H. B. Avaliação da poluição gerada pela aquíicultura. **Work shop: Qualidade de Água. CEPTA/IBAMA**, 1996 (no prelo).
- PARRA, O., GONZALES, M. DELLAROSA, V. , RIVERA, P., ORLLOMA M. **Manual taxonomico del fitoplancton de aguas continentais, com especial**

- referencia al fitoplancton do Chile.** Universidade de Concepcion. 1983. 352p. (Chlorophyceae, part. 1-2)
- PEREIRA, R. H. G. **Dinâmica das populações de cladocera em viveiros de piscicultura e sua relação com o fluxo de água e densidade de estocagem de peixes.** São Carlos: Universidade de São Paulo. 1998. 137p. (Dissertação).
- PIANKA, E. R. On r- and K- selection. *Am. Nat.*, v.104 p.592-597. 1970.
- PILLAY. T.V.R. **Aquaculture and the environment.** Oxford: Fishing News Books/Blakwell Scientific Publications Ltd. 1992. 189p
- PORTER, C.B. KROM, M. D. ROBBINS, M. G., BRICKELL, L., DAVIDSON, A. Ammonia excretion and total N budget for Gilthead Seabream (*Sparus aurata*) and its effect on water quality conditions. *Aquaculture*, v.66, p.287-297, 1987.
- PRESCOTT, G. W.; BICUDO, C. de M.; VINYARD, W. C. **A Synopsis of North American Desmids. Part. II. Desmidiaceae: Placodermæ.** Section 4, Lincoln/ London: Univ. of Nebraska Press, 413p., 1981.
- PRESCOTT, G. W., CROASDALE, H., BICUDO, C. E. de M. **A Synopsis of North American Desmids. Desmidiaceae: Placodermæ, Part II.** The filamentous genera, Section 5, Lincoln: University of Nebraska Press, 1983. 177p.
- PULLIN, R. S. V. Third-World aquaculture and the environment. *Naga, The ICLARM Quaterly*. January. p.10-13. 1989
- REYNOLDS, C. S. Experimental manipulations of the phytoplankton periodycity in large limnetic enclosures in Blenhan Tarn, English Lake District, *Hydrobiologia*, v. 138, p. 43-64, 1986.
- REYNOLDS, C. S. **Fractional morphology and adaptive strategies of freshwater phytoplankton.** In: SANDGREN, C. D. (ed) – Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press. p.388-433. 1988.
- REYNOLDS, C. S. Scales of disturbance and their role in plankton ecology. *Hydrobiologia*, v. 249, p. 157-171, 1993.
- REYNOLDS, C. S., PADISÁK, J., SOMMER, U. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia*, v. 249, p. 183-188, 1993.
- RIETZLER, A. C. **Alimentação, ciclo de vida e análise da coexistência de espécies de Cyclopoida na Represa de Barra Bonita, São Paulo.** São Carlos, Universidade de São Paulo, 1995. 385p. Tese (doutor)
- RIJN, J., STUTZ, S. R., DIAB, S., SHILD, M. Chemical, physical and biological parameters of superintensive concrete fish ponds. *Bamidgeh*, v. 38, n. 3, p.35-43, 1986.

- RIMON, A., SHILO, M. Factors which affect the intensification of fish breeding in Israel: 1. Physical, chemical and biological characteristics of intensive fish ponds in Israel. **Bamidgeh**, v. 34, n. 2, p.87-100, 1982.
- RIMON, A., SHILO, M. Factors which affect the intensification of fish breeding in Israel: 2. Ammonia transformation in intensive fish ponds. **Bamidgeh**, v. 34, n. 3, p.101-114, 1982.
- ROSENTHAL, H. Aquaculture and the environment. **World Aquaculture**.v.25 (2). p.4-11. 1994
- SAMPAIO, E. V. **Composição e abundância da comunidade zooplânctônica em tanques de cultivo de peixes, enriquecidos com efluente de indústria de processamento de frutas cítricas (CITROSUCO S/A: Matão, SP.)**. São Carlos: Universidade de São Paulo, 1996. 211p.
- SANDIFER, P. A., HOPKINS, J. S. Conceptual design of a sustainable pond-based shrimp culture system. **Aquaculture Engineering**. V.15, n.1, p41-52, 1996
- SANDES, M. A. L. Flutuações de fatores ecológicos, composição e biomassa do fitoplâncton em curtos períodos de tempo no reservatório de Ávaro de Souza Lima (Bariri, SP). São Carlos: USP. 111p. (Dissertação).
- SANT'ANNA, C. L., AZEVEDO, M. T. de P., SORMUS, L. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: Estudo taxonômico e aspectos ecológicos. **Hoehnea**, v. 16, p. 89-131, 221 fig., 1 tab., 1989.
- SENHORINI, J. A. **Desenvolvimento larval do pacu *Piaractus mesopotamicus* HOLMBERG, 1887 (Pisces, Characidae) em viveiros**. Botucatu-SP: Universidade Estadual Paulista/Instituto de Biociências. 1995. 112p. (Dissertação).
- SENHORINI, J. A. **Biologia larval do matrinxã *Brycon cephalus* (GÜNTER,1869) e da piracanjuba *Brycon orbignyanus* (VALENCIANNES, 1949), (Pisces Characidae) em viveiros**. Botucatu-SP: Universidade Estadual Paulista/Instituto de Biociências. 1995. 112p. (Tese).
- SEVRIN-REYSSAC, J. PLECTIKOSIC, M. Cyanobacteria in fish ponds. **Aquaculture** v. 88, n. 1, p. 1-20, 1990.
- SHAPIRO, J. Blue-green algae: Why they become dominant? **Science**, v.174, p.382-384, 1973.
- SILVA, S. M. A. da, TORGAN, L. Nota sobre Euglenofíceas (Euglenaceae) de um açude no Morro Santana, Porto Alegre, RS, Brasil. **Iheringia**, v. 28, p. 95-106, 1981.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Análise da seletividade alimentar em larvas de tambaqui (*Colossoma macropomum*) e tambacu (Híbrido, pacu- *Piaractus mesopotamicus*- e

- tambaqui- *Colossoma macropomum*) sobre os organismos zooplanctônicos. **Acta Limnol. Brasil.**, v. VI, p. 114-132, 1993.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Limnologia aplicada à aquicultura**. Jaboticabal:FUNEP, 1995. 70p.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; BACHION, M. A., ROCHA, O. Estudo do crescimento populacional de três espécies zooplanctônicas em laboratório e o uso do plâncton na alimentação de alevinos de *Oreochromis niloticus* (Tilápia) e *Astyanax scabripinis paranae* (Lambari). **Rev. UNIMAR**, v. 16, Supl. 3, p. 189-201, 1994.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H., DURIGAN, J. G. Variação dos fatores abióticos e pigmentos totais em dois viveiros de criação de peixes em regime semi-intensivo. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. VII, p. 10-22, 1995.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H., DURIGAN, J. G., LIGEIRO, S. R. Caracterização de algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura em dois períodos do dia. **Rev. UNIMAR**, V. 16, Supl. 3., p. 217-227, 1994.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H., GAGLIANONE, M. C., Estudo preliminar da sucessão dos parâmetros físico, químico e biológico em dois viveiros de piscicultura. **Peces. Red regional de acuicultura**. p-8-11, 1990
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. ; MORENO, S. Q. Variação dos parâmetros limnológicos em um viveiro de piscicultura nos períodos de seca e chuva. **Rev. UNIMAR**, v. 16, n. 3, p. 229-242, 1994.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. , ROCHA, O. Cultivo em larga escala de organismos planctônicos para alimentação de larvas e alevinos de peixes: I Algas clorofíceas. **Biotemas**, v. 6, n. 1, p. 93-96, 1993.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. ; ROCHA, O. Sobrevivência de larvas de *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1987) (Pacu) e *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) (Tambaqui), cultivadas em laboratório. **Biotemas**, v. 7, n. 1 e 2, p. 46-56, 1994.
- STARLING, F.L.R.M. **Estudo experimental dos impactos de peixes planctófagos sobre a comunidade planctônica e a qualidade da água no lago Paranoá**. Brasília DF. Brasília:Universidade de Brasília. 1989. 250p. (Dissertação).
- STARLING, F.L.R.M. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoá Reservoir (Brasília, Brasil): a mesocosm experiment. **Hydrobiologia** v. 257. P143-152, 1993.
- STARLING, F.L.R.M., BEVERIDGE, M., LAZZARO, X., BAIRD, D. Silver carp biomass effects on the plankton community in Paranoá reservoir (Brazil) and na assessment of its potential for improving water in lacustrine environments. **Internat. Ver. Hydrobiol.** V.83 p.499-508, 1998.

- STANDARD METHODS for examination of water and wast water. 14th ed. American Public. Health Association, 1985.
- STERNER, R. W. The role of grazers in phytoplankton succession. In: **Plankton Ecology. Succession in Plankton Communities**. SOMMER, U. (ed). London: Springer- Verlag. 1989. P368.
- SOMMER, U. , PDISÁK, J. REYNOLDS, C. S., JUHÁRZ-NAGY, P. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. **Hydrobiologia**. n.1-3, v. 249. P.1-7. 1993.
- STRÄSKRABA, M. The effect of fish on the number of invertebrates in ponds and streams. **Miit. Internat. Verein. Limnol.** V. 13, p.106-127. 1965.
- STRICKLAND, J. H. H. & PARSONS, T. R. A manual of sea water analysis, **Bull. Fish. Res. Bd. Canada**, v. 125, p. 1-185, 1960.
- STRICKLAND, J. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Bd. Canada**, n. 1675, 311p., 1968.
- TAVARES, L. H. S. **Estudo da alimentação com fêmeas de *Argyrodiaptomus furcatus* (Sars, 1901), copepoda, Calanoida, da Represa do Lobo (Broa), São Carlos, SP, 1982. 86p., Dissertação (mestrado)**
- TAVARES, L. H. S. **Utilização do plâncton na alimentação de larvas e alevinos de peixes. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1988. 191p. Tese (Doutorado)**
- TORGAN, L. Estudo taxonômico de diatomáceas (BACILLARIOPHYCEA) da represa de Águas Belas, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 33, p. 17-104, 1985.
- TUKER, C. S., LLOYD, S. W., BUSCH, R. L. Relationship between phytoplankton periodicity and concentration of total and unionized ammonia in channel catfish ponds. **Hydrobiologia**, n. 111, p. 75-79, 1984.
- TURNER, A. M., MITTELBAACH, G. G. Predator avoidance and community struture: Interactions among piscivores, planktivores, and plankton. **Ecology**, v. 16, n. 71, p.2241-2254, 1990.
- TURNER, A. M., MITTELBAACH, G. G. Effects of grazer community composition and fish algal dynamics. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 49, p. 1908-1915, 1992.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology and eutrofication of Barra Bonita Reservoir, São Paulo State, Souther Brazil. **Arch. Hydrobiolo., Beinh. Ergebn. Limnol.**, v. 33, p. 661-676, 1990.
- UNGARETTI, I. Desmídias (Zygnemaphyceae, Chlorophyta) do Arroio do Dilúvio, rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 26, p. 9-35, 1981.

- UNGARETTI, I. Desmídias (Zygnemaphyceae) de um açude no Morro de Santana, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 27, p. 3-26, 1981.
- UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mit. Int. Verei. Theor. Angew. Limnol.**, n.9 p.1-38.
- VANNI, M. J., Competition in zooplankton communities: supression of small species by *Daphnia pulex*. **Limnol. Oceanogr.**, v. 31, n° 5, p. 1036-1056, 1986.
- VANNI, M. J. Effects of food availability and fish predation on a zooplankton community. **Ecol. Monogra.**, v. 57, n. 1, p. 61-88, 1987.
- VANNI, M. J. Indirect effect of predators on Age-strutured prey populations: planKtivorous fish and zooplankton. **In Predation. Direct and indirect Impacts on Aquatic Communities**. KERFOOT, C. W. & SIH, A. ed. London:University Pressof New England. 1987 p.149-160.
- VANNI, M. J., FINDLAY, D. L. Trophic cascade and phytoplankton community structure. **Ecology**, v. 7, n. 3, p. 921-937, 1990.
- VOLLENWEIDER, R. A. Assessment of mass balance. In: **Guidelines of lake management**. V.1 Principles of lake management. JØGENSEN, S.E. & VOLLENWAIDER, R. A. (ED). Japan:ILEC, 1988. p.53-63
- WESTMAN, W. E. **Impact Assesment, and Enviromental Planing**. New York: John Wiley & Sons, 1985. 532p.
- WHITTAKER, R. H. A considaration of climax theory: the climax as a population and pattern. **Ecol. Monogra.** n. 23, p. 41-78, 1953
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. New York: W. B. Saunders company, 2ed., 1991. 391p.
- WOYANAROVICH, E. **Manual de piscicultura**. Brasília: codevasf/minter, 1985. 69p.
- ZARET, T. M. **Studies on predator-prey interaction in a tropical lacustrine ecosystem**. New Haven: Yale University Press. 1971. 94p. (PHD- Dissertation).

ANEXO 1

(Variáveis físicas, químicas e biológicas)

Falta a p. 184

Tabela 3 - Valores obtidos para temperatura, pH e oxigênio dissolvido no tratamento T1 (viveiro C3), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Temperatura (°C)			pH			OD (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	32,0			6,32			10,60		
01/12/96	24,0	23,0		6,30	6,23		7,70	7,4	
02/12/96	24,5	25,0		6,22	6,11		7,9	7,5	
03/12/96	25,0	25,5		6,88	6,65		8,2	8,2	
04/12/96	24,5	25,1		6,82	6,60		7,3	7,3	
05/12/96	25,0	25,8		6,5	6,90		8,1	8,2	
06/12/96	25,0	25,5		6,50	6,80		8,0	8,2	
07/12/96	25,2	25,7		6,88	6,70		7,9	7,7	
08/12/96	25,0	26,0		7,53	6,57		7,7	7,1	
09/12/96	25,1	25,4		6,30	6,30		6,8	6,5	
10/12/96	25,4	25,7		5,70	5,90		7,5	6,5	
11/12/96	26,0	28,6	28,5	6,10	6,20	6,10	7,4	6,1	6,1
12/12/96	26,0	27,5	27,2	6,20	6,10	6,10	7,8	6,3	6,3
15/12/96	26,2	28,0	28,0	5,90	6,20	6,20	7,90	6,10	6,00
17/12/96	26,5	28,5	28,8	6,00	6,00	6,00	7,70	5,50	5,60
19/12/96	26,0	28,1	27,0	6,20	6,20	6,30	7,70	5,10	4,70
22/12/96	24,9	27,2	28,0	6,20	6,30	6,10	7,80	3,60	3,40
24/12/96	25,9	27,2	27,2	6,40	6,30	6,30	7,50	2,70	2,20
26/12/96	25,2	27,9	27,5	6,30	6,50	6,60	8,10	3,20	3,20
30/12/96	24,0	27,9	27,5	6,50	6,30	6,30	7,50	2,20	2,00
31/12/96	25,0	28,0	27,9	6,40	6,20	6,20	8,00	1,00	1,00
02/01/97	25,0	26,0	28,0	6,40	6,30	6,30	7,60	2,50	2,40
05/01/97	24,0	26,0	26,0	6,40	6,20	6,30	7,50	3,00	2,90
07/01/97	24,0	26,8	26,2	5,70	6,30	6,40	15,22	1,40	1,00
09/01/97	24,2	27,5	27,0	6,74	5,95	6,02	7,60	4,72	4,09
12/01/97	24,0	27,5	27,8	6,79	6,43	6,27	7,70	1,30	1,20
14/01/97	24,5	27,0	27,5	6,47	6,53	6,24	8,00	1,20	1,20
16/01/97	25,0	27,8	27,0	6,49	6,54	6,29	7,70	0,90	0,80
19/01/97	25,0	26,9	27,8	6,49	6,57	6,31	7,70	0,90	0,70
21/01/97	25,0	26,3	27,0	6,46	6,46	6,34	7,70	1,30	1,10
23/01/97	25,0	26,2	26,5	6,28	5,99	6,05	7,90	1,80	1,60
26/01/97	24,2	26,2	26,1	6,55	6,86	6,55	7,50	0,90	0,70
28/01/97	25,0	25,0	25,0	6,60	6,50	6,28	7,40	1,40	1,15
30/01/97	24,0	26,0	26,0	6,68	6,55	6,22	7,60	1,10	0,90

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 4 - Valores obtidos para temperatura, pH e oxigênio dissolvido. No tratamento T2 (Viveiro C14) entre os 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Temperatura (°C)			pH			OD (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	32,0			6,32			10,60		
01/12/96	24,0	24,0		6,30	6,26		7,70	7,4	
02/12/96	24,5	25,5		6,22	6,16		7,9	7,5	
03/12/96	25,0	26,0		6,88	6,72		8,2	8,3	
04/12/96	24,5	25,2		6,82	6,60		7,3	7,1	
05/12/96	25,0	25,9		6,5	7,10		8,1	8,1	
06/12/96	25,0	25,8		6,50	7,00		8,0	7,9	
07/12/96	25,2	25,8		6,88	6,43		7,9	7,6	
08/12/96	25,0	26,0		7,53	6,76		7,7	7,1	
09/12/96	25,1	25,4		6,30	6,20		6,8	6,2	
10/12/96	25,4	25,8		5,70	5,90		7,5	6,2	
11/12/96	26,0	28,5	28,5	6,10	6,20	6,10	7,4	5,4	5,4
12/12/96	26,0	27,1	27,1	6,20	6,10	6,20	7,8	5,4	5,1
15/12/96	26,2	28,0	28,0	5,90	6,10	6,10	7,90	4,00	4,00
17/12/96	26,5	28,5	28,5	6,00	6,00	6,00	7,70	5,20	5,10
19/12/96	26,0	27,0	27,0	6,20	6,10	6,10	7,70	4,30	3,20
22/12/96	24,9	27,9	28,0	6,20	6,20	6,30	7,80	2,00	1,60
24/12/96	25,9	27,0	27,1	6,40	6,20	6,10	7,50	0,40	0,20
26/12/96	25,2	27,0	27,0	6,30	6,60	6,50	8,10	3,40	2,80
30/12/96	24,0	27,5	27,2	6,50	6,30	6,30	7,50	2,30	2,30
31/12/96	25,0	27,5	27,8	6,40	6,20	6,20	8,00	1,10	1,00
02/01/97	25,0	28,0	28,0	6,40	6,30	6,30	7,60	1,90	1,50
05/01/97	24,0	25,9	26,0	6,40	6,30	6,30	7,50	2,90	2,50
07/01/97	24,0	26,0	26,0	5,70	6,30	6,40	15,22	1,30	1,00
09/01/97	24,2	26,0	26,1	6,74	5,85	5,81	7,60	3,77	2,67
12/01/97	24,0	26,9	27,0	6,79	6,21	6,21	7,70	0,90	0,60
14/01/97	24,5	26,9	26,9	6,47	6,25	6,21	8,00	0,80	0,60
16/01/97	25,0	26,9	26,9	6,49	6,24	6,21	7,70	0,80	0,60
19/01/97	25,0	27,0	27,3	6,49	6,24	6,22	7,70	1,70	1,20
21/01/97	25,0	26,8	25,8	6,46	6,26	6,26	7,70	1,20	0,90
23/01/97	25,0	26,0	26,0	6,28	6,14	6,18	7,90	1,20	0,80
26/01/97	24,2	26,0	26,0	6,55	6,40	6,28	7,50	0,90	0,60
28/01/97	25,0	24,6	24,8	6,60	6,23	6,24	7,40	0,90	0,60
30/01/97	24,0	25,8	25,7	6,68	6,14	6,10	7,60	0,60	0,40

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 5 Valores obtidos para temperatura, pH e oxigênio dissolvido. No tratamento T3 (Viveiro C15) entre os 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Temperatura (°C)			pH			OD (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	23,25			6,32			10,60		
01/12/96	14,89	24,00		6,30	6,26		7,70	7,6	
02/12/96	23,37	25,5		6,22	6,15		7,9	7,6	
03/12/96	21,69	26,00		6,88	6,66		8,2	8,4	
04/12/96	21,13	25,1		6,82	6,51		7,3	7,4	
05/12/96	27,41	25,8		6,5	6,40		8,1	8,3	
06/12/96	17,37	25,9		6,50	6,90		8,0	8,1	
07/12/96	29,13	25,5		6,88	6,35		7,9	7,6	
08/12/96	26,37	26,2		7,53	6,40		7,7	7,1	
09/12/96	26,49	25,4		6,30	6,20		6,8	6,6	
10/12/96	32,01	25,6		5,70	5,90		7,5	5,9	
11/12/96	26,89	28,3	28,5	6,10	6,10	6,10	7,4	5,8	5,6
12/12/96	16,08	27,1	27,1	6,20	6,10	6,10	7,8	6,1	5,9
15/12/96	12,83	28,00	28,00	5,90	6,10	6,10	7,90	4,80	5,00
17/12/96	14,24	28,20	28,50	6,00	6,00	6,10	7,70	4,50	4,90
19/12/96	4,20	26,90	26,90	6,20	6,10	6,10	7,70	3,00	2,60
22/12/96	2,73	27,50	27,50	6,20	6,10	6,20	7,80	2,30	2,20
24/12/96	31,94	27,00	26,90	6,40	6,00	6,10	7,50	0,70	0,40
26/12/96	21,72	27,00	27,00	6,30	6,60	6,50	8,10	3,30	2,80
30/12/96	34,79	27,00	27,00	6,50	6,30	6,30	7,50	1,60	1,30
31/12/96	20,92	27,00	27,00	6,40	6,20	6,20	8,00	0,50	0,50
02/01/97	24,07	27,00	27,10	6,40	6,30	6,40	7,60	3,10	2,70
05/01/97	17,61	25,50	25,50	6,40	6,30	6,30	7,50	2,50	2,20
07/01/97	17,89	25,80	25,50	5,70	6,40	6,30	15,22	1,10	0,70
09/01/97	18,44	26,10	26,10	6,74	5,70	5,68	7,60	1,63	1,01
12/01/97	18,65	26,50	26,50	6,79	6,17	6,15	7,70	0,50	0,40
14/01/97	18,84	26,00	26,00	6,47	6,19	6,14	8,00	0,90	0,70
16/01/97	17,21	26,00	25,80	6,49	6,14	6,11	7,70	0,90	0,70
19/01/97	4,20	26,50	26,50	6,49	6,21	6,21	7,70	0,70	0,60
21/01/97	22,21	26,00	26,00	6,46	6,22	6,18	7,70	0,60	0,40
23/01/97	24,90	25,80	25,20	6,28	6,12	6,12	7,90	0,60	0,40
26/01/97	7,93	25,50	25,50	6,55	6,27	6,26	7,50	0,60	0,40
28/01/97	31,09	24,20	24,20	6,60	6,16	6,11	7,40	1,25	0,85
30/01/97	29,28	25,00	25,20	6,68	6,05	6,20	7,60	1,00	0,80

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 6 Valores obtidos para temperatura, pH e oxigênio dissolvido. No tratamento T4 (Viveiro C16) entre os 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Temperatura (°C)			pH			OD (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	23,25			6,32			10,60		
01/12/96	14,89	24,00		6,30	6,15		7,70	7,4	
02/12/96	23,37	25,00		6,22	6,19		7,9	7,5	
03/12/96	21,69	26,00		6,88	6,61		8,2	8,2	
04/12/96	21,13	25,00		6,82	6,47		7,3	7,3	
05/12/96	27,41	25,8		6,50	2,90		8,1	8,2	
06/12/96	17,37	25,9		6,50	6,80		8,0	8,2	
07/12/96	29,13	25,8		6,88	6,33		7,9	7,7	
08/12/96	26,37	26,00		7,53	6,28		7,7	7,1	
09/12/96	26,49	25,4		6,30	6,20		6,8	6,5	
10/12/96	32,01	25,6		5,70	5,80		7,5	6,5	
11/12/96	26,89	28,5	28,50	6,10	6,10	6,10	7,4	6,1	6,0
12/12/96	16,08	27,0	27,20	6,20	6,10	6,20	7,8	6,3	6,1
15/12/96	12,83	28,00	28,00	5,90	6,20	6,10	7,90	6,10	6,20
17/12/96	14,24	28,20	28,80	6,00	6,00	6,00	7,70	5,50	5,70
19/12/96	4,20	27,00	27,00	6,20	6,10	6,10	7,70	5,10	4,70
22/12/96	2,73	28,00	28,00	6,20	6,20	6,20	7,80	3,60	2,70
24/12/96	31,94	27,00	27,20	6,40	6,10	6,20	7,50	2,70	1,50
26/12/96	21,72	28,00	27,50	6,30	6,60	6,60	8,10	3,20	3,60
30/12/96	34,79	27,20	27,50	6,50	6,30	6,30	7,50	2,20	2,10
31/12/96	20,92	27,60	27,90	6,40	6,30	6,30	8,00	1,00	0,80
02/01/97	24,07	27,90	28,00	6,40	6,30	6,30	7,60	2,50	2,40
05/01/97	17,61	25,50	26,00	6,40	6,30	6,30	7,50	3,00	2,20
07/01/97	17,89	26,00	26,20	5,70	6,30	6,40	15,22	1,40	0,90
09/01/97	18,44	26,60	27,00	6,74	5,68	5,67	7,60	4,72	1,95
12/01/97	18,65	26,90	27,80	6,79	6,24	6,20	7,70	1,30	0,80
14/01/97	18,84	27,00	27,50	6,47	6,20	6,21	8,00	1,20	1,60
16/01/97	17,21	26,50	27,00	6,49	6,13	6,14	7,70	0,90	2,50
19/01/97	4,20	27,00	27,80	6,49	6,23	6,19	7,70	0,90	3,00
21/01/97	22,21	26,80	27,00	6,46	6,24	6,26	7,70	1,30	2,10
23/01/97	24,90	26,10	26,50	6,28	6,16	6,16	7,90	1,80	1,30
26/01/97	7,93	26,00	26,10	6,55	6,26	6,27	7,50	0,90	0,70
28/01/97	31,09	24,80	25,00	6,60	6,10	6,12	7,40	1,40	1,45
30/01/97	29,28	25,50	26,00	6,68	6,10	6,10	7,60	1,10	1,40

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 7 Valores obtidos para temperatura, pH e oxigênio dissolvido. No tratamento T5 (Viveiro C17) entre os 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Temperatura (°C)			pH			OD (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	23,25			6,32			10,60		
01/12/96	14,89	24,00		6,30	6,20		7,70	6,2	
02/12/96	23,37	25,2		6,22	6,25		7,9	7,5	
03/12/96	21,69	26,00		6,88	6,60		8,2	8,4	
04/12/96	21,13	25,00		6,82	6,42		7,3	7,5	
05/12/96	27,41	25,9		6,5	6,70		8,1	8,3	
06/12/96	17,37	25,9		6,50	6,80		8,0	8,2	
07/12/96	29,13	25,5		6,88	6,19		7,9	7,9	
08/12/96	26,37	26,2		7,53	6,35		7,7	7,0	
09/12/96	26,49	25,4		6,30	6,20		6,8	6,7	
10/12/96	32,01	25,6		5,70	5,70		7,5	7,1	
11/12/96	26,89	28,4	28,7	6,10	6,10	6,00	7,4	6,9	6,9
12/12/96	16,08	27,1	27,1	6,20	6,10	6,30	7,8	7,0	7,0
15/12/96	12,83	28,00	28,00	5,90	6,10	6,10	7,90	7,60	7,20
17/12/96	14,24	28,50	28,50	6,00	6,20	6,00	7,70	7,40	7,20
19/12/96	4,20	27,00	27,00	6,20	6,10	6,10	7,70	6,90	6,20
22/12/96	2,73	27,20	27,20	6,20	6,20	6,20	7,80	5,30	5,20
24/12/96	31,94	26,70	26,70	6,40	6,00	6,00	7,50	5,50	4,90
26/12/96	21,72	28,00	28,00	6,30	6,60	6,70	8,10	6,60	6,20
30/12/96	34,79	27,50	27,50	6,50	6,40	6,40	7,50	5,40	4,90
31/12/96	20,92	27,50	27,70	6,40	6,40	6,40	8,00	4,40	4,00
02/01/97	24,07	27,80	27,00	6,40	6,50	6,50	7,60	6,50	6,10
05/01/97	17,61	25,90	25,90	6,40	6,30	6,40	7,50	4,50	4,20
07/01/97	17,89	26,10	26,00	5,70	6,40	6,40	15,22	4,00	3,30
09/01/97	18,44	26,90	27,10	6,74	5,88	5,81	7,60	9,41	8,07
12/01/97	18,65	27,20	27,00	6,79	6,25	6,26	7,70	14,90	3,50
14/01/97	18,84	27,10	27,00	6,47	6,24	6,19	8,00	3,20	3,10
16/01/97	17,21	27,00	27,00	6,49	6,18	6,19	7,70	3,50	3,10
19/01/97	4,20	27,50	27,80	6,49	6,26	6,31	7,70	3,60	3,10
21/01/97	22,21	27,30	27,50	6,46	6,28	6,27	7,70	3,10	2,70
23/01/97	24,90	26,90	27,00	6,28	6,22	6,23	7,90	3,50	2,60
26/01/97	7,93	25,50	25,60	6,55	6,31	6,33	7,50	3,10	2,40
28/01/97	31,09	25,20	25,50	6,60	6,14	6,15	7,40	2,50	1,70
30/01/97	29,28	26,40	26,50	6,68	6,20	6,20	7,60	2,60	2,20

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 8 – Variação diurna da temperatura (°C) obtida nos diferentes tratamentos entre 9 e 10 de dezembro. As medidas foram efetuadas na superfície (S), meio (M) e fundo (F) da coluna d'água de cada viveiro de piscicultura.

Tratamento	Profundidade	Horário						
		8:00	12:00	14:00	18:00	22:00	2:00	6:00
E (canaleta)		24,2	24,1	26,4	25,6	25,1	24,6	24,3
T1 (monge)	S	27,0	26,7	28,0	28,6	28,2	27,6	27,1
	M	27,0	27,0	28,1	28,7	28,2	27,7	27,2
	F	27,0	27,0	27,1	28,5	28,2	27,7	27,2
T2 (monge)	S	26,1	26,2	27,5	28,1	27,6	27,0	26,4
	M	26,1	26,2	27,5	28,2	27,6	27,0	26,5
	F	26,1	26,2	27,3	28,2	27,6	27,0	26,5
T3 (monge)	S	26,1	25,7	27,5	28,0	27,1	26,7	26,0
	M	26,1	25,7	27,5	28,0	27,4	26,8	26,0
	F	26,1	25,7	27,3	27,9	27,3	26,8	26,0
T4 (monge)	S	26,6	26,0	27,8	28,2	27,7	27,2	26,4
	M	26,6	26,2	27,8	28,3	27,7	27,3	26,5
	F	26,6	26,2	27,7	28,3	27,7	27,3	26,5
T5 (monge)	S	27,1	26,5	28,3	28,6	28,0	26,6	26,8
	M	27,1	26,8	28,4	28,8	28,1	26,6	27,-
	F	27,1	26,8	28,4	28,8	28,2	26,6	26,7

Tabela 9 – Variação diurna da concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) nos diferentes tratamentos entre 9 e 10 de dezembro. As medidas foram efetuadas na superfície (S), meio (M) e fundo (F) da coluna d'água de cada viveiro de piscicultura.

Tratamento	Profundidade	Horário						
		8:00	12:00	14:00	18:00	22:00	2:00	6:00
E (canaleta)		15,22	15,67	15,05	15,50	14,69	14,59	14,50
T1 (monge)	S	4,29	2,04	7,36	6,82	4,84	3,56	1,88
	M	4,09	1,30	6,29	6,99	4,54	2,81	1,42
	F	3,98	1,44	5,00	5,96	5,00	2,69	1,58
T2 (monge)	S	5,85	1,33	10,59	10,59	8,40	5,25	1,89
	M	5,81	1,04	9,46	9,46	8,52	4,56	1,74
	F	5,71	0,99	8,19	8,19	7,88	4,78	1,57
T3 (monge)	S	1,49	1,50	5,01	4,00	2,42	1,06	1,33
	M	1,01	1,03	4,62	3,55	1,62	0,66	0,76
	F	0,80	0,97	4,21	2,80	1,33	0,62	0,74
T4 (monge)	S	1,93	2,93	5,01	5,09	2,86	1,71	2,10
	M	1,95	1,78	4,08	4,26	2,62	1,18	1,62
	F	1,71	1,57	3,94	4,52	2,34	1,07	1,50
T5 (monge)	S	5,85	6,92	11,03	12,20	9,72	8,31	7,07
	M	5,83	5,85	10,54	12,22	9,40	7,65	6,72
	F	5,81	6,25	10,15	11,32	9,60	7,78	6,80

Tabela 10 – Valores obtidos para condutividade, bicarbonato e carbonato no tratamento T1 (viveiro C13), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)			HCO_3 (mg/l)			CO_3 (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	11,00			12,83			0,29		
01/12/96	12,00	18,00		17,53	18,75		0,38	0,38	
02/12/96	11,00	18,00		14,07	17,65		0,28	0,32	
03/12/96	12,00	18,00		11,31	17,22		0,44	0,53	
04/12/96	12,00	18,00		11,36	12,66		0,41	0,37	
05/12/96	10,00	15,00		11,58	18,06		0,31	0,72	
06/12/96	10,00	18,00		19,68	14,78		0,52	0,53	
07/12/96	10,00	19,00		12,44	17,17		0,48	0,56	
08/12/96	10,00	19,00		13,78	19,60		1,02	0,56	
09/12/96	10,00	20,00		12,85	17,52		0,28	0,38	
10/12/96	10,00	21,00		16,67	20,14		0,20	0,29	
11/12/96	10,00	25,00	25,00	16,48	22,28	17,65	0,29	0,44	0,32
12/12/96	10,00	25,00	27,00	16,42	25,89	23,54	0,32	0,46	0,42
15/12/96	10,00	30,00	30,00	21,33	28,14	26,97	0,31	0,56	0,54
17/12/96	11,00	29,00	29,00	12,99	38,97	24,80	0,21	0,64	0,40
19/12/96	10,00	27,00	29,00	12,90	24,62	22,19	0,25	0,49	0,49
22/12/96	10,00	35,00	35,00	11,73	25,70	24,72	0,23	0,56	0,44
24/12/96	10,00	39,00	40,00	11,63	26,86	29,20	0,28	0,59	0,64
26/12/96	10,00	27,00	28,00	8,18	21,98	20,71	0,18	0,59	0,61
30/12/96	10,00	29,00	30,00	5,79	17,52	17,52	0,15	0,38	0,38
31/12/96	10,00	31,00	31,00	6,98	21,11	22,28	0,17	0,42	0,44
02/01/97	10,00	30,00	31,00	8,14	21,03	19,85	0,20	0,46	0,44
05/01/97	10,00	27,00	28,00	9,31	18,77	18,69	0,22	0,37	0,41
07/01/97	10,00	30,00	30,00	9,53	22,19	20,93	0,11	0,49	0,51
09/01/97	8,00	20,00	21,00	10,28	18,93	18,88	0,35	0,29	0,31
12/01/97	10,00	22,00	32,00	14,80	25,54	25,73	0,52	0,64	0,55
14/01/97	5,00	30,00	32,00	13,91	26,57	26,93	0,36	0,73	0,56
16/01/97	12,00	30,00	35,00	16,21	19,63	25,71	0,43	0,55	0,56
19/01/97	10,00	30,00	35,00	15,06	27,67	28,02	0,40	0,79	0,62
21/01/97	10,00	21,00	30,00	15,08	23,19	24,49	0,38	0,59	0,56
23/01/97	10,00	15,00	28,00	14,03	23,63	20,05	0,30	0,38	0,34
26/01/97	12,00	28,00	29,00	12,70	23,77	16,16	0,35	0,91	0,45
28/01/97	13,00	29,00	20,00	11,51	23,15	22,22	0,34	0,61	0,47
30/01/97	11,00	23,00	27,00	13,75	18,47	17,58	0,44	0,52	0,35

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 11 – Valores obtidos para condutividade, bicarbonato e carbonato no tratamento T2 (viveiro C14), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)			HCO_3 (mg/l)			CO_3 (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	11,00			12,83			0,29		
01/12/96	12,00	18,00		17,53	19,90		0,38	0,41	
02/12/96	11,00	12,00		14,07	16,45		0,28	0,31	
03/12/96	12,00	12,00		11,31	16,00		0,44	0,53	
04/12/96	12,00	15,00		11,36	13,82		0,41	0,41	
05/12/96	10,00	15,00		11,58	16,66		0,31	0,81	
06/12/96	10,00	18,00		19,68	14,56		0,52	0,64	
07/12/96	10,00	19,00		12,44	17,42		0,48	0,43	
08/12/96	10,00	18,00		13,78	19,38		1,02	0,67	
09/12/96	10,00	19,00		12,85	17,60		0,28	0,35	
10/12/96	10,00	20,00		16,67	23,70		0,20	0,35	
11/12/96	10,00	23,00	25,00	16,48	23,45	25,89	0,29	0,47	0,47
12/12/96	10,00	24,00	25,00	16,42	22,36	25,80	0,32	0,40	0,51
15/12/96	10,00	30,00	30,00	21,33	27,07	28,25	0,31	0,49	0,51
17/12/96	11,00	25,00	27,00	12,99	24,80	23,62	0,21	0,40	0,38
19/12/96	10,00	26,00	26,00	12,90	21,19	21,19	0,25	0,38	0,38
22/12/96	10,00	30,00	31,00	11,73	23,45	23,36	0,23	0,47	0,51
24/12/96	10,00	34,00	35,00	11,63	25,80	23,54	0,28	0,51	0,42
26/12/96	10,00	21,00	22,00	8,18	14,96	17,36	0,18	0,44	0,46
30/12/96	10,00	24,00	25,00	5,79	17,52	17,52	0,15	0,38	0,38
31/12/96	10,00	29,00	29,00	6,98	17,59	19,93	0,17	0,35	0,40
02/01/97	10,00	30,00	30,00	8,14	21,02	18,69	0,20	0,46	0,41
05/01/97	10,00	25,00	23,00	9,31	15,19	15,19	0,22	0,33	0,33
07/01/97	10,00	28,00	28,00	9,53	17,52	18,61	0,11	0,38	0,45
09/01/97	8,00	16,00	17,00	10,28	14,24	15,44	0,35	0,20	0,21
12/01/97	10,00	28,00	28,00	14,80	21,10	23,45	0,52	0,42	0,47
14/01/97	5,00	28,00	29,00	13,91	22,24	17,58	0,36	0,46	0,35
16/01/97	12,00	28,00	30,00	16,21	19,91	18,76	0,43	0,41	0,38
19/01/97	10,00	22,00	25,00	15,06	16,39	18,75	0,40	0,34	0,38
21/01/97	10,00	21,00	25,00	15,08	18,72	17,55	0,38	0,39	0,37
23/01/97	10,00	20,00	25,00	14,03	23,51	22,30	0,30	0,44	0,43
26/01/97	12,00	12,00	28,00	12,70	18,61	12,86	0,35	0,45	0,28
28/01/97	13,00	27,00	20,00	11,51	18,75	18,74	0,34	0,38	0,38
30/01/97	11,00	21,00	16,00	13,75	17,63	18,84	0,44	0,33	0,34

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 12 - Valores obtidos para condutividade, bicarbonato e carbonato no tratamento T3 (viveiro C15), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			HCO_3 (mg/l)			CO_3 (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	11,00			12,83			0,29		
01/12/96	12,00	18,00		17,53	26,92		0,38	0,56	
02/12/96	11,00	18,00		14,07	17,63		0,28	0,33	
03/12/96	12,00	18,00		11,31	13,76		0,44	0,43	
04/12/96	12,00	18,00		11,36	13,88		0,41	0,37	
05/12/96	10,00	18,00		11,58	17,45		0,31	0,42	
06/12/96	10,00	18,00		19,68	16,93		0,52	0,67	
07/12/96	10,00	18,00		12,44	18,65		0,48	0,43	
08/12/96	10,00	20,00		13,78	17,44		1,02	0,42	
09/12/96	10,00	21,00		12,85	23,46		0,28	0,46	
10/12/96	10,00	21,00		16,67	23,70		0,20	0,35	
11/12/96	10,00	23,00	23,00	16,48	22,36	21,18	0,29	0,40	0,38
12/12/96	10,00	23,00	22,00	16,42	21,19	23,54	0,32	0,38	0,42
15/12/96	10,00	27,00	28,00	21,33	25,89	24,72	0,31	0,47	0,44
17/12/96	11,00	26,00	27,00	12,99	25,98	23,54	0,21	0,42	0,42
19/12/96	10,00	27,00	29,00	12,90	22,37	21,19	0,25	0,40	0,38
22/12/96	10,00	30,00	31,00	11,73	23,54	19,94	0,23	0,42	0,40
24/12/96	10,00	33,00	33,00	11,63	23,62	23,54	0,28	0,38	0,42
26/12/96	10,00	22,00	22,00	8,18	18,41	17,36	0,18	0,54	0,46
30/12/96	10,00	24,00	23,00	5,79	15,18	16,35	0,15	0,33	0,36
31/12/96	10,00	26,00	26,00	6,98	17,59	17,59	0,17	0,35	0,35
02/01/97	10,00	23,00	24,00	8,14	15,18	13,95	0,20	0,33	0,34
05/01/97	10,00	20,00	20,00	9,31	14,02	14,02	0,22	0,31	0,31
07/01/97	10,00	22,00	23,00	9,53	13,96	14,02	0,11	0,34	0,31
09/01/97	8,00	16,00	16,00	10,28	14,29	15,49	0,35	0,17	0,18
12/01/97	10,00	21,00	20,00	14,80	18,79	17,63	0,52	0,36	0,33
14/01/97	5,00	20,00	21,00	13,91	17,60	17,63	0,36	0,34	0,33
16/01/97	12,00	20,00	22,00	16,21	14,11	15,30	0,43	0,26	0,28
19/01/97	10,00	20,00	23,00	15,06	21,10	15,24	0,40	0,42	0,30
21/01/97	10,00	20,00	25,00	15,08	18,75	21,13	0,38	0,38	0,41
23/01/97	10,00	20,00	21,00	14,03	17,65	22,35	0,30	0,32	0,41
26/01/97	12,00	20,00	22,00	12,70	16,38	17,55	0,35	0,35	0,37
28/01/97	13,00	21,00	23,00	11,51	12,92	12,95	0,34	0,24	0,23
30/01/97	11,00	18,00	12,00	13,75	14,15	14,08	0,44	0,24	0,28

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 13 - Valores obtidos para condutividade, bicarbonato e carbonato no tratamento T4 (viveiro C16), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			HCO ₃ (mg/l)			CO ₃ (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	11,00			12,83			0,29		
01/12/96	12,00	17,00		17,53	17,63		0,38	0,33	
02/12/96	11,00	12,00		14,07	18,78		0,28	0,37	
03/12/96	12,00	15,00		11,31	17,26		0,44	0,51	
04/12/96	12,00	12,00		11,36	15,07		0,41	0,39	
05/12/96	10,00	18,00		11,58	18,27		0,31	0,01	
06/12/96	10,00	15,00		19,68	15,92		0,52	0,57	
07/12/96	10,00	18,00		12,44	14,00		0,48	0,31	
08/12/96	10,00	18,00		13,78	17,54		1,02	0,38	
09/12/96	10,00	17,00		12,85	19,94		0,28	0,39	
10/12/96	10,00	20,00		16,67	21,39		0,20	0,28	
11/12/96	10,00	21,00	22,00	16,48	22,36	22,36	0,29	0,40	0,40
12/12/96	10,00	20,00	20,00	16,42	31,78	23,46	0,32	0,57	0,46
15/12/96	10,00	23,00	24,00	21,33	23,45	22,36	0,31	0,47	0,40
17/12/96	11,00	22,00	22,00	12,99	20,08	21,26	0,21	0,33	0,35
19/12/96	10,00	22,00	22,00	12,90	20,01	20,01	0,25	0,36	0,36
22/12/96	10,00	28,00	28,00	11,73	21,11	21,11	0,23	0,42	0,42
24/12/96	10,00	30,00	30,00	11,63	23,54	23,46	0,28	0,42	0,46
26/12/96	10,00	24,00	25,00	8,18	17,26	17,26	0,18	0,51	0,51
30/12/96	10,00	23,00	25,00	5,79	14,02	15,18	0,15	0,31	0,33
31/12/96	10,00	29,00	25,00	6,98	17,52	18,69	0,17	0,38	0,41
02/01/97	10,00	27,00	29,00	8,14	16,35	17,52	0,20	0,36	0,38
05/01/97	10,00	22,00	27,00	9,31	14,02	14,02	0,22	0,31	0,31
07/01/97	10,00	25,00	23,00	9,53	17,52	18,61	0,11	0,38	0,45
09/01/97	8,00	17,00	27,00	10,28	16,68	15,49	0,35	0,20	0,18
12/01/97	10,00	22,00	17,00	14,80	21,08	18,76	0,52	0,43	0,37
14/01/97	5,00	21,00	24,00	13,91	17,59	18,76	0,36	0,35	0,38
16/01/97	12,00	20,00	22,00	16,21	15,29	16,46	0,43	0,28	0,31
19/01/97	10,00	19,00	22,00	15,06	17,57	18,77	0,40	0,36	0,37
21/01/97	10,00	20,00	20,00	15,08	16,39	21,06	0,38	0,34	0,44
23/01/97	10,00	20,00	21,00	14,03	17,62	19,97	0,30	0,33	0,38
26/01/97	12,00	20,00	23,00	12,70	15,21	17,54	0,35	0,32	0,37
28/01/97	13,00	21,00	22,00	11,51	15,31	15,30	0,34	0,27	0,28
30/01/97	11,00	10,00	16,00	13,75	14,13	12,95	0,44	0,25	0,23

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 14 - Valores obtidos para condutividade, bicarbonato e carbonato no tratamento T5 (viveiro C17), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			HCO_3 (mg/l)			CO_3 (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	11,00			12,83			0,29		
01/12/96	12,00	12,00		17,53	15,25		0,38	0,30	
02/12/96	11,00	18,00		14,07	17,56		0,28	0,36	
03/12/96	12,00	15,00		11,31	14,96		0,44	0,44	
04/12/96	12,00	15,00		11,36	17,43		0,41	0,43	
05/12/96	10,00	15,00		11,58	17,16		0,31	0,56	
06/12/96	10,00	15,00		19,68	13,64		0,52	0,49	
07/12/96	10,00	18,00		12,44	14,08		0,48	0,27	
08/12/96	10,00	19,00		13,78	17,48		1,02	0,40	
09/12/96	10,00	19,00		12,85	19,94		0,28	0,39	
10/12/96	10,00	19,00		16,67	19,06		0,20	0,23	
11/12/96	10,00	22,00	22,00	16,48	22,36	22,44	0,29	0,40	0,37
12/12/96	10,00	22,00	22,00	16,42	21,19	28,03	0,32	0,38	0,61
15/12/96	10,00	27,00	28,00	21,33	24,72	21,19	0,31	0,44	0,38
17/12/96	11,00	25,00	25,00	12,99	23,45	20,07	0,21	0,47	0,33
19/12/96	10,00	23,00	23,00	12,90	18,83	18,83	0,25	0,34	0,34
22/12/96	10,00	20,00	20,00	11,73	15,25	17,59	0,23	0,30	0,35
24/12/96	10,00	19,00	20,00	11,63	24,80	17,72	0,28	0,40	0,29
26/12/96	10,00	17,00	19,00	8,18	13,81	13,73	0,18	0,41	0,45
30/12/96	10,00	20,00	20,00	5,79	11,63	11,63	0,15	0,28	0,28
31/12/96	10,00	20,00	20,00	6,98	13,95	13,95	0,17	0,34	0,34
02/01/97	10,00	20,00	20,00	8,14	16,20	13,89	0,20	0,43	0,37
05/01/97	10,00	20,00	20,00	9,31	16,35	16,28	0,22	0,36	0,39
07/01/97	10,00	20,00	20,00	9,53	15,12	15,12	0,11	0,36	0,36
09/01/97	8,00	14,00	14,00	10,28	14,22	15,44	0,35	0,20	0,21
12/01/97	10,00	15,00	21,00	14,80	17,56	17,55	0,52	0,37	0,37
14/01/97	5,00	20,00	22,00	13,91	17,56	19,94	0,36	0,36	0,39
16/01/97	12,00	20,00	24,00	16,21	19,95	16,43	0,43	0,39	0,32
19/01/97	10,00	20,00	23,00	15,06	17,55	17,51	0,40	0,37	0,39
21/01/97	10,00	20,00	24,00	15,08	18,70	18,71	0,38	0,40	0,40
23/01/97	10,00	20,00	23,00	14,03	19,92	19,91	0,30	0,40	0,41
26/01/97	12,00	20,00	23,00	12,70	19,85	17,50	0,35	0,44	0,39
28/01/97	13,00	25,00	28,00	11,51	17,64	16,45	0,34	0,33	0,31
30/01/97	11,00	22,00	15,00	13,75	14,07	12,90	0,44	0,28	0,26

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 15- Valores obtidos para alcalinidade, dureza e cálcio no tratamento T1 (viveiro C13), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Alcalinidade (mEq/l)			Dureza(mg CaCO3/l)			Cálcio (mg Ca/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	0,22			5,00			3,00		
01/12/96	0,30	0,32		7,00	9,00		4,00	9,00	
02/12/96	0,24	0,30		5,00	7,00		5,00	8,00	
03/12/96	0,20	0,30		4,00	5,00		5,00	5,00	
04/12/96	0,20	0,22		7,00	4,00		3,00	11,00	
05/12/96	0,20	0,32		10,0	10,00		3,0	4,00	
06/12/96	0,34	0,26		10,00	11,00		4,00	3,00	
07/12/96	0,22	0,30		7,00	10,00		5,00	4,00	
08/12/96	0,26	0,34		13,00	13,00		5,00	9,00	
09/12/96	0,22	0,30		8,00	12,00		11,00	15,00	
10/12/96	0,28	0,34		10,00	19,00		0,00	0,00	
11/12/96	0,28	0,38	0,30	8,00	13,00	14,00	0,00	0,00	0,00
12/12/96	0,28	0,44	0,40	5,00	13,00	14,00	0,00	0,00	0,00
15/12/96	0,36	0,48	0,46	7,00	17,00	16,00	0,00	0,00	0,00
17/12/96	0,22	0,66	0,42	8,00	15,00	22,00	10,40	8,00	14,40
19/12/96	0,22	0,42	0,38	7,00	15,00	16,00	4,00	6,00	5,00
22/12/96	0,20	0,44	0,42	3,00	16,00	19,00	4,00	10,00	7,00
24/12/96	0,20	0,46	0,50	5,00	20,00	20,00	5,00	9,00	9,00
26/12/96	0,14	0,38	0,36	5,00	14,00	14,00	4,00	9,00	7,00
30/12/96	0,10	0,30	0,30	5,00	15,00	14,00	5,00	7,00	7,00
31/12/96	0,12	0,36	0,38	5,00	13,00	15,00	9,00	3,00	4,00
02/01/97	0,14	0,36	0,34	6,00	15,00	15,00	5,00	10,00	10,00
05/01/97	0,16	0,32	0,32	5,00	13,00	13,00	6,00	5,00	5,00
07/01/97	0,16	0,38	0,36	5,00	13,00	14,00	7,00	10,00	10,00
09/01/97	0,18	0,32	0,32	5,00	10,00	11,00	10,00	7,00	7,00
12/01/97	0,26	0,44	0,44	8,00	16,00	17,00	4,00	5,00	5,60
14/01/97	0,24	0,46	0,46	11,00	13,00	14,00	3,20	4,00	3,20
16/01/97	0,28	0,34	0,44	8,00	12,00	12,00	3,20	5,00	6,40
19/01/97	0,26	0,48	0,48	8,00	13,00	12,00	5,00	5,60	5,60
21/01/97	0,26	0,40	0,42	7,00	17,00	14,00	5,60	5,00	7,20
23/01/97	0,24	0,40	0,34	6,00	12,00	15,00	4,00	4,00	5,60
26/01/97	0,22	0,42	0,28	6,00	12,00	12,00	2,40	2,40	3,20
28/01/97	0,20	0,40	0,38	5,00	10,00	13,00	2,40	3,20	3,20
30/01/97	0,24	0,32	0,30	10,00	15,00	15,00	3,20	4,00	3,20

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S= saída de água do viveiro

Tabela 16 - Valores obtidos para alcalinidade, dureza e cálcio no tratamento T2 (viveiro C14), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Alcalinidade (mEq/l)			Dureza(mg CaCO ₃ /l)			Cálcio (mg Ca/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	0,22			5,0			3,0		
01/12/96	0,30	0,34		7,0	13,0		4,0	13,0	
02/12/96	0,24	0,28		5,0	8,0		5,0	16,0	
03/12/96	0,20	0,28		4,0	8,0		5,0	3,0	
04/12/96	0,20	0,24		7,0	7,0		3,0	5,0	
05/12/96	0,20	0,30		10,0	12,0		3,0	10,0	
06/12/96	0,34	0,26		10,0	8,0		4,0	5,0	
07/12/96	0,22	0,30		7,0	12,0		5,0	10,0	
08/12/96	0,26	0,34		13,0	10,0		5,0	4,0	
09/12/96	0,22	0,30		8,0	12,0		11,0	7,0	
10/12/96	0,28	0,40		10,0	12,0		0,0	0,0	
11/12/96	0,28	0,40	0,44	8,0	14,0	13,0	0,0	0,0	0,0
12/12/96	0,28	0,38	0,44	5,0	13,0	13,0	0,0	0,0	0,0
15/12/96	0,36	0,46	0,48	7,0	16,0	15,0	0,0	0,0	0,0
17/12/96	0,22	0,42	0,40	8,0	14,0	12,0	10,4	5,0	10,0
19/12/96	0,22	0,36	0,36	7,0	12,0	12,0	4,0	6,0	6,0
22/12/96	0,20	0,40	0,40	3,0	15,0	15,0	4,0	9,0	9,0
24/12/96	0,20	0,44	0,40	5,0	17,0	17,0	5,0	7,0	7,0
26/12/96	0,14	0,26	0,30	5,0	10,0	10,0	4,0	5,0	5,0
30/12/96	0,10	0,30	0,30	5,0	11,0	11,0	5,0	13,0	14,0
31/12/96	0,12	0,30	0,34	5,0	9,0	12,0	9,0	10,0	11,0
02/01/97	0,14	0,36	0,32	6,0	15,0	15,0	5,0	10,0	10,0
05/01/97	0,16	0,26	0,26	5,0	13,0	13,0	6,0	8,0	10,0
07/01/97	0,16	0,30	0,32	5,0	13,0	14,0	7,0	14,0	15,0
09/01/97	0,18	0,24	0,26	5,0	10,0	10,0	10,0	6,0	8,0
12/01/97	0,26	0,36	0,40	8,0	13,0	16,0	4,0	4,0	3,2
14/01/97	0,24	0,38	0,30	11,0	12,0	11,0	3,2	4,0	3,2
16/01/97	0,28	0,34	0,32	8,0	12,0	11,0	3,2	7,2	2,4
19/01/97	0,26	0,28	0,32	8,0	10,0	10,0	5,0	3,2	3,2
21/01/97	0,26	0,32	0,30	7,0	13,0	12,0	5,6	3,2	5,0
23/01/97	0,24	0,40	0,38	6,0	12,0	13,0	4,0	3,2	9,0
26/01/97	0,22	0,32	0,22	6,0	13,0	11,0	2,4	2,4	2,4
28/01/97	0,20	0,32	0,32	5,0	13,0	11,0	2,4	2,4	4,0
30/01/97	0,24	0,30	0,32	10,0	22,0	18,0	3,2	2,0	2,4

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S= saída de água do viveiro

Tabela 17 - Valores obtidos para alcalinidade, dureza e cálcio no tratamento T3 (viveiro C15), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Alcalinidade (mEq/l)			Dureza(mg CaCO3/l)			Cálcio (mg Ca/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	0,22			5,0			3,0		
01/12/96	0,30	0,46		7,0	0,0		4,0	0,0	
02/12/96	0,24	0,30		5,0	8,0		5,0	3,0	
03/12/96	0,20	0,24		4,0	12,0		5,0	8,0	
04/12/96	0,20	0,24		7,0	8,0		3,0	4,0	
05/12/96	0,20	0,30		10,0	9,0		3,0	7,0	
06/12/96	0,34	0,30		10,0	8,0		4,0	3,0	
07/12/96	0,22	0,32		7,0	12,0		5,0	7,0	
08/12/96	0,26	0,30		13,0	15,0		5,0	10,0	
09/12/96	0,22	0,40		8,0	16,0		11,0	10,0	
10/12/96	0,28	0,40		10,0	13,0		0,0	0,0	
11/12/96	0,28	0,38	0,36	8,0	13,0	14,0	0,0	0,0	0,0
12/12/96	0,28	0,36	0,40	5,0	13,0	13,0	0,0	0,0	0,0
15/12/96	0,36	0,44	0,42	7,0	14,0	13,0	0,0	0,0	0,0
17/12/96	0,22	0,44	0,40	8,0	15,0	13,0	10,4	8,0	8,0
19/12/96	0,22	0,38	0,36	7,0	13,0	14,0	4,0	5,0	5,0
22/12/96	0,20	0,40	0,34	3,0	18,0	15,0	4,0	7,0	10,0
24/12/96	0,20	0,40	0,40	5,0	16,0	17,0	5,0	7,0	7,0
26/12/96	0,14	0,32	0,30	5,0	12,0	12,0	4,0	3,0	4,0
30/12/96	0,10	0,26	0,28	5,0	12,0	11,0	5,0	10,0	12,0
31/12/96	0,12	0,30	0,30	5,0	11,0	12,0	9,0	5,0	10,0
02/01/97	0,14	0,26	0,24	6,0	12,0	14,0	5,0	11,0	10,0
05/01/97	0,16	0,24	0,24	5,0	11,0	10,0	6,0	9,0	9,0
07/01/97	0,16	0,24	0,24	5,0	12,0	12,0	7,0	19,0	18,0
09/01/97	0,18	0,24	0,26	5,0	11,0	11,0	10,0	5,0	7,0
12/01/97	0,26	0,32	0,30	8,0	20,0	13,0	4,0	2,0	2,4
14/01/97	0,24	0,30	0,30	11,0	8,0	8,0	3,2	2,4	3,2
16/01/97	0,28	0,24	0,26	8,0	8,0	10,0	3,2	5,0	5,0
19/01/97	0,26	0,36	0,26	8,0	9,0	11,0	5,0	3,2	4,0
21/01/97	0,26	0,32	0,36	7,0	12,0	9,0	5,6	3,2	4,0
23/01/97	0,24	0,30	0,38	6,0	7,0	8,0	4,0	4,0	4,0
26/01/97	0,22	0,28	0,30	6,0	9,0	9,0	2,4	3,2	2,4
28/01/97	0,20	0,22	0,22	5,0	7,0	8,0	2,4	2,4	3,2
30/01/97	0,24	0,24	0,24	10,0	13,0	14,0	3,2	2,0	2,4

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S= saída de água do viveiro

Tabela18 - Valores obtidos para alcalinidade, dureza e cálcio no tratamento T4 (viveiro C16), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Alcalinidade (mEq/l)			Dureza(mg CaCO3/l)			Cálcio (mg Ca/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	0,22			5,0			3,0		
01/12/96	0,30	0,30		7,0	9,0		4,0	3,0	
02/12/96	0,24	0,32		5,0	5,0		5,0	4,0	
03/12/96	0,20	0,30		4,0	10,0		5,0	8,0	
04/12/96	0,20	0,26		7,0	6,0		3,0	5,0	
05/12/96	0,20	0,30		10,0	4,0		3,0	7,0	
06/12/96	0,34	0,28		10,0	10,0		4,0	10,0	
07/12/96	0,22	0,24		7,0	12,0		5,0	5,0	
08/12/96	0,26	0,30		13,0	11,0		5,0	11,0	
09/12/96	0,22	0,34		8,0	11,0		11,0	7,0	
10/12/96	0,28	0,36		10,0	15,0		0,0	0,0	
11/12/96	0,28	0,38	0,38	8,0	13,0	12,0	0,0	0,0	0,0
12/12/96	0,28	0,54	0,40	5,0	12,0	11,0	0,0	0,0	0,0
15/12/96	0,36	0,40	0,38	7,0	12,0	14,0	0,0	0,0	0,0
17/12/96	0,22	0,34	0,36	8,0	11,0	11,0	10,4	4,0	0,0
19/12/96	0,22	0,34	0,34	7,0	10,0	10,0	4,0	7,0	13,0
22/12/96	0,20	0,36	0,36	3,0	14,0	13,0	4,0	7,0	5,0
24/12/96	0,20	0,40	0,40	5,0	16,0	16,0	5,0	7,0	6,0
26/12/96	0,14	0,30	0,30	5,0	11,0	11,0	4,0	6,0	6,0
30/12/96	0,10	0,24	0,26	5,0	11,0	11,0	5,0	6,0	11,0
31/12/96	0,12	0,30	0,32	5,0	12,0	12,0	9,0	13,0	7,0
02/01/97	0,14	0,28	0,30	6,0	12,0	14,0	5,0	13,0	15,0
05/01/97	0,16	0,24	0,24	5,0	12,0	11,0	6,0	5,0	15,0
07/01/97	0,16	0,30	0,32	5,0	12,0	12,0	7,0	7,0	6,0
09/01/97	0,18	0,28	0,26	5,0	11,0	11,0	10,0	8,0	7,0
12/01/97	0,26	0,36	0,32	8,0	19,0	19,0	4,0	5,0	5,0
14/01/97	0,24	0,30	0,32	11,0	9,0	10,0	3,2	2,3	3,2
16/01/97	0,28	0,26	0,28	8,0	9,0	6,0	3,2	7,2	3,2
19/01/97	0,26	0,30	0,32	8,0	12,0	11,0	5,0	3,2	3,2
21/01/97	0,26	0,28	0,36	7,0	10,0	10,0	5,6	3,2	5,6
23/01/97	0,24	0,30	0,34	6,0	12,0	12,0	4,0	4,0	3,2
26/01/97	0,22	0,26	0,30	6,0	8,0	10,0	2,4	2,4	7,2
28/01/97	0,20	0,26	0,26	5,0	7,0	7,0	2,4	2,4	2,4
30/01/97	0,24	0,24	0,22	10,0	16,0	11,0	3,2	2,0	2,0

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S= saída de água do viveiro

Tabela19 - Valores obtidos para alcalinidade, dureza e cálcio no tratamento T5 (viveiro C17), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Alcalinidade (mEq/l)			Dureza(mg CaCO3/l)			Cálcio (mg Ca/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	0,22			5,0			3,0		
01/12/96	0,30	0,26		7,0	7,0		4,0	5,0	
02/12/96	0,24	0,30		5,0	5,0		5,0	5,0	
03/12/96	0,20	0,26		4,0	8,0		5,0	9,0	
04/12/96	0,20	0,30		7,0	10,0		3,0	6,0	
05/12/96	0,20	0,30		10,0	10,0		3,0	8,0	
06/12/96	0,34	0,24		10,0	11,0		4,0	8,0	
07/12/96	0,22	0,24		7,0	10,0		5,0	12,0	
08/12/96	0,26	0,30		13,0	10,0		5,0	10,0	
09/12/96	0,22	0,34		8,0	10,0		11,0	7,0	
10/12/96	0,28	0,32		10,0	13,0		0,0	0,0	
11/12/96	0,28	0,38	0,38	8,0	12,0	12,0	0,0	0,0	0,0
12/12/96	0,28	0,36	0,48	5,0	14,0	13,0	0,0	0,0	0,0
15/12/96	0,36	0,42	0,36	7,0	13,0	14,0	0,0	0,0	0,0
17/12/96	0,22	0,40	0,34	8,0	12,0	13,0	10,4	8,0	7,0
19/12/96	0,22	0,32	0,32	7,0	10,0	10,0	4,0	5,0	5,0
22/12/96	0,20	0,26	0,30	3,0	9,0	11,0	4,0	7,0	10,0
24/12/96	0,20	0,42	0,30	5,0	8,0	9,0	5,0	6,0	5,0
26/12/96	0,14	0,24	0,24	5,0	12,0	8,0	4,0	8,0	8,0
30/12/96	0,10	0,20	0,20	5,0	9,0	9,0	5,0	7,0	5,0
31/12/96	0,12	0,24	0,24	5,0	9,0	9,0	9,0	12,0	10,0
02/01/97	0,14	0,28	0,24	6,0	9,0	9,0	5,0	14,0	13,0
05/01/97	0,16	0,28	0,28	5,0	10,0	10,0	6,0	6,0	6,0
07/01/97	0,16	0,26	0,26	5,0	10,0	10,0	7,0	7,0	6,0
09/01/97	0,18	0,24	0,26	5,0	10,0	10,0	10,0	5,0	5,0
12/01/97	0,26	0,30	0,30	8,0	21,0	16,0	4,0	3,2	3,2
14/01/97	0,24	0,30	0,34	11,0	8,0	9,0	3,2	2,3	4,0
16/01/97	0,28	0,34	0,28	8,0	9,0	7,0	3,2	5,0	5,0
19/01/97	0,26	0,30	0,30	8,0	9,0	10,0	5,0	7,2	3,2
21/01/97	0,26	0,32	0,32	7,0	11,0	8,0	5,6	5,6	5,6
23/01/97	0,24	0,34	0,34	6,0	10,0	12,0	4,0	5,0	8,0
26/01/97	0,22	0,34	0,30	6,0	8,0	10,0	2,4	3,2	2,4
28/01/97	0,20	0,30	0,28	5,0	10,0	8,0	2,4	3,2	2,4
30/01/97	0,24	0,24	0,22	10,0	12,0	16,0	3,2	2,0	2,0

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S= saída de água do viveiro

Tabela 20 –Valores obtidos para carbono total, carbono livre e carbono inorgânico no tratamento 1 (viveiro C13), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997

Data	CO ₂ Tot (mg/l)			CO ₂ Livre (mg/l)			CO ₂ Inorg (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	18,37			8,90			5,01		
01/12/96	25,22	27,91		12,30	14,11		6,88	7,61	
02/12/96	21,05	27,95		10,69	14,99		5,74	7,62	
03/12/96	12,92	21,33		4,44	8,52		3,52	5,82	
04/12/96	13,23	15,99		4,74	6,59		3,61	4,36	
05/12/96	15,23	20,52		6,65	6,96		4,15	5,60	
06/12/96	25,89	17,35		11,31	6,29		7,06	4,73	
07/12/96	14,21	20,87		4,89	8,08		3,88	5,69	
08/12/96	13,52	25,06		2,83	10,51		3,69	6,83	
09/12/96	18,50	25,22		9,02	12,30		5,04	6,88	
10/12/96	33,51	35,85		21,33	21,10		9,14	9,78	
11/12/96	26,24	33,73	28,15	14,14	17,34	15,18	7,16	9,20	7,68
12/12/96	24,83	41,26	37,51	12,75	22,25	20,22	6,77	11,25	10,23
15/12/96	37,96	42,60	40,82	22,35	21,89	20,98	10,35	11,62	11,13
17/12/96	21,85	65,61	41,76	12,32	37,04	23,58	5,96	17,89	11,39
19/12/96	19,51	37,28	31,96	10,02	19,15	15,60	5,32	10,17	8,72
22/12/96	17,73	37,01	39,40	9,10	18,07	21,24	4,84	10,09	10,75
24/12/96	15,99	38,70	42,06	7,39	18,89	20,53	4,36	10,55	11,47
26/12/96	11,77	28,95	26,18	5,74	12,66	10,79	3,21	7,90	7,14
30/12/96	7,61	25,24	25,24	3,33	12,33	12,32	2,08	6,88	6,88
31/12/96	9,59	31,95	33,72	4,43	16,42	17,33	2,62	8,71	9,20
02/01/97	11,19	30,27	28,61	5,17	14,77	13,97	3,05	8,26	7,80
05/01/97	12,79	28,38	26,91	5,91	14,57	13,13	3,49	7,74	7,34
07/01/97	19,14	31,96	28,78	12,18	15,60	13,31	5,22	8,72	7,85
09/01/97	12,31	32,76	31,42	4,64	18,89	17,57	3,36	8,93	8,57
12/01/97	17,42	34,67	37,61	6,36	15,78	18,65	4,75	9,45	10,26
14/01/97	18,53	34,54	39,94	8,24	14,84	20,11	5,05	9,42	10,89
16/01/97	21,42	25,42	37,21	9,41	10,86	18,25	5,84	6,93	10,15
19/01/97	19,89	35,38	40,18	8,74	14,85	19,52	5,42	9,65	10,96
21/01/97	20,18	31,05	34,61	9,02	13,88	16,54	5,50	8,47	9,44
23/01/97	20,39	39,96	32,80	10,05	22,63	18,09	5,56	10,90	8,94
26/01/97	16,36	27,35	20,83	6,94	9,54	8,84	4,46	7,46	5,68
28/01/97	14,54	30,45	32,28	5,99	13,30	15,91	3,97	8,31	8,80
30/01/97	16,84	23,80	26,32	6,60	10,10	13,38	4,59	6,49	7,18

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 21 - Valores obtidos para carbono total, carbono livre e carbono inorgânico no tratamento 1 (viveiro C13), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997

Data	CO ₂ Tot (mg/l)			CO ₂ Livre (mg/l)			CO ₂ Inorg (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	18,37			8,90			5,01		
01/12/96	25,22	29,19		12,30	14,53		6,88	7,96	
02/12/96	21,05	25,38		10,69	13,28		5,74	6,92	
03/12/96	12,92	19,31		4,44	7,38		3,52	5,27	
04/12/96	13,23	17,45		4,74	7,18		3,61	4,76	
05/12/96	15,23	17,86		6,65	5,26		4,15	4,87	
06/12/96	25,89	16,05		11,31	5,08		7,06	4,38	
07/12/96	14,21	23,63		4,89	10,74		3,88	6,44	
08/12/96	13,52	23,06		2,83	8,59		3,69	6,29	
09/12/96	18,50	26,60		9,02	13,65		5,04	7,25	
10/12/96	33,51	42,17		21,33	24,83		9,14	11,50	
11/12/96	26,24	35,51	41,29	14,14	18,25	22,27	7,16	9,68	11,26
12/12/96	24,83	35,63	39,03	12,75	19,21	20,05	6,77	9,72	10,65
15/12/96	37,96	43,15	45,03	22,35	23,27	24,28	10,35	11,77	12,28
17/12/96	21,85	41,75	39,77	12,32	23,57	22,45	5,96	11,39	10,85
19/12/96	19,51	33,75	33,75	10,02	18,19	18,19	5,32	9,21	9,21
22/12/96	17,73	35,50	33,66	9,10	18,24	16,44	4,84	9,68	9,18
24/12/96	15,99	39,03	37,51	7,39	20,05	20,22	4,36	10,64	10,23
26/12/96	11,77	18,91	22,85	5,74	7,79	9,99	3,21	5,16	6,23
30/12/96	7,61	25,24	25,24	3,33	12,32	12,32	2,08	6,88	6,88
31/12/96	9,59	26,62	30,17	4,43	13,67	15,50	2,62	7,26	8,23
02/01/97	11,19	30,29	26,93	5,17	14,79	13,15	3,05	8,26	7,34
05/01/97	12,79	21,86	21,86	5,91	10,67	10,67	3,49	5,96	5,96
07/01/97	19,14	25,23	25,58	12,18	12,31	11,83	5,22	6,88	6,98
09/01/97	12,31	26,10	28,99	4,64	15,68	17,70	3,36	7,12	7,91
12/01/97	17,42	31,76	35,29	6,36	16,23	18,03	4,75	8,66	9,62
14/01/97	18,53	32,81	26,47	8,24	16,43	13,53	5,05	8,95	7,22
16/01/97	21,42	29,52	28,23	9,41	14,86	14,43	5,84	8,05	7,70
19/01/97	19,89	24,31	28,08	8,74	12,24	14,28	5,42	6,63	7,66
21/01/97	20,18	27,49	25,76	9,02	13,69	12,83	5,50	7,50	7,03
23/01/97	20,39	36,66	34,07	10,05	19,38	17,66	5,56	10,00	9,29
26/01/97	16,36	25,58	18,69	6,94	11,83	9,22	4,46	6,98	5,10
28/01/97	14,54	27,91	27,77	5,99	14,11	13,97	3,97	7,61	7,57
30/01/97	16,84	27,49	29,99	6,60	14,53	16,16	4,59	7,50	8,18

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 22 - Valores obtidos para carbono total, carbono livre e carbono inorgânico no tratamento 2 (viveiro C14), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997

Data	CO ₂ Tot (mg/l)			CO ₂ Livre (mg/l)			CO ₂ Inorg (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	18,37			8,90			5,01		
01/12/96	25,22	39,49		12,30	19,66		6,88	10,77	
02/12/96	21,05	27,34		10,69	14,38		5,74	7,46	
03/12/96	12,92	16,99		4,44	6,75		3,52	4,63	
04/12/96	13,23	18,19		4,74	7,90		3,61	4,96	
05/12/96	15,23	23,98		6,65	11,09		4,15	6,54	
06/12/96	25,89	19,23		11,31	6,53		7,06	5,25	
07/12/96	14,21	26,22		4,89	12,46		3,88	7,15	
08/12/96	13,52	23,98		2,83	11,09		3,69	6,54	
09/12/96	18,50	35,47		9,02	18,20		5,04	9,67	
10/12/96	33,51	42,17		21,33	24,82		9,14	11,50	
11/12/96	26,24	35,65	35,66	14,14	19,23	18,22	7,16	9,72	9,72
12/12/96	24,83	33,76	35,48	12,75	18,19	20,22	6,77	9,21	9,68
15/12/96	37,96	41,28	35,65	22,35	22,26	21,24	10,35	11,26	9,72
17/12/96	21,85	43,74	35,80	12,32	24,69	20,24	5,96	11,93	9,76
19/12/96	19,51	35,63	31,88	10,02	19,20	18,19	5,32	9,72	8,69
22/12/96	17,73	37,51	31,95	9,10	20,22	15,50	4,84	10,23	8,71
24/12/96	15,99	39,73	35,48	7,39	22,42	20,21	4,36	10,84	9,68
26/12/96	11,77	23,27	21,82	5,74	9,59	9,99	3,21	6,35	5,95
30/12/96	7,61	21,87	21,87	3,33	10,67	11,50	2,08	5,96	5,97
31/12/96	9,59	26,61	26,93	4,43	13,67	13,67	2,62	7,26	7,34
02/01/97	11,19	21,87	25,24	5,17	10,67	8,88	3,05	5,96	6,88
05/01/97	12,79	20,18	20,18	5,91	9,84	9,84	3,49	5,50	5,50
07/01/97	19,14	19,18	25,58	12,18	8,87	9,84	5,22	5,23	6,98
09/01/97	12,31	28,73	31,75	4,64	18,29	20,23	3,36	7,83	8,66
12/01/97	17,42	28,85	28,39	6,36	15,03	14,39	4,75	7,87	7,74
14/01/97	18,53	26,75	28,23	8,24	13,80	14,53	5,05	7,29	7,70
16/01/97	21,42	22,00	25,67	9,41	11,63	12,99	5,84	6,00	7,00
19/01/97	19,89	31,76	28,54	8,74	16,23	11,72	5,42	8,66	7,78
21/01/97	20,18	28,07	30,92	9,02	14,27	16,73	5,50	7,66	8,43
23/01/97	20,39	27,80	30,82	10,05	14,84	18,79	5,56	7,58	8,41
26/01/97	16,36	23,92	25,63	6,94	11,85	12,83	4,46	6,52	6,99
28/01/97	14,54	19,93	24,09	5,99	10,43	10,99	3,97	5,44	6,57
30/01/97	16,84	23,14	20,62	6,60	12,76	10,92	4,59	6,31	5,62

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 23 - Valores obtidos para carbono total, carbono livre e carbono inorgânico no tratamento 3 (viveiro C15), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997

Data	CO ₂ Tot (mg/l)			CO ₂ Livre (mg/l)			CO ₂ Inorg (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	18,37			8,90			5,01		
01/12/96	25,22	27,33		12,30	14,37		6,88	7,45	
02/12/96	21,05	28,52		10,69	14,71		5,74	7,78	
03/12/96	12,92	21,71		4,44	8,89		3,52	5,92	
04/12/96	13,23	20,08		4,74	8,92		3,61	5,48	
05/12/96	15,23	397,72		6,65	384,53		4,15	108,47	
06/12/96	25,89	18,68		11,31	6,78		7,06	5,09	
07/12/96	14,21	19,87		4,89	9,54		3,88	5,42	
08/12/96	13,52	25,49		2,83	12,57		3,69	6,95	
09/12/96	18,50	30,15		9,02	15,47		5,04	8,22	
10/12/96	33,51	40,39		21,33	24,76		9,14	11,02	
11/12/96	26,24	35,66	35,66	14,14	19,23	19,23	7,16	9,72	9,72
12/12/96	24,83	50,63	35,48	12,75	27,29	18,22	6,77	13,81	9,68
15/12/96	37,96	35,50	35,65	22,35	18,24	19,22	10,35	9,68	9,72
17/12/96	21,85	33,80	35,80	12,32	19,07	20,21	5,96	9,22	9,76
19/12/96	19,51	31,88	31,88	10,02	17,18	17,18	5,32	8,69	8,69
22/12/96	17,73	31,95	31,95	9,10	16,42	16,42	4,84	8,71	8,71
24/12/96	15,99	37,50	35,48	7,39	20,21	18,22	4,36	10,23	9,68
26/12/96	11,77	21,82	21,82	5,74	9,00	9,00	3,21	5,95	5,95
30/12/96	7,61	20,19	21,87	3,33	9,85	10,68	2,08	5,51	5,97
31/12/96	9,59	25,24	26,93	4,43	12,32	13,15	2,62	6,88	7,34
02/01/97	11,19	23,56	25,24	5,17	11,50	12,33	3,05	6,43	6,88
05/01/97	12,79	20,18	20,18	5,91	9,84	9,85	3,49	5,50	5,50
07/01/97	19,14	25,23	25,58	12,18	12,31	11,83	5,22	6,88	6,98
09/01/97	12,31	33,97	31,75	4,64	21,79	20,44	3,36	9,26	8,66
12/01/97	17,42	31,25	28,39	6,36	15,73	14,58	4,75	8,52	7,74
14/01/97	18,53	26,61	28,23	8,24	13,67	14,43	5,05	7,26	7,70
16/01/97	21,42	23,97	25,67	9,41	12,73	13,57	5,84	6,54	7,00
19/01/97	19,89	26,18	28,54	8,74	13,25	14,73	5,42	7,14	7,78
21/01/97	20,18	24,31	30,92	9,02	12,23	15,41	5,50	6,63	8,43
23/01/97	20,39	27,19	30,82	10,05	14,24	16,14	5,56	7,42	8,41
26/01/97	16,36	22,33	25,63	6,94	11,12	12,70	4,46	6,09	6,99
28/01/97	14,54	24,36	24,09	5,99	13,12	12,85	3,97	6,64	6,57
30/01/97	16,84	22,49	20,62	6,60	12,12	11,11	4,59	6,13	5,62

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 24 - Valores obtidos para carbono total, carbono livre e carbono inorgânico no tratamento 5 (viveiro C17), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997

Data	CO ₂ Tot (mg/l)			CO ₂ Livre (mg/l)			CO ₂ Inorg (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	18,37			8,90			5,01		
01/12/96	25,22	27,33		12,30	14,37		6,88	7,45	
02/12/96	21,05	28,52		10,69	14,71		5,74	7,78	
03/12/96	12,92	21,71		4,44	8,89		3,52	5,92	
04/12/96	13,23	20,08		4,74	8,92		3,61	5,48	
05/12/96	15,23	397,72		6,65	384,53		4,15	108,47	
06/12/96	25,89	18,68		11,31	6,78		7,06	5,09	
07/12/96	14,21	19,87		4,89	9,54		3,88	5,42	
08/12/96	13,52	25,49		2,83	12,57		3,69	6,95	
09/12/96	18,50	30,15		9,02	15,47		5,04	8,22	
10/12/96	33,51	40,39		21,33	24,76		9,14	11,02	
11/12/96	26,24	35,66	35,66	14,14	19,23	19,23	7,16	9,72	9,72
12/12/96	24,83	50,63	35,48	12,75	27,29	18,22	6,77	13,81	9,68
15/12/96	37,96	35,50	35,65	22,35	18,24	19,22	10,35	9,68	9,72
17/12/96	21,85	33,80	35,80	12,32	19,07	20,21	5,96	9,22	9,76
19/12/96	19,51	31,88	31,88	10,02	17,18	17,18	5,32	8,69	8,69
22/12/96	17,73	31,95	31,95	9,10	16,42	16,42	4,84	8,71	8,71
24/12/96	15,99	37,50	35,48	7,39	20,21	18,22	4,36	10,23	9,68
26/12/96	11,77	21,82	21,82	5,74	9,00	9,00	3,21	5,95	5,95
30/12/96	7,61	20,19	21,87	3,33	9,85	10,68	2,08	5,51	5,97
31/12/96	9,59	25,24	26,93	4,43	12,32	13,15	2,62	6,88	7,34
02/01/97	11,19	23,56	25,24	5,17	11,50	12,33	3,05	6,43	6,88
05/01/97	12,79	20,18	20,18	5,91	9,84	9,85	3,49	5,50	5,50
07/01/97	19,14	25,23	25,58	12,18	12,31	11,83	5,22	6,88	6,98
09/01/97	12,31	33,97	31,75	4,64	21,79	20,44	3,36	9,26	8,66
12/01/97	17,42	31,25	28,39	6,36	15,73	14,58	4,75	8,52	7,74
14/01/97	18,53	26,61	28,23	8,24	13,67	14,43	5,05	7,26	7,70
16/01/97	21,42	23,97	25,67	9,41	12,73	13,57	5,84	6,54	7,00
19/01/97	19,89	26,18	28,54	8,74	13,25	14,73	5,42	7,14	7,78
21/01/97	20,18	24,31	30,92	9,02	12,23	15,41	5,50	6,63	8,43
23/01/97	20,39	27,19	30,82	10,05	14,24	16,14	5,56	7,42	8,41
26/01/97	16,36	22,33	25,63	6,94	11,12	12,70	4,46	6,09	6,99
28/01/97	14,54	24,36	24,09	5,99	13,12	12,85	3,97	6,64	6,57
30/01/97	16,84	22,49	20,62	6,60	12,12	11,11	4,59	6,13	5,62

E= Entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 25 – Valores obtidos para nitrogênio orgânico total, nitrato e nitrito no tratamento T1 (viveiro C13), entre 30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997.

Data	N Orgânico Total (mg/l)			Nitrato(µg/l)			Nitrito (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	1,87			7,76			4,77		
01/12/96	2,28	1,92		2,65	4,80		4,55	5,45	
02/12/96	2,39	1,61		4,06	4,06		4,04	3,74	
03/12/96	1,67	1,15		2,42	2,42		4,30	3,31	
04/12/96	2,44	1,11		3,15	3,15		3,33	4,36	
05/12/96	2,52	1,11		4,78	5,29		3,86	3,94	
06/12/96	2,86	1,16		4,87	4,87		3,94	4,37	
07/12/96	3,10	1,02		15,36	15,36		4,11	3,25	
08/12/96	3,13	1,16		9,24	9,24		3,64	3,74	
09/12/96	2,97	1,12		8,82	3,93		4,03	5,08	
10/12/96	3,22	1,03		11,80	11,80		7,86	3,33	
11/12/96	2,59	0,78	0,81	5,58	1,07	3,00	3,69	2,47	2,52
12/12/96	0,53	0,49	0,49	3,01	16,55	9,33	2,40	1,91	2,84
15/12/96	3,05	1,05	0,44	5,55	21,83	4,72	2,20	1,75	2,37
17/12/96	3,13	1,33	0,39	10,47	20,71	1,00	3,59	4,62	3,77
19/12/96	1,11	0,54	1,07	7,89	37,12	19,59	4,77	4,77	3,86
22/12/96	0,79	1,91	1,71	14,44	133,40	4,87	3,32	3,92	3,83
24/12/96	2,86	2,49	3,22	5,81	248,87	15,11	2,97	5,87	4,93
26/12/96	3,37	1,55	1,08	15,50	60,34	19,79	3,15	4,87	5,59
30/12/96	0,53	1,08	1,15	4,60	103,53	49,10	2,23	7,88	7,10
31/12/96	2,31	1,67	1,58	15,54	158,34	31,26	2,54	7,57	9,06
02/01/97	2,15	1,48	1,75	18,85	173,18	74,14	4,48	10,69	9,62
05/01/97	0,66	1,79	1,16	12,27	146,74	44,78	4,18	6,66	10,57
07/01/97	0,89	2,07	1,67	15,61	202,49	51,42	2,56	10,11	9,85
09/01/97	0,87	1,94	1,68	17,09	79,33	87,68	2,49	6,79	5,56
12/01/97	0,95	1,80	1,69	17,36	169,74	50,52	2,56	6,85	11,06
14/01/97	0,45	2,08	2,18	14,12	140,01	42,30	2,49	9,82	10,53
16/01/97	0,92	2,14	1,72	17,58	309,41	45,14	2,83	8,92	13,23
19/01/97	1,49	2,30	3,28	10,17	146,14	49,41	4,52	4,77	12,03
21/01/97	0,64	2,28	2,71	16,35	128,20	63,65	2,97	8,99	10,59
23/01/97	1,18	2,19	2,13	12,52	133,34	60,78	3,57	10,82	16,86
26/01/97	0,33	2,38	2,45	15,28	164,91	35,20	3,58	10,82	11,90
28/01/97	0,82	1,99	2,68	12,08	192,93	89,87	3,29	19,08	4,78
30/01/97	0,52	1,60	0,24	17,55	169,42	62,57	3,92	16,87	20,75

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 26 – Valores obtidos para nitrogênio orgânico total, nitrato e nitrito no tratamento T2 (viveiro C14), entre 30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997.

Data	Nitrogênio Total (mg/l)			Nitrato(µg/l)			Nitrito (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	1,87			7,76			4,77		
01/12/96	2,28	1,51		2,65	1,61		4,55	4,26	
02/12/96	2,39	1,14		4,06	6,14		4,04	3,74	
03/12/96	1,67	1,14		2,42	2,72		4,30	3,17	
04/12/96	2,44	0,98		3,15	7,23		3,33	3,19	
05/12/96	2,52	1,06		4,78	5,29		3,86	3,07	
06/12/96	2,86	0,97		4,87	1,17		3,94	4,42	
07/12/96	3,10	1,24		15,36	2,80		4,11	3,84	
08/12/96	3,13	0,84		9,24	2,82		3,64	3,13	
09/12/96	2,97	0,99		8,82	3,93		4,03	8,32	
10/12/96	3,22	1,04		11,80	2,52		7,86	4,23	
11/12/96	2,59	1,29	1,21	5,58	1,07	6,51	3,69	3,25	2,65
12/12/96	0,53	1,34	1,57	3,01	12,19	3,37	2,40	4,78	4,67
15/12/96	3,05	0,68	1,06	5,55	1,28	3,41	2,20	2,32	1,05
17/12/96	3,13	1,44	1,36	10,47	4,05	3,11	3,59	5,49	4,47
19/12/96	1,11	1,55	1,94	7,89	6,44	70,64	4,77	2,68	3,92
22/12/96	0,79	2,94	8,75	14,44	14,99	5,66	3,32	16,03	3,82
24/12/96	2,86	3,95	18,68	5,81	13,78	20,73	2,97	4,55	6,69
26/12/96	3,37	2,90	2,02	15,50	24,76	48,97	3,15	3,59	3,62
30/12/96	0,53	2,03	3,76	4,60	34,19	10,39	2,23	4,37	3,47
31/12/96	2,31	2,23	2,79	15,54	40,58	4,16	2,54	3,13	4,93
02/01/97	2,15	2,72	2,87	18,85	85,33	16,41	4,48	5,11	5,31
05/01/97	0,66	2,09	2,44	12,27	24,76	6,22	4,18	6,23	4,20
07/01/97	0,89	2,89	3,52	15,61	15,00	17,70	2,56	4,26	4,15
09/01/97	0,87	2,72	3,38	17,09	85,72	81,30	2,49	5,33	3,36
12/01/97	0,95	2,78	2,50	17,36	24,87	30,71	2,56	10,76	10,77
14/01/97	0,45	3,28	3,31	14,12	44,98	25,81	2,49	14,91	14,29
16/01/97	0,92	2,84	2,89	17,58	27,65	33,47	2,83	15,92	15,24
19/01/97	1,49	3,85	3,29	10,17	41,51	27,60	4,52	11,65	11,45
21/01/97	0,64	4,29	6,99	16,35	11,49	18,68	2,97	5,46	5,81
23/01/97	1,18	8,35	4,84	12,52	17,41	15,74	3,57	5,38	7,02
26/01/97	0,33	2,90	2,69	15,28	22,96	76,08	3,58	7,64	6,73
28/01/97	0,82	2,68	1,90	12,08	24,95	32,69	3,29	9,07	12,28
30/01/97	0,52	2,57	2,38	17,55	42,52	36,45	3,92	15,19	7,25

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 27 - Valores obtidos para nitrogênio orgânico total, nitrato e nitrito no tratamento T3 (viveiro C15), entre 30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997.

Data	Nitrogênio Total (mg/l)			Nitrato(µg/l)			Nitrito (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	1,87			7,76			4,77		
01/12/96	2,28	1,14		2,65	3,89		4,55	4,98	
02/12/96	2,39	0,91		4,06	4,52		4,04	3,97	
03/12/96	1,67	0,71		2,42	5,21		4,30	4,99	
04/12/96	2,44	0,81		3,15	3,43		3,33	3,34	
05/12/96	2,52	0,81		4,78	2,36		3,86	3,34	
06/12/96	2,86	0,79		4,87	15,97		3,94	3,96	
07/12/96	3,10	0,95		15,36	3,57		4,11	3,45	
08/12/96	3,13	0,38		9,24	3,55		3,64	3,21	
09/12/96	2,97	0,48		8,82	2,05		4,03	2,38	
10/12/96	3,22	0,53		11,80	0,85		7,86	3,76	
11/12/96	2,59	0,84	0,21	5,58	1,14	3,01	3,69	2,70	2,45
12/12/96	0,53	0,63	0,69	3,01	1,63	9,57	2,40	2,69	1,60
15/12/96	3,05	0,88	0,67	5,55	1,13	4,46	2,20	1,97	3,22
17/12/96	3,13	1,05	1,00	10,47	2,26	4,43	3,59	7,48	3,78
19/12/96	1,11	1,40	0,45	7,89	1,54	3,22	4,77	4,59	3,83
22/12/96	0,79	1,99	2,00	14,44	4,75	3,52	3,32	4,64	3,83
24/12/96	2,86	7,99	8,82	5,81	8,78	5,29	2,97	6,22	4,66
26/12/96	3,37	2,18	1,69	15,50	7,81	9,29	3,15	4,12	4,62
30/12/96	0,53	1,91	0,89	4,60	6,92	15,60	2,23	3,12	3,03
31/12/96	2,31	2,38	2,14	15,54	21,11	8,94	2,54	3,82	4,05
02/01/97	2,15	1,82	1,25	18,85	15,29	8,94	4,48	3,88	5,36
05/01/97	0,66	1,27	1,29	12,27	20,80	17,27	4,18	4,94	3,76
07/01/97	0,89	1,40	2,33	15,61	26,33	14,65	2,56	4,70	2,91
09/01/97	0,87	17,62	2,74	17,09	82,78	77,87	2,49	3,50	3,10
12/01/97	0,95	2,43	1,82	17,36	18,08	27,61	2,56	10,10	8,70
14/01/97	0,45	1,45	1,85	14,12	20,54	17,68	2,49	8,46	8,08
16/01/97	0,92	1,37	1,66	17,58	12,12	18,97	2,83	7,87	6,33
19/01/97	1,49	1,35	0,93	10,17	12,09	15,96	4,52	5,13	4,45
21/01/97	0,64	1,69	0,79	16,35	24,03	23,80	2,97	5,94	8,01
23/01/97	1,18	1,23	1,64	12,52	17,54	25,28	3,57	12,92	8,98
26/01/97	0,33	1,23	1,91	15,28	30,86	20,32	3,58	11,96	9,69
28/01/97	0,82	1,13	1,56	12,08	25,08	28,41	3,29	12,27	11,84
30/01/97	0,52	0,32	1,36	17,55	25,57	21,59	3,92	12,30	10,13

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 28 - Valores obtidos para nitrogênio orgânico total, nitrato e nitrito no tratamento T4 (viveiro C16), entre 30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997.

Data	Nitrogênio Total (mg/l)			Nitrato (µg/l)			Nitrito (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	1,87			7,76			4,77		
01/12/96	2,28	1,46		2,65	3,20		4,55	3,68	
02/12/96	2,39	1,29		4,06	1,78		4,04	3,86	
03/12/96	1,67	0,88		2,42	1,45		4,30	3,68	
04/12/96	2,44	0,64		3,15	14,10		3,33	3,85	
05/12/96	2,52	0,71		4,78	8,39		3,86	3,33	
06/12/96	2,86	0,83		4,87	6,54		3,94	3,44	
07/12/96	3,10	0,38		15,36	2,74		4,11	2,96	
08/12/96	3,13	1,03		9,24	28,75		3,64	4,08	
09/12/96	2,97	0,86		8,82	1,31		4,03	4,79	
10/12/96	3,22	1,03		11,80	1,11		7,86	4,73	
11/12/96	2,59	1,49	1,35	5,58	5,62	0,95	3,69	2,33	2,51
12/12/96	0,53	0,98	1,58	3,01	10,12	5,86	2,40	2,28	2,18
15/12/96	3,05	0,65	1,31	5,55	2,63	9,01	2,20	0,85	1,59
17/12/96	3,13	1,10	1,22	10,47	46,02	7,32	3,59	3,50	3,11
19/12/96	1,11	1,50	1,33	7,89	6,80	1,67	4,77	2,49	3,66
22/12/96	0,79	1,63	1,79	14,44	14,77	14,11	3,32	4,57	5,00
24/12/96	2,86	1,81	2,45	5,81	16,35	16,91	2,97	6,43	14,35
26/12/96	3,37	1,57	1,08	15,50	15,16	14,71	3,15	4,45	5,30
30/12/96	0,53	0,82	1,89	4,60	15,45	7,61	2,23	3,56	3,64
31/12/96	2,31	2,18	1,47	15,54	14,81	15,10	2,54	3,86	5,43
02/01/97	2,15	1,02	2,11	18,85	20,17	22,47	4,48	8,17	7,53
05/01/97	0,66	1,30	2,11	12,27	21,88	16,35	4,18	8,21	6,07
07/01/97	0,89	1,20	2,31	15,61	19,04	16,31	2,56	6,28	6,58
09/01/97	0,87	2,23	1,87	17,09	83,27	71,50	2,49	5,72	4,94
12/01/97	0,95	1,11	1,28	17,36	12,61	14,71	2,56	5,97	8,38
14/01/97	0,45	1,57	1,55	14,12	16,50	23,28	2,49	6,15	7,54
16/01/97	0,92	1,34	1,43	17,58	37,41	24,60	2,83	4,07	6,22
19/01/97	1,49	1,33	1,33	10,17	26,49	25,32	4,52	5,40	5,91
21/01/97	0,64	1,51	0,77	16,35	25,58	22,27	2,97	4,01	5,50
23/01/97	1,18	1,00	1,64	12,52	26,17	26,59	3,57	9,06	9,66
26/01/97	0,33	1,73	1,69	15,28	31,36	25,57	3,58	12,54	14,53
28/01/97	0,82	1,89	1,96	12,08	36,97	20,95	3,29	14,60	14,43
30/01/97	0,52	1,42	1,79	17,55	28,54	31,82	3,92	12,34	16,55

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 29 - Valores obtidos para nitrogênio orgânico total, nitrato e nitrito no tratamento T5 (viveiro C17), entre 30 de novembro de 1996 a 30 de janeiro de 1997.

Data	Nitrogênio Total (mg/l)			Nitrato (µg/l)			Nitrito (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	1,87			7,76			4,77		
01/12/96	2,28	0,96		2,65	3,56		4,55	4,19	
02/12/96	2,39	1,02		4,06	4,22		4,04	3,67	
03/12/96	1,67	0,91		2,42	1,44		4,30	3,58	
04/12/96	2,44	0,90		3,15	5,06		3,33	3,82	
05/12/96	2,52	0,90		4,78	6,10		3,86	4,29	
06/12/96	2,86	0,67		4,87	7,59		3,94	2,63	
07/12/96	3,10	0,88		15,36	5,13		4,11	2,76	
08/12/96	3,13	0,70		9,24	17,57		3,64	5,57	
09/12/96	2,97	0,64		8,82	1,60		4,03	4,79	
10/12/96	3,22	0,88		11,80	3,23		7,86	4,79	
11/12/96	2,59	1,05	1,05	5,58	1,32	5,52	3,69	2,71	2,82
12/12/96	0,53	0,47	0,75	3,01	7,32	5,46	2,40	3,12	3,02
15/12/96	3,05	0,55	0,92	5,55	3,61	0,44	2,20	2,04	1,84
17/12/96	3,13	1,27	1,15	10,47	1,38	4,50	3,59	3,36	4,38
19/12/96	1,11	0,86	3,02	7,89	3,03	1,03	4,77	3,06	2,31
22/12/96	0,79	0,68	1,06	14,44	13,89	14,37	3,32	6,52	3,78
24/12/96	2,86	1,12	1,22	5,81	16,57	15,88	2,97	6,26	4,21
26/12/96	3,37	0,91	1,15	15,50	10,84	8,52	3,15	5,98	5,32
30/12/96	0,53	1,09	1,14	4,60	14,55	19,54	2,23	6,92	6,32
31/12/96	2,31	0,91	0,86	15,54	6,57	10,85	2,54	6,02	5,44
02/01/97	2,15	1,00	1,16	18,85	7,46	11,95	4,48	7,82	8,59
05/01/97	0,66	1,19	1,06	12,27	13,79	11,33	4,18	9,14	5,38
07/01/97	0,89	0,65	1,88	15,61	6,87	11,10	2,56	4,26	4,35
09/01/97	0,87	1,45	1,45	17,09	75,42	72,97	2,49	2,97	2,45
12/01/97	0,95	1,33	1,43	17,36	9,77	13,40	2,56	5,05	4,25
14/01/97	0,45	1,34	2,05	14,12	11,57	9,97	2,49	5,28	3,45
16/01/97	0,92	1,19	2,22	17,58	12,46	26,88	2,83	4,29	3,96
19/01/97	1,49	1,09	1,55	10,17	17,02	15,81	4,52	4,17	2,69
21/01/97	0,64	1,24	2,30	16,35	16,04	18,16	2,97	5,13	2,88
23/01/97	1,18	1,28	2,19	12,52	21,44	26,19	3,57	4,25	4,21
26/01/97	0,33	2,47	2,24	15,28	31,61	18,64	3,58	5,47	4,16
28/01/97	0,82	2,21	3,38	12,08	37,27	38,04	3,29	6,77	9,61
30/01/97	0,52	2,03	2,33	17,55	32,40	30,80	3,92	4,26	4,12

E= entrada de água do viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 30 - Valores obtidos para o íon amônio e sílicato reativo no tratamento 1 (viveiro C13). Entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	NH ₄ ⁺ (µg/l)			Sílicato (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	24,77			1,38		
01/12/96	14,64	13,86		1,71	2,51	
02/12/96	8,32	19,66		1,46	2,10	
03/12/96	16,16	14,40		1,43	3,77	
04/12/96	11,53	12,17		1,76	3,13	
05/12/96	21,02	34,47		1,84	3,82	
06/12/96	28,83	33,97		2,15	2,66	
07/12/96	44,84	31,64		1,63	3,36	
08/12/96	37,78	46,11		3,34	2,91	
09/12/96	25,12	10,32		1,27	3,00	
10/12/96	24,60	14,03		1,30	3,47	
11/12/96	16,23	15,85	27,41	2,55	3,85	3,67
12/12/96	44,43	30,88	18,46	0,81	3,68	4,34
15/12/96	46,48	30,32	11,67	1,23	3,70	5,00
17/12/96	41,18	43,64	26,71	0,94	1,19	2,40
19/12/96	25,86	31,39	25,76	0,88	2,44	2,78
22/12/96	41,43	80,15	60,19	0,85	1,87	2,36
24/12/96	32,99	37,19	46,79	0,86	2,07	3,16
26/12/96	41,77	29,13	31,05	0,83	1,12	1,55
30/12/96	30,60	187,51	264,93	0,97	2,77	3,26
31/12/96	46,17	266,01	263,02	1,00	3,92	1,55
02/01/97	36,58	250,60	274,84	0,86	1,68	1,68
05/01/97	25,84	219,72	221,18	1,30	3,42	2,38
07/01/97	30,99	317,33	334,89	0,86	1,66	1,82
09/01/97	17,46	188,59	182,88	2,55	2,82	2,64
12/01/97	42,26	218,98	283,58	0,90	2,67	1,72
14/01/97	40,31	213,20	111,78	0,89	1,67	1,90
16/01/97	55,78	299,83	314,83	0,92	1,57	3,14
19/01/97	42,28	310,86	358,02	1,48	1,70	2,22
21/01/97	47,02	205,70	232,10	0,87	1,57	2,44
23/01/97	46,34	217,58	241,28	0,96	2,27	3,10
26/01/97	26,71	380,52	342,40	1,17	1,38	2,42
28/01/97	32,27	414,10	402,08	1,03	1,80	1,77
30/01/97	24,77	422,83	403,94	1,07	1,63	1,81

E= Entrada de água no viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 31 - Valores obtidos para o íon amônio e sílicato reativo no tratamento 2 (viveiro C14). Entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	NH ₄ ⁺ (µg/l)			Sílicato (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	24,77			1,38		
01/12/96	14,64	10,73		1,71	2,45	
02/12/96	8,32	7,67		1,46	2,28	
03/12/96	16,16	7,20		1,43	3,26	
04/12/96	11,53	12,85		1,76	2,48	
05/12/96	21,02	32,24		1,84	4,18	
06/12/96	28,83	67,15		2,15	3,40	
07/12/96	44,84	122,17		1,63	1,92	
08/12/96	37,78	46,11		3,34	3,78	
09/12/96	25,12	12,20		1,27	2,90	
10/12/96	24,60	14,03		1,30	2,01	
11/12/96	16,23	15,85	43,68	2,55	0,85	3,27
12/12/96	44,43	30,45	48,91	0,81	2,22	2,21
15/12/96	46,48	37,23	22,71	1,23	3,95	5,00
17/12/96	41,18	17,22	25,10	0,94	3,40	1,97
19/12/96	25,86	11,51	28,95	0,88	3,21	1,61
22/12/96	41,43	21,66	15,49	0,85	1,74	2,85
24/12/96	32,99	22,22	89,79	0,86	2,22	1,79
26/12/96	41,77	29,52	94,18	0,83	1,83	1,04
30/12/96	30,60	123,35	125,63	0,97	1,68	1,79
31/12/96	46,17	169,64	167,34	1,00	4,05	2,08
02/01/97	36,58	83,51	125,63	0,86	2,16	2,85
05/01/97	25,84	30,30	105,95	1,30	2,33	1,74
07/01/97	30,99	70,70	79,12	0,86	2,23	2,20
09/01/97	17,46	37,16	24,78	2,55	2,87	2,81
12/01/97	42,26	152,08	133,06	0,90	1,13	2,66
14/01/97	40,31	296,36	350,26	0,89	1,35	1,65
16/01/97	55,78	192,99	322,90	0,92	0,87	1,59
19/01/97	42,28	148,47	188,18	1,48	1,37	2,05
21/01/97	47,02	80,58	149,44	0,87	1,53	1,65
23/01/97	46,34	159,20	71,13	0,96	2,42	3,37
26/01/97	26,71	273,76	159,34	1,17	2,12	2,29
28/01/97	32,27	295,27	287,78	1,03	1,61	1,52
30/01/97	24,77	321,59	235,38	1,07	1,28	1,67

E= Entrada de água no viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 32 - Valores obtidos para o íon amônio e silicato reativo no tratamento 3 (viveiro C15). Entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	NH ₄ ⁺ (µg/l)			Silicato (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	24,77			1,38		
01/12/96	14,64	9,13		1,71	2,72	
02/12/96	8,32	16,21		1,46	2,37	
03/12/96	16,16	34,17		1,43	2,19	
04/12/96	11,53	23,50		1,76	2,48	
05/12/96	21,02	32,03		1,84	4,35	
06/12/96	28,83	58,91		2,15	3,27	
07/12/96	44,84	41,03		1,63	3,87	
08/12/96	37,78	49,33		3,34	3,21	
09/12/96	25,12	13,52		1,27	2,13	
10/12/96	24,60	15,02		1,30	2,15	
11/12/96	16,23	16,60	26,36	2,55	4,09	3,70
12/12/96	44,43	22,63	71,56	0,81	4,34	3,49
15/12/96	46,48	17,34	39,83	1,23	4,37	3,29
17/12/96	41,18	14,07	149,59	0,94	1,90	1,53
19/12/96	25,86	37,18	50,61	0,88	1,96	1,33
22/12/96	41,43	21,20	33,04	0,85	2,17	0,86
24/12/96	32,99	23,86	14,60	0,86	2,66	1,24
26/12/96	41,77	11,17	29,75	0,83	1,76	0,74
30/12/96	30,60	143,60	149,74	0,97	3,05	2,03
31/12/96	46,17	208,58	199,02	1,00	3,87	1,74
02/01/97	36,58	6,74	31,87	0,86	2,11	0,85
05/01/97	25,84	10,39	33,76	1,30	1,46	0,82
07/01/97	30,99	70,76	48,43	0,86	1,79	1,03
09/01/97	17,46	74,31	87,16	2,55	3,05	2,90
12/01/97	42,26	147,80	243,75	0,90	0,90	0,60
14/01/97	40,31	237,15	222,81	0,89	1,61	0,61
16/01/97	55,78	250,03	232,85	0,92	0,56	0,66
19/01/97	42,28	234,43	243,29	1,48	3,54	0,95
21/01/97	47,02	269,80	239,50	0,87	1,18	1,11
23/01/97	46,34	307,11	257,70	0,96	0,78	2,12
26/01/97	26,71	307,97	270,53	1,17	1,64	1,06
28/01/97	32,27	264,76	360,45	1,03	1,05	0,62
30/01/97	24,77	244,56	243,74	1,07	3,05	0,69

E= Entrada de água no viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 33 - Valores obtidos para o íon amônio e sílicato reativo no tratamento 4 (viveiro C16). Entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	NH ₄ ⁺ (µg/l)			Sílicato (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	24,77			1,38		
01/12/96	14,64	14,02		1,71	2,70	
02/12/96	8,32	11,21		1,46	2,37	
03/12/96	16,16	76,35		1,43	1,90	
04/12/96	11,53	11,87		1,76	1,96	
05/12/96	21,02	34,02		1,84	2,60	
06/12/96	28,83	23,81		2,15	3,22	
07/12/96	44,84	33,43		1,63	4,11	
08/12/96	37,78	36,90		3,34	2,07	
09/12/96	25,12	13,86		1,27	2,24	
10/12/96	24,60	11,76		1,30	1,83	
11/12/96	16,23	58,31	17,07	2,55	3,59	4,07
12/12/96	44,43	40,85	63,64	0,81	3,25	3,05
15/12/96	46,48	22,17	23,62	1,23	3,47	4,48
17/12/96	41,18	24,46	37,39	0,94	1,08	1,73
19/12/96	25,86	40,64	44,07	0,88	2,51	1,30
22/12/96	41,43	133,12	124,04	0,85	1,89	2,06
24/12/96	32,99	275,41	238,65	0,86	0,89	1,92
26/12/96	41,77	68,95	76,51	0,83	3,03	1,83
30/12/96	30,60	77,80	88,87	0,97	2,95	3,22
31/12/96	46,17	151,74	208,33	1,00	2,86	2,60
02/01/97	36,58	143,43	184,03	0,86	1,53	0,97
05/01/97	25,84	151,43	124,74	1,30	1,72	1,67
07/01/97	30,99	110,07	212,45	0,86	1,74	1,39
09/01/97	17,46	180,97	186,21	2,55	2,51	2,33
12/01/97	42,26	246,80	226,01	0,90	0,73	1,65
14/01/97	40,31	175,39	235,93	0,89	1,67	0,56
16/01/97	55,78	150,81	137,07	0,92	0,48	1,36
19/01/97	42,28	77,87	84,79	1,48	3,08	2,08
21/01/97	47,02	161,94	124,30	0,87	1,10	1,42
23/01/97	46,34	314,80	233,15	0,96	1,12	1,61
26/01/97	26,71	320,39	345,81	1,17	1,85	0,77
28/01/97	32,27	362,14	229,98	1,03	1,05	1,77
30/01/97	24,77	298,85	249,38	1,07	0,52	1,74

E= Entrada de água no viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 34 - Valores obtidos para o íon amônio e silicato reativo no tratamento 5 (viveiro C17). Entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	NH ₄ ⁺ (µg/l)			Silicato (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	24,769			1,382		
01/12/96	14,635	10,119		1,713	2,337	
02/12/96	8,323	11,240		1,458	2,483	
03/12/96	16,164	23,470		1,428	2,459	
04/12/96	11,533	28,616		1,760	2,202	
05/12/96	21,024	31,814		1,844	4,008	
06/12/96	28,827	21,954		2,153	2,983	
07/12/96	44,840	37,509		1,628	3,129	
08/12/96	37,783	83,932		3,339	3,026	
09/12/96	25,120	10,469		1,265	2,145	
10/12/96	24,597	12,787		1,302	1,805	
11/12/96	16,227	15,488	44,586	2,552	4,168	3,674
12/12/96	44,432	33,317	28,948	0,814	4,664	4,118
15/12/96	46,478	23,533	18,336	1,233	4,612	4,478
17/12/96	41,176	23,253	19,609	0,944	4,048	2,482
19/12/96	25,856	13,444	17,966	0,875	3,772	4,615
22/12/96	41,427	51,019	52,994	0,854	1,723	1,743
24/12/96	32,994	67,740	64,880	0,856	1,437	1,591
26/12/96	41,770	20,463	4,175	0,826	1,528	1,607
30/12/96	30,604	38,005	58,797	0,967	1,648	1,548
31/12/96	46,172	47,758	88,454	0,997	2,483	2,823
02/01/97	36,579	21,291	35,292	0,863	1,551	1,498
05/01/97	25,839	63,502	74,428	1,298	1,811	2,032
07/01/97	30,986	14,068	24,024	0,858	2,033	1,447
09/01/97	17,461	30,495	27,638	2,549	2,655	2,415
12/01/97	42,261	66,969	91,690	0,895	1,567	1,427
14/01/97	40,305	58,414	83,040	0,890	1,509	1,486
16/01/97	55,784	66,007	99,359	0,918	1,509	1,482
19/01/97	42,278	66,746	70,179	1,481	1,528	3,047
21/01/97	47,019	113,260	150,620	0,866	1,572	1,491
23/01/97	46,337	132,600	160,700	0,959	1,534	1,473
26/01/97	26,706	158,900	130,230	1,169	1,277	1,422
28/01/97	32,273	196,740	241,040	1,031	1,717	1,686
30/01/97	24,769	107,810	127,750	1,069	1,483	1,620

E= Entrada de água no viveiro

M= Meio do viveiro

S= Saída de água do viveiro

Tabela 35 - Valores obtidos para fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico no tratamento 1 (viveiro C13), entre novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Fósforo Total (µg/l)			Fosfato dissolvido(µg/l)			Fosfato Inorgânico (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	23,25			16,06			15,38		
01/12/96	14,89	37,03		15,35	18,04		18,21	16,53	
02/12/96	23,37	35,28		14,18	20,96		12,33	12,33	
03/12/96	21,69	39,75		15,52	29,97		12,98	11,86	
04/12/96	21,13	31,64		14,32	20,42		12,41	8,27	
05/12/96	27,41	20,67		16,11	21,56		9,52	12,60	
06/12/96	17,37	31,15		19,65	26,59		9,89	10,90	
07/12/96	29,13	29,10		19,23	19,62		13,01	10,91	
08/12/96	26,37	40,14		18,88	24,35		10,09	10,91	
09/12/96	26,49	31,79		5,97	13,37		8,46	8,54	
10/12/96	32,01	26,95		15,19	19,37		11,44	9,77	
11/12/96	26,89	23,37	24,56	10,67	20,82	35,50	13,14	10,02	24,43
12/12/96	16,08	26,92	46,92	22,78	21,83	16,77	21,30	9,32	9,19
15/12/96	12,83	36,66	221,12	17,18	24,51	21,32	8,12	9,48	11,71
17/12/96	14,24	41,22	41,19	14,01	20,71	26,39	8,53	11,83	12,16
19/12/96	4,20	45,82	52,00	15,14	37,12	40,99	7,60	9,32	29,60
22/12/96	2,73	169,21	40,40	15,18	133,40	134,24	8,53	119,49	108,49
24/12/96	31,94	291,74	383,41	13,26	248,87	263,35	7,44	198,50	211,48
26/12/96	21,72	109,27	141,22	12,90	60,34	93,37	9,86	53,32	61,89
30/12/96	34,79	126,15	178,89	15,80	103,53	162,59	7,18	89,66	140,00
31/12/96	20,92	165,50	136,13	15,36	158,34	140,22	7,12	127,29	134,50
02/01/97	24,07	179,78	230,55	18,85	173,18	182,87	12,67	143,98	150,95
05/01/97	17,61	161,61	237,75	15,61	146,74	144,40	9,67	113,49	124,09
07/01/97	17,89	217,60	215,91	17,36	202,49	205,77	7,12	164,48	177,93
09/01/97	18,44	105,26	104,50	37,12	128,27	134,88	3,51	92,24	101,70
12/01/97	18,65	217,69	203,05	14,12	169,74	165,63	9,09	133,98	140,46
14/01/97	18,84	172,95	173,19	17,58	140,01	145,59	8,79	119,00	120,21
16/01/97	17,21	199,87	155,86	16,35	309,41	152,23	6,00	129,50	134,70
19/01/97	4,20	204,74	197,51	10,17	146,14	148,27	11,39	117,34	196,92
21/01/97	22,21	168,05	193,81	12,52	121,20	132,66	5,33	94,35	111,47
23/01/97	24,90	174,88	190,10	12,08	133,34	198,67	10,14	100,98	259,28
26/01/97	7,93	172,64	189,92	15,28	164,91	168,92	8,53	162,89	154,45
28/01/97	31,09	234,66	183,73	17,55	192,93	40,41	8,58	161,33	26,52
30/01/97	29,28	209,12	187,80	16,62	169,42	170,53	6,76	140,00	144,52

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 36 - Valores obtidos para fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico no tratamento 2 (viveiro C14), entre novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Fósforo Total ($\mu\text{g/l}$)			Fosfato dissolvido ($\mu\text{g/l}$)			Fosfato Inorgânico ($\mu\text{g/l}$)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	23,25			16,06			15,38		
01/12/96	14,89	43,18		15,35	18,91		18,21	12,21	
02/12/96	23,37	40,12		14,18	14,50		12,33	11,24	
03/12/96	21,69	35,65		15,52	16,04		12,98	7,54	
04/12/96	21,13	31,98		14,32	24,54		12,41	13,37	
05/12/96	27,41	31,45		16,11	20,69		9,52	9,83	
06/12/96	17,37	58,16		19,65	20,85		9,89	9,48	
07/12/96	29,13	43,12		19,23	18,88		13,01	9,73	
08/12/96	26,37	43,46		18,88	31,00		10,09	12,53	
09/12/96	26,49	34,82		5,97	11,49		8,46	12,28	
10/12/96	32,01	36,42		15,19	18,93		11,44	12,02	
11/12/96	26,89	31,42	46,95	10,67	125,93	62,97	13,14	90,93	35,39
12/12/96	16,08	192,73	36,14	22,78	36,68	31,37	21,30	19,31	17,89
15/12/96	12,83	199,35	60,03	17,18	28,54	113,80	8,12	13,62	19,47
17/12/96	14,24	70,59	48,36	14,01	94,09	78,65	8,53	71,13	13,96
19/12/96	4,20	152,40	190,10	15,14	111,85	105,70	7,60	75,03	75,92
22/12/96	2,73	417,74	550,17	15,18	291,70	150,05	8,53	364,34	273,21
24/12/96	31,94	478,96	367,51	13,26	277,48	345,87	7,44	232,31	246,38
26/12/96	21,72	157,94	184,86	12,90	52,47	76,12	9,86	41,63	55,99
30/12/96	34,79	71,76	253,90	15,80	81,99	78,65	7,18	61,43	52,01
31/12/96	20,92	308,34	292,94	15,36	145,58	127,52	7,12	88,85	99,60
02/01/97	24,07	317,50	205,33	18,85	136,24	115,74	12,67	94,78	96,16
05/01/97	17,61	226,21	298,26	15,61	95,21	62,67	9,67	57,75	64,05
07/01/97	17,89	376,18	336,19	17,36	128,06	114,92	7,12	99,00	93,27
09/01/97	18,44	195,70	212,36	37,12	88,56	88,56	3,51	48,32	56,43
12/01/97	18,65	320,90	322,14	14,12	156,87	273,77	9,09	119,93	304,25
14/01/97	18,84	299,98	332,18	17,58	182,77	131,53	8,79	153,46	176,35
16/01/97	17,21	323,66	290,23	16,35	140,79	170,15	6,00	109,99	137,62
19/01/97	4,20	349,69	320,74	10,17	120,31	153,30	11,39	95,86	120,12
21/01/97	22,21	392,50	341,81	12,52	175,46	164,36	5,33	105,98	115,11
23/01/97	24,90	381,48	320,94	12,08	135,95	87,27	10,14	100,79	104,56
26/01/97	7,93	216,22	376,54	15,28	133,65	135,66	8,53	115,71	99,84
28/01/97	31,09	352,41	262,94	17,55	171,59	181,06	8,58	150,53	152,87
30/01/97	29,28	352,41	326,17	16,62	222,98	26,39	6,76	176,45	204,35

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 37 - Valores obtidos para fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico no tratamento 3 (viveiro C15), entre novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Fósforo Total (µg/l)			Fosfato Dissolvido (µg/l)			Fosfato Inorgânico (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	23,25			16,06			15,38		
01/12/96	14,89	30,41		15,35	18,81		18,21	12,76	
02/12/96	23,37	31,55		14,18	26,27		12,33	12,75	
03/12/96	21,69	28,48		15,52	22,23		12,98	8,64	
04/12/96	21,13	18,96		14,32	32,12		12,41	13,37	
05/12/96	27,41	27,11		16,11	22,46		9,52	11,65	
06/12/96	17,37	24,53		19,65	22,85		9,89	16,72	
07/12/96	29,13	54,85		19,23	27,27		13,01	12,52	
08/12/96	26,37	29,13		18,88	21,08		10,09	12,40	
09/12/96	26,49	23,74		5,97	10,43		8,46	10,44	
10/12/96	32,01	30,57		15,19	21,11		11,44	89,60	
11/12/96	26,89	44,90	33,57	10,67	27,14	27,53	13,14	19,18	19,45
12/12/96	16,08	38,53	64,16	22,78	30,73	36,70	21,30	21,57	18,94
15/12/96	12,83	53,05	51,61	17,18	121,96	56,67	8,12	20,83	38,95
17/12/96	14,24	73,32	74,79	14,01	210,50	128,60	8,53	30,33	107,65
19/12/96	4,20	120,64	135,74	15,14	40,04	125,48	7,60	96,52	103,57
22/12/96	2,73	253,22	274,50	15,18	49,55	205,79	8,53	166,00	174,46
24/12/96	31,94	407,94	453,45	13,26	231,90	240,29	7,44	178,97	181,82
26/12/96	21,72	153,87	150,41	12,90	101,22	45,63	9,86	73,04	31,88
30/12/96	34,79	191,69	204,64	15,80	95,40	103,05	7,18	82,59	86,89
31/12/96	20,92	251,78	262,53	15,36	224,32	124,29	7,12	92,83	105,78
02/01/97	24,07	222,90	231,41	18,85	165,70	84,65	12,67	59,10	61,63
05/01/97	17,61	194,02	216,50	15,61	135,76	120,90	9,67	85,08	84,26
07/01/97	17,89	297,01	347,24	17,36	158,10	117,00	7,12	118,49	91,01
09/01/97	18,44	207,28	227,86	37,12	141,50	131,21	3,51	98,32	90,32
12/01/97	18,65	336,15	315,36	14,12	200,71	218,15	9,09	165,55	202,77
14/01/97	18,84	231,93	231,26	17,58	314,03	154,17	8,79	122,49	138,13
16/01/97	17,21	218,49	226,14	16,35	130,12	78,48	6,00	112,32	75,01
19/01/97	4,20	232,30	169,46	10,17	311,79	120,31	11,39	97,14	101,86
21/01/97	22,21	235,40	237,75	12,52	137,97	134,45	5,33	121,40	113,71
23/01/97	24,90	238,49	228,20	12,08	173,57	147,77	10,14	130,44	121,31
26/01/97	7,93	253,74	244,43	15,28	172,23	159,35	8,53	130,43	131,05
28/01/97	31,09	149,73	172,46	17,55	115,43	122,18	8,58	95,37	103,79
30/01/97	29,28	251,78	149,52	16,62	136,79	105,38	6,76	136,78	89,84

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 38 - Valores obtidos para fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico no tratamento 4 (viveiro C16), entre novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Fósforo Total (µg/l)			Fosfato Dissolvido (µg/l)			Fosfato Inorgânico (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	23,25			16,06			15,38		
01/12/96	14,89	50,35		15,35	17,49		18,21	13,92	
02/12/96	23,37	30,72		14,18	20,32		12,33	13,04	
03/12/96	21,69	25,48		15,52	15,73		12,98	12,08	
04/12/96	21,13	40,77		14,32	32,12		12,41	11,04	
05/12/96	27,41	31,64		16,11	21,42		9,52	10,23	
06/12/96	17,37	31,67		19,65	22,39		9,89	8,84	
07/12/96	29,13	47,93		19,23	22,26		13,01	11,11	
08/12/96	26,37	34,18		18,88	17,54		10,09	12,60	
09/12/96	26,49	32,37		5,97	15,70		8,46	9,90	
10/12/96	32,01	35,99		15,19	21,76		11,44	9,39	
11/12/96	26,89	27,17	40,64	10,67	30,56	23,35	13,14	20,04	14,89
12/12/96	16,08	38,62	51,06	22,78	21,94	36,94	21,30	16,48	27,51
15/12/96	12,83	46,06	47,32	17,18	23,26	35,12	8,12	12,71	17,60
17/12/96	14,24	12,83	49,68	14,01	27,54	30,83	8,53	17,55	18,93
19/12/96	4,20	60,46	72,25	15,14	57,57	60,21	7,60	41,20	41,71
22/12/96	2,73	183,76	201,67	15,18	182,36	198,71	8,53	166,63	163,86
24/12/96	31,94	288,87	293,64	13,26	261,60	317,56	7,44	231,09	284,32
26/12/96	21,72	141,34	150,96	12,90	137,23	138,93	9,86	104,91	113,78
30/12/96	34,79	158,83	158,58	15,80	138,07	143,01	7,18	116,05	82,59
31/12/96	20,92	214,87	196,74	15,36	174,02	171,00	7,12	223,65	114,91
02/01/97	24,07	149,79	181,54	18,85	185,14	180,21	12,67	164,53	151,78
05/01/97	17,61	119,32	166,33	15,61	130,94	153,55	9,67	101,15	125,98
07/01/97	17,89	168,11	233,13	17,36	185,29	195,12	7,12	159,20	169,70
09/01/97	18,44	174,32	185,53	37,12	82,90	84,37	3,51	109,14	117,92
12/01/97	18,65	166,67	156,10	14,12	156,70	163,65	9,09	129,98	165,55
14/01/97	18,84	156,22	140,08	17,58	139,83	139,70	8,79	115,99	122,85
16/01/97	17,21	139,41	141,06	16,35	102,92	111,05	6,00	85,73	112,32
19/01/97	4,20	136,96	149,89	10,17	99,23	103,96	11,39	81,31	91,74
21/01/97	22,21	147,43	157,73	12,52	114,80	135,86	5,33	103,69	121,40
23/01/97	24,90	200,97	216,22	12,08	172,07	173,60	10,14	146,83	130,44
26/01/97	7,93	251,32	256,00	15,28	202,76	211,30	8,53	183,50	188,23
28/01/97	31,09	181,37	202,62	17,55	163,76	172,00	8,58	150,66	95,37
30/01/97	29,28	165,84	166,70	16,62	132,72	143,97	6,76	116,54	106,96

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 39 - Valores obtidos para fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico no tratamento 5 (viveiro C17), entre novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Fósforo Total (µg/l)			Fosfato Dissolvido (µg/l)			Fosfato Inorgânico (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	23,25			16,06			15,38		
01/12/96	14,89	43,74		15,35	21,82		18,21	14,61	
02/12/96	23,37	37,64		14,18	13,94		12,33	13,62	
03/12/96	21,69	38,28		15,52	21,47		12,98	10,40	
04/12/96	21,13	34,21		14,32	17,72		12,41	14,11	
05/12/96	27,41	30,14		16,11	19,18		9,52	12,33	
06/12/96	17,37	24,75		19,65	22,39		9,89	10,45	
07/12/96	29,13	24,41		19,23	21,92		13,01	10,21	
08/12/96	26,37	24,01		18,88	25,28		10,09	12,60	
09/12/96	26,49	28,97		5,97	12,02		8,46	10,54	
10/12/96	32,01	19,63		15,19	18,48		11,44	11,18	
11/12/96	26,89	17,03	163,76	10,67	22,68	78,94	13,14	10,71	68,03
12/12/96	16,08	8,18	28,18	22,78	0,68	17,31	21,30	29,44	14,00
15/12/96	12,83	13,91	19,85	17,18	22,56	15,13	8,12	14,21	15,64
17/12/96	14,24	16,29	35,19	14,01	20,91	18,59	8,53	12,40	9,74
19/12/96	4,20	32,68	70,38	15,14	15,57	19,37	7,60	12,55	22,10
22/12/96	2,73	39,94	84,16	15,18	37,51	35,27	8,53	23,18	36,24
24/12/96	31,94	22,73	80,30	13,26	54,27	56,66	7,44	34,36	20,64
26/12/96	21,72	43,86	118,03	12,90	45,60	90,09	9,86	18,26	76,10
30/12/96	34,79	154,20	74,42	15,80	75,77	60,96	7,18	48,16	49,31
31/12/96	20,92	76,17	81,07	15,36	78,20	78,92	7,12	50,79	53,60
02/01/97	24,07	84,13	205,07	18,85	76,39	65,34	12,67	54,09	47,90
05/01/97	17,61	80,64	44,96	15,61	83,66	76,61	9,67	72,67	53,99
07/01/97	17,89	63,03	240,48	17,36	80,44	35,44	7,12	59,89	20,64
09/01/97	18,44	86,28	86,28	37,12	74,59	75,32	3,51	46,30	50,35
12/01/97	18,65	94,94	194,45	14,12	101,61	103,97	9,09	70,40	73,09
14/01/97	18,84	100,76	151,60	17,58	110,06	107,00	8,79	77,86	70,77
16/01/97	17,21	96,66	115,52	16,35	95,18	101,91	6,00	69,24	70,06
19/01/97	4,20	115,37	37,76	10,17	99,10	100,00	11,39	69,39	75,13
21/01/97	22,21	107,13	125,97	12,52	129,41	130,91	5,33	89,48	102,88
23/01/97	24,90	150,59	127,71	12,08	144,11	147,48	10,14	97,79	110,46
26/01/97	7,93	83,00	162,47	15,28	146,35	132,96	8,53	105,81	101,38
28/01/97	31,09	72,22	107,56	17,55	167,34	173,41	8,58	129,83	133,43
30/01/97	29,28	18,84	196,53	16,62	175,26	158,06	6,76	116,31	114,09

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 40 – Valores obtidos para material em suspensão total, orgânico e inorgânica no tratamento T1 (viveiro C13), entre 30 de novembro/1996 e 30 de janeiro/1997.

Data	MST (mg/l)			MSO (mg/l)			MSI (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	4,00			0,80			3,20		
01/12/96	10,00	9,20		5,50	5,60		4,50	3,60	
02/12/96	6,00	6,80		4,50	3,60		1,50	3,20	
03/12/96	5,50	4,40		3,50	2,80		2,00	1,60	
04/12/96	6,50	6,00		4,50	5,60		2,00	0,40	
05/12/96	14,50	12,00		9,50	11,20		5,00	0,80	
06/12/96	20,00	18,00		15,50	11,60		4,50	6,40	
07/12/96	3,00	2,00		2,00	1,60		1,00	0,40	
08/12/96	7,50	6,40		8,00	5,60		0,50	0,80	
09/12/96	8,50	3,20		5,00	2,40		3,50	0,80	
10/12/96	2,86	3,60		5,71	1,20		-2,86	2,40	
11/12/96	6,00	3,40	6,00	4,00	2,00	2,00	2,00	1,40	4,00
12/12/96	7,42	3,40	4,00	4,12	2,00	2,00	3,30	1,40	2,00
15/12/96	6,53	6,40	6,67	6,12	6,00	4,44	0,41	0,40	2,22
17/12/96	7,35	6,00	5,20	4,08	4,00	4,20	3,27	2,00	1,00
19/12/96	5,00	7,50	5,00	1,50	5,00	2,50	3,50	2,50	2,50
22/12/96	16,84	53,68	8,42	3,58	49,47	6,32	13,26	4,21	2,11
24/12/96	15,00	23,00	21,25	7,50	11,50	13,75	7,50	11,50	7,50
26/12/96	12,00	9,60	12,00	4,00	6,80	4,00	8,00	2,80	8,00
30/12/96	18,50	6,00	4,90	6,00	3,40	3,53	12,50	2,60	1,37
31/12/96	19,47	4,00	8,25	4,21	2,00	2,06	15,26	2,00	6,19
02/01/97	10,00	5,71	4,29	3,71	2,86	2,86	6,29	2,86	1,43
05/01/97	11,84	6,00	8,00	5,53	2,00	2,00	6,32	4,00	6,00
07/01/97	9,79	7,50	6,40	3,19	3,00	0,90	6,60	4,50	5,50
09/01/97	14,00	4,40	5,00	6,00	3,20	4,20	8,00	1,20	0,80
12/01/97	4,00	4,00	6,80	3,60	3,20	4,80	0,40	0,80	2,00
14/01/97	8,75	3,75	3,25	4,00	2,25	1,25	4,75	1,50	2,00
16/01/97	9,25	1,75	4,75	5,75	1,25	4,25	3,50	0,50	0,50
19/01/97	5,00	3,75	6,50	3,25	3,25	5,75	1,75	0,50	0,75
21/01/97	7,50	4,75	3,00	5,00	3,75	2,50	2,50	1,00	0,50
23/01/97	15,25	3,75	5,50	3,50	2,25	4,75	11,75	1,50	0,75
26/01/97	9,00	5,00	6,00	6,00	4,25	5,00	3,00	0,75	1,00
28/01/97	9,20	7,20	4,40	5,60	5,20	2,40	3,60	2,00	2,00
30/01/97	6,80	5,63	4,00	3,60	2,82	2,20	3,20	2,82	1,80

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 41 – Valores obtidos para material em suspensão total, orgânico e inorgânica no tratamento T2 (viveiro C14), entre 30 de novembro/1996 e 30 de janeiro/1997.

Data	MST (mg/l)			MSO (mg/l)			MSI (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	4,00			0,80			3,20		
01/12/96	10,00	4,00		5,50	1,60		4,50	2,40	
02/12/96	6,00	14,40		4,50	1,60		1,50	12,80	
03/12/96	5,50	10,80		3,50	5,20		2,00	5,60	
04/12/96	6,50	6,00		4,50	3,20		2,00	2,80	
05/12/96	14,50	16,00		9,50	9,60		5,00	6,40	
06/12/96	20,00	16,40		15,50	13,20		4,50	3,20	
07/12/96	3,00	10,40		2,00	4,00		1,00	6,40	
08/12/96	7,50	10,40		8,00	3,60		-0,50	6,80	
09/12/96	8,50	6,00		5,00	4,00		3,50	2,00	
10/12/96	2,86	9,20		5,71	5,20		-2,86	4,00	
11/12/96	6,00	12,84	10,17	4,00	3,88	3,39	2,00	8,96	6,78
12/12/96	7,42	4,00	6,80	4,12	3,60	4,40	3,30	0,40	2,40
15/12/96	6,53	6,80	8,60	6,12	4,00	6,60	0,41	2,80	2,00
17/12/96	7,35	4,00	8,00	4,08	6,00	6,00	3,27	2,00	2,00
19/12/96	5,00	10,00	5,00	1,50	9,00	2,50	3,50	1,00	2,50
22/12/96	16,84	16,13	25,81	3,58	12,90	22,58	13,26	3,23	3,23
24/12/96	15,00	17,50	45,00	7,50	11,75	32,50	7,50	5,75	12,50
26/12/96	12,00	12,00	16,50	4,00	8,00	9,00	8,00	4,00	7,50
30/12/96	18,50	16,00	16,67	6,00	10,33	6,67	12,50	5,67	10,00
31/12/96	19,47	18,18	6,50	4,21	4,55	4,50	15,26	13,64	2,00
02/01/97	10,00	15,00	14,50	3,71	5,00	10,00	6,29	10,00	4,50
05/01/97	11,84	16,00	16,00	5,53	9,60	2,80	6,32	6,40	13,20
07/01/97	9,79	12,50	20,00	3,19	2,50	15,00	6,60	10,00	5,00
09/01/97	14,00	17,00	17,00	6,00	13,00	13,00	8,00	4,00	4,00
12/01/97	4,00	12,00	8,00	3,60	6,40	3,20	0,40	5,60	4,80
14/01/97	8,75	4,00	6,50	4,00	3,75	4,75	4,75	0,25	1,75
16/01/97	9,25	10,25	9,25	5,75	6,75	6,75	3,50	3,50	2,50
19/01/97	5,00	12,25	10,50	3,25	8,50	8,00	1,75	3,75	2,50
21/01/97	7,50	11,35	12,57	5,00	10,00	11,71	2,50	1,35	0,86
23/01/97	15,25	18,33	20,67	3,50	15,00	16,67	11,75	3,33	4,00
26/01/97	9,00	10,50	11,43	6,00	8,00	8,57	3,00	2,50	2,86
28/01/97	9,20	8,00	8,00	5,60	2,22	3,56	3,60	5,78	4,44
30/01/97	6,80	9,20	8,00	3,60	6,00	5,11	3,20	3,20	2,89

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 42 – Valores obtidos para material em suspensão total, orgânico e inorgânica no tratamento T3 (viveiro C15), entre 30 de novembro/1996 e 30 de janeiro/1997.

Data	MST (mg/l)			MSO (mg/l)			MSI (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	4,00			0,80			3,20		
01/12/96	10,00	4,00		5,50	2,80		4,50	1,20	
02/12/96	6,00	4,80		4,50	4,00		1,50	0,80	
03/12/96	5,50	6,00		3,50	6,40		2,00		
04/12/96	6,50	4,00		4,50	3,60		2,00	0,40	
05/12/96	14,50	10,80		9,50	10,00		5,00	0,80	
06/12/96	20,00	12,40		15,50	4,40		4,50	8,00	
07/12/96	3,00	9,20		2,00	3,20		1,00	6,00	
08/12/96	7,50	6,00		8,00	4,40		0,50	1,60	
09/12/96	8,50	6,00		5,00	3,20		3,50	2,80	
10/12/96	2,86	6,00		5,71	4,80		2,86	1,20	
11/12/96	6,00	4,67	14,67	4,00	2,33	6,33	2,00	2,33	8,33
12/12/96	7,42	2,00	4,21	4,12	1,60	2,11	3,30	0,40	2,11
15/12/96	6,53	6,51	4,65	6,12	4,82	2,33	0,41	1,69	2,33
17/12/96	7,35	4,26	6,00	4,08	3,19	4,00	3,27	1,06	2,00
19/12/96	5,00	5,00	9,00	1,50	2,50	7,50	3,50	2,50	1,50
22/12/96	16,84	12,24	15,00	3,58	8,16	9,00	13,26	4,08	6,00
24/12/96	15,00	20,00	21,28	7,50	14,29	12,82	7,50	5,71	8,46
26/12/96	12,00	22,00	14,58	4,00	11,50	8,33	8,00	10,50	6,25
30/12/96	18,50	18,18	10,00	6,00	9,09	8,33	12,50	9,09	1,67
31/12/96	19,47	15,00	20,00	4,21	5,00	4,00	15,26	10,00	16,00
02/01/97	10,00	18,00	11,50	3,71	10,50	8,50	6,29	7,50	3,00
05/01/97	11,84	12,00	9,60	5,53	8,00	5,60	6,32	4,00	4,00
07/01/97	9,79	10,00	13,50	3,19	8,00	6,00	6,60	2,00	7,50
09/01/97	14,00	6,75	10,50	6,00	4,25	8,50	8,00	2,50	2,00
12/01/97	4,00	5,60	8,80	3,60	4,00	3,20	0,40	1,60	5,60
14/01/97	8,75	6,25	3,25	4,00	3,75	0,75	4,75	2,50	2,50
16/01/97	9,25	5,25	8,00	5,75	4,00	5,25	3,50	1,25	2,75
19/01/97	5,00	6,25	6,00	3,25	4,00	3,00	1,75	2,25	3,00
21/01/97	7,50	8,25	7,50	5,00	5,50	5,75	2,50	2,75	1,75
23/01/97	15,25	6,50	6,75	3,50	5,00	4,25	11,75	1,50	2,50
26/01/97	9,00	7,50	6,00	6,00	5,75	5,00	3,00	1,75	1,00
28/01/97	9,20	7,37	8,00	5,60	3,58	4,89	3,60	3,79	3,11
30/01/97	6,80	5,50	7,07	3,60	3,50	4,15	3,20	2,00	2,93

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 43 – Valores obtidos para material em suspensão total, orgânico e inorgânica no tratamento T4 (viveiro C16), entre 30 de novembro/1996 e 30 de janeiro/1997.

Data	MST (mg/l)			MSO (mg/l)			MSI (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	4,00			0,80			3,20		
01/12/96	10,00	6,00		5,50	0,40		4,50	5,60	
02/12/96	6,00	2,80		4,50	1,60		1,50	1,20	
03/12/96	5,50	5,20		3,50	4,40		2,00	0,80	
04/12/96	6,50	6,00		4,50	3,20		2,00	2,80	
05/12/96	14,50	12,80		9,50	7,60		5,00	5,20	
06/12/96	20,00	10,80		15,50	2,80		4,50	8,00	
07/12/96	3,00	5,20		2,00	2,40		1,00	2,80	
08/12/96	7,50	7,60		8,00	6,40		0,50	1,20	
09/12/96	8,50	4,40		5,00	3,60		3,50	0,80	
10/12/96	2,86	6,40		5,71	5,60		2,86	0,80	
11/12/96	6,00	8,60	6,00	4,00	2,15	2,00	2,00	6,45	4,00
12/12/96	7,42	6,00	2,60	4,12	2,00	0,60	3,30	4,00	2,00
15/12/96	6,53	5,00	5,00	6,12	2,50	5,00	0,41	2,50	0,00
17/12/96	7,35	3,51	5,32	4,08	2,70	4,68	3,27	0,81	0,64
19/12/96	5,00	5,00	5,00	1,50	4,00	2,50	3,50	1,00	2,50
22/12/96	16,84	8,33	9,52	3,58	4,17	7,14	13,26	4,17	2,38
24/12/96	15,00	9,23	5,00	7,50	3,08	2,50	7,50	6,15	2,50
26/12/96	12,00	6,80	6,88	4,00	4,80	4,79	8,00	2,00	2,08
30/12/96	18,50	5,59	5,40	6,00	3,44	3,40	12,50	2,15	2,00
31/12/96	19,47	6,25	9,00	4,21	2,08	3,00	15,26	4,17	6,00
02/01/97	10,00	4,26	3,20	3,71	2,13	1,20	6,29	2,13	2,00
05/01/97	11,84	6,38	8,00	5,53	4,26	5,20	6,32	2,13	2,80
07/01/97	9,79	3,33	3,33	3,19	3,00	3,00	6,60	0,33	0,33
09/01/97	14,00	8,25	6,75	6,00	5,00	4,25	8,00	3,25	2,50
12/01/97	4,00	1,60	8,00	3,60	1,20	1,60	0,40	0,40	6,40
14/01/97	8,75	3,75	4,00	4,00	2,00	1,50	4,75	1,75	2,50
16/01/97	9,25	5,00	6,25	5,75	3,75	4,50	3,50	1,25	1,75
19/01/97	5,00	1,50	5,00	3,25	1,00	4,00	1,75	0,50	1,00
21/01/97	7,50	4,00	5,00	5,00	1,50	4,25	2,50	2,50	0,75
23/01/97	15,25	4,00	3,75	3,50	3,00	0,75	11,75	1,00	3,00
26/01/97	9,00	6,25	7,00	6,00	5,25	5,00	3,00	1,00	2,00
28/01/97	9,20	5,00	4,40	5,60	3,40	1,60	3,60	1,60	2,80
30/01/97	6,80	5,60	6,00	3,60	3,60	2,80	3,20	2,00	3,20

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 44 – Valores obtidos para material em suspensão total, orgânico e inorgânica no tratamento T5 (viveiro C17), entre 30 de novembro/1996 e 30 de janeiro/1997.

Data	MST (mg/l)			MSO (mg/l)			MSI (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S	E	M	S
30/11/96	4,00			0,80			3,20		
01/12/96	10,00	4,00		5,50	0,40		4,50	3,60	
02/12/96	6,00	4,80		4,50	2,80		1,50	2,00	
03/12/96	5,50	3,60		3,50	3,20		2,00	0,40	
04/12/96	6,50	6,00		4,50	4,00		2,00	2,00	
05/12/96	14,50	16,00		9,50	9,60		5,00	6,40	
06/12/96	20,00	11,60		15,50	1,60		4,50	10,00	
07/12/96	3,00	1,60		2,00	0,80		1,00	0,80	
08/12/96	7,50	6,00			3,60			2,40	
09/12/96	8,50	4,40		5,00	3,60		3,50	0,80	
10/12/96	2,86	4,00		5,71	0,80			3,20	
11/12/96	6,00	2,15	2,80	4,00	1,72	1,60	2,00	0,43	1,20
12/12/96	7,42	2,00	2,06	4,12	1,40	1,44	3,30	0,60	0,62
15/12/96	6,53	7,50	4,00	6,12	7,50	2,00	0,41	0,00	2,00
17/12/96	7,35	10,81	8,92	4,08	2,70	6,22	3,27	8,11	2,70
19/12/96	5,00	6,75	26,50	1,50	3,50	16,50	3,50	3,25	10,00
22/12/96	16,84	8,33	6,12	3,58	2,08	4,08	13,26	6,25	2,04
24/12/96	15,00	18,46	12,50	7,50	4,62	5,00	7,50	13,85	7,50
26/12/96	12,00	12,00	10,00	4,00	4,00	4,00	8,00	8,00	6,00
30/12/96	18,50	6,25	8,00	6,00	2,08	3,40	12,50	4,17	4,60
31/12/96	19,47	6,87	7,84	4,21	2,22	1,96	15,26	4,65	5,88
02/01/97	10,00	7,35	6,73	3,71	5,10	3,67	6,29	2,24	3,06
05/01/97	11,84	7,29	3,92	5,53	5,21	2,94	6,32	2,08	0,98
07/01/97	9,79	4,44	6,60	3,19	2,22	1,60	6,60	2,22	5,00
09/01/97	14,00	8,00	9,00	6,00	5,20	5,00	8,00	2,80	4,00
12/01/97	4,00	1,60	4,00	3,60	1,20	3,20	0,40	0,40	0,80
14/01/97	8,75	3,75	7,50	4,00	2,50	5,25	4,75	1,25	2,25
16/01/97	9,25	7,25	8,50	5,75	5,75	6,00	3,50	1,50	2,50
19/01/97	5,00	4,00	5,25	3,25	2,25	3,75	1,75	1,75	1,50
21/01/97	7,50	3,25	3,25	5,00	2,25	2,50	2,50	1,00	0,75
23/01/97	15,25	6,25	11,25	3,50	3,75	8,75	11,75	2,50	2,50
26/01/97	9,00	5,00	12,00	6,00	2,50	10,75	3,00	2,50	1,25
28/01/97	9,20	6,40	16,00	5,60	5,00	11,20	3,60	1,40	4,80
30/01/97	6,80	11,75	11,50	3,60	6,25	9,00	3,20	5,50	2,50

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 45 - Valores obtidos para Clorofila *a* e Feofitina no tratamento 1 (viveiro C13), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Clorofila <i>a</i> (µg/l)			Feofitina (µg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	3,6			0,9		
01/12/96	5,0	7,3		7,5	4,5	
02/12/96	7,8	7,3		5,9	7,2	
03/12/96	5,0	6,7		9,0	4,2	
04/12/96	11,2	10,6		4,5	1,5	
05/12/96	10,0	6,7		6,8	2,3	
06/12/96	7,8	6,7		3,1	3,1	
07/12/96	7,8	6,1		3,9	3,2	
08/12/96	8,9	7,3		7,1	3,7	
09/12/96	7,3	4,5		6,0	3,3	
10/12/96	5,6	0,7		2,2	7,6	
11/12/96	8,9	19,0	7,3	2,8	0,9	1,7
12/12/96	8,4	5,6	5,0	3,7	2,6	6,3
15/12/96	5,0	6,7	7,8	5,6	6,6	7,0
17/12/96	5,6	8,4	7,8	4,2	1,8	2,7
19/12/96	6,7	6,7	6,1	4,2	3,1	4,8
22/12/96	2,8	20,6	22,3	1,5	12,2	12,4
24/12/96	9,5	55,8	52,5	0,7	28,2	28,0
26/12/96	1,7	9,5	8,4	5,7	7,3	9,6
30/12/96	1,1	3,3	5,0	3,6	5,6	3,6
31/12/96	1,7	3,3	5,6	3,8	5,2	2,2
02/01/97	4,5	7,3	8,4	0,6	3,7	4,9
05/01/97	1,7	1,7	2,2	4,2	3,8	3,2
07/01/97	3,3	3,9	3,3	2,1	3,5	3,7
09/01/97	3,3	5,0	5,6	2,5	3,6	4,2
12/01/97	2,8	4,2	2,1	3,6	5,1	6,7
14/01/97	5,6	0,7	0,7		5,2	5,6
16/01/97		0,6	0,6		5,3	5,3
19/01/97	4,2	4,2	4,9	1,2	6,6	5,2
21/01/97	5,6	9,8	7,0		9,3	11,6
23/01/97	2,8	11,2	8,4	1,1	6,4	7,7
26/01/97	3,5	4,2	0,7	5,3	0,7	5,2
28/01/97	3,7	1,7	3,3	1,8	2,2	
30/01/97	2,8	0,7	2,1	4,5	3,7	0,8

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 46 - Valores obtidos para Clorofila a e Feofitina no tratamento 2 (viveiro C14), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)			Feofitina (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	3,6			0,9		
01/12/96	5,0	5,0		7,5	7,1	
02/12/96	7,8	5,0		5,9	5,5	
03/12/96	5,0	5,0		9,0	4,7	
04/12/96	11,2	7,8		4,5	6,2	
05/12/96	10,0	8,9		6,8	3,6	
06/12/96	7,8	6,7		3,1	4,6	
07/12/96	7,8	5,0		3,9	4,7	
08/12/96	8,9	11,7		7,1	0,4	
09/12/96	7,3	6,1		6,0	2,8	
10/12/96	5,6	5,6		2,2	0,7	
11/12/96	8,9	3,9	1,7	2,8	3,5	6,5
12/12/96	8,4	3,9	3,9	3,7	2	1,6
15/12/96	5,0	3,3	7,8	5,6	6,8	3,1
17/12/96	5,6	5,0	5,6	4,2	7,5	5,4
19/12/96	6,7	2,8	5,6	4,2	4,2	4,6
22/12/96	2,8	1,1	16,2	1,5	4	6,1
24/12/96	9,5	2,8	3,9	0,7	3,5	3,5
26/12/96	1,7	3,3	3,3	5,7	2,1	3,3
30/12/96	1,1	2,2	1,1	3,6	2,5	5,1
31/12/96	1,7	1,7	2,2	3,8	3	1,3
02/01/97	4,5	2,8	2,2	0,6	3,5	3,6
05/01/97	1,7	3,3	1,1	4,2	0,6	2,8
07/01/97	3,3	5,0	1,7	2,1	0,8	3
09/01/97	3,3	3,9	3,9	2,5	3,5	3,9
12/01/97	2,8	2,1	1,4	3,6	1,8	3
14/01/97	5,6		2,1			2,8
16/01/97		3,9	2,2		10,9	8,7
19/01/97	4,2	14,0	17,4	1,2	10,5	9,9
21/01/97	5,6	11,2	10,5		8,4	10
23/01/97	2,8	4,9	7	1,1	4,4	1,8
26/01/97	3,5		0,7	5,3		6,6
28/01/97	3,7	2,8	2,2	1,8		1,3
30/01/97	2,8	1,7	3,3	4,5	1,5	

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 47 - Valores obtidos para Clorofila *a* e Feofitina no tratamento 3 (viveiro C15), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Clorofila <i>a</i> (µg/l)			Feofitina (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	3,6			0,9		
01/12/96	5,0	8,4		7,5	4,9	
02/12/96	7,8	5		5,9	6,7	
03/12/96	5,0	5,6		9,0	6,5	
04/12/96	11,2	6,1		4,5	7,9	
05/12/96	10,0	7,3		6,8	5,6	
06/12/96	7,8	6,7		3,1	3,9	
07/12/96	7,8	7,8		3,9	1,6	
08/12/96	8,9	7,8		7,1	4,3	
09/12/96	7,3	3,9		6,0	4,3	
10/12/96	5,6	5,6		2,2	0,7	
11/12/96	8,9	5,6	5,6	2,8	3,9	2,6
12/12/96	8,4	3,9	4,5	3,7	4,7	3,7
15/12/96	5,0	6,7	6,7	5,6	7,4	6,6
17/12/96	5,6	10,6	6,7	4,2	6,6	8,9
19/12/96	6,7	10	8,9	4,2	8,7	5,9
22/12/96	2,8	37,9	44,6	1,5	21,4	25,7
24/12/96	9,5	49,1	45,8	0,7	28,6	33,9
26/12/96	1,7	25,1	23,4	5,7	12,4	15,2
30/12/96	1,1	16,2	14	3,6	11,5	13,4
31/12/96	1,7	17,9	21,2	3,8	11,8	9,3
02/01/97	4,5	25,7	17,9	0,6	21,2	15,7
05/01/97	1,7	19	19,5	4,2	12,3	11,7
07/01/97	3,3	39,1	23,4	2,1	20,3	11,7
09/01/97	3,3	13,9	16,7	2,5	7,5	11,6
12/01/97	2,8	2,8	5,6	3,6	5,5	2,2
14/01/97	5,6					
16/01/97		0,6	2,2		9,2	9,5
19/01/97	4,2	2,8	3,5	1,2	5,5	6,8
21/01/97	5,6	4,9	5,6		4,4	4,7
23/01/97	2,8	0,7	6,3	1,1	7,1	2
26/01/97	3,5	4,2	7,7	5,3	0,7	
28/01/97	3,7	3,3	5	1,8	4,1	5,5
30/01/97	2,8	4,9	4,2	4,5	0,5	3,3

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 48 - Valores obtidos para Clorofila a e Feofitina no tratamento 4 (viveiro C16), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Clorofila a (µg/l)			Feofitina (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	3,6			0,9		
01/12/96	5,0	5,0		7,5	7,1	
02/12/96	7,8	5,0		5,9	5,5	
03/12/96	5,0	5,0		9,0	4,7	
04/12/96	11,2	7,8		4,5	6,2	
05/12/96	10,0	8,9		6,8	3,6	
06/12/96	7,8	6,7		3,1	4,6	
07/12/96	7,8	5,0		3,9	4,7	
08/12/96	8,9	11,7		7,1	0,4	
09/12/96	7,3	6,1		6,0	2,8	
10/12/96	5,6	5,6		2,2	0,7	
11/12/96	8,9	3,9	1,7	2,8	3,5	6,5
12/12/96	8,4	3,9	3,9	3,7	2	1,6
15/12/96	5,0	3,3	7,8	5,6	6,8	3,1
17/12/96	5,6	5,0	5,6	4,2	7,5	5,4
19/12/96	6,7	2,8	5,6	4,2	4,2	4,6
22/12/96	2,8	1,1	16,2	1,5	4	6,1
24/12/96	9,5	2,8	3,9	0,7	3,5	3,5
26/12/96	1,7	3,3	3,3	5,7	2,1	3,3
30/12/96	1,1	2,2	1,1	3,6	2,5	5,1
31/12/96	1,7	1,7	2,2	3,8	3	1,3
02/01/97	4,5	2,8	2,2	0,6	3,5	3,6
05/01/97	1,7	3,3	1,1	4,2	0,6	2,8
07/01/97	3,3	5,0	1,7	2,1	0,8	3
09/01/97	3,3	3,9	3,9	2,5	3,5	3,9
12/01/97	2,8	2,1	1,4	3,6	1,8	3
14/01/97	5,6		2,1			2,8
16/01/97		3,9	2,2		10,9	8,7
19/01/97	4,2	14,0	17,4	1,2	10,5	9,9
21/01/97	5,6	11,2	10,5		8,4	10
23/01/97	2,8	4,9	7	1,1	4,4	1,8
26/01/97	3,5		0,7	5,3		6,6
28/01/97	3,7	2,8	2,2	1,8		1,3
30/01/97	2,8	1,7	3,3	4,5	1,5	

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 49 - Valores obtidos para Clorofila a e Feofitina no tratamento 4 (viveiro C16), entre 30 de novembro de 1996 e 30 de janeiro de 1997.

Data	Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)			Feofitina (mg/l)		
	E	M	S	E	M	S
30/11/96	3,6			0,9		
01/12/96	5,0	3,9		7,5	4,3	
02/12/96	7,8	3,3		5,9	7,2	
03/12/96	5,0	7,8		9,0	4,3	
04/12/96	11,2	3,9		4,5	9,8	
05/12/96	10,0	10,0		6,8	1,3	
06/12/96	7,8	7,8		3,1	3,1	
07/12/96	7,8	4,5		3,9	6,5	
08/12/96	8,9	7,8		7,1	4,7	
09/12/96	7,3	3,9		6,0	4,7	
10/12/96	5,6	2,8		2,2	1,5	
11/12/96	8,9	2,8	2,8	2,8	0,7	1,5
12/12/96	8,4	1,7	1,7	3,7	3,4	3,4
15/12/96	5,0	5,0	2,8	5,6		4,4
17/12/96	5,6	2,8	4,5	4,2	3,5	1,8
19/12/96	6,7	5,6	78,1	4,2	4,2	27,7
22/12/96	2,8	3,9	3,9	1,5	2,3	2,3
24/12/96	9,5	2,8	3,3	0,7	5,0	3,3
26/12/96	1,7	5,0	5	5,7	5,9	7,9
30/12/96	1,1	5,0	5,6	3,6	6,3	5,4
31/12/96	1,7	7,8	6,7	3,8	5,1	7,4
02/01/97	4,5	12,8	12,8	0,6	11,4	14,9
05/01/97	1,7	5,6	6,7	4,2	1,5	2,3
07/01/97	3,3	5,6	6,7	2,1	4,2	1,9
09/01/97	3,3	7,3	6,1	2,5	6,0	9,9
12/01/97	2,8	4,9	4,9	3,6	6,8	7,3
14/01/97	5,6	0,7			7,1	
16/01/97		1,1	1,7		5,1	7,3
19/01/97	4,2	4,9	9,1	1,2	5,9	4,1
21/01/97	5,6	4,9	12,6		5,4	13,8
23/01/97	2,8	8,4	11,2	1,1		8,4
26/01/97	3,5	4,9	9,8	5,3	8,8	13,7
28/01/97	3,7	4,5	11,2	1,8	3,3	5,2
30/01/97	2,8	5,6	6,7	4,5	2,2	6,6

E = Entrada de água do viveiro

M = Meio do viveiro

S = Saída de água do viveiro

Tabela 50 - Cargas de nutrientes em viveiros de criação intensiva de matrinxã, dados obtidos de novembro de 1996 a janeiro de 1997. E= entrada, S= saída dos tratamentos T1= 3ind./2m³; T2 = 3ind/ m³ . T3= 3ind./m³, T4 = 3ind./2m³, T5= 3ind./2m³.

Variáveis	T1		T2		T3		T4		T5	
	E	S	E	S	E	S	E	S	E	S
Vazão (m ³ /d)	1,08E+05	1,08E+05	1,64E+05	1,64E+05	2,99E+05	2,99E+05	1,89E+05	1,89E+05	8,64E+04	8,64E+04
NT (mg/ m ³ /d)	1,92E+05	1,75E+05	2,92E+05	6,15E+05	5,32E+05	5,17E+05	3,36E+05	3,02E+05	1,54E+05	1,38E+05
NO3-N (µg/ m ³ /d)	1,14E+06	4,29E+06	1,74E+06	4,24E+06	4,75E+05	5,01E+06	3,01E+05	3,76E+06	1,37E+05	1,47E+06
NO2-N (µg/ m ³ /d)	3,90E+05	9,33E+05	5,92E+05	1,05E+06	1,08E+06	1,64E+06	6,82E+05	1,32E+06	3,12E+05	3,72E+05
NH4-N (µg/ m ³ /d)	3,47E+06	2,10E+07	5,27E+06	2,06E+07	9,61E+06	4,26E+07	6,08E+06	2,87E+07	2,78E+06	6,44E+06
SO2 (mg/ m ³ /d)	1,44E+05	2,78E+05	2,18E+05	3,67E+05	3,97E+05	4,42E+05	2,51E+05	2,46E+05	1,15E+05	2,06E+05
PT (µg/ m ³ /d)	2,23E+06	1,75E+07	3,38E+06	4,26E+07	6,17E+06	6,11E+07	3,90E+06	2,97E+07	1,78E+06	9,59E+06
PO4in. (µg/ m ³ /d)	1,08E+06	1,21E+07	1,64E+06	1,86E+07	2,99E+06	2,95E+07	1,89E+06	2,12E+07	8,64E+05	5,22E+06
PO4di (µg/ m ³ /d)	1,73E+06	1,37E+07	2,62E+06	2,05E+07	4,78E+06	3,62E+07	3,02E+06	2,57E+07	1,38E+06	7,06E+06
Clorofila (µg/ m ³ /d)	5,73E+05	8,32E+05	8,70E+05	3,33E+06	1,59E+06	4,06E+06	1,00E+06	8,79E+05	4,59E+05	8,40E+05
STS (mg/ m ³ /d)	1,03E+06	7,02E+05	1,56E+06	2,22E+06	2,84E+06	2,93E+06	1,80E+06	1,26E+06	8,21E+05	7,29E+05
SIS. (mg/ m ³ /d)	5,08E+05	2,92E+05	7,70E+05	7,37E+05	1,40E+06	8,67E+05	8,88E+05	4,35E+05	4,06E+05	2,76E+05
MOS (mg/ m ³ /d)	5,40E+05	5,94E+05	8,19E+05	1,47E+06	1,49E+06	1,23E+06	9,45E+05	6,24E+05	4,32E+05	4,49E+05

Tabela 51. Taxa de sedimentação de 48 horas em viveiro de piscicultura. Viveiro povoado com matrinhã (*Brycon cephalus*) . Alimentados diariamente com ração comercial, vazão de 6 l/s.

Variáveis	Valores		
	Média	Máximo	Mínimo
Vazão (m ³ /dia)			
NT (mg/ m ³ /dia)	18,19	24,62	13,96
NO ₃ -N (µg/m ³ /dia)	1,23	2,55	0,50
NO ₂ -N (µg/m ³ /dia)	0,26	0,78	0,09
NH ₄ -N (µg/m ³ /dia)	4,69	6,91	2,46
SO ₂ (mg/ m ³ /dia)	0,61	0,13	0,007
PT (µg/m ³ /dia)	1,91	2,78	1,27
PO ₄ inorg. (µg/m ³ /dia)	0,62	2,70	0,11
PO ₄ dis. (µg/m ³ /dia)	0,25	0,50	0,10
ST susp . (mg/ m ³ /dia)	4,66	11,95	0,32
SI susp. (mg/ m ³ /dia)	3,70	8,15	0,22
MO susp(mg/ m ³ /dia).	1,00	0,37	0,15
OD(mg/ m ³ /dia)	0,06	0,06	0,06
CO ₂ total (mg/m ³ /dia)	1,0	0,24	0,12
CO ₂ inorgânico (mg/m ³ /dia)	0,75	0,97	0,04
HCO ₃ (mg/m ³ /dia)	0,16	0,19	0,09
CO ₃ (mg/m ³ /dia)	0,006	0,008	0,003

Tabela 55- Frequência de ocorrência do fitoplâncton na canaleta e nos tratamentos T1, T2, T3 e T4, sendo MF = muito freqüente (F >80% das amostras), C= constante (50> F< 80% das amostras), CO = comun. (10> F< 50%), R = rara (F< 10%) e N = não ocorreu.

CHLOROPHYTA	Canaleta	T1	T2	T3	T4
<i>Acanthosphaera</i> sp	N	N	R	N	N
<i>Actidesmium</i> sp	N	N	CO	N	N
<i>Actinastrum</i> cf. <i>hantzchii</i>	C	N	C	C	CO
<i>Ankara judayi</i>	N	R	CO	CO	MF
<i>Ankistrodesmus densus</i>	CO	CO	CO	C	CO
<i>Ankistrodesmus espiralis</i>	R	C	CO	CO	CO
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	MF	CO	MF	MF	MF
<i>Ankistrodesmus fusiforme</i>	R	R	N	N	N
<i>Arthrodesmus octornis</i>	C	C	CO	CO	CO
<i>Botriococcus braunii</i>	R	R	C	CO	R
<i>Characium rostratum</i>	C	R	C	CO	CO
<i>Chlorella vulgaris</i>	CO	CO	C	C	C
<i>Chlorocloster</i> sp	N	N	R	N	N
<i>Closteriopsis lineatum</i>	CO	R	CO	CO	R
<i>Closteriopsis</i> sp	MF	R	MF	MF	C
<i>Closterium calosporum</i>	R	R	C	R	C
<i>Closterium</i> sp	R	CO	N	CO	N
<i>Closterium</i> cf. <i>incurvum</i>	R	R	N	N	N
<i>Closterium parvulum</i>	N	N	N	N	CO
<i>Closterium</i> cf. <i>setaceum</i>	R	N	R	N	N
<i>Closterium venus</i>	N	N	N	R	N
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	CO	CO	C	MF	C
<i>Coelastrum reticulatum</i>	R	C	CO	MF	CO
<i>Coelastrum</i> sp	N	N	R	CO	R
<i>Coenochloris</i> sp	R	CO	N	N	N
<i>Coronastrum</i> sp	R	N	N	N	N
<i>Cosmarium</i> sp	N	CO	R	N	N
<i>Cosmarium margaritatum</i>	CO	R	CO	C	CO
<i>Cosmarium obtusatum</i>	N	C	N	CO	N
<i>Cosmarium pyramidatum</i>	R	R	CO	CO	CO
<i>Crucigenia quadrata</i>	R	R	C	C	C
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	R	CO	N	N	N
<i>Crucigenia fenestrata</i>	R	R	CO	C	R
<i>Dactilococcus</i> sp	R	R	CO	R	N
<i>Desmidium aequale</i>	N	R	N	N	R
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	R	R	CO	N	R
<i>Dictyosphaerium</i> cf. <i>chloreloides</i>	MF	CO	C	MF	C
<i>Dimorphococcus lunatum</i>	N	N	N	R	R
<i>Elakatothrix</i> sp	N	R	CO	CO	CO

Continuação da Tabela 55.

CHLOROPHYTA	Canaleta	T1	T2	T3	T4
<i>Euastrum</i> sp	N	CO	CO	N	N
<i>Eutetramorus fotii</i>	N	R	CO	CO	N
<i>Eutetramorus poliococcus</i>	N	R	MF	MF	MF
<i>Gloeocystis ampla</i>	CO	MF	CO	CO	CO
<i>G. vesiculosa</i>	CO	C	CO	N	N
<i>Golenkinia</i> sp	CO	CO	CO	R	R
<i>Golenkinia radiata</i>	CO	CO	MF	C	CO
<i>Kirchineriella contorta</i>	N	R	CO	CO	R
<i>Kirchineriella</i> cf. <i>danubiana</i>	R	R	CO	CO	N
<i>Kirchineriella lunaris</i>	CO	R	CO	R	R
<i>K. microscopica</i>	CO	CO	CO	CO	R
<i>Kirchineriella obesa</i>	N	R	C	CO	CO
<i>Kirchineriella</i> cf. <i>phaseoliformes</i>	N	N	N	R	N
<i>Mesotenium</i> sp.	N	CO	R	N	N
<i>Micratinium pusillum</i>	N	R	CO	R	N
<i>Micractinium</i> sp	R	N	N	N	N
<i>Micrasterias radiata</i>	R	N	R	R	N
<i>Micrasteria</i> cf. <i>rotata</i>	N	N	N	R	N
<i>Monoraphidium</i> sp.	MF	CO	C	MF	MF
<i>Monoraphidium subclavolum</i>	N	N	N	N	R
<i>Nefrocystium lunatum</i>	N	C	CO	CO	R
<i>Netrium digitus</i>	N	R	N	R	R
<i>Oedogonium</i> sp	N	CO	N	CO	CO
<i>Oocystis</i> sp	R	CO	N	CO	CO
<i>Pediastrum biradiatum</i>	N	N	N	R	N
<i>Pediastrum simplex</i>	R	CO	CO	R	R
<i>Pediastrum tetras</i>	R	R	CO	CO	CO
<i>Planktosphaeria</i> sp	N	CO	N	R	N
<i>Pleurotaenium</i> sp	R	N	CO	CO	CO
<i>Quadrigula lacustris</i>	N	R	R	N	N
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	N	R	R	N	N
<i>Sc. armatus</i>	R	N	N	N	N
<i>Sc. arcuatus</i>	CO	R	CO	R	N
<i>Sc. bijugus</i>	CO	CO	MF	MF	C
<i>Sc. denticulatus</i>	CO	C	MF	MF	CO
<i>Sc. ecornis</i>	N	N	N	CO	N
<i>Sc. obtusus</i>	N	CO	R	N	N
<i>Sc. opoliensis</i>	CO	R	C	CO	C
<i>Sc. polymorphus</i>	N	N	N	R	N
<i>Sc. quadricauda</i>	CO	CO	C	C	CO
<i>Selenastrum bibrainianus</i>	C	CO	MF	MF	MF
<i>Shoroederia</i> sp	CO	N	CO	CO	CO
<i>Sphaerocystis</i> sp	R	N	N	N	N
<i>Spirogyra</i> sp	R	R	CO	CO	CO
<i>Spirotaenia</i> sp	R	R	N	N	N
<i>Spondylosium planum</i>	C	C	MF	MF	CO

Continuação da Tabela 55.

CHLOROPHYTA	Canaleta	T1	T2	T3	T4
<i>Spondylosium pulchrum</i>	MF	C	C	CO	MF
<i>Spondylosium sp</i>	N	C	N	N	N
<i>Staurostrum cingulum</i>	N	R	N	R	R
<i>St. ericoideum</i>	N	N	N	R	R
<i>St. gracile</i>	MF	MF	MF	MF	MF
<i>St. cf. hirsutum</i>	N	R	N	N	N
<i>St. paradoxum</i>	C	R	C	CO	CO
<i>St. pilosum</i>	N	N	N	R	N
<i>St. quadrangulare</i>	N	N	N	CO	N
<i>St. rotula</i>	R	N	CO	CO	N
<i>St. cf. sebaldi</i>	N	N	CO	N	N
<i>St. smithii</i>	C	C	C	C	N
<i>St. teliferum</i>	N	N	N	R	C
<i>St. tohope</i>	N	R	N	N	N
<i>St. triangularis</i>	N	R	N	N	N
<i>St. tricuspidatus</i>	N	N	R	CO	CO
<i>Staurodesmus cf. dejectus</i>	R	N	CO	CO	CO
<i>St. Dickeii</i>	R	R	CO	C	CO
<i>St. validus</i>	MF	MF	MF	MF	MF
<i>Tetraedron gracile</i>	CO	CO	CO	CO	N
<i>T. longispino</i>	N	N	N	N	R
<i>T. minimum</i>	N	CO	N	CO	N
<i>T. planctonicum</i>	R	R	N	N	N
<i>T. trigonus</i>	N	R	CO	CO	R
<i>Tetralantus lagerheim</i>	CO	R	C	CO	CO
<i>Tetraspora sp</i>	R	N	N	N	R
<i>Tetrastrum sp</i>	N	CO	N	N	N
<i>Treubaria cf. shimidiei</i>	CO	R	CO	CO	N
<i>Ulotrix sp</i>	N	R	CO	CO	R
<i>Xantidium sp</i>	N	N	CO	N	N
<i>Westella botryoides</i>	CO	R	CO	C	CO
CYANOPHYTA					
<i>Aphanotece sp</i>	N	R	R	N	N
<i>Anabaena cercinalis</i>	R	CO	C	CO	CO
<i>Anabaena sp</i>	CO	C	CO	CO	CO
<i>Cylindrospermopsis</i>	CO	R	MF	C	CO
<i>Croococcus sp</i>	CO	R	CO	R	N
<i>Geithlerinema splendidum</i>	CO	CO	C	CO	CO
<i>Hapalosiphon</i>	N		N	N	R
<i>Merismopedia tenuissima</i>	CO	CO	C	C	CO
<i>Microcystis aeruginosa</i>	CO	C	CO	MF	MF
<i>Microcystis sp</i>	N	CO	N	C	CO
<i>Spirulina sp</i>	R	N	R	N	N

Continuação da Tabela 55

CYANOPHYTA	Canaleta	T1	T2	T3	T4
<i>Pseudanabaena muscicola</i>	N	C	N	C	MF
<i>Pilgeria</i> sp	N	N	N	CO	CO
CHROMOPHYTA					
<i>Amphora</i> sp	R	N	N	N	N
<i>Asterionella</i> sp	C	CO	CO	C	N
<i>Aulacoseira</i> sp	C	C	C	C	CO
<i>Cymbella</i> sp	R	CO	C	CO	CO
<i>Eunotia diadon</i>	R	N	N	N	CO
<i>Eunotia hexaglyphis</i>	MF	CO	C	C	C
<i>Navicula</i> sp	MF	MF	C	MF	MF
<i>Navicula</i> b	CO	R	CO	R	CO
<i>Nitzschia</i> sp	R	N	CO	N	N
<i>Pinnularia gibba</i>	R	R	R	CO	CO
<i>P. interrupta</i>	CO	N	N	N	N
<i>P. maior</i>	C	CO	R	N	R
<i>Rizosolenia</i> sp	R	R	R	N	N
<i>Synedra</i> sp	CO	C	MF	CO	MF
<i>Surirella robusta</i>	CO	R	R	N	N
<i>Surirella</i> sp	R	N	N	N	N
<i>Tabellaria</i> sp	MF	C	MF	C	CO
<i>Centritractus</i> sp	CO	CO	CO	CO	N
<i>Dinobryon cylindricum</i>	MF	MF	C	MF	MF
<i>Gimnodinium</i> sp	N	N	CO	N	N
<i>Ophiocytium caputatum</i>	R	CO	CO	R	R
<i>Peridinium pusillum</i>	C	C	MF	MF	C
<i>Peridinium</i> sp	R	R	CO	N	N
<i>Pseudostaurastrum</i>	CO	CO	CO	C	CO
<i>Pseudopoliedropsis</i>	R	CO	C	C	CO
<i>Rhizochlori</i> sp	R	R	N	N	N
<i>Synura</i> sp	R	N	R	N	N
<i>Tetraplectron laevis</i>	N	N	R	N	N
EUGLENOPHYTA					
<i>Euglena acus</i>	C	C	MF	C	MF
<i>E. spirogyra</i>	R	N	R	R	R
<i>Lepocynclis</i> sp	CO	CO	C	C	C
<i>P. tortus</i>	N	R	CO	R	N
<i>Strombomonas</i> sp	R	R	C	CO	CO
<i>Trachelomonas bacillifera</i>	CO	CO	CO	CO	CO
<i>T. cylindrica</i>	CO	CO	CO	CO	N
<i>T. decora</i>	R	N	N	N	N
<i>T. fluviatiles</i>	CO	N	N	N	N
<i>T. pusilla</i>	CO	N	N	N	N
<i>T. superba</i>	R	R	R	C	N

Tabela 56 - Variação temporal das espécies dominantes e/ou mais abundantes do fitoplâncton na canaleta e nos diferentes tratamentos, sendo D=dominante (acima de 50% do total da amostra), A=abundante (entre 20 e 50%), C=comum (entre 10 e 20%), R=rara (até 10%) e NO=não ocorrência

TAXA	Novembro/96							Dezembro/96						
	30	1	2	3	4	5	6	7	8	9	15	21	26	31
<i>Monoraphidium</i> sp	R	C	C	R	C	C	A	A	C	A	C	R	R	R
<i>Spondylosium pulchrum</i>	R	A	A	A	A	D	A	A	A	A	R	R	R	R
<i>Spondylosium planum</i>	A	R	NO	C	R	R	R	R	R	R	C	NO	NO	NO
<i>Staurastrum gracile</i>	R	C	C	A	A	C	C	C	A	A	C	R	R	R
<i>Staurodesmus validus</i>	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	R	R
<i>Dinobryon cylindricum</i>	R	A	R	NO	R	R	R	R	NO	R	A	A	D	D
CANALETA	Janeiro/97													
		2	5	7	9	12	14	16	19	21	23	26	28	30
<i>Monoraphidium</i> sp		R	R	A	R	R	R	NO	R	R	R	NO	R	R
<i>Spondylosium pulchrum</i>		D	R	R	NO	R	R	R	R	R	R	R	C	C
<i>Spondylosium planum</i>		NO	R	NO	R	R	R	R	NO	NO	NO	NO	R	NO
<i>Staurastrum gracile</i>		R	NO	R	R	R	R	R	R	R	A	C	A	C
<i>Staurodesmus validus</i>		R	A	R	D	D	A	D	A	A	A	A	R	A
<i>Dinobryon cylindricum</i>		A	A	C	R	R	A	C	A	A	R	A	A	A

Continuação da Tabela 56.

TRATAMENTO 1	Dezembro/96															
Taxa	1	2	3	4	6	7	8	9	11	15	17	21	24	28	31	
<i>Ankistrodemus falcatus</i>	NO	NO	NO	NO	R	NO	NO	R	NO	NO	NO	R	D	A	R	
<i>Ankira judayi</i>	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	A	R	R	R	A	A	
<i>Chlorella vulgaris</i>	NO	NO	R	NO	R	NO	NO	R	NO	R	D	R	R	R	R	
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	NO	R	R	R	NO	NO	NO	NO	NO	R	R	A	R	NO	NO	
<i>Eutretamorus poliococcus</i>	NO	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	A	A	R	R	
<i>Monoraphidium</i> sp	A	C	C	C	R	R	R	R	NO	NO	R	NO	NO	NO	R	
<i>Spondylosium pulchrum</i>	C	A	A	A	A	R	A	R	R	NO	R	NO	NO	R	R	
<i>Staurastrum gracile</i>	R	A	A	R	R	R	C	R	NO	A	R	NO	NO	NO	A	
<i>Cilyndrospermopsis</i> sp	NO	NO	NO	NO	R	C	R	R	A	NO	NO	NO	NO	NO	NO	
<i>Microcystis aeruginosa</i>	NO	NO	NO	NO	NO	R	R	R	R	NO	NO	R	R	R	NO	
<i>Aulacoseira</i> sp	C	R	R	R	R	A	C	C	C	NO	NO	R	R	NO	R	
<i>Euglena acus</i>	NO	NO	NO	NO	NO	R	R	R	NO	R	NO	NO	NO	R	NO	
<i>Dinobryon cylindricum</i>	C	R	R	R	R	A	C	A	A	R	R	NO	NO	NO	C	
Janeiro/97																
	2	5	7	9	12	14	16	19	21	23	28	30				
<i>Ankistrodemus falcatus</i>	R	R	R	D	R	R	R	R	A	R	R	R				
<i>Ankira judayi</i>	A	A	D	R	D	A	R	R	R	R	R	R				
<i>Chlorella vulgaris</i>	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	NO				
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	R	NO	NO	R	NO	R	NO	R	R	R	NO	NO				
<i>Eutretamorus poliococcus</i>	R	R	R	R	R	R	NO	R	R	NO	NO	NO				
<i>Monoraphidium</i> sp	NO	NO	NO	R	R	R	R	R	R	NO	NO	R				
<i>Spondylosium pulchrum</i>	NO	NO	NO	R	NO	NO	NO	R	NO	NO	R	R				
<i>Staurastrum gracile</i>	NO	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R				
<i>Cilyndrospermopsis</i> sp	R	R	NO	R	NO	NO	R	NO	NO	NO	NO	NO				
<i>Microcystis aeruginosa</i>	C	C	R	R	R	R	R	R	R	R	A	C				
<i>Aulacoseira</i> sp	R	NO	NO	NO	R	R	NO	R	R	R	R	NO				
<i>Euglena acus</i>	R	R	R	R	R	A	D	D	D	D	A	A				
<i>Dinobryon cylindricum</i>	C	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R				

Continuação da Tabela 56

TRATAMENTO 2	Dezembro/96											Janeiro/97							
Taxa	1	2	3	4	9	10	12	15	17	19	21	24	26	31	2	9	16	23	26
Ankira judayi	NO	NO	NO	NO	R	NO	R	A	R	R	A	R	A	A	A	R	R	NO	R
Chlorella vulgaris	NO	NO	NO	NO	R	R	R	R	A	R	R	R	R	R	NO	R	A	A	A
Closteriopsis sp	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	NO	R	NO	R	NO
Eutetramorus poliococcus	R	R	R	NO	R	NO	R	R	R	A	A	R	R	R	R	R	R		R
Golenkinia radiata	R	R	R	R	R	R	R	NO	R	R	R	D	R	R	R	R	NO	NO	NO
Spondylosium pulchrum	A	A	A	A	A	A	A	R	R	R	R	R	NO	R	R	NO	R	NO	NO
Spondylosium planum	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	NO	NO	R	R	NO	R	R

TRATAMENTO 3	Dezembro/96															Janeiro/97										
Taxa	1	2	4	6	7	9	11	12	15	17	19	24	26	31	2	5	9	12	14	16	19	21	23	26	28	30
<i>Ankyra judayi</i>	R	NO	NO	NO	C	NO	C	NO	A	R	R	C	R	D	A	A	A	A	R	R	R	R	R	R	NO	R
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	R	NO	NO	NO	R	NO	C	R	R	NO	R	R	R	R	R	R	R	C	C	R	R	R	R	R	R	R
<i>Micractinium pusillum</i>	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	D	R	R	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
<i>Spondylosium pulchrum</i>	A	A	C	A	R	C	R	R	R	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	R	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
<i>Staurastrum gracile</i>	C	C	A	A	R	A	C	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	R	R	R	R	R	R	R	C
<i>Staurodesmus validus</i>	R	R	R	R	R	R	R	NO	R	NO	R	R	R	R	R	R	R	R	D	D	A	C	R	R	R	R
<i>Anabaena cercinalis</i>	NO	NO	NO	NO	R	NO	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
<i>Dinobryon cylindricum</i>	C	C	A	R	A	A	A	R	R	A	D	C	A	A	A	D	A	R	R	R	R	A	A	A	A	A

Continuação da Tabela 56

TRATAMENTO 4		Dezembro/96															Janeiro/97												
Taxa		1	3	4	6	7	8	10	12	15	17	19	21	24	26	28	31	2	5	9	12	14	16	19	21	23	26	28	30
<i>Ankistrodemus falcatus</i>		R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	R	R	R	R	NO		R	NO	NO	R	C	C	C	R	R	R
<i>Ankira judayi</i>		R	NO	R	R	D	R	R	R	A	R	R	A	R	D	D	R	D	D	A	A	A	R	R	R	R	R	R	R
<i>Characium rostratum</i>		R	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	R	R	R	NO	A	NO	NO	R	NO	NO	R	NO	NO	R	NO	NO	NO	R	NO	NO
<i>Chlorella vulgaris</i>		R	R	NO	NO	NO	NO	R	NO	NO	NO	NO	R	R	NO	NO	R	R	R	R	R	NO	A	A	A	A	R	R	C
<i>Coelastrum sp</i>		NO	NO	D	R	NO	NO	R	R	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO	NO
<i>Dictyosphaerium sp</i>		R	C	R	R	NO	R	C	C	R	R	R	NO	R	NO	NO	R	NO	NO	R	NO	R	R	R	NO	C	R	R	A
<i>Eutretamorus poliococcus</i>		R	R	NO	R	NO	R	R	R	NO	R	R	R	R	R	R	C	R	R	R	NO	R	R	NO	R	A	A	R	R
<i>Monoraphidium sp</i>		R	C	R	C	R	C	R	R	R	R	R	NO	R	R	NO	NO	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	R	R
<i>Spondylosium pulchrum</i>		A	A	C	C	R	A	A	R	NO	NO	R	NO	A	R	R	NO	NO	R	NO	R	NO	R	NO	R	NO	R	NO	R
<i>Staurastrum gracile</i>		C	R	C	C	R	R	A	R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	NO	R	R	R	R	R	R	R	R	R	R
<i>Staurodesmus validus</i>		R	R	R	R	R	R	R	R	R	NO	NO	R	NO	R	R	R	R	R	R	R	A	A	A	R	R	R	NO	R
<i>Microcystis aeruginosa</i>		R	R	R	R	R	R	NO	R	R	C	R	R	R	R	R	C	R	C	C	A	R	R	R	R	NO	A	A	A
<i>Euglena acus</i>		R	R	R	R	R	R	R	R	C	C	A	R	R	R	R	R	R	R	C	R	R	R	R	R	R	R	C	R
<i>Dinobryon cylindricum</i>		C	R	R	A	R	A	R	A	A	D	C	R	C	R	A	R	R	NO	R	R	R	R	NO	R	NO	R	A	R

Tabela 57- Valores médios obtidos para as variáveis físicas, químicas e biológicas nos viveiros e na canaleta

Variáveis	Tratamentos					
	Canaleta	T1	T2	T3	T4	T5
Vazão (l/min)		75,00	113,83	187,50	215,80	60,00
Temperatura (°C)	26,16	27,20	26,9	26,21	26,50	27,10
OD (mg/l)	8,00	3,65	1,94	1,87	2,68	4,60
Condutividade (µS/cm)	10,29	29,65	26,04	23,30	23,30	21,57
Transparência (cm)	Total	Total	Total	Total	Total	Total
pH	6,42	6,25	6,20	6,17	6,19	6,24
Alcalinidade (meq/l)	0,22	0,38	0,34	0,31	0,32	0,29
Dureza (mg/l)	6,88	14,83	12,83	11,78	11,52	10,57
Cálcio (mg/l)	4,42	5,68	6,08	5,68	5,48	5,03
CO ₂ total (mg/l)	18,40	33,23	30,70	28,29	28,62	26,41
CO ₂ livre	8,76	16,74	15,88	14,85	14,85	13,52
CO ₂ inorgânico	5,02	9,06	8,37	7,71	7,80	7,20
HCO ₃ (mg/l)	13,02	22,38	20,14	18,63	18,27	17,51
CO ₃ (mg/l)	0,34	0,47	0,40	0,38	0,35	0,36
NT (mg/l)	1,78	1,62	3,75	1,73	1,62	1,63
NO ₃ -N (µg/l)	10,59	39,71	25,90	16,77	19,91	17,02
NO ₂ -N(µg/l)	3,61	8,40	6,40	5,50	6,98	4,32
NH ₄ -N(µg/l)	32,16	194,77	125,86	142,61	152,00	74,55
Silicato reativo (mg/l)	1,33	2,57	2,24	1,48	1,98	2,38
PT (µg/l)	20,64	162,15	259,86	204,48	157,19	110,95
P inorgânico (µg/l)	10,00	112,46	113,69	98,87	112,19	60,42
P total dissolvido (µg/l)	16,00	127,20	125,04	121,05	135,83	81,72
Número de espécies do fitoplâncton	56	86	108	100	100	100
Diversidade de Shannon (bits/ind.)	0,74	0,80	1,70	1,41	1,09	1,01
Clorofila a (µg/l)	5,31	7,70	20,32	13,59	4,65	9,72
Material em suspensão total (mg/l)	9,50	6,50	13,54	9,82	6,67	8,44
Material inorgânico em suspensão (mg/l)	4,50	1,00	4,54	2,72	2,37	3,24
Matéria orgânicos suspensão (mg/l)	5,00	5,50	9,00	7,10	4,30	5,20

Tabela 60- Densidade dos grupos de zooplâncton encontrados nos tratamentos (ind./m³)

Local	Grupo	dezembro									janeiro						Total
		1	5	8	12	15	19	22	26	31	5	9	14	19	23	28	
Canaleta	Cladocera	2487	980	1330	1560	2460	2480	260	240	70	3754	520	120	0	0	0	50261
	Copepoda	834	1158	3168	1500	1262	1350	320	818	440	8114	6664	2190	0	0	0	27818
	Rotifera	15312	18630	17264	22860	25156	37870	9240	12784	1760	188	1152	1800	0	0	0	164016
	Outros	1200	1870	2070	2180	2140	2890	1500	410	220	752	384	520	0	0	0	16136
	Total	19833	22638	23832	28100	31818	44590	11320	14252	2490	46808	8720	4630	0	0	0	258231
T-1	Cladocera	1200	950	19598	770100	339333	24490	98667	220430	382950	102500	189750	118678	118678	18400	770510	3179823
	Copepoda	2200	5070	4166	94380	889810	285010	153000	1966325	230675	251960	10522	239475	373020	457955	319363	3207431
	Rotifera	11712	29832	87984	77800	137196	104478	4368	1386	154	688	100	0	0	0	0	455698
	Outros	250	750	250	500	250	0	1040	0	770	2580	0	1600	0	3900	0	11890
	Total	15362	36602	111998	942790	566589	633570	257075	500378	452029	638178	207622	830825	49698	480255	689873	6854842
T-2	Cladocera	150	300	52483	636300	525330	226840	346260	130400	110170	85184	38095	341910	173950	85790	355470	3106632
	Copepoda	300	400	2966,7	83150	128680	225842	387515	40033	280388	496777	237570	122630	165140	45085	62330	2279357
	Rotifera	4472	8448	21140	45124	98294	346800	129500	2720	5198	1944	157420	3564	180	285	372	825461
	Outros	800	0	0	200	0	380	0	800	0	3240	1520	4860	1500	2850	930	17080
	Total	6272	9148	76590	764774	752304	799862	863275	173953	395756	587145	434605	472964	340770	134010	419102	6230530
T-3	Cladocera	350	650	63029	108240	315950	891000	937210	105907	57860	138620	166500	69973	23520	50557	0	2929366
	Copepoda	350	1700	3405,8	77510	122788	189327	528230	315713	180512	384142	455810	116955	83797	26423	0	248662
	Rotifera	20976	35808	60368	53468	266780	311600	163660	7920	11088	4950	2144	1080	66	0	0	899926
	Outros	1140	250	265	0	1000	0	530	1100	0	100	1340	2700	660	150	0	9235
	Total	22816	38408	127068	239236	666518	139192	162963	430640	249460	527812	625794	190708	108043	77130	0	6325189
T-4	Cladocera	5250	200	37129	311370	158200	98040	397310	63744	258480	144480	132460	105500	89807	116800	337260	2256030
	Copepoda	2590	1200	4305,7	95680	151230	166776	316053	140954	231020	31100	74470	193050	34920	31115	106735	1581199
	Rotifera	15870	56000	234000	156000	349800	130650	125280	1470	0	400	2640	100	150	1600	850	1074810
	Outros	4140	350	4050	6500	530	150	0	490	0	1000	1760	650	700	1100	2125	23545
	Total	27850	57750	279485	569550	659760	395616	838643	206658	489500	176980	211330	299300	125577	150615	446970	4935584

ANEXO 2

(Análise estatística)

Tabela a₁ - Quadro de ANOVA para temperatura da água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	9,3480	7,82**
Resíduo	302	1,1956	-
Total	312	-	-

Tabela a₂ - Médias de temperatura (TP) ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta.

Ponto	Localização	Média °c	Grupo de Tukey*
3	Saída C13 (T1)	27,20	A
11	Saída C17 (T5)	27,10	AB
9	Saída C16 (T4)	27,00	AB
5	Saída C14 (T2)	26,90	AB
10	Meio C17 (T5)	26,59	AB
2	Meio C13 (T1)	26,57	AB
7	Saída C15 (T3)	26,50	AB
4	Meio C14 (T2)	26,49	AB
8	Meio C16 (T4)	26,49	AB
6	Meio C15 (T3)	26,21	BC
1	Canaleta	26,16	D

* Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si

Tabela b₁ - Quadro de ANOVA para as medidas de pH da água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	0,1669	2,52**
Resíduo	302	0,0661	-
Total	312	-	-

Tabela b₂ - Médias de pH ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey*
1	Canaleta	6,42	A
2	Meio C13 (T1)	6,37	AB
4	Meio C14 (T5)	6,30	AB
8	Meio C16 (T4)	6,27	AB
10	Meio C17 (T2)	6,27	AB
3	Saída C13 (T5)	6,25	AB
11	Saída C17 (T1)	6,24	AB
6	Meio C15 (T3)	6,23	AB
5	Saída C14 (T2)	6,20	AB
9	Saída C16 (T4)	6,19	BC
7	Saída C15 (T3)	6,17	BC

* Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si

Tabela C₁ - Quadro de ANOVA para oxigênio dissolvido

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	98,6865	18,75**
Resíduo	302	5,2637	-
Total	312	-	-

Tabela C₂ - Médias de Oxigênio Dissolvido (OD) ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média (mg/l)	Grupo de Tukey*
1	Canaleta	8,00	A
10	Meio C17 (T5)	6,12	B
11	Saída C17 (T5)	4,60	BC
2	Meio C13 (T1)	4,21	C
8	Meio C16 (T4)	3,87	CD
4	Meio C14 (T2)	3,81	CD
6	Meio C15 (T3)	3,71	CD
9	Saída C16 (T4)	2,68	CD
3	Saída C13 (T1)	2,61	CD
5	Saída C14 (T2)	1,94	D
7	Saída C15 (T3)	1,87	D

* Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si

Tabela d₁ - Análise de variância para condutividade elétrica da água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	702,9457	36,17**
Resíduo	302	19,4323	-
Total	312	-	-

Tabela d₂ - Médias de condutividade elétrica da água ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta.

Ponto	Localização	Média	Teste de Tukey
3	Saída C13 (T1)	29,65	A
5	Saída C14 (T2)	26,04	AB
2	Meio C13 (T1)	24,73	BC
9	Saída C16 (T4)	23,30	BCD
7	Saída C15 (T3)	23,30	BCD
4	Meio C14 (T2)	22,36	BCDE
11	Saída C17 (T5)	21,57	CDE
6	Meio C15 (T3)	21,52	CDE
8	Meio C16 (T4)	19,97	DE
10	Meio C17 (T5)	19,27	E
1	Canaleta	10,29	F

Tabela e₁ - Quadro de ANOVA para Alcalinidade

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	9121	0,91 ^{NS}
Resíduo	302	10076	-
Total	312	-	-

Tabela e₂ - Médias de alcalinidade ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta. * Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si.

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey*
8	Meio C16 (T4)	0,87	A
3	Saída C13 (T1)	0,38	A
2	Meio C13 (T1)	0,37	A
5	Saída C14 (T2)	0,34	A
4	Meio C14 (T2)	0,33	A
6	Meio C15 (T3)	0,32	A
9	Saída C16 (T4)	0,32	A
7	Saída C15 (T3)	0,31	A
10	Meio C17 (T5)	0,30	A
11	Saída C17 (T5)	0,29	A
1	Canaleta	0,22	A

Tabela f₁ - Análise de variância para as medidas de dureza da água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	115,9933	14,22**
Resíduo	302	8,1584	-
Total	312	-	-

Tabela g₂ - Médias de dureza da água ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta.

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey
3	Saída C13 (T1)	14,83	A
5	Saída C14 (T2)	12,83	AB
2	Meio C13 (T1)	12,79	AB
4	Meio C14 (T2)	12,24	BC
7	Saída C15 (T3)	11,78	BC
9	Saída C16 (T4)	11,52	BC
6	Meio C15 (T3)	11,42	BC
8	Meio C16 (T4)	11,16	BC
11	Saída C17 (T5)	10,57	BC
10	Meio C17 (T5)	10,27	C
1	Canaleta	6,88	D

Tabela h₁ - Análise de variância para as medidas de cálcio dissolvido na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	7,1995	0,50 ^{NS}
Resíduo	302	14,3611	-
Total	312	-	-

Tabela h₂ - Médias de cálcio ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta.

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey
5	Saída C14 (T2)	6,08	A
4	Meio C14 (T2)	5,99	A
10	Meio C17 (T3)	5,81	A
2	Meio C13 (T1)	5,76	A
7	Saída C15 (T3)	5,68	A
3	Saída C13 (T1)	5,59	A
9	Saída C16 (T4)	5,48	A
8	Meio C16 (T4)	5,33	A
6	Meio C15 (T3)	5,10	A
11	Saída C17 (T5)	5,03	A
1	Canaleta	4,42	A

Tabela i₁ - Análise de variância para as medidas de carbono total da água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	439,8666	8,75 ^{**}
Resíduo	302	50,2824	-
Total	312	-	-

Tabela i₂ - Médias de carbonato total ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey
3	Saída C13	33,23	A
2	Meio C13 (T1)	31,10	AB
5	Saída C14 (T2)	30,70	AB
9	Saída C16 (T4)	28,62	AB
4	Meio C14 (T2)	28,57	AB
6	Meio C15 (T3)	28,31	AB
7	Saída C15 (T3)	28,29	AB
8	Meio C16 (T4)	27,40	AB
11	Saída C17 (T5)	26,41	BC
10	Meio C17 (T5)	26,32	BC
1	Canaleta	18,40	D

Tabela j₁ - Análise de variância para as medidas de carbono livre na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	128,9823	6,00**
Resíduo	302	21,5069	-
Total	312	-	-

Tabela j₂ - Médias de carbonato livre ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey
3	Saída C13 (T1)	16,74	A
5	Saída C14 (T2)	15,88	A
2	Meio C13 (T1)	15,00	A
7	Saída C15 (T3)	14,85	A
9	Saída C16 (T4)	14,85	A
6	Meio C15 (T3)	14,59	A
4	Meio C14 (T2)	14,30	A
8	Meio C16 (T4)	14,28	A
11	Saída C17 (T5)	13,52	A
10	Meio C17 (T5)	13,34	A
1	Canaleta	8,76	B

Tabela k₁ - Análise de variância para as medidas de carbono inorgânico

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	32,7308	8,99**
Resíduo	302	3,6407	-
Total	312	-	-

Tabela k₂ - Médias de carbonato inorgânico ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey
3	Canaleta	9,06	A
2	Meio C13 (T1)	8,48	AB
5	Saída C13 (T1)	8,37	AB
9	Meio C14 (T2)	7,80	AB
4	Saída C14 (T2)	7,79	AB
6	Meio C15 (T3)	7,72	AB
7	Saída C15 (T3)	7,71	AB
8	Meio C16 (T4)	7,66	AB
11	Saída C16 (T4)	7,20	BC
10	Meio C17 (T5)	7,18	BC
1	Saída C17 (T5)	5,02	D

Tabela l₁ - Análise de variância para as medidas de bicarbonato na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	185,7676	13,02**
Resíduo	302	14,2646	-
Total	312	-	-

Tabela 1₂ - Médias de bicarbonato ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey
3	Saída C13 (T1)	22,38	A
2	Meio C13 (T1)	21,79	AB
5	Saída C14 (T2)	20,14	ABC
4	Meio C14 (T2)	19,35	ABC
9	Saída C16 (T4)	18,71	BCD
6	Meio C15 (T3)	18,63	CD
8	Meio C16 (T4)	18,54	CD
7	Saída C15 (T3)	18,27	CD
10	Meio C17 (T5)	17,61	CD
11	Saída C17 (T5)	17,51	CD
1	Canaleta	13,02	E

Tabela m₁ - Análise de variância para as medidas de carbonato na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	0,1670	1,16 ^{NS}
Resíduo	302	0,1436	-
Total	312	-	-

Tabela m₂ - Médias de carbonato ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey
8	Meio C16 (T4)	0,57	A
2	Meio C13 (T1)	0,52	A
3	Saída C13 (T1)	0,47	A
4	Meio C14 (T2)	0,43	A
5	Saída C14 (T2)	0,40	A
6	Meio C15 (T3)	0,38	A
9	Saída C16 (T4)	0,37	A
10	Meio C17 (T5)	0,37	A
11	Saída C17 (T5)	0,36	A
7	Saída C15 (T3)	0,35	A
1	Canaleta	0,34	A

Tabela n₁ - Análise de variância para as medidas de nitrogênio orgânico total na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	12,5784	4,58**
Resíduo	302	2,7449	-
Total	312	-	-

Tabela n₂ - Médias de nitrogênio orgânico total ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média (mg/l)	Grupo de Tukey
5	Saída C14 (T2)	3,75	A
4	Meio C14 (T2)	2,28	B
6	Meio C15 (T3)	1,91	B
1	Canaleta	1,78	B
7	Saída C15 (T4)	1,73	B
11	Saída C17 (T5)	1,63	B
9	Saída C16 (T6)	1,62	B
3	Saída C13 (T1)	1,62	B
2	Meio C13 (T1)	1,56	B
8	Meio C16 (T4)	1,26	B
10	Meio C17 (T5)	1,09	B

Tabela o₁ - Análise de variância para as medidas de nitrato na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	17362,2186	16,48**
Resíduo	302	1053,3509	-
Total	312	-	-

Tabela o₂ - Médias de nitrato ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média (µg/l)	Grupo de Tukey
2	Meio C13 (T1)	91,59	A
3	Saída C13 (T1)	39,71	B
5	Saída C14 (T2)	25,90	BC
4	Meio C14 (T2)	19,96	BC
9	Saída C16 (T4)	19,91	BC
8	Meio C16 (T4)	18,28	BC
11	Saída C17 (T5)	17,02	BC
7	Saída C15 (T3)	16,77	BC
6	Meio C15 (T3)	13,14	BC
10	Meio C17 (T5)	12,96	BC
1	Canaleta	10,59	C

Tabela p₁ - Análise de variância para as medidas de nitrito na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	48,7332	4,52**
Resíduo	302	10,7764	-
Total	312	-	-

Tabela p₂ - Médias de nitrito ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média (µg/l)	Grupo de Tukey
3	Saída C13 (T1)	8,40	A
9	Saída C16 (T4)	6,98	AB
2	Meio C13 (T1)	6,59	AB
5	Saída C14 (T2)	6,40	AB
4	Meio C14 (T2)	6,32	AB
6	Meio C15 (T3)	5,54	ABC
7	Saída C15 (T3)	5,50	ABC
8	Meio C16 (T4)	5,31	BC
10	Meio C17 (T5)	4,70	BC
11	Saída C17 (T5)	4,32	BC
1	Canaleta	3,61	C

Tabela q₁ - Análise de variância para as medidas de amônia na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	63027,5628	6,86**
Resíduo	302	9182,3230	-
Total	312	-	-

Tabela q₂ - Médias de amônia ajustada por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média (µg/l)	Grupo de Tukey
3	Saída C13 (T1)	194,77	A
9	Saída C16 (T4)	152,00	AB
7	Saída C15 (T3)	142,61	AB
2	Meio C13 (T1)	140,68	AB
5	Saída C14 (T2)	125,86	ABC
8	Meio C16 (T4)	116,84	ABC
6	Meio C15 (T3)	98,03	BCD
4	Meio C14 (T2)	89,48	BCD
11	Saída C17 (T5)	74,55	BCD
10	Meio C17 (T5)	51,59	CD
1	Canaleta	32,16	D

Tabela r₁ - Análise de variância para as medidas de fosfato total na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	133255,0329	16,63**
Resíduo	302	80013,9297	-
Total	312	-	-

Tabela r_2 - Médias de fósforo total ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média ($\mu\text{g/l}$)	Grupo de Tukey
5	Saída C14 (T2)	259,86	A
7	Saída C15 (T3)	204,48	AB
4	Meio C14 (T2)	199,53	AB
3	Saída C13 (T1)	162,15	BC
9	Saída C16 (T4)	157,19	BC
6	Meio C15 (T3)	150,23	BC
2	Meio C13 (T1)	114,49	CD
8	Meio C16 (T4)	111,87	CD
11	Saída C17 (T5)	110,95	CD
10	Meio C17 (T5)	57,10	E
1	Canaleta	20,64	F

Tabela s_1 - Análise de variância para as medidas de fosfato total dissolvido na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	35989,9621	8,21**
Resíduo	302	4381,4288	-
Total	312	-	-

Tabela s_2 - Médias de fosfato total dissolvido ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média ($\mu\text{g/l}$)	Grupo de Tukey
9	Saída C16 (T4)	135,83	A
3	Saída C13 (T1)	127,20	A
5	Saída C14 (T2)	125,05	A
7	Saída C15 (T3)	121,23	A
6	Meio C15 (T3)	110,64	AB
4	Meio C14 (T2)	100,93	AB
2	Meio C13 (T1)	98,23	AB
8	Meio C16 (T4)	94,85	AB
11	Saída C17 (T5)	81,72	AB
10	Meio C17 (T5)	62,17	BC
1	Canaleta	16,00	C

Tabela t₁ - Análise de variância para as medidas de fosfato inorgânico na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	29519,9328	8,73**
Resíduo	302	3379,7363	-
Total	312	-	-

Tabela t₂ - Médias de fosfato inorgânico ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média (µg/l)	Grupo de Tukey
5	Saída C14 (T2)	113,69	A
3	Saída C13 (T1)	112,46	A
9	Saída C16 (T4)	112,19	A
7	Saída C15 (T3)	98,87	A
8	Meio C16 (T4)	82,14	AB
4	Meio C14 (T2)	78,71	AB
6	Meio C15 (T3)	74,41	AB
2	Meio C13 (T1)	73,47	AB
11	Saída C17 (T5)	60,42	ABC
10	Meio C17 (T5)	43,43	BC
1	Canaleta	10,00	C

Tabela u₁ - Análise de variância para as medidas de silicato reativo na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	4,9483	5,71**
Resíduo	302	0,8661	-
Total	312	-	-

Tabela u_2 - Médias de silicato reativo ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média (mg/l)	Grupo de Tukey
3	Saída C13 (T1)	2,57	A
2	Meio C13 (T1)	2,52	A
6	Meio C15 (T3)	2,47	A
10	Meio C17 (T5)	2,38	A
4	Meio C14 (T2)	2,34	A
5	Saída C14 (T2)	2,24	AB
11	Saída C17 (T5)	2,22	AB
8	Meio C16 (T4)	2,10	AB
9	Saída C16 (T4)	1,98	ABC
7	Saída C15 (T3)	1,48	BC
1	Canaleta	1,33	C

Tabela v_1 - Análise de variância para as medidas de clorofila a na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	872,9924	6,77**
Resíduo	302	128,8673	-
Total	312	-	-

Tabela v_2 - Médias de clorofila a ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média ($\mu\text{g/l}$)	Grupo de Tukey
5	Saída C14 (T2)	20,32	A
4	Meio C14 (T2)	19,02	A
7	Saída C15 (T3)	13,59	AB
6	Meio C15 (T3)	11,53	AB
11	Saída C17 (T5)	9,72	AB
2	Meio C13 (T1)	7,82	B
3	Saída C13 (T1)	7,70	B
1	Canaleta	5,31	B
10	Meio C17 (T5)	5,13	B
8	Meio C16 (T4)	4,92	B
9	Saída C16 (T4)	4,65	B

Tabela x_1 - Médias de feofina ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média ($\mu\text{g/l}$)	Grupo de Tukey
5	Saída C14 (T2)	21,37	A
4	Meio C14 (T2)	13,92	B
7	Saída C15 (T3)	10,00	BC
6	Meio C15 (T3)	8,18	BC
11	Saída C17 (T5)	7,30	BC
3	Saída C13 (T1)	6,47	BC
2	Meio C13 (T1)	5,25	C
10	Meio C17 (T5)	4,89	C
9	Saída C16 (T4)	4,45	C
8	Meio C16 (T4)	4,18	C
1	Canaleta	3,86	C

Tabela z_1 - Análise de variância para as medidas de material em suspensão total na água

Fonte de Variação	Graus de Liberdade	Quadrado Médio	F
Ponto	10	164,2246	5,69**
Resíduo	302	28,8602	-
Total	312	-	-

Tabela z_2 - Médias de Material em suspensão total ajustadas por quadrados mínimos, de acordo com o ponto de coleta

Ponto	Localização	Média	Grupo de Tukey
5	Saída C14 (T2)	13,54	A
4	Meio C14 (T2)	11,44	AB
7	Saída C15 (T3)	9,82	ABC
1	Canaleta	9,50	ABC
6	Meio C15 (T3)	8,61	BCD
11	Saída C17 (T5)	8,44	BCD
2	Meio C13 (T1)	7,81	BCD
9	Saída C16 (T4)	6,67	CD
10	Meio C17 (T5)	6,65	CD
3	Saída C13 (T1)	6,50	CD
8	Meio C16 (T4)	5,47	CD