

**DINÂMICA DAS VARIAÇÕES LIMNOLÓGICAS EM
SISTEMAS DE CRIAÇÃO DE PEIXES**

WALTER MOREIRA MAIA JÚNIOR

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DOUTORADO EM RECURSOS NATURAIS

WALTER MOREIRA MAIA JÚNIOR

**DINÂMICA DAS VARIAÇÕES LIMNOLÓGICAS EM
SISTEMAS DE CRIAÇÃO DE PEIXES**

CAMPINA GRANDE - PB

2003

WALTER MOREIRA MAIA JÚNIOR

**DINÂMICA DAS VARIAÇÕES LIMNOLÓGICAS EM
SISTEMAS DE CRIAÇÃO DE PEIXES**

Tese apresentada à Universidade Federal de
Campina Grande, como parte dos requisitos
para obtenção do Título de Doutor em
Ciências, área de concentração Tratamento e
Qualidade da Água.

Orientadores: Prof. Dr. Heber Pimentel Gomes
Prof. Dr. José Arlindo Pereira

CAMPINA GRANDE - PB

2003



M217d	<p>Maia Junior, Walter Moreira Dinamica das variacoes limnologicas em sistemas de criacao de peixes / Walter Moreira Maia Junior. - Campina Grande, 2003. 250 f.</p> <p>Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciencias e Tecnologia.</p> <p>1. Limnologia 2. Piscicultura 3. Peixes - Crescimento 4. Desempenho Zootecnico 5. Peixes - Alimentacao Natural 6. Peixes - Microbiologia - Composicao Quimica 7. Tese I. Gomes, Heber Pimentel II. Pereira, Jose Arlindo III. Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB) IV. Titulo</p>
-------	---


CDU 639.31(043)

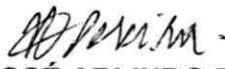
WALTER MOREIRA MAIA JÚNIOR

**DINÂMICA DE VARIAÇÕES LIMNOLÓGICAS EM SISTEMAS DE
CRIAÇÃO DE PEIXES MODELO**


APROVADA EM: 29/08/2003

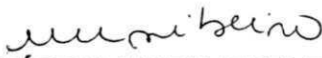
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. HEBER PIMENTEL GOMES
Centro de Tecnologia - CCT
Universidade Federal da Paraíba – UFPB


Prof. Dr. JOSÉ ARLINDO PEREIRA
Universidade Federal do Ceará – LABOMA/UFC


Prof. Dr. JOSÉ ETHAM DE BARBOSA LUCENA
Centro de Tecnologia - CT
Universidade Estadual da Paraíba - UEPB


Profa. Dra. MARIA CRISTINA BASÍLIO CRISPIM
Centro de Ciências Exatas e da Natureza - CCEN
Universidade Federal da Paraíba – UFPB


Profa. Dra. MÁRCIA MARIA RIOS RIBEIRO
Centro de Ciências e Tecnologia - CCT
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG


Prof. Dr. RUI DE OLIVEIRA
Centro de Ciências e Tecnologia - CCT
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

*Give a man a fish,
He will eat for one day.
Teach him how to do aquaculture,
He will need subsidies for the rest of his life,
Advise him to use **tilapia** as the main culture fish,
He will have a tool for facing the fish culture
future development trends.*

Jérôme Lazard

(Fourth International Symposium on Tilapia in Aquaculture -
Orlando, Florida/USA - November, 9-12, 1997)

AGRADECIMENTOS

Agradecer a DEUS e sua equipe de seres angelicais, guardiões de todas as crenças, que favoreceram que vários anjos surgissem, possibilitando que este trabalho fosse executado. Inicialmente, por Ter me inspirado, sem faltar em nenhum momento dessa trajetória.

Ao Departamento de Tecnologia Química e de Alimentos do Centro de Tecnologia, pela liberação para quanto durou esta capacitação.

À Universidade Federal da Paraíba, especialmente ao Centro de Tecnologia, por haver possibilitado meu afastamento para a realização da pós-graduação.

À CAPES-PICD, pelo apoio financeiro durante o período de afastamento das atividades docentes.

À Coordenação do Programa de Doutorado em Recursos Naturais, que sempre me acolheu e esteve atenta em todas as decisões regimentais.

Ao professor e amigo Heber Pimentel Gomes, pela confiança, aceitando esta orientação, que com carinho e liberdade permitiu ele que pudesse voar livremente pela ciência para concluir este trabalho.

Aos mestres que fortaleceram meus conhecimentos nas disciplinas cursadas, em particular ao professor Rui de Oliveira, pela forma simples de repassar a imensidão do seu saber, cujo convívio ficou mais saboroso pela qualidade dos amigos e colegas de classe, em particular a Rosilene, ou melhor, Roselual, que reacendeu significativamente minha chama de pesquisador em um dia de imenso baixo astral.

Aos colegas de república, capitão Eduardo Henrique e Adeilton, que me proporcionaram noites imemoráveis com papos sobre as filosofias da vida.

Aos inúmeros colaboradores, que me abasteceram com fornecimento de referências bibliográficas, como José Sávio (CPTA/IBAMA), Kubitza (AQUAIMAGEM), Márcia Eler (USP), Cristina Muratori (UFPI), e em especial à bibliotecária chefe do CRHEA/UFSCAR, Mara Lúcia, que mesmo sem nenhum conhecimento pessoal me facilitou o acesso às teses daquela Instituição.

Aos parceiros científicos e de coração, Takako Watanabe (limnologia), Cristina Crispim (zooplâncton), Jane Torelli (conteúdo estomacal), Chico Pégado (zoobentos), Etham Lucena (fitoplâncton), Branca e Vicente (microbiologia), Leda Janssen (composição química), Carmen Gadelha (saneamento), Paulo Rosa e Kallianna, pelo acesso e tratamento dos dados climatológicos, e ao Adailson Souza, do campus de Areia da UFPB (análise do solo), aos amigos Américo Bordine e Gloria Massai, pelo apoio nas análises estatísticas e, em muitíssimo particular, Lunginho, que com sua paciência zen sempre desacelerava o meu estresse, e ressaltou ainda o companheirismo do Severino (Bin) Inácio nas intermináveis coletas, principalmente pela sua energia durante as infinitas noites das nictemerais, por algumas vezes acompanhado de Pablo, todos valiosos e inesquecíveis amigos.

Aos auxiliares de campo, Lula, que se fez babá dos meus peixes, Raminho, nos serviços gerais, Caxangá, o herói das instalações hidráulicas, Inácio, nas despescas e a Vó, com seu sempre presente cafezinho.

Ao zootecnista da *Top Fish*, Hilton Hiroshi, pelo fornecimento dos alevinos e facilitação na aquisição das rações.

Às bibliotecárias Debora e Oneide, pelo auxílio na revisão das referências e pelo atendimento, sempre muito gentil.

Ao NUPPA/CT/UFPB, por ter me cedido os viveiros para realização da criação experimental desta pesquisa.

A todos da banca avaliadora, pelas contribuições enriquecedoras a este trabalho.

E, finalmente, a todos aqueles que direta e indiretamente colaboraram na elaboração do projeto e nas diversas etapas deste trabalho de Tese.

RESUMO

Com o objetivo de avaliar a dinâmica dos fatores físicos, químicos e biológicos na criação de tilápias em ambiente fortemente eutrofizado e não eutrofizado, foi realizado no NUPPA/UFPB, em João Pessoa/PB, um trabalho experimental com duração de 120 dias em quatro viveiros escavados em solo natural, com volume de 300m³ de água e profundidade média de 1,0m, providos de sistemas de entrada e saída de água opostos longitudinalmente, onde foram depositados 1.200 alevinos incubados artificialmente, revertidos, de Tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, (Linnaeus, 1757), linhagem Chitralada, sendo dois viveiros abastecidos com água de uma lagoa amplamente eutrofizada, e o outro par preenchido com água proveniente de um poço tipo Amazonas, mantidos a uma mesma cota mediante reposição da água para compensar perdas por evaporação e percolação. Cada viveiro recebeu 300 peixes (1peixe:m²), com peso médio de 1,0g e comprimento de 3,0cm, alimentados com ração comercial conforme protocolo do fabricante. Foram acompanhadas as principais variáveis meteorológicas (temperatura, pluviosidade, insolação, radiação solar, fotoperíodo e velocidade dos ventos) e realizadas análises do solo, e da água na superfície dos viveiros, coletada sempre às 07:00/08:00h, com periodicidade tri-semanal e semanal, das variáveis físicas, químicas e biológicas de qualidade da água (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, transparência, sólidos totais, fixos e voláteis, cor, condutividade elétrica, turbidez, DBO₅, DQO, cloreto, alcalinidade acidez total, dureza, cálcio, magnésio, salinidade, amônia, nitrito, nitrato, fósforo total, ortofosfato, feofitina e clorofila-a) e a cada quatorze dia variação nictemeral, da temperatura, oxigênio, pH, e transparência, fitoplâncton, zooplâncton. Os valores de pH permaneceram na faixa ideal para a piscicultura, ultrapassando um pouco o limite superior, sendo observado o aumento nos sólidos totais fixos e totais voláteis com o decorrer do experimento, e a carga de matéria orgânica em suspensão nos viveiros foi maior que a inorgânica, indicando que a atividade biológica foi mais elevada. As medidas de amônia situaram-se abaixo da concentração considerada letal à tilápia e do valor inadequado ao crescimento dos peixes, e o teor médio de fósforo nos efluentes gerados foi impróprio para ser lançado diretamente no rio que permeia a área onde estão localizados os viveiros. As medidas nictemerais mostram que a temperatura da água dos viveiros variou em função da radiação solar e de acordo com as horas do dia, com extremos no período da tarde e durante a madrugada, que a transparência tornava-se mais reduzida à medida que se dava o maior desenvolvimento de fitoplâncton nos ambientes, e padrão típico de oxigênio

dissolvido, com concentrações menores pela manhã e aumento gradativo na parte da tarde, com maiores flutuações de pH nos períodos diurnos. A divisão Chlorophyta foi dominante no fitoplâncton, seguida das Cyanophyta, Bacillariophyta, Euglenophyta e apenas um gênero de Dinophyta. Os ambientes com maior presença de fitoplâncton e clorofila *a* apresentaram menor VDS, explicando a origem planctônica da turbidez. O zooplâncton apresentou baixa diversidade, sendo mais abundantes os rotíferos+náuplios, com contribuição de copépodos ciclopoidea e calanoidea em algumas coletas, e pequena participação de cladóceros. A entomofauna bentônica esteve representada pelos insetos Diptera (Chironomidae), seguido dos Odonata, Coleoptera (Hydrophilidae, Dytiscidae), Odonata (Gomphidae, Libellulidae), Hemiptera (Naucoridae) e Ephemeroptera. A análise do conteúdo estomacal mostrou como itens mais frequentes microalgas cianofíceas, detritos e fragmentos de ração e diatomáceas, verificando-se também a presença de itens do zooplâncton, rotíferos e ovos de Rotifera e restos de vegetais. A bacteriologia da água para as bactérias viáveis totais situou-se abaixo da referência SER de biossegurança, e os peixes criados nos viveiros abastecidos com água do poço apresentaram contagem dez vezes inferior à contagem total da água, em contraponto à similaridade observada nos viveiros preenchidos com água da lagoa. Quanto ao crescimento, houve diferenças significativas entre os viveiros 1 e 4, preenchidos com água do poço, e aqueles abastecidos com água da lagoa, cuja população foi afetada pelo efeito da migração de intrusos. Nos viveiros 1 e 4 foram alcançados peso médio de 491,1 e 539,5g e comprimento de 27,3 e 28,3cm, respectivamente, na despesca final. O rendimento médio de filé situou-se em torno de 28,0%, e a porcentagem da pele bruta e de resíduos não diferiu para os exemplares criados nos diferentes ambientes. A porcentagem da pele bruta e resíduos entre 60,2 e 72,0%, para exemplares com peso variando entre 111,7 e 515,0g. A composição proximal resultou em teores de 18,6-21,4% para proteína bruta, 78,5-78,8% para umidade, 0,9-1,5% para lipídeos e 1,1-1,3% para as substâncias minerais.

Palavras-Chave: Limnologia; piscicultura; crescimento de peixes; desempenho zootécnico; peixes: alimentação natural; peixes – microbiologia; composição química.

ABSTRACT

The aim of this research was to evaluate the dynamics of the physical, chemical and biological factors in the raise of tilapias in heavily organically polluted and not polluted water, working experimentally during 120 days in fish ponds at the NUPPA/UFPB, (João Pessoa/PB/Brazil). Four earthen fish pond (300m² and average depth of 1,0m) supplied with entrance and water exit systems opposing longitudinally received the 1.200 post reversion fry of *Oreochromis niloticus*, (Linnaeus, 1757), Chitralada strain, originated from artificial incubation, had been stocked fish 1:1m² in each pond totaling 300 fish with 1,0g average weight and 3,0cm length. All fed with commercial feed using a protocol recommended for the manufacturer. Two ponds were supplied with water from a heavily organically polluted lagoon, and the other pair underwater filled, all of them kept to the same level replacing the losses for evaporation and percolating. All the water sample were collected, always at 07:00/08:00hours on the surface three times week and weekly, and analyzed the parameters physical, chemical and biological characteristics in the origin and use waters of the ponds- pH, dissolved oxygen, temperature, transparency, total, fixed and volatile solids, color, electric conductivity, turbidity, BDO₅, COD, chloride, alkalinity, total acidity, hardness, calcium, magnesium, salinity, ammonia, nitrito, nitrate, total phosphorus, ortophosphate, sulfate, pheofitina and chlorophyll a, structure of the plankton communities, the composition and production of macroinvertebrates benthics biomass, and quantitative aspects of the growth of tilapia with emphasis in the data of growth, length and weight, fillet and residue, proximal chemical composition, and the relationship of the microbiological quality of the water, the used feed and the fish skin. The nycthemeral dynamics of the limnological variables the temperature, dissolved oxygen, pH, and transparency had been realized each fourteen days. The main meteorological variables (temperature, rainfall, insulation, solar radiation, photoperiod and winds speed) and physical, chemical and fertility analyses of the pond soil were also analyzed. The results showed that the values of pH in the four pond had been inside of range recommended as ideal for the fish culture, exceeding a little at the superior limit. The increase in total and volatile solid was observed with elapsing of the experiment, and the load of suspension organic substance in the pond was greater than the inorganic, indicating that the biological activity was more elevated. The measures of ammonia in the pond had placed below of the concentration considered lethal to the tilapia and of the inadequate value to the growth of the fish - 0,25mg, even so lethal concentration (LC₅₀) either equal 0,5mg/L. The average of phosphorous generated in the four ponds is improper to

be received by the river that cross the experimental area. The results of the nycthemeral dynamics of the limnological showed that the temperature of the pond water is in accordance with the solar radiation and the days hours, being registered the extreme temperatures on the afternoon and during the dawn. The diurnal variation of the values of dissolved oxygen discloses a standard typical, with lesser concentrations in the part of the morning and a gradual increase in the part of the afternoon. The variation of pH values had the extreme after the introduction of the fish, reaching the level of pH 10,0 remaining in this value for the first weeks, and as well as it occurred with the OD, the largest variations of pH had occurred in the daylight. The transparency of the pond water had become more reduced with the growing of the fish and with development of phytoplankton. The phytoplanktonic community structure (composition, specific richness, density, diversity, equitability, and dominance) found the identification of 35 taxons in specific and the interspecific. The class of Chlorophyta was dominant in the community, with ample dispersion of the some species of *Scenedesmus* equally distributed in all environments, followed by the Cyanophyta, Bacylariphyta, Euglenophyta and only one sort of Dinophyta. The results showed greater presence of phytoplankton and concentration of chlorophyll a. principally in that ones with minor SDV, explain therefore the plankton origin of the turbidity. The zooplankton community presented low diversity, typical of continental water characteristic, being rotifer+náuplius, more abundant in all the samples with cyclopoid and calanoid contribution of copepod in some collects, and also a little of cladocerans. The insects bents reflects the littoral regions characteristics, being the Diptera (Chironomidae) more abundant, followed by the Odonata, Coleoptera (Hydrophilidae, Dytiscidae), Odonata (Gomphidae, Libellulidae), Hemiptera (Naucoridae), Ephemeroptera. In the end of the experiment five units of each pond had the stomach content analyzed, the results showed the more frequency of cianoficeas seaweed debris and fragments of ration and Diatomaceae, verifying also the presence of items of zooplâncton, rotifers and eggs of Rotifera and vegetable remaining portions. The processing results showed that the percentage of the rude skin, did not differ ($P > 0,05$) for the units created in different environments, what also is verified in relation to the average percentage of residues, and the average percentages of fillets around 28,0%. The bacteriology of the water indicates that counting of total viable bacteria was placed below of the biosecurity reference, and the effluent generated had been inside of the legislation for fecal coliformes/100mL. The external surface of fish microbiology presented the average values of total coliformes and fecal coliformes in the pond water higher to the skin surface and, in terms of total counting of meshophilic bacteria, were

evidenced that the fish raised in the pair of clean water pond had presented in washed of the surface the counting ten times shorter to the water of these ponds, in counterpoint the similarity observed in the pair of pond filled with water of the lagoon. There was a significant difference of the growth of the fish between the pair of the ponds 1 and 4 with underwater to the other pair 1 and 3 with water from na eutrophic lagoon, otherwise there was an increase of population because some fish come through from the lake. In the pond 1 and 4 the weight reach the average of 491,1 and 539,5g and 27,3 e 28,3cm of lenght. The fillet obtained was around of 28,0%, with, total skin and residue between 60,2 and 72,0%. The proximal chemical composition resulted 18,6-21,4% to protein, 78,5-78,8% to umid 0,9-1,5% to lipid and1,1-1,3% to minerals.

Keywords: Limnology; fish culture; fish - growth; zootecnic development; fish - natural food; fish and environmental microbiology; proximal chemical composition.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Localização do experimento.....	31
Figura 2	Instalações experimentais	31
Figura 3	Variação temporal do pH e Oxigênio Dissolvido nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	50
Figura 4	Variação temporal da Temperatura e Transparência nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	50
Figura 5	Variação temporal dos Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	58
Figura 6	Variação temporal dos Sólidos Totais Fixos e Coloração da Água nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	58
Figura 7	Variação temporal da Turbidez e Condutividade nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	58
Figura 8	Variação temporal da DBO e DQO nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	58
Figura 9	Variação temporal da Alcalinidade e Acidez Total nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	59
Figura 10	Variação temporal de Sulfato e Dureza nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	59
Figura 11	Variação temporal de Magnésio e Cálcio nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	59
Figura 12	Variação temporal de Cloretos e Amônia nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	59
Figura 13	Variação temporal de Nitrito e Nitrato nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	63
Figura 14	Variação temporal do Fósforo Total e Ortofosfato nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	63
Figura 15	Variação temporal de Clorofila <i>a</i> e Feofitina nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	63
Figura 16	Variação temporal da densidade do fitoplâncton (indivíduos/L) nos quatro viveiros e na lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	67
Figura 17	Variação temporal da abundância relativa de fitoplâncton (%) nos quatro viveiros e na lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	67
Figura 18	Abundância relativa das diversas divisões do fitoplâncton nos quatro viveiros e na lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	67
Figura 19	Comparação da frequência de ocorrência das espécies de <i>Scenedesmus</i> identificadas no fitoplâncton para os quatro viveiros e na lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	68
Figura 20	Abundância relativa dos diferentes itens encontrados no zooplâncton nos quatro viveiros, do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada ao longo do período de cultivo.....	70
Figura 21	Variação temporal da abundância relativa de zooplâncton (%) nos quatro viveiros, do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	70
Figura 22	Variação temporal da Densidade do zooplâncton (indivíduos/L) nos quatro viveiros do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	71
Figura 23	Variação temporal do número total de indivíduos da entomofauna aquática no sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	71
Figura 24	Abundância total de macroinvertebrados bentônicos e Abundância relativa de <i>Chironomidae</i> no sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	73

Figura 25	Varição temporal da composição da fauna de insetos bentônicos nos viveiros 1 e 2 do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	73
Figura 26	Varição temporal da composição da fauna de insetos bentônicos nos viveiros 3 e 4 do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	73
Figura 27	Varição temporal da composição da fauna de insetos bentônicos na lagoa e Complementação da fauna de invertebrados bentônicos no viveiro 4 do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	73
Figura 28	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - situação antes do peixamento.....	75
Figura 29	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - Primeira coleta.....	77
Figura 30	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - Segunda coleta.....	79
Figura 31	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - Terceira coleta.....	80
Figura 32	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - Quarta coleta.....	82
Figura 33	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - Quinta coleta.....	83
Figura 34	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - Sexta coleta.....	85
Figura 35	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - Sétima coleta.....	86
Figura 36	Varição nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada - Oitava coleta.....	88
Figura 37	Frequência de ocorrência dos itens alimentares presentes no conteúdo estomacal das amostras procedentes dos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	90
Figura 38	Distribuição temporal de Coliformes Totais, Coliformes Fecais e Contagem Total de Bactérias nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.....	95
Figura 39	Ordenação pela ACP das coletas e variáveis amostrados em função das variáveis físicas, químicas e biológicas para os fatores 1 e 2 nos quatro viveiros e nas águas de captação.....	98
Figura 40	Ordenação pela ACP dos locais de coleta e variáveis amostrados em função das variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos viveiros, considerando dados de biometria dos peixes, para os fatores 1 e 2.....	101
Figura 41	Ordenação Ordenação pela ACP dos locais de coleta e variáveis amostrados em função das variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos viveiros, considerando dados de biometria dos peixes, para os fatores 2 e 3.....	102
Figura 42	Curvas de crescimento – Relação Peso Total (g) x Comprimento Total (cm) para exemplares criados nos Viveiros 1 e 4 no período de 27/11/01 a 27/03/02.....	104
Figura 43	Curvas de crescimento – Relação Peso Total (g) x Comprimento Total (cm) para exemplares criados nos Viveiros 2 e 3 no período de 27/11/01 a 27/03/02.....	104

Figura 44	Curvas de crescimento em relação ao peso e em relação ao comprimento de exemplares de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada ao longo do período de criação no sistema implantado para criação	104
Figura 45	Resultados de rendimento de filé da análise de variância de classificação única e Teste de comparações múltiplas de Turkey para exemplares criados nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.	105
Figura 46	Processos que determinam os balanços de materiais de um ambiente aquático	110
Figura 47	Modelo estático mostrando as vias de Fósforo Total nos viveiros, e as vias de entrada e saída deste nutriente no sistema	148
Figura 48	Desenho esquemático do comportamento conjunto das variáveis limnológicas e crescimento das tilápias ao longo do período do experimento (adaptação de Esteves, 1998).....	153
Figura 49	Exemplo de cadeia alimentar simples, comum em sistemas de criação de peixes (Modificado de Boyd, 1997).....	161
Figura 50	Variação temporal da densidade total de Fitoplâncton e de Zooplâncton nos viveiros implantados para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.	162

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	_ Guia de Arraçoamento adotado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros implantados no NUPPA/UFPB (João Pessoa/PB) no período de 27/11/01 a 27/03/02.	29
Tabela 2	- Metodologia para determinação das variáveis físicas, químicas e biológicas da água nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas respectivas fontes de captação.	35
Tabela 3	- Valores mensais de parâmetros climáticos – Precipitação Pluviométrica, Temperaturas máximas e mínimas, Ventos, Insolação, Radiação e Fotoperíodo no sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	45
Tabela 4	- Comportamento dos parâmetros Climáticos – Precipitação Pluviométrica, Temperaturas máximas e mínimas, Ventos, Insolação, Radiação e Fotoperíodo durante as coletas semanais no sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	47
Tabela 5	- Análises físicas do solo realizadas no sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	47
Tabela 6	- Análises químicas e de fertilidade do solo realizadas no sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	47
Tabela 7	- Valores dos parâmetros físicos e químicos nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas águas de captação – situação antes do peixamento.	48
Tabela 8	- Variação dos parâmetros físicos e químicos – valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	49
Tabela 9	- Variáveis físicas e químicas observadas nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas águas de captação – situação antes do peixamento.	51
Tabela 10	- Parametrização das variáveis físicas e químicas observadas nas análises semanais realizadas no Viveiro 1 - valores de máximo, mínimo, média, mediana,	52
Tabela 10	desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.	52
Tabela 11	- Parametrização das variáveis físicas e químicas observadas nas análises semanais realizadas no Viveiro 2 - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.	52
Tabela 12	- Parametrização das variáveis físicas e químicas observadas nas análises semanais realizadas no Viveiro 3 - valores de máximo, mínimo, média, mediana,	53
Tabela 12	desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.	53
Tabela 13	- Parametrização das variáveis observadas nas análises físicas e químicas semanais para o Viveiro 4 - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.	53
Tabela 14	- Parametrização das variáveis observadas nas análises físicas e químicas semanais na água da lagoa - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.	54
Tabela 15	- Parametrização das variáveis observadas nas análises físicas e químicas semanais na água do Poço - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.	54
Tabela 16	- Riqueza e distribuição espacial de táxon do fitoplâncton identificado nos viveiros e lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada no período de 27/11/01 a 27/03/02	64

Tabela 17 – Composição (gênero e espécie) do fitoplâncton identificado no sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	66
Tabela 18 – Composição do zooplâncton identificado no sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	69
Tabela 19 - Composição e números totais da Entomofauna Bentônica no sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada no período de 27/11/01 a 27/03/02.	72
Tabela 20 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 23 - 24/11/01 – situação antes do peixamento.	75
Tabela 21 - Comportamento dos parâmetros climáticos – Precipitação Pluviométrica, Temperaturas máximas e mínimas, Ventos, Insolação, Radiação e Fotoperíodo durante as coletas das análises nictemerais no sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	76
Tabela 22 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 07 - 08/12/01.	77
Tabela 23 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 21 - 22/12/01.	78
Tabela 24 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 04 - 05/01/02.	80
Tabela 25 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 18 - 19/01/02.	81
Tabela 26 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 01 - 02/02/02.	83
Tabela 27 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 15 - 16/02/02.	85
Tabela 28 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 01 - 02/03/02.	86
Tabela 29 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada nos dias 15 - 16/03/02.	87
Tabela 30 - Frequência relativa (%) dos itens alimentares presentes no conteúdo estomacal das amostras procedentes dos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada.	89
Tabela 31 - Informações gerais sobre o sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	90

Tabela 32 - Pesos e comprimentos médios observados no sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.....	91
Tabela 33 - Rendimento de carcaça e de filés no sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada no NUPPA/UFPB (J. Pessoa/PB)	92
Tabela 34 - Composição química proximal de filés de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada criadas em quatro viveiros implantados no período de 27/11/01 a 27/03/02	93
Tabela 35 - Variação dos parâmetros microbiológicos da água nos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas fontes de captação – situação antes do peixamento.....	93
Tabela 36 - Variação dos parâmetros microbiológicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas águas de captação no período de 27/11/01 a 27/03/02.	94
Tabela 37 - Análises microbiológicas das rações utilizadas no sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.....	94
Tabela 38 - Análises microbiológicas de exemplares procedentes do sistema implantado para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.	94
Tabela 39 - Análises de Variância não paramétricas de Kruskal-Wallis das medidas nictemerais das variáveis físicas e químicas nos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas águas de captação – situação antes do peixamento.	95
Tabela 40 - Análises de Variância não paramétricas de Kruskal-Wallis das variações nictemerais dos parâmetros físicos e químicos nos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas águas de captação no período de 27/11/01 a 27/03/02.	96
Tabela 41 - Eigenvalues dos três componentes extraídos por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) dos dados coletados com frequência semanal nos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas fontes de captação.	97
Tabela 42 - Coeficientes de correlação entre as variáveis físicas e químicas analisadas e os três primeiros eixos de ordenação na ACP para a distribuição dos dados coletados com frequência semanal nos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada e nas fontes de captação.....	97
Tabela 43 - Eigenvalues dos três componentes extraídos por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos viveiros, considerando dados de biometria dos peixes.....	100
Tabela 44 - Coeficientes de correlação entre as variáveis físicas e químicas analisadas e os três primeiros eixos de ordenação na ACP para a distribuição das variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos viveiros, considerando dados de biometria dos peixes	100
Tabela 45 - Índices de ajuste (R^2) obtidos para as curvas de crescimento dos exemplares amostrados nos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (<i>O. niloticus</i>) linhagem chitralada no período de 27/11/01 a 27/03/02	103
Tabela 46 - Valores de tendência central e dispersão absoluta e relativa para Comprimento Total e Peso Total dos exemplares amostrados dos viveiros, obtidos ao final dos 120 dias do período de criação.....	105
Tabela 47 - Critérios de qualidade de água para ambientes de água doce, baseados na determinação dos teores de fósforo.	149

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

LISTA DE TABELAS

1	Introdução.....	1
2	Revisão Bibliográfica.....	5
2.1	Criação de Peixes e Efeitos na Qualidade da Água.....	5
2.2	A Dinâmica do Fitoplâncton e Zooplâncton em Viveiros de Peixes.....	8
2.3	Contaminação Microbiológica em Ambientes de Criação de Peixes.....	13
2.4	A Importância da Criação de Tilápias.....	15
2.4.1	Características Gerais e a Importância da Criação de Tilápias.....	15
2.4.2	Hábito Alimentar da Tilápia.....	22
2.4.3	Tilápias da Linhagem Chitralada.....	25
3	Material e Métodos.....	28
3.1	Manejo.....	28
3.2	Área de Estudo.....	29
3.3	Instalações Experimentais.....	30
3.4	Delineamento Experimental.....	32
3.5	Variáveis Climatológicas.....	32
3.5.1	Temperatura.....	33
3.5.2	Pluviosidade.....	33
3.5.3	Insolação.....	33
3.5.4	Radiação Solar.....	33
3.5.5	Fotoperíodo.....	33
3.5.6	Velocidade dos Ventos.....	33

3.6	Análises do Solo.....	34
3.6.1	Análises Físicas do Solo	34
3.6.2	Análises Químicas e de Fertilidade do Solo.....	34
3.7	Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas de Qualidade da Água e Metodologias Utilizadas.....	34
3.8	Análise Nictemeral.....	36
3.9	Avaliação do Plâncton.....	36
3.9.1	Avaliação do Fitoplâncton.....	36
3.9.2	Avaliação do Zooplâncton.....	38
3.9.3	Frequência das Espécies das Comunidades de Fitoplâncton e Zooplâncton.....	38
3.9.4	Abundância e Dominância das Espécies das Comunidades de Fitoplâncton e Zooplâncton.....	38
3.10	Análise Qualitativa da Entomofauna Bentônica.....	38
3.10.1	Determinação da Matéria Orgânica	39
3.10.2	Análise Granulométrica do Sedimento	39
3.11	Análise de Conteúdo Estomacal.....	39
3.12	Amostragens Biométricas.....	40
3.13	Curvas de Crescimento em Peso.....	41
3.14	Rendimento em Filés.....	41
3.15	Composição Química dos Filés de Tilápia.....	42
3.16	Análises Microbiológicas.....	42
3.17	Análise Estatística dos Resultados.....	43
4	Resultados.....	44
4.1	Características Ambientais: Fatores Climáticos e Edáficos.....	44
4.1.1	Fatores Climáticos.....	44
4.1.1.1	Radiação Solar	44
4.1.1.2	Insolação.....	44
4.1.1.3	Fotoperíodo	45

4.1.1.4	Vento	45
4.1.1.5	Precipitação Pluviométrica	45
4.1.1.6	Temperatura do Ar	45
4.1.1.7	Parâmetros Climáticos.....	46
4.1.2	Características Edáficas	46
4.2	Análise Espacial e Temporal das Características Físicas e Químicas dos Viveiros – Temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido e Transparência.....	48
4.3	Análise Espacial e Temporal das Características Físicas e Químicas dos Viveiros – coleta semanal	51
4.3.1	Concentração e Distribuição de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Voláteis, Turbidez, Condutividade Elétrica, Coloração da Água, DBO e DQO nos Viveiros	55
4.3.2	Alcalinidade, Acidez, Cloreto, Salinidade, Cálcio, Magnésio e Dureza da Água dos viveiros	57
4.3.3	Concentração e Distribuição das Formas Nitrogenadas e Fosfatadas: Amônia, Nitrito, Nitrato, Sulfato, Fósforo Total e Ortofosfato nos Viveiros	60
4.4	Análise Espacial e Temporal dos Componentes Biológicos nos Viveiros.....	62
4.4.1	Concentração e Distribuição de Clorofila <u>a</u> e Feofitina nos Viveiros	62
4.4.2	Composição, Densidade e Diversidade de Espécies da Comunidade de Fitoplâncton nos Viveiros.....	63
4.4.3	Densidade, Abundância e Variação Temporal de Rotifera, Copepoda e Cladocera nos Viveiros	68
4.4.4	Composição, Abundância Total e Relativa da Entomofauna Bentônica nos Viveiros	72
4.5	Variações Nictemerais.....	74
4.5.1	Situação Antes do Peixamento	74
4.5.2	Primeira Coleta - 07 - 08/12/01 (10 dias de criação)	76
4.5.3	Segunda Coleta - 21 - 22/12/01 (24 dias de criação)	78
4.5.4	Terceira Coleta - 04 - 05/01/02 (38 dias de criação)	79
4.5.5	Quarta Coleta - 18 - 19/01/02 (52 dias de criação)	81
4.5.6	Quinta Coleta - 01 - 02/02/02 (66 dias de criação)	82
4.5.7	Sexta Coleta - 15 - 16/02/02 (80 dias de criação).....	84

4.5.8	Sétima Coleta - 01 - 02/03/02 (94 dias de criação)	84
4.5.9	Oitava Coleta - 15 - 16/03/02 (108 dias de criação)	87
4.6	Crescimento e Produção dos Peixes	88
4.6.1	Avaliação do Conteúdo Estomacal	88
4.6.2	Desempenho Zootécnico da Espécie	89
4.6.3	Avaliação do Rendimento de Carcaça e de Filés	91
4.6.4	Composição Química do Músculo	91
4.7	Avaliação Temporal da Microbiologia do Ambiente, dos Peixes e das Rações Utilizadas	93
4.8	Análises Estatísticas	95
4.8.1	Qualidade da Água	95
4.8.2	Análise de Componentes Principais	96
4.8.3	Análise do Desempenho Zootécnico	102
5	Discussão	106
5.1	Modelo Conceitual de Funcionamento dos Viveiros	106
5.2	Características Climáticas do Entorno, e Edáficas do Ambiente de Criação	110
5.3	Influência da Tilápia sobre as Variáveis Limnológicas da Água dos Viveiros	115
5.3.1	Variáveis Físicas e Químicas (Amostras Coletadas com Frequência Tri-Semanal: Temperatura pH, Oxigênio Dissolvido e Transparência)	115
5.3.2	Variáveis Físicas e Químicas (Amostras Coletadas com Frequência Semanal)	127
5.4	Variações Nictemerais nos Viveiros	154
5.5	Interação das Comunidades Biológicas em Viveiros	160
5.5.1	Comunidade Fitoplanctônica, Clorofila <i>a</i> e Feofitina	166
5.5.2	Comunidade Zooplanctônica	174
5.6	Entomofauna Bentônica	179
5.7	Aspectos Zootécnicos de Desempenho, Crescimento, Rendimento e Composição Química do Músculo	181
5.7.1	Conteúdo Estomacal	181
5.7.2	Desempenho Zootécnico e Avaliação do Crescimento	183

5.7.3	Rendimento de Carcaça e de Filés.....	188
5.7.4	Composição Química Proximal.....	191
5.8	O Ambiente como Fonte de Contaminação Microbiológica.....	194
6	Conclusões	204
7	Recomendações	210

REFERÊNCIAS

1 Introdução

A importância de estudos limnológicos em viveiros de piscicultura é consubstanciada não só pela carência de trabalhos nessa área, mas também pela aplicação direta na adequação do manejo e conseqüente aumento da produção. Portanto, na medida em que se tecnicizam as atividades aquícolas, os aspectos limnológicos demonstram a importância fundamental nestes sistemas de cultivo.

Nos últimos anos, a ecologia de sistemas artificiais rasos vem tomando um impulso muito forte no Brasil, com foco principalmente em mananciais naturais e artificiais. Neste contexto, os estudos na área de piscicultura assumem maior relevância, à medida que permitem avaliar o grau de eutrofização dos sistemas e os procedimentos que irão influenciar nas condições de sobrevivência e crescimento do peixe (SIPAÚBA-TAVARES, 2000).

Todas as atividades aquícolas são diretamente dependentes do meio ambiente, principalmente do meio aquático. Como outras atividades econômicas, a aquicultura sofre com a poluição dos mananciais, com a ocupação desordenada e todas as ações humanas impactantes sobre os diversos habitats ícticos.

A prática aquícola não mais está centrada na simples presença de organismos natantes, e sim no conhecimento e possível domínio das variáveis do sistema, resultando em um produto de boa qualidade e safra suficiente para atender às necessidades do mercado, compatível com o poder aquisitivo do consumidor objeto (PÁDUA, 2000).

A aquicultura como atividade economicamente emergente, apesar de sua origem milenar, encontra-se hoje diante do desafio de moldar-se ao conceito de sustentabilidade, nos moldes como este foi descrito, de maneira global, para o conjunto das atividades humanas. Isso implica agregar novas dimensões à racionalidade que move a produção de conhecimentos e as práticas do setor (ASSAD; BURSZTYN, 2000).

A palavra aquicultura deriva da junção de aqu(i) + cultura, o que significa “arte de criar e multiplicar animais e plantas aquáticas”. A Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO) conceitua aquicultura como o cultivo de organismos

aquáticos, incluindo peixes, moluscos, crustáceos e plantas aquáticas, afirmando ainda que “a atividade de cultivo implica a intervenção do homem no processo de criação para aumentar a produção, em operações como reprodução, estocagem, alimentação, proteção contra predadores, etc” (FAO, 1990). Stickney (1979; 1994), definiu que a aquicultura é a criação de organismos aquáticos em condições controladas ou semicontroladas.

Em um sentido mais amplo, aquicultura é o processo de produção em cativeiro de organismos com habitat predominantemente aquático, em qualquer estágio de desenvolvimento, ou seja, ovos, larvas, pós-larvas, juvenis ou adultos para estocagem em viveiros, povoamento de lagos, açudes ou outras coleções de água, principalmente de animais que possam ser utilizados para a alimentação humana. A aquicultura moderna está embasada em três pilares: a produção lucrativa, a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento social (VALENTI, 2000).

A água é um recurso natural de valor inestimável. Mais que um insumo indispensável à produção e recurso estratégico para o desenvolvimento econômico, é vital para a manutenção dos ciclos biológicos, geológicos e químicos que mantém em equilíbrio os ecossistemas, além de ser uma referência cultural e um bem social indispensável à adequada qualidade de vida da população. A conservação da quantidade e da qualidade da água depende das condições naturais e antrópicas das bacias hidrográficas onde ela se origina, circula, percola ou fica estocada, fora de lagos naturais ou reservatórios artificiais, pois, ao tempo em que alimentam uma determinada represa, por exemplo, os rios, riachos e córregos também podem trazer todo o tipo de detritos e materiais poluentes que tenham sido diretamente despejados ou estejam presentes no solo por onde passaram (CAPOBIANCO, 1999).

As múltiplas interações entre as condições climatológicas, os sistemas aquáticos e a bacia hidrográfica têm efeito determinante sobre o funcionamento dos processos biogeoquímicos e biofísicos. As comunidades e associações de espécies que ocorrem são resultantes de processos evolutivos complexos e variados, e permanente seleção que determinam a diversidade, as flutuações sazonais e interanuais (TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI; ROCHA, 1999).

O potencial de produção dos recursos hídricos tem sido apontado por muitos pesquisadores como sendo o celeiro mundial com múltiplas alternativas para o suprimento alimentar da população. Nesse contexto, a piscicultura desenvolveu-se rapidamente em vários países, devido à capacidade que apresenta de ofertar alimento saudável e rico em nutrientes.

Em relação ao sistema convencional, a produção de peixes em sistemas intensivos representa maiores investimentos na implantação do projeto e na construção dos tanques e também maiores despesas com gestão especializada e de custeio com energia elétrica e rações de melhor qualidade. Embora apresentando produtividade mais elevada, o acúmulo de substâncias tóxicas, como amônia e nitrito, pode causar uma rápida deterioração da água, e nisto reside a importância de se administrar determinados parâmetros para assegurar a viabilidade do sistema.

Alguns aspectos limnológicos ainda necessitam ser explorados, pois através de conhecimentos fundamentais é possível aumentar e otimizar a produtividade em criatórios de peixes. Assim, pesquisas desenvolvidas nesta linha podem trazer importante contribuição para o aprofundamento e compreensão dos principais mecanismos e processos limnológicos, ecológicos e tecnológicos em ambientes cujas águas de origem procedem de lençóis subterrâneos e de mananciais enriquecidos e altamente eutrofizados.

A bibliografia consultada permite inferir que há necessidade de estudos limnológicos em sistemas rasos, especialmente em viveiros de piscicultura, com abrangência suficiente para contemplar as variações sazonais, possibilitando a modelagem do funcionamento desses sistemas a partir da composição de uma série histórica de dados confiáveis, e contribuindo para a teoria limnológica como também para os aspectos aplicados de maximização da produtividade secundária. A modelagem ecológica aplicada à aquicultura é um dos campos onde mais esforços precisam ser investidos, mas que dependerá da pesquisa limnológica sistematizada e contínua para a calibração e validação dos modelos.

A qualidade da água, dada sua condição de fator limitante para a sobrevivência dos peixes, desde a eclosão dos ovos até o estágio adulto, requer um monitoramento criterioso. Assim, estudos com enfoque para a dinâmica aquática em viveiros de piscicultura são de grande importância, uma vez que podem indicar as relações básicas entre os fatores bióticos e abióticos deste ambiente. É preciso estabelecer, em bases quantitativas, a dinâmica das interações dos fatores físicos, químicos, biológicos, e a transformação das substâncias orgânicas e inorgânicas que ocorrem nestes ecossistemas artificiais rasos quando se tem por objetivo a produção de biomassa.

O presente trabalho focaliza aspectos referentes à interação entre os peixes e as características limnológicas dos ambientes de criação, estabelecendo como objetivo geral avaliar a dinâmica dos fatores físicos, químicos e biológicos na criação de

tilápias em ambiente fortemente eutrofizado e não eutrofizado e como objetivos específicos, é proposto identificar a influência da qualidade da água em viveiros de criação, em relação aos seguintes aspectos: características físicas, químicas e biológicas nas águas de captação e de uso dos viveiros; estrutura das comunidades planctônicas e dos macroinvertebrados bentônicos em termos de composição e densidade, aspectos quantitativos da criação de tilápias em ambiente fortemente eutrofizado e não eutrofizado, com ênfase nos dados de crescimento, em comprimento e peso, rendimento zootécnico e composição química proximal. Também constitui objetivo específico do trabalho avaliar a relação entre a qualidade microbiológica da água, da ração utilizada e dos peixes nela criados.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Criação de Peixes e Efeitos na Qualidade da Água

Os fatores que determinam a composição das águas naturais que abastecem os viveiros de criação são extremamente variados e incluem processos físicos, químicos e biológicos. A precipitação que dá origem à água doce pode determinar sua qualidade ou influenciá-la severamente. Assim, se ela contém poeiras, partículas de sais, efluentes industriais, etc., oriundos das nuvens que a originaram, podem ser carregados para o ambiente grandes concentrações de resíduos nocivos, derivados da queima de combustíveis fósseis, das queimadas, chuvas ácidas devido ao CO_2 , CO e, principalmente, ao SO_2 . A percolação das águas, através de áreas de agricultura intensiva, arrasta substâncias orgânicas e outros materiais particulados para os tanques, que se depositam no sedimento, acarretando uma série de impactos ambientais (BOYD, 1982).

A produtividade desejável na criação de peixes, com a utilização de resíduos orgânicos e conseqüente aproveitamento proteico, e a melhoria da qualidade da água ou do efluente, devem ser tratadas com igual prioridade.

Os sistemas artificiais rasos de criação de peixes constituem-se excelente ambiente para a conversão de substâncias e resíduos orgânicos em alimento de alta qualidade. Nutrientes e minerais originalmente ligados em formas não disponíveis são liberados pela intensa atividade microbiana na coluna de água e nos sedimentos, proporcionando substratos para organismos fotossintetizantes, que constituem a base da alimentação dos peixes (MATEUS, 1983). O mesmo autor relata que resíduos orgânicos podem entrar na rede alimentar sob as seguintes formas: alimento consumido diretamente pelos peixes; fonte de minerais utilizados na produção fotossintética do fitoplâncton, cujas células podem ser consumidas pelos peixes; substrato orgânico e mineral para microrganismos heterotróficos, que podem ser consumidos diretamente pelos peixes ou pelo zooplâncton e invertebrados bentônicos, e que também são alimento para os peixes.

Os peixes contribuem para elevar a produtividade biológica dos viveiros de várias maneiras, quais sejam: mantendo em circulação substâncias orgânicas; liberando

CO₂; adubando a água com as suas excreções; solubilizando os nutrientes através do revolvimento do solo; promovendo o crescimento de certos organismos, especialmente os produtores primários, como o fitoplâncton; aproveitando a matéria orgânica descartada nos diversos níveis tróficos, atividade esta realizada pelos peixes iliófagos, considerados "recuperadores" de energia (WOYNAROVICH, 1985).

A estabilização do resíduo orgânico na água é alcançada pela interação entre bactérias, protozoários e algas. O período de tempo exigido para a estabilização é afetado por parâmetros ambientais como luminosidade, temperatura, pH e disponibilidade de oxigênio, bem como a presença ou ausência de compostos tóxicos como pesticidas, metais pesados, amônia e detergentes (NASH; BROWN, 1980; McGARRY, 1977).

Em viveiros de criação de peixes, são elevadas as concentrações de cálcio, alcalinidade e os valores de pH, todos associados com a alta produção de peixes (BOYD, 2000). Estes mesmos fatores estão relacionados com a remoção de fosfato em lagoas de maturação (HEPHER; SCHROEDER, 1977).

Com relação às interferências promovidas intencionalmente pelo homem na cadeia trófica, a área de pesquisa que tem apresentado, mundialmente, os mais promissores resultados desde seu surgimento, na década de 1970, é a chamada biomanipulação (DONK; GULATI; GRIMM; 1990; SHAPIRO; WRIGHT, 1984; SPATARU; GOPHEN, 1985; LAZZARO, 1987; SPENCER; KING, 1987; POST; MCQUEEN, 1987; HOSPER, 1989). O termo biomanipulação diz respeito a qualquer intervenção nos mecanismos internos de funcionamento dos ecossistemas aquáticos visando promover melhorias na qualidade da água. Grande parte dos estudos de biomanipulação realizados a partir da década de 1970 está centrada na investigação do papel dos peixes planctófagos como reguladores dos níveis inferiores da cadeia trófica (SHAPIRO et al., 1982).

Estudos visando a recuperação do lago Paranoá, em Brasília, mediante a introdução de espécies adequadas, principalmente as filtradoras, mostram que, atualmente, a biomanipulação representa uma ferramenta de manejo que utiliza as interações dos diferentes componentes biológicos dos ecossistemas para melhoria da qualidade da água (STARLING, 2000). Excelentes resultados foram obtidos estudando as relações entre rendimentos de tilápias através de quatro métodos-padrão para a avaliação de densidade fitoplanctônica, demonstrando haver uma estreita relação entre o fitoplâncton e a produção de peixes (ALMAZAN; BOYD, 1978).

Embora a produção autotrófica pelo fitoplâncton seja de extrema importância para obtenção de elevados rendimentos de peixe, a rede alimentar heterotrófica não deve ser desprezada, principalmente em sistemas de criação fertilizados com resíduos orgânicos (SCHROEDER, 1978). A existência de correlações entre rendimento de peixes e produção primária em viveiros fertilizados organicamente sugere que parte do crescimento dos peixes está relacionado com a ingestão de algas, sendo a outra parcela devida a fontes alimentares heterotróficas (DIANA; LIN; SCHNEEBERGER, 1991). Os mesmos autores exemplificam que as cadeias alimentares adicionais à produção autotrófica devem estar envolvidas na produção de peixes em tanques fertilizados com resíduos orgânicos e, certamente, a produção microbiana contribui para os elevados rendimentos nestes sistemas.

Tem-se que o processo central nesta rede heterotrófica é a produção de proteína microbiana. Sendo estas bactérias componentes da dieta de um grande número de peixes, particularmente em sistemas de aquicultura onde caminhos heterotróficos são importantes (BEVERIDGE et al., 1991; MORIARTY; PULLIN, 1987; SCHROEDER, 1978).

Os detritos ou seston (todos os sólidos suspensos, orgânicos e inorgânicos) decorrentes do resíduo são colonizados por microrganismos essenciais para a rede alimentar, que fornecem os requisitos nutricionais indispensáveis para os peixes que dele se alimentam. Para Schroeder (1978), os detritos passam através do estômago do peixe relativamente intactos e quando retornam à água, na forma de fezes, são recolonizados por microrganismos como bactérias e fungos, podendo ser novamente reaproveitados pelos peixes.

Assim, o presente estágio de conhecimento mostra que a integração entre fatores autotróficos e heterotróficos é extremamente importante para a melhoria do rendimento em peixes, além de promover um sistema aquático mais estabilizado.

É enorme a biomassa de algas que se desenvolve em sistemas eutrofizados, entre os quais se destacam as lagoas de estabilização e tanques/viveiros de piscicultura. De acordo com Wohlfarth (1978), apud Edwards (1980), e Wohlfarth; Schroeder (1991), um processo eficiente seria a exploração dos resíduos orgânicos através de sua reciclagem em peixes, já que peixes criados desta forma podem ser a fonte mais barata de proteína animal.

O fitoplâncton e o zooplâncton oriundos da estabilização dos resíduos orgânicos podem ser utilizados pelos peixes, que filtram estes organismos da água. Desta forma,

o plâncton pode ser convertido diretamente em biomassa de peixe, podendo ser facilmente capturados e utilizados (EDWARDS, 2000).

2.2 A Dinâmica do Fitoplâncton e Zooplâncton em Viveiros de Peixes

Odum (1988), define população como sendo o grupo de organismos de uma mesma espécie ocupando um mesmo espaço e funcionando como parte integrante da comunidade biótica, possuindo características específicas como densidade, crescimento, natalidade e mortalidade. A densidade representa o tamanho desta população em um determinado espaço, e está sujeita a flutuações em virtude de mudanças nos parâmetros populacionais de natalidade e mortalidade, além de fatores como imigração e emigração. Estes parâmetros são afetados pelas características biológicas de cada espécie, que representam as respostas específicas da população aos efeitos diretos e indiretos das variáveis ambientais, bióticas e abióticas, como temperatura, alimento, predação, competição, etc.

Dinâmica de populações é o estudo da variação no número de indivíduos da população e dos fatores que influenciam estas variações, incluindo as taxas em que se observam as perdas e reposições de indivíduos, além de todo o processo que apresente a tendência de manter o tamanho da população em equilíbrio (SOLOMON, 1980). Este estudo é fundamental para a compreensão da produtividade da comunidade como um todo (EDMONDSON, 1974).

Quando se estuda a flutuação das populações nos ecossistemas, geralmente procura-se relacionar os resultados obtidos com uma variedade de fatores ambientais, como temperatura, disponibilidade alimentar (qualitativa e quantitativamente), predação e outros, como crescimento, imigração, morte e emigração, procurando-se avaliar que fatores atuam, direta ou indiretamente, influenciando as chances de sobrevivência e reprodução de um dado organismo, fatores estes que dependem das características bióticas ou abióticas do sistema (PEREIRA, 1998).

O ambiente de um animal é formado por todos os fatores que podem influenciar as suas chances de sobrevivência e reprodução, onde a expectativa de vida e fecundidade de um indivíduo são refletidas nas taxas de mortalidade e natalidade da população que, por sua vez, refletem a distribuição e abundância da espécie. De acordo com esta teoria, os componentes deste ambiente podem agir diretamente (causa proximal) ou indiretamente (causa distal) sobre a vida do animal, inserindo modificações na estrutura das populações, sendo que as causas "proximais" seriam

representadas pelos recursos, possibilidades de reprodução (acasalamento), doenças e predadores. Para cada causa "proximal" existe uma série de fatores que agem indiretamente, formando uma rede de eventos ambientais (ANDREWARTHA; BIRCH, 1986). Os autores mencionam ainda que a magnitude dos efeitos mantém uma estrita relação com a densidade da própria população.

Os peixes podem exercer controle nas comunidades planctônicas de duas formas: diretamente, através da interação predador - presa, ou indiretamente, através da ingestão de nutrientes (VANNI, 1986).

O conceito da interação entre peixes e ambiente também tem sido empregado com o intuito de diminuir o grau de eutrofização dos ambientes. O enriquecimento da água contribui para o crescimento excessivo do fitoplâncton, reduzindo a penetração da luz na água, e o aumento no consumo de oxigênio pelas bactérias decompositoras leva à queda deste gás e à mortalidade de peixes, além de provocar odor desagradável na água.

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 seria a associação de peixes de diferentes hábitos alimentares, de forma a aproveitar efetivamente o alimento natural disponível e diminuir o impacto ambiental gerado pelo efluente dos viveiros (HEPHER et al., 1989). Sistemas de piscicultura realmente geram impactos e contribuem para acelerar a eutrofização dos efluentes, devido a descargas de nutrientes eliminadas de dentro dos viveiros para o meio externo (NASCIMENTO, 1994).

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

Nos reservatórios artificiais e viveiros, o funcionamento é regulado por variáveis físicas, químicas, biológicas e hidrodinâmicas. Dentre estes fatores, o fluxo de entrada e saída de água pode ser de fundamental importância na determinação das flutuações que ocorrem na qualidade da água (físicas, químicas e micronutrientes) e nas populações de seres vivos (fitoplâncton e zooplâncton). A irregularidade no regime hidrológico poderá acarretar numa taxa de renovação elevada e possibilitar diferentes formas de adaptação e habilidade na manutenção dessas populações (ELER, 1996). Em sistemas artificiais, como reservatórios, outros fatores adicionais a considerar são

tempo de residência e vazão. Diversos estudos têm mostrado os efeitos destes fatores na dinâmica do sistema (ESPÍNDOLA, 1994; NOGUEIRA, 1990; RIETZLER, 1995). De forma semelhante, em viveiros de piscicultura, o fator fluxo de entrada/saída de água pode influenciar a dinâmica das populações, e como consequência dessa irregularidade, a biomassa do zooplâncton tende a ser menor e de composição mais pobre nas áreas represadas, em relação aos sistemas lacustres naturais (MARGALEF, 1978).

Dentre os fatores responsáveis pela adaptação das espécies neste tipo de ambiente, 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).

Considerando a atualização dos conceitos de estratégias de sobrevivência para a comunidade do fitoplâncton promovida por Reynolds (1988), 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).

Sob o ponto de vista descrito acima, segundo Matsumura-Tundisi et al. (1990), os reservatórios mais eutrofizados favorecem o desenvolvimento de espécies oportunistas, razão pela qual os rotíferos dominam sobre outros grupos de zooplâncton nesses ambientes. Em grandes lagos fechados, as condições estáveis possibilitam o desenvolvimento de outros organismos e desfavorecem as espécies oportunistas.

Outro aspecto a se considerar é que viveiros de piscicultura são ecossistemas semi-abertos que funcionam a partir da quantidade da biomassa de peixe neles estocadas, e a combinação dessa biomassa com outros fatores pode influenciar os processos ecológicos internos destes ecossistemas. Por serem semi-abertos, dependendo do manejo, a exportação de cargas dos seus efluentes pode alterar totalmente os processos ecológicos do corpo receptor, causando o impacto ambiental, e estes impactos afetam a biodiversidade e a qualidade da água (ELER, 2000).

A importância do zooplâncton na alimentação de peixes jovens e adultos justifica interesse no estudo desses organismos, objetivando melhorar as técnicas empregadas na piscicultura de modo a garantir uma melhor produção, com menor utilização de alimento artificial, evitando, desta forma, um menor comprometimento dos corpos receptores com resíduos desta atividade. Além disto, os organismos

zooplanctônicos se decompõem muito rapidamente, tornando disponíveis os nutrientes necessários para a produção de nova matéria orgânica (INFANTE, 1988).

A compreensão das complexas interações que ocorrem nos ecossistemas aquáticos de água doce e seus efeitos no fluxo de energia e estrutura das comunidades é essencial para o manejo destes sistemas, independente do objetivo desse manejo, seja para reduzir nutrientes e melhorar a qualidade da água, seja para aumentar a produção (CROWDER; RAPPORTEUR; DRENNER, 1988).

As duas técnicas de manejo da qualidade de água mais empregadas na aquicultura para aumentar a produção de pescado e conservar as condições ambientais da criação são a renovação contínua da água e o aumento da concentração do oxigênio dissolvido no meio aquático por meio da aeração artificial do sistema (DIANA; FAST, 1989; HOPKINS; SANDIFER; BROWDY, 1994).

A principal finalidade da renovação contínua de água é carrear o excesso de matéria orgânica depositada no fundo dos viveiros e, conseqüentemente, diminuir os processos de decomposição que consomem oxigênio, levando ao acúmulo de amônia e nitrito em concentrações tóxicas aos peixes (BOYD, 1990; SIDDIQUI; HOWLADER; ADAM, 1991; SIPAÚBA-TAVARES, 1995). O requerimento de fluxo de água é biológica e economicamente importante em sistemas intensivos de criação, por ser um dos fatores limitantes para o aumento da produção de peixes. Muitos trabalhos sobre este assunto têm se baseado nas hipóteses de Haskell apud Fivelstad (1988), apud Yoshida (1996) de que a capacidade de sustentação estaria limitada pelo consumo de oxigênio e acumulação de produtos metabólitos, e que a quantidade de oxigênio consumido e a quantidade de produtos metabólitos são proporcionais à quantidade de alimento fornecido.

Além do aspecto relativo à construção do viveiro, deve-se considerar o balanço hídrico devido à entrada de água através das chuvas, escoamento superficial, influxos de aquíferos, correntes fluviais e outras fontes, e tratando-se de um efeito hidrodinâmico, o fluxo horizontal pode ser o fator responsável pelo arraste dos organismos para fora do sistema, principalmente aqueles que vivem na superfície, como as algas cianofíceas. E, de acordo com a intensidade da vazão, muitas células se soltam, provocando quebras nas colônias, introduzindo uma via de escoamento para fora do sistema, reduzindo a disponibilidade e colaborando para a diminuição da produção primária (GAVILÁN-DIAS, 1991).

De acordo com Boyd (1982), comportamento semelhante se verifica 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. Assim, o maior benefício de se manipular adequadamente o fluxo da água estaria relacionado com sua qualidade (LOWSON; ROMAIRE; EDLING, 1983), melhorando, principalmente, a concentração de oxigênio dissolvido, diluindo os produtos de excreção ou excessivas florações de algas, e introduzindo novos organismos no corpo d'água que servirão de alimento (ALLAN; MAGUIRE, 1993).

A tentativa de melhorar a biomassa planctônica dos viveiros, bem como a manutenção dos peixes através do arraçoamento diário, traz como conseqüência uma maior produtividade, levando ao aumento de nutrientes no meio. O fluxo contínuo de água existente nestes sistemas auxiliará tanto na oxigenação como na renovação da matéria orgânica acumulada do fundo. Os viveiros e tanques de criação de peixes são considerados fontes de poluição quando apresentam fluxo de água contínuo e quantidades consideráveis de nutrientes e matéria orgânica são descarregadas. A poluição orgânica a partir da criação de peixes é maximizada como resultado de atividades tipo alimentação, rotinas de limpeza e criação intensiva. Altas perdas para os efluentes ocorrem na fase de escoamento durante os dias de limpeza rotineira nos tanques e viveiros de criação (SIPAÚBA-TAVARES, 2000).

Nos estudos em viveiros de piscicultura, devem-se considerar ainda os impactos negativos dos resíduos provenientes da própria piscicultura no meio ambiente, colaborando, principalmente, com o processo de eutrofização dos ecossistemas naturais, como demonstraram Beveridge; Ross; Kelly (1994).

Inicialmente, as pesquisas eram desenvolvidas considerando unidirecional o fluxo energético no sistema, e 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. Com o avanço das pesquisas, surge outro ponto de vista, indicando que os peixes predadores, que ocupam os níveis superiores da cadeia alimentar, exercem um impacto no sistema, regulando os níveis inferiores da mesma. Embora estes dois aspectos, em princípio, pareçam contraditórios, MacQueen; Post; Mill (1989), chegaram às seguintes conclusões: a biomassa de cada nível trófico é controlada de maneira ascendente ou descendente (*Bottom up/Top down*), de acordo com a disponibilidade de nutrientes no sistema; 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; na medida em que a energia é transferida de um nível para outro, as predições das interações ascendentes decrescem; as interações descendentes (*Top down*), que partem do topo para o início da cadeia, são mais fortes na vizinhança do último nível, mas enfraquecem quando se aproximam do primeiro nível trófico; a variabilidade que ocorre na linha ascendente pode ser explicada pelas forças exercidas pela linha descendente na teia alimentar.

Observa-se que as pesquisas desenvolvidas em piscicultura têm dado maior ênfase à produção de peixes para abastecimento do mercado que para a interação peixe-ambiente, ou seja, para as características ecológicas dos sistemas que são empregados na criação de peixes. Por outro lado, o conceito da interação tem sido empregado para diminuir o grau de eutrofização dos ambientes, inserindo o piscicultor no contexto biotecnológico, cujo papel consiste em controlar a cadeia trófica do viveiro, procurando estabelecer um sistema de circulação de matéria orgânica de forma mais propícia, a fim de obter maior rentabilidade.

A pesquisa limnológica na piscicultura pode representar importante ferramenta para aquisição de conhecimento da comunidade de peixes e sua inter-relação com os demais componentes bióticos e abióticos do ecossistema, contribuindo para a avaliação do impacto e estabelecimento de formas alternativas de manejo, visando minimizar os impactos decorrentes desta atividade (PEREIRA, 1998).

2.3 Contaminação Microbiológica em Ambientes de Criação de Peixes

A importância do controle bacteriológico, visando prevenir a disseminação de doenças veiculadas pela água, é destacada por Rivera; Martins (1996) apud Fernandes (1997). Estes autores têm observado que, com o decorrer dos anos, ocorre a contaminação dos ecossistemas aquáticos por microrganismos exógenos devido ao crescimento demográfico e ocupação desordenada e intensiva do solo. As descargas fecais de homens e de animais podem infectar os corpos aquáticos, tanto de forma direta, através de águas de drenagem urbana ou esgotos, como indiretamente, através do escoamento superficial, comprometendo os recursos hídricos disponíveis para consumo humano e aumentando consideravelmente o risco de doenças de transmissão hídrica.

Ambientes hídricos equilibrados possuem microbiota própria, o que favorece a manutenção da vida de todos os seres, neles presentes. De modo geral, os

microrganismos presentes nos ambientes fluviais refletem as condições terrestres próximas aos lagos, açudes ou rios. Os ecossistemas de água doce possuem uma biota microbiana autóctone, constituída principalmente por bactérias heterótrofas e outros microrganismos transitórios que são conduzidos através do ar, do solo e dos despejos orgânicos (SOUSA, 1996).

O provável risco da conjunção de ambientes contaminados com poluentes orgânicos em piscicultura é a incorporação de microrganismos patogênicos e de contaminação fecal na microbiota dos viveiros, podendo resultar em perigo sanitário (CORNEJO MUJICAI; PEREIRA, 1996; KOZEN, 1983; PERDOMO, 1996; REILLY; KAFERSTEIN, 1997; SILVA; LIMA; 1996).

Microrganismos indicadores fecais como os coliformes fecais e *E. coli* não fazem parte da microbiota de peixes fluviais, mas quando adicionados ao ambiente podem contaminá-los e ser encontrados em brânquias ou vísceras, colonizando o tubo digestivo dos peixes, que passam a eliminá-las com as fezes e refletindo os níveis de poluição causados por outros animais na água (McFETERS; BISSONNETTE; JEZESKI, 1974).

A qualidade microbiológica de peixes também pode estar associada ao tipo de sistema produtivo empregado. Os que utilizam fertilizantes orgânicos para adubação dos viveiros são potencialmente mais perigosos, em termos sanitários, que os demais (NEDOLUHA; WESTHOFF, 1995; PULLELA; FERNANDES; FLICK, 1998).

A Organização Mundial de Saúde recomenda que, para uma água ser utilizada em viveiros de peixes, não deve apresentar mais de 100 coliformes fecais por 100mL (MARA; CAIRNCROSS, 1989).

A legislação em vigor (BRASIL, 2001), permite até 100 coliformes fecais/totais por grama, no referente a peixes *in natura*, para consumo humano. Valores acima do estabelecido tornam o pescado impróprio para consumo humano, por apresentar condições higiênico-sanitárias insatisfatórias. Níveis dez vezes acima do citado (1.000) indicam valores de contaminação com padrão sanitário insatisfatório, passível de causar enfermidades de origem alimentar. O regulamento não indica valores específicos para *E. coli*, mas sendo esta bactéria tratada internacionalmente como índice para contaminação de origem fecal sua interpretação pode ser realizada utilizando-se os valores para coliformes fecais.

As salmonelas são consideradas pela Comissão Técnica Nacional de Biosegurança - CTNBio (BRASIL, 1997b), agentes etiológicos pertencentes à classe de risco 2 (risco

individual moderado e risco limitado para a comunidade), da qual fazem parte patógenos que causam doenças ao homem ou aos animais, mas que não consistem em sério risco a quem os manipula, em condições de contenção, à comunidade, aos seres vivos e ao meio ambiente. Essas normas aplicam-se em contenção de microrganismos não modificados geneticamente, assegurando a biossegurança dos indivíduos, dos animais e do meio ambiente. Devido a esse potencial patogênico, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL, 2001), recomenda a ausência de *Salmonella* sp. em 25g de peixes destinados ao consumo humano.

Peixes contaminados por coliformes fecais ou por *E. coli* não apresentam qualquer sinal sensorial que possa servir de alerta ao consumidor. Para a sua identificação, são necessárias técnicas microbiológicas específicas. Na rotina das indústrias de pescado, se os peixes não forem convenientemente lavados com água hiperclorada após a captura, durante a fase de evisceração, poderá ocorrer contaminação da musculatura por microrganismos presentes nas vísceras, brânquias e superfície corporal, através da utilização de facas e equipamentos mal higienizados, podendo também carrear a microbiota presente no ambiente para a musculatura do pescado, favorecendo, inclusive, a contaminação cruzada no momento do processamento de filé (BROEK; MOSSEL; MOL, 1984; FAPOHUNDA, et al., 1994; LEUNG; HUANG; PANCORRO, 1992; NICKELSON II; FINNE, 1992).

2.4 A Importância da Criação de Tilápias

2.4.1 Características Gerais e a Importância da Criação de Tilápias

Há divergências sobre qual teria sido a primeira espécie de tilápia introduzida no Brasil. Conforme relato de Godoy (1959), a primeira espécie introduzida no Brasil foi a tilápia do Congo, em 1952, então classificada como *Tilápia melanopleura* (DUM, 1857), segundo Trewavas (1982). De acordo com Gurgel (1998), a primeira espécie teria sido a *Tilápia rendalli*, trazida também em 1952, quando se tem registros do desembarque de 40 alevinos no aeroporto do Rio de Janeiro, que foram transportados para a antiga Divisão de Caça e Pesca/RJ (hoje IBAMA/MMA) e 30 para a Empresa Luz e Força de São Paulo, em Cubatão/SP, procedentes de Elizabethville, atual República Democrática do Congo. Outros autores informam o ano de 1957 como data de chegada da tilápia do Congo no Nordeste brasileiro e também no Ceará, através do DNOCS (BRAGA et al., 1970).

Devido à boa adaptabilidade às condições climáticas do Nordeste do Brasil, fácil reprodução, e por ocupar nicho ecológico ainda não preenchido por representantes da ictiofauna nativa, a tilápia do Nilo foi amplamente disseminada nas bacias hidrográficas da Região (SILVA et al., 1992).

A partir de 1981, foram introduzidas no Brasil as tilápias vermelhas, que são mutantes genéticos selecionados de espécies do gênero *Oreochromis*, utilizados na produção de híbridos. Foram trazidos, inicialmente, exemplares procedentes da Flórida (LOVSHIN, 2000a), de uma linhagem desenvolvida nos anos 70, pelo cruzamento de fêmeas de *O. hornorum* com machos de coloração vermelho-dourado de *O. mossambicus* (LOVSHIN, 1998; WATANABE et al., 1990).

Embora a primeira tilápia a ser introduzida fora do continente africano tenha sido *O. mossambicus*, a espécie mais criada em águas tropicais, em decorrência da rapidez com que se desenvolvem é *O. niloticus* (OKPOKWASILI; OBAH, 1991; POPMA; PHELPS, 1998, TACON, 1996).

O grupo de peixes conhecido como tilápias pertence à família Cichlidae, anteriormente agrupada pela semelhança morfológica em um único gênero, *Tilapia*. A classificação sistemática das tilápias é a seguinte (LOWE-McCONNELL; PULLIN, 1985;)

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Subfilo: Vertebrata

Classe: Osteichthyes

Subclasse: Actinopterygii

Superordem: Acanthopterygii

Ordem: Perciformes

Subordem: Percoidei

Família: Cichlidae

Sub-família: Tilapiinae

Tribo: Tilapiini

Gêneros: *Tilapia*, *Oreochromis*, *Tristamela*, *Sarotherodon* e *Danakilia*

Espécie: *Oreochromis niloticus*

Linhagem: *Chitralada*

Os peixes da família Cichlidae, nativos da Síria e Israel, Índia e ilhas como Cuba, Hispaniola, Madagascar, e Ceilão, são habitantes de águas tropicais e subtropicais e encontram-se amplamente distribuídos no continente africano, exceto nas montanhas Atlas, no norte e no extremo sul do continente (TREWAVAS, 1981, 1983). No continente americano, são encontrados a partir do Rio Grande, no sul do Texas (EUA), passando pelo México, América Central, até o rio da Prata, na Argentina (BERRA, 1981; McKAYE, 1978).

Estudos envolvendo a taxonomia e ecologia das tilápias datam do século XIX, porém, somente a partir de 1940, pesquisadores implantaram estações de piscicultura para dar suporte ao desenvolvimento da pesca continental nas áreas de colonização da Bélgica, França e Inglaterra (OKEYO, 1989).

As espécies de maior importância comercial são atualmente divididas em três gêneros distintos, de acordo com o comportamento reprodutivo: *Tilapia*, caracterizado pela incubação dos ovos em substratos, seriam ancestrais das espécies que incubam na boca, e determinadas diferenças que são observadas na biologia reprodutiva, características estruturais, biogeografia, conduzem à separação das tilápias que incubam na boca em três gêneros; *Sarotherodon*, cujos ovos são incubados tanto na boca dos machos como na das fêmeas com nove espécies, e o dimorfismo sexual no embrião geralmente é fraco; *Oreochromis*, no qual os ovos são incubados apenas na boca das fêmeas, com 31 espécies apresentando forte dimorfismo sexual; e *Danakalia*, gênero mono-específico, de menor relevância comercial (TREWAVAS, 1982, 1983).

Esta classificação taxonômica data de 1983, quando eram reconhecidos apenas dois gêneros, separando os peixes que incubavam externamente (*Tilapia*) dos que incubavam oralmente (*Sarotherodon*). Assim, a tilápia do Nilo tem sido referida, indistintamente, como *Tilapia niloticus*, até meados de 1970, como *Sarotherodon niloticus*, em publicações de 1970 a 1983 e, mais recentemente, como *Oreochromis niloticus* (POPMA; LOVSHIN, 1994).

Registros sobre a existência de tilápias remontam a 2.500 a.C., através de relíquias representando a esperança do povo egípcio na reencarnação (BALARIN; HATTON, 1979). Fósseis com 18 milhões de anos encontrados na África sugerem uma possível origem marinha para este grupo de peixes (KIRK, 1972), tanto que, atualmente, algumas espécies exploradas comercialmente, como *O. mossambicus* e *O. hornorum*, são reconhecidamente euralinas (WATANABE, 1991). A diversidade do grupo foi observada por Boulenger que catalogou 96 espécies na África, no período entre 1909 e 1916, (BALARIN; HATTON, 1979), embora consideradas endêmicas da África, Jordânia e Israel, hoje sejam reconhecidas apenas 70 espécies (CARVALHO FILHO, 1995; CROSSETI; SOLA; BRUNNER, 1988; LOVSHIN 1998).

Os primeiros registros da criação de tilápias datam de 1924, no Quênia, e em 1937, no Congo. Com o declínio na produção de *milk fish* (*Channos channos*) os soldados japoneses transportaram *O. mossambicus* para a Ilha de Java, disseminando rapidamente a criação de tilápias pela Indonésia e Filipinas (LANDAU, 1992). No

ocidente, a tilápia passou a ser considerada espécie promissora para a aquicultura no início da década de 1950, e diversas citações apontam a tilapicultura como sendo uma nova fonte para obtenção de proteínas, um dos melhores negócios para piscicultores (CHIMITS, 1995).

A biologia e a criação de tilápias foram objeto de diversas pesquisas, sendo expressivos os trabalhos de Balarin; Hatton (1979), Pullin; Lowe-McConnell (1982) e Wohlfarth; Hulata (1981), cujos resultados confirmam que a tilápia teria sido introduzida como espécie alienígena em 90 países tropicais e sub-tropicais, seja com o propósito de fomentar as pescarias, a criação, ou mesmo acidentalmente (PULLIN et al., 1997).

A tilápia do Nilo é um dos peixes mais apropriados para criação em regiões tropicais e subtropicais, e a ampla distribuição do gênero nestas áreas está associada à elevada tolerância que apresenta à variação das condições ambientais (FERNANDES; RANTIN, 1989). A espécie *O. niloticus* é particularmente resistente a temperaturas mais altas (FERNANDES; RANTIN, 1986a, b) e baixas concentrações de oxigênio dissolvido (MATHEUS, 1984), como também suportam altos níveis de amônia por períodos mais longos do que a maioria dos peixes. As tilápias parecem crescer mais em águas com pH neutro ou ligeiramente alcalino, e embora apresentem boa tolerância a pH 5,0 ou pouco menos, a baixa produção primária da água nestas condições, pode afetar a produção destes peixes. Algumas pesquisas evidenciam que a faixa de pH desejável para tilápias está entre 6,0 e 8,5, sendo que valores abaixo de 4,5 e acima de 10,5 podem causar mortalidade significativa. Observa-se que pH 10,0 ou superior comum nas tardes quentes e ensolaradas do Nordeste brasileiro, aparentemente não tem causado sérios efeitos sobre a produção das tilápias, no entanto, valores de pH abaixo de 3,0 e acima de 11,0 são letais (SILVA, 2001). Pesquisas realizadas com pH 10,0 mostram que, aparentemente, os exemplares não foram seriamente afetados, portanto o limite superior de suportabilidade para pH seria em torno de 11,0 ou acima deste valor (TEICHERT-CODDINGTON; POPMA; LOVSHIN, 1997). Fitzsimmons (1997), relata que tilápias podem se desenvolver em águas com pH variando de 5,6 - ácido a 9,0 - alcalino.

A tolerância da espécie a diferentes teores de salinidade é variável: 11,0-29,0‰ (PHILLIPART; RUWET, 1982), 36,0‰ (AL-AMOUDI, 1987), 39,0‰ (GONZALES CORRE, 1988), e 50,0‰ (FINNEMAN KALLIO, 1988). Contudo sabe-se que a elevada salinidade pode inibir o crescimento e aumentar a taxa de mortalidade (DOUDET, 1992). A tilápia do Nilo é euritérmica, sobrevivendo a variações de

temperatura de 8,0 a 42,0°C, sendo a temperatura ótima em torno de 28,0°C (KIRK, 1972; PHILLIPART; RUWET, 1982), 14,0 e 33,0°C (BALARIN; HATTON, 1979), 29,0 e 31,0°C (POPMA; LOVSHIN, 1994), 28,0 a 32,0°C (KUBITZA, 2000). Quando peixes são alimentados até a saciedade, o crescimento na faixa de temperatura ideal é três vezes maior do que entre 20,0 e 22,0°C (TEICHERT-CODDINGTON; POPMA, 1997).

As tilápias deixam de se alimentar e apresentam maior predisposição a doenças quando a temperatura está abaixo de 16,0 ou 17,0°C, sendo que a espécie pode sobreviver por alguns dias entre 10,0 e 11,0°C, embora estas temperaturas sejam consideradas letais. No geral, baixa taxa de reprodução e mortalidade por doenças ocorrem em águas com temperatura abaixo de 21,0°C (POPMA; LOVSHIN, 1994). O limite mínimo letal é de 11,0°C para *O. niloticus*, e em regiões com temperatura abaixo de 12,0°C é recomendável proceder ao aquecimento dos tanques. A espécie suporta temperaturas acima de 40,0°C, mas entre 37,0 e 38,0°C verifica-se maior incidência de doenças e altas taxas de mortalidade, além de problemas de estresse (CHERVINSKI; LAVAV, 1976; SIDDIQUI; HOWLADER, 1991; TEICHERT-CODDINGTON; POPMA; LOVSHIN, 1997).

Condições de baixas temperaturas e alta salinidade predispõem ao aparecimento de doenças, aumentando a infestação por bactérias (McGEACHIN et al., 1987; SURESH; LIN, 1992). Liao; Chang (1983), relatam o aparecimento de *Bruise* durante o manejo em criação de tilápia vermelha de Taiwan, em água salobra com salinidade 17,0‰ e em água do mar (34,0‰).

Embora altas salinidades tenham o efeito de inibir o crescimento e reduzir a sobrevivência, há registros de populações de tilápia do Nilo mantidas em ambientes com variação de salinidade entre 11,0 e 29,0‰ (PHILLIPART; RUWET, 1982), tolerando até salinidade de 36,0‰ (AL-AMOUDI, 1987). Doudet (1992), atesta mortalidade de quase 50,0‰ durante experimento de 153 dias em águas salobras (6,0-7,0‰) na Costa do Marfim.

A característica eurihalina torna a espécie resistente a variações de salinidade entre 0 e 22,0‰ (CARVALHO FILHO, 1995), sendo a *O. niloticus* menos tolerante, mas Suresh; Lin (1992), obtiveram resultados de bom crescimento em águas com 18,0 a 25,0ppt de salinidade. Mota Alves; Soares Filho (1996), registraram a presença da tilápia do Nilo no estuário do rio Jaguaribe (Ceará), em águas com salinidades variando de 0,8 a 7,5‰. A tilápia vermelha da Flórida, derivada geneticamente da *O. mossambicus*, cresce em águas de braço de mar, podendo se reproduzir em salinidades de até 36,0‰, porém as taxas de fecundação, eclosão, e sobrevivência

das larvas, são maiores em salinidades de até 12,0‰ (WATANABE et al., 1990; LOVSHIN, 1998).

A tilápia do Nilo não é tão tolerante a salinidade quanto a vermelha, mas pode se desenvolver bem em salinidades de até 15,0‰, apresentando crescimento ótimo para salinidade em torno de 10,0‰, porém acima de 20,0‰, o crescimento é reduzido pelo estresse da osmorregulação, não se reproduzindo em salinidades maiores do que 25,0ppt. O crescimento de muitas espécies não é afetado por salinidade entre 15,0 e 20,0‰. A tilápia azul (*O. aureus*), tilápia Moçambique (*O. mossambicus*), a Zanzibar (*O. urolepsis hornorum*) e a *Tilapia zillii* estão entre as mais tolerantes à salinidade. Algumas variedades de tilápia, como a Moçambicana, da Flórida, de Taiwan e outras linhagens de tilápia vermelha, crescem bem em água do mar com 34,0‰ (BALARIN, 1988; KUBITZA, 2000; LOVSHIN, 1998; PHILIPPART; RUWET, 1982; TEICHERT-CODDINGTON; POPMA; LOVSHIN, 1997; WOHLFARTH; HULATA, 1981).

Resistência às baixas taxas de oxigênio dissolvido (OD) na água constitui uma característica das tilápias. Os peixes desta espécie podem permanecer por várias horas em águas com taxa de OD abaixo de 0,5 mg/L, dada a capacidade de absorver oxigênio na película superficial da água, na interface água/ar, quando a taxa está abaixo de 1,0mg/L (POPMA; LOVSHIN, 1994). Há relatos nesta espécie de absoluta tolerância à anoxia por até 6,0 horas, porém recomenda-se manejar os viveiros para manter o nível de OD acima de 1,0 a 2,0mg/L em função da redução do crescimento em valores tão baixos (TEICHERT-CODDINGTON; GREEN, 1993; TEICHERT-CODDINGTON; POPMA; LOVSHIN, 1997). Em baixos valores como, 3,0 a 3,5mg/L e temperatura de 28,0 - 30,0°C, os indivíduos apresentam maior predisposição às doenças, podendo apresentar redução de suas atividades.

A toxidez da amônia para a criação de tilápias está diretamente relacionada com o pH e, em menor escala, com a temperatura e o OD. Quanto maior o pH mais elevada é a porcentagem de amônia tóxica (não ionizada). Fatores como alcalinidade abaixo de 30,0mg de CaCO₃/L, temperaturas elevadas e baixas taxas de OD também incrementam a toxidez da amônia. Popma; Lovshin (1994), relataram a ocorrência de mortalidade em tilápias quando as condições ambientais favorecem a elevação súbita dos níveis de amônia não ionizada na água para valores acima de 2,0mg CaCO₃/L. Outros autores registraram expressiva mortalidade em dois dias, quando tilápias foram transferidas repentinamente para ambientes com níveis de amônia ionizada acima de 2,0mg/L (POPMA; LOVSHIN, 1994), sendo observado que, se aclimatadas a níveis

subletais de amônia, a espécie pode sobreviver a concentrações maiores do que 3,0 mg/L (REDNER; STICKNEY, 1979). De acordo com Silva (2001), valores abaixo de 0,08mg/L não interferem na alimentação e crescimento das tilápias, porém há registro de mortalidade de tilápias em açudes nordestinos, principalmente no período chuvoso.

O tamanho máximo alcançado pela tilápia do Nilo em lagos africanos no Egito está entre 33,0 e 64,0cm, e peso entre 2,0 e 4,0kg podendo viver até nove anos (BARD et al., 1974; PHILIPPART; RUWET, 1982). Nos açudes nordestinos, a tilápia do Nilo, habita preferentemente as áreas marginais, sendo possível capturar exemplares com 16,0 a 30,0cm de comprimento total e peso variando de 80,0 a 402,0g (DOURADO, 1981). Dados do DNOCS mostram que o peso médio da tilápia do Nilo capturada em 10 reservatórios era de 360,0g, com máximo de 1.005,0g e mínimo de 273,0g (SILVA, 2001).

Algumas vantagens adicionais colocam as tilápias entre os peixes de maior excelência para criação: alimentam-se dos itens básicos da cadeia trófica, aceitam grande variedade de alimentos, apresentam resposta positiva à fertilização dos viveiros e taxa de crescimento satisfatória, são resistentes a doenças, parasitas e superpovoamento (o desempenho da tilápia em altas densidades é maior em relação a outras espécies de peixes), ausência de espinhos em forma de "Y" (mioceptos), além das excelentes características organolépticas e nutricionais, baixo teor de gordura (0,9g/100g de carne) e de calorias (172kcal/100g de carne). Um outro fator determinante para o sucesso da criação de tilápias nos sistemas de criação em larga escala é o rendimento de filé, entre 35,0% e 40,0%. A tilápia do Nilo capturada nos açudes do Nordeste brasileiro tem alcançado até 41,0% de rendimento, para exemplares com peso médio de 450,9g (BRASIL, 2000; FITZSIMMONS, 1997; FREITAS; GURGEL, 1984; HILSDORF, 1995; HUET, 1978; LOVELL, 1995; SILVA, 1996).

São características da tilápia do Nilo, o corpo arredondado, com estrias verticais na nadadeira caudal, coloração cinza, focinho curto, olhos claros, boca normal, nadadeiras peitorais transparentes, cauda reta e perfil da cabeça ligeiramente convexo (PANORAMA DA AQUICULTURA, 1999). Possui nadadeira dorsal longa e escamas grandes, porém menores que as da tilápia do Congo, e com pouco brilho (DOURADO, 1981) e sua coloração varia do cinza prata ao cinza escuro (MARENGONI 1999).

As temperaturas naturalmente mais elevadas do Nordeste do Brasil permitem que as tilápias se reproduzam durante todo o ano, fator que constitui diferencial para a região. De modo geral, as tilápias se reproduzem em temperaturas acima de 20,0°C

(PHILIPPART; RUWET, 1982), sendo que a faixa ótima para a reprodução da *O. niloticus* varia de 25,0 a 30,0°C, com mínimo de 21,0°C (AUBURN UNIVERSITY, 1996 MOTA ALVES; LIMA, 1987).

A tilápia do Nilo atinge a primeira maturação gonadal com quatro a seis meses, pesando 50,0 a 100,0g e com comprimento total entre 10,0 e 12,0cm (AUBURN UNIVERSITY, 1996). Fatores como a precocidade de reprodução e média de três a oito desovas por ano podem trazer problemas de superpopulação nos ambientes de criatórios e produção de lotes heterogêneos, predominância de indivíduos de pequeno porte, baixo valor econômico, de pouca aceitabilidade no mercado (LOVSHIN; da SILVA, 1975; LOVSHIN; da SILVA; FERNANDES, 1974). Além do que, a competição por alimentos (natural e/ou artificial) entre as jovens e as unidades estocadas acarreta a redução da taxa de crescimento, resultando em indivíduos com nanismo ou atrofia (GUERRERO III, 1982).

2.4.2 Hábito Alimentar da Tilápia

O perfil alimentar das tilápias em ambientes naturais é relevante, à medida que se constata a notável plasticidade e adaptabilidade ecológica destas espécies. Além do que, as tilápias constituem importante elo de ligação entre os produtores primários e as espécies piscívoras, desempenhando um papel fundamental na transferência de energia dos ecossistemas.

O hábito alimentar das espécies de tilápias tem sido estudado por diversos especialistas. De maneira geral, este tipo de peixe apresenta uma grande diversificação em termos de regime alimentar, podendo ocorrer modificações, mesmo intraespecíficas, em função da idade, frequência do alimento no ambiente, da questão do acesso ao alimento e da presença de competidores (PHILIPPART; RUWET, 1982).

Foram desenvolvidos diversos trabalhos no sentido de identificar o tipo de alimento ingerido pela tilápia do Nilo em seu ambiente natural. Moriarty (1973), destacou a habilidade da espécie em digerir algas cianofíceas, sendo pioneiro na descrição do papel do ácido gástrico no processo digestivo.

As tilápias do Nilo são micrófagas e omnívoras, consumindo algas, além de usar muito o zooplâncton em sua alimentação (SILVA, 1981). A alimentação dos exemplares jovens consiste, principalmente, de zooplâncton, sendo também utilizada parte do fitoplâncton. A espécie consome, ainda, larvas de insetos e, às vezes, moluscos (RIEIRA et al, 1985).

As tilápias utilizam grande variedade de plantas e animais aquáticos como alimento e crescem rapidamente em águas ricas em nutrientes (FREITAS; GURGEL, 1984). Marengoni (1999), informa que a tilápia do Nilo consome grande variedade de alimentos naturais, destacando a contribuição da espécie no controle das plantas aquáticas submersas e flutuantes, favorecendo o equilíbrio de ecossistemas aquáticos.

As tilápias ingerem grande variedade de alimentos naturais, incluindo plâncton, folhas verdes, organismos bentônicos, invertebrados aquáticos, detritos e matéria orgânica em decomposição, e aceita bem alimentação artificial (SILVA, 2001). As tilápias tem sido frequentemente consideradas peixes filtradores porque podem capturar eficientemente organismos planctônicos, e em peixes desta espécie, as brânquias secretam um muco ao qual aderem as células planctônicas e o bolo, rico em plâncton, é então ingerido. Tal mecanismo permite que tilápias capturem organismos do fitoplâncton menores que 5,0µm de diâmetro (POPMA; LOVSHIN, 1994).

Dourado (1981), salienta que a tilápia do Congo alimenta-se de algas bentônicas e de vegetais, enquanto a do Nilo é uma espécie omnívora e se alimenta comumente de algas bentônicas e do plâncton de superfície. A digestão e assimilação de material de origem vegetal pelas tilápias se dá pela passagem do mesmo por um longo tubo digestivo, cuja extensão pode alcançar seis vezes o comprimento total do peixe. A tilápia do Congo ingere ativamente macrófitas aquáticas, alimento normalmente preferido pela nilótica, e embora o fitoplâncton seja eficientemente aproveitado pelas duas espécies, a ingestão de plantas aquáticas não implica, automaticamente, na digestão e assimilação de nutrientes (POPMA; LOVSHIN, 1994).

Lovshin (1976), enfatiza que, em termos de regime alimentar, a *T. rendalli* é herbívora e a tilápia do Nilo é omnívora, preferindo algas e plâncton, e a de Zanzibar, embora parecendo omnívora, tem hábito alimentar desconhecido, com preferência por material orgânico depositado no fundo do viveiro.

Tilápias alimentam-se também de invertebrados encontrados na coluna de água, e embora não possam ser consideradas piscívoras, juvenis de algumas espécies atacam larvas de peixes. Como alguns Ciclídeos, são fortemente territorialistas (SILVA, 2001).

Em 1981, Bowen compilou dados referentes a dietas de 17 espécies de tilápias adultas, em seu habitat natural. Os indivíduos observados demonstraram alimentar-se preferencialmente da base da cadeia trófica (produtores primários) e, embora tenha

sido encontrado no estômago desses peixes todo o tipo de animal, vegetal e mineral, desde que pequenos o suficiente para passarem através do esôfago, identificou que a composição básica da dieta seria uma mistura de algas (cianofíceas, clorofíceas e diatomáceas), detritos, bactérias e, por vezes, macrófitas, ressaltando que os mecanismos para a quebra das paredes celulares deste tipo de algas possibilitam acesso especial a uma fonte de proteínas relativamente alta (50,0%), para a qual não existe quase comparação.

Embora sejam consideradas espécies omnívoras, em termos de hábito alimentar, algumas evidências sugerem que as tilápias são primariamente herbívoras (BOWEN, 1982; FRYER; ILES, 1972; TREWAVAS, 1983). A análise do conteúdo estomacal tem revelado que as tilápias se alimentam principalmente de algas e detritos algais (de MOOR; WILKINSON; HERBST, 1986; GETACHEW, 1987; MAITIFE; de SILVA, 1985; MAN; HODGKISS, 1977; MORIARTY; MORIARTY, 1973; TREWAVAS, 1983; PINZON, CORREIA; APOLINÁRIO, 1999).

Spataru (1982), citando Greenwood, resalta que a tilápia do Nilo alimenta-se basicamente de algas bentônicas, insetos e crustáceos. O autor cita também Lowe-McConnell, que encontrou no trato digestivo desta espécie de tilápias diatomáceas epífitas e algas bentônicas. A própria Lowe-McConnell (1975), teria classificado a tilápia do Nilo como uma espécie fitoplanctófaga com numerosos rastros branquiais.

As pesquisas desenvolvidas com este grupo, têm-se concentrado nos aspectos quantitativos e qualitativos, do comportamento alimentar, considerando a atuação como filtradores sobre o fitoplâncton (DRENNER et al., 1984; DRENNER et al., 1987; NORTHCOT; BEVERIDGE; ROSS, 1997; ROBINSON et al., 1990; YAMAOKA, 1991)

Getachew (1993), observou que a alimentação da tilápia do Nilo no Lago Chamo, na Etiópia, constava de 20 gêneros de fitoplâncton, além de copépodos, rotíferos e náuplios, o que poderia evidenciar o hábito filtrador da espécie. Quanto a este aspecto, Dempster; Beveridge; Baird (1993), constataram que o processo de filtração pode ser um método de ingestão de fitoplâncton, de menor importância quando comparado com o *grazing* sobre o perífiton.

Fitzsimmons (1997), observou que membros do gênero *Oreochromis* são todos omnívoros e alimentam-se de algas, plantas aquáticas, pequenos invertebrados, material em detrito e bactérias a ele associadas e que, embora possam demonstrar preferência por determinado alimento, as espécies são oportunistas, e a escolha é feita de acordo com a disponibilidade.

Mais recentemente, tem-se confirmado que a alimentação natural é de fundamental importância para o desenvolvimento da tilápia (*O. niloticus*) em viveiros de criação semi-intensiva, além de contribuir de forma significativa para a nutrição (BEYRUTH; FUSCO, 1999).

Uma vez conhecidos o comportamento ecológico da tilápia e sua interação com os fenômenos limnológicos do viveiro, podem ser minimizados muitos dos fatores que afetam o crescimento e desenvolvimento desta espécie.

2.4.3 Tilápias da Linhagem Chitralada

Trata-se de uma variedade descendente de *O. niloticus*, implantada na Tailândia desde o final da década de 60, tornando-se a mais importante espécie de peixe cultivada em diversos países. Inicialmente, esses peixes eram criados no Palácio Real de Chitralada, em Bangkok, e a partir desses estoques ocorreu a distribuição para outras partes do mundo. A linhagem real, denominada Chitralada ou Thai-Chitralada, ficou aos cuidados da *Asian Institute of Technology* (AIT). Estudos realizados com esta linhagem atestam crescimento superior em relação a outras linhagens de *O. niloticus* (TAVE, 1988).

A linhagem Chitralada foi introduzida no Brasil recentemente, portanto são poucas as informações disponíveis no país, especialmente quanto a alguns aspectos da biologia reprodutiva e aos padrões de crescimento em diferentes condições ambientais (ZIMMERMAM, 1999; ROCHA, 2000 apud NOGUEIRA, 2003).

O desenvolvimento da tilapicultura no nível mundial está levando à intensificação das criações, e nos últimos anos ocorreu uma melhora substancial nas técnicas de criação, no controle da qualidade da água, na qualidade das rações e no manejo da alimentação. Entre as diversas populações de tilápias disponíveis, todas com excelente desempenho zootécnico, uma das mais procuradas é a Chitralada. Zimmermann (1999), afirma que, em setembro de 1996, foram trazidas, do *Asian Institute of Technology* (AIT), Bangkok, Tailândia, para a Cidade de Londrina/PR, 20.800 reprodutores "avós" da tilápia do Nilo, dita Tailandesa, linhagem Chitralada ou, ainda, Thai-Chitralada, oriundos de 1.000 diferentes desovas de 20 famílias. Parte destes peixes e/ou seus descendentes foram trazidos para o Nordeste, sendo utilizados nas criações em diversos Estados.

A tilápia de linhagem tailandesa tem fenótipo parecido com as que vieram da Costa do Marfim, no que se refere à coloração. No entanto, apresenta forma do corpo algo

arredondado, com reduzido tamanho da cabeça, o que lhe confere rendimento de carcaça superior (ZIMMERMANN, 1999). No que se refere à coloração, as fêmeas apresentam tonalidade amarelada na região gular, enquanto que os machos apresentam coloração avermelhada nesta região.

Existem evidências de que a combinação do processo de incubação artificial com uma linhagem superior, como a Chitralada, poderá colaborar decisivamente para uma nova fase de crescimento acelerado na tilapicultura brasileira, produzindo resultados de reversão e crescimento consistentes nas criações mais intensivas. Tal combinação apresenta como principais vantagens taxas de reversão sexual consistentes e percentual de machos por lote superior a 99,0%; lotes de alevinos homogêneos em termos de tamanho e crescimento (indivíduos de mesma idade, tamanho e linhagem); os resultados, em termos de ganho de peso e conversão alimentar, são os melhores já registrados para criação de tilápias; maior rendimento de carcaça; mais docilidade; maior resistência a patógenos e ao manejo intensivo; maior tolerância aos diversos parâmetros extremos de qualidade da água (temperatura, oxigênio dissolvido, etc.); plantel de origem conhecida, conduzido com cruzamentos controlados e seleção por famílias (ZIMMERMANN, 1999).

Um aspecto a destacar é que a Região Nordeste conta com estrutura montada para beneficiamento de pescado marinho, que trabalha ociosamente, podendo ser usada para tilápias, assim como os canais existentes para exportação de pescado, também montados para a pesca marítima. O clima e as demais condições favoráveis para a criação de tilápias ampliam a perspectiva de transformação do Nordeste em grande produtor, atraindo empreendedores de outras regiões do País, além do que, é inquestionável a amplitude do mercado nordestino para tilápias, uma população estimada de mais de 47,6 milhões de habitantes, ou seja 28,1% da população total do Brasil, e mesmo o mercado nacional, com população em torno dos 180 milhões de habitantes, também se reforça a condição estratégica do Brasil onde se verifica baixo consumo per capita e grande demanda reprimida.

Considerando todos os aspectos positivos referenciados para o incremento da tilapicultura no Nordeste brasileiro, é de se esperar uma grande contribuição da atividade para o desenvolvimento social, econômico e tecnológico em âmbito regional e nacional, com perspectiva de geração de alimentos, renda e novas oportunidades em ramos associados.

Segundo Zimmermann (2003), a linhagem Chitralada causou um grande impacto na piscicultura nordestina, substituindo cerca de 80% dos estoques de tilápia vermelha

da região, respondendo por um aumento de 300% na produção nos últimos 6 anos. Em 1996, a produção total de tilápias no Brasil era 10 mil toneladas (17% do total de espécies aquáticas) aumentando para aproximadamente 75 mil toneladas (38% do total) em 2002. A produção da linhagem Chitralada é atualmente estimada em 50 mil toneladas ou 60% do total de tilápias produzido no Brasil.

Boscardin Borghetti; Ostrensky; Borghetti (2003) citam dados do IBAMA indicando a tilápia como a segunda espécie mais cultivada no Brasil em 2000, com participação relativa de 18,4% (54,6 mil toneladas) sobre a produção total (176,5 mil toneladas).

A produção aquícola brasileira passou de 20,5 mil toneladas em 1990 para 210 mil toneladas em 2001, com um aumento de 925%, enquanto a aquicultura mundial teve um crescimento de 187% no mesmo período. O cultivo de tilápias desenvolveu-se de forma bastante significativa no Brasil, com incremento de produção da ordem de 145,4% no período de 1996 (15,7 mil toneladas) a 2001 (38,5 mil toneladas), equivalente a uma média anual de 20,2%, e em 2001, o Brasil respondeu por 64,2% da produção total de tilápia na América do Sul e 18,4% da produção mundial (FAO, 2003). A tilapicultura desenvolveu-se mais na região sul, chegando a 75% da produção nacional em 1998, apesar das condições climáticas dessa região não serem as mais apropriadas para a criação (BRASIL, 2002).

De acordo com dados da FAO (2003), cerca de 392 espécies de organismos aquáticos foram cultivadas, mundialmente, em 2001. Dessas, as 20 primeiras espécies e grupos diversos responderam por cerca de 80,3% (38,9 milhões de toneladas) da produção global de 48,4 milhões de toneladas, estando a tilápia na 14ª posição, com participação de 1,11 milhões de toneladas.

A aquicultura em 2001 foi responsável por 29,0% da produção mundial de pescados, segundo dados do *State of World Fisheries and Aquaculture 2002*, um relatório da FAO apresentado na 25ª sessão do Comitê de Pescados da entidade, reunido no mês de fevereiro de 2003 em Roma. A produção aquícola mundial em 2001, incluindo plantas aquáticas, foi de 48,2 milhões de toneladas, avaliada em 60,9 bilhões de dólares. A China permaneceu na liderança, sendo responsável por 71,0% desse total em peso e 49,8% do valor total. No mundo todo, a aquicultura cresceu a taxas de 9,2% ao ano, desde 1970. Segundo o Relatório, as capturas de pescado cresceram no mesmo período 1,4% e os sistemas terrestres produtores de carne cresceram à taxa de 2,8% ao ano (PANORAMA DA AQUICULTURA, 2003).

3 Material e Métodos

No experimento, foram utilizados animais da espécie Tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1757), da linhagem Chitralada. Os animais utilizados foram provenientes de um sistema de incubação artificial. Neste processo, após ocorrer a desova e fertilização, os ovos permanecem na cavidade bucal da fêmea por cerca de 24 a 48 horas, sendo então retirados mediante lavagem bucal e submetidos ao processo de incubação em recipientes plásticos, conectados a filtros em um circuito fechado com aquecimento de água e reaproveitamento da solução de incubação. Após a eclosão, as larvas absorvem o saco vitelínico em bandejas conectadas a outro sistema de recirculação e reaproveitamento de água. Do sétimo ao trigésimo quinto dia após a eclosão, as larvas passam a ser alimentadas usando ração comercial com 56,0% de proteína bruta, contendo 60,0mg de 17-metil-testosterona por quilo, mantendo a taxa de alimentação ao nível de 20,0% do peso vivo.

Foram utilizados 1.200 alevinos pós-reversão, provenientes da Aquamalta (Top Fish Agroindústria Comércio Representação Ltda.), empresa localizada em Paudalho/PE, de onde foram transportados em sacos plásticos inflados com oxigênio e acondicionados em caixas apropriadas até João Pessoa/PB, sendo então os alevinos distribuídos em quatro viveiros situados no Núcleo de Pesquisa e Processamento de Alimentos do Centro de Tecnologia do Campus I da Universidade Federal da Paraíba, em João Pessoa/PB.

A cada par de viveiros correspondeu uma fonte de água distinta, quanto às características de qualidade, sendo um par de viveiros (1 e 2) preenchido com água oriunda de lagoa eutrofizada e o outro par com água de poço tubular tipo Amazonas. Em cada viveiro foram estocados 300 peixes a uma densidade de 1 peixe por metro quadrado, inicialmente com peso médio de 1,0g e comprimento médio de 3,0cm.

O experimento teve duração de 120 dias, com início em 27 de novembro de 2001 e finalização em 27 de março de 2002.

3.1 Manejo

Foram utilizadas rações SUPRA, produzidas pela Alisu! Alimentos S.A (Maringá/PR), conforme protocolo de alimentação proposto pelo fabricante, indicado na Tabela 1.

Durante o período de criação, foi efetuada a correção das quantidades de ração oferecidas por viveiro, ajustado-as com base nos resultados das biometrias realizadas com intervalos de 14 dias.

Tabela 1 – Guia de Arraçoamento adotado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros implantados no NUPPA/UFPB (João Pessoa/PB) no período de 27/11/01 a 27/03/02.

Idade Semanas	Peso (g)	Tipo	Ração		Frequência (vezes/dia)	GPD g/dia
			g/dia	Acumulada		
1	0,3	56% - pó	108,0	0,630	6	0,10
2	1,0	56% - pó	228,0	1,960	6	0,28
3	3,0	56% - pó	450,0	4,585	6	0,42
4	6,0	42% - pel.	672,0	8,505	6	0,71
5	11,0	42% - pel.	852,0	13,475	6	1,00
6	17,0	42% - pel.	1176,0	20,335	5	1,14
7	25,0	42% - pel.	1536,0	29,295	5	1,42
8	35,0	42% - pel.	2100,0	41,545	5	2,14
9	50,0	32% - 5mm	2700,0	57,295	4	2,85
10	70,0	32% - 5mm	3696,0	78,855	4	3,57
11	95,0	32% - 5mm	4860,0	107,205	4	4,28
12	125,0	32% - 5mm	6216,0	143,465	4	5,71
13	165,0	32% - 5mm	7440,0	186,865	3	6,42
14	210,0	32% - 5mm	8100,0	234,115	3	7,14
15	260,0	32% - 5mm	9000,0	286,615	3	7,85
16	315,0	32% - 5mm	9900,0	344,365	3	8,57
17	375,0	32% - 5mm	10800,0	407,365	3	9,28
18	440,0	32% - 5mm	10800,0	470,365	3	9,28

Fonte: Alisul Alimentos S. A. (Maringá/PR), 2001

3.2 Área de Estudo

A parte experimental do trabalho foi desenvolvida no Núcleo de Pesquisa e Processamento de Alimentos – NUPPA (S 07°10' - W 34°49'), vinculado ao Centro de Tecnologia do Campus I da Universidade Federal da Paraíba, situado na Estrada da Penha, s/n na cidade de João Pessoa/PB. O NUPPA ocupa uma área de reserva de Mata Atlântica de 42,0ha, com instalações administrativas e diversos laboratórios, de análise bromatológica, microbiológica, sensorial, plantas para processamento de animais de pequeno porte (caprinos e ovinos) e pescado, e abriga em sistema de incubadora tecnológica três micro-empresas, nas áreas de panificação, sucos e refrigerantes, e batata frita. Também fazem parte de suas instalações 10 viveiros e um laboratório de alimentação experimental destinados à pesquisa em aquicultura. A Figura 1 mostra a situação geográfica do local da pesquisa.

O município de João Pessoa, segundo a classificação climática de W. Koeppen possui clima As' - quente e úmido com chuvas de outono e inverno e período de estiagem de 5 a 6 meses. É no outono que ocorre a maior umidade, com a atuação da Massa Equatorial Atlântica e os ventos alísios de sudeste, que no inverno unem-se às

Massas Polares de Sul produzindo chuvas abundantes, principalmente no litoral. Na classificação de Gaussen, levando em consideração a temperatura e precipitação durante todo o ano, o litoral paraibano tem clima do tipo Mediterrâneo quente ou Nordeste seco – 3dTh. As chuvas variam de 2.000 a 2.200mm anuais. Caracteriza-se por apresentar curtos períodos secos no verão, cerca de três meses. Apresenta uma nebulosidade acima de 6/10 do céu e em decorrência dessa elevada nebulosidade a umidade relativa apresenta-se também elevada ao longo do ano, com uma média de 80,0%. Apresenta uma média de insolação anual de 3.000h. A temperatura média anual oscila entre 24,0°C e 27,0°C. Os ventos sopram nas direções Leste, Sul e Sudeste, com predominância ao longo do ano de ventos Sudeste, de modo que sua velocidade chega a atingir cerca de 2,6m/s, sendo essa a média de todas as direções.

3.3 Instalações Experimentais

Para realização do experimento foram utilizados quatro viveiros escavados em solo natural, com 1,0% de declividade, de formato retangular (3:1), com dimensões 10,0 X 30,0m, totalizando uma área aproximada de 300,0m² e profundidade máxima de 1,2m sendo a profundidade média de 1,0m, providos de sistema de entrada e saída de água independente, dispostos longitudinalmente. Os taludes eram cobertos com vegetação rasteira, com predominância de gramínea, com alguns coqueiros dispostos ao redor do conjunto de viveiros (Figura 2).

Preliminarmente ao início do experimento, os viveiros foram secos ao menor nível possível de água, e foi procedida uma limpeza, com a retirada de vegetais daninhos e corte das gramíneas, permanecendo expostos ao sol durante sete dias. Dois dos quatro viveiros (2 e 3) foram abastecidos com água de uma lagoa amplamente eutrofizada, situada a jusante leste dos viveiros. Esta lagoa, com superfície aproximada de 2500,0m², teve origem na retirada de terra para uso na construção civil, há cerca de cinco anos, sendo a área escavada preenchida com água da chuva. Além da água acumulada por precipitação, essa lagoa também recebia descargas residuárias industriais, de origem orgânica, provenientes de uma indústria de laticínios (água da lavagem de equipamentos e utensílios utilizados na fabricação de produtos lácteos), principalmente durante a estação chuvosa, quando o solo já se encontrava naturalmente umedecido, resultando daí o acúmulo de nutrientes que potencializam a eutrofização artificial.

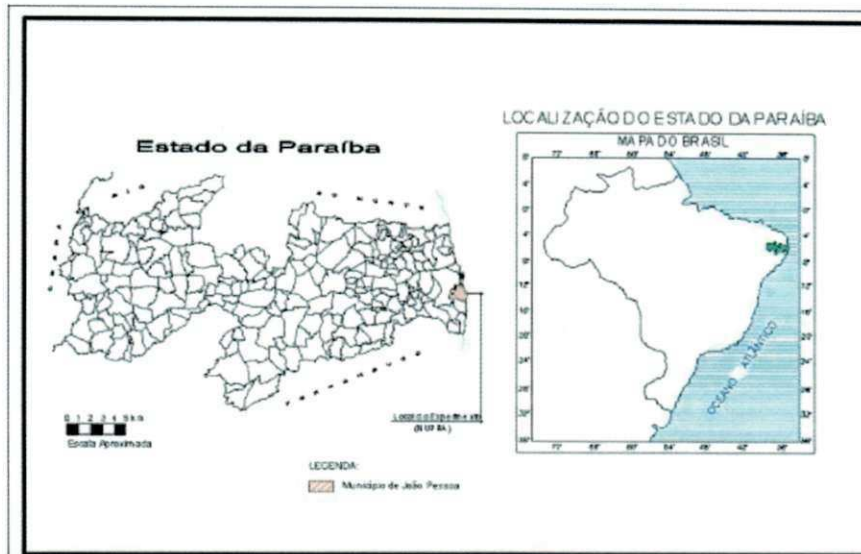


Figura 1 Localização do experimento.

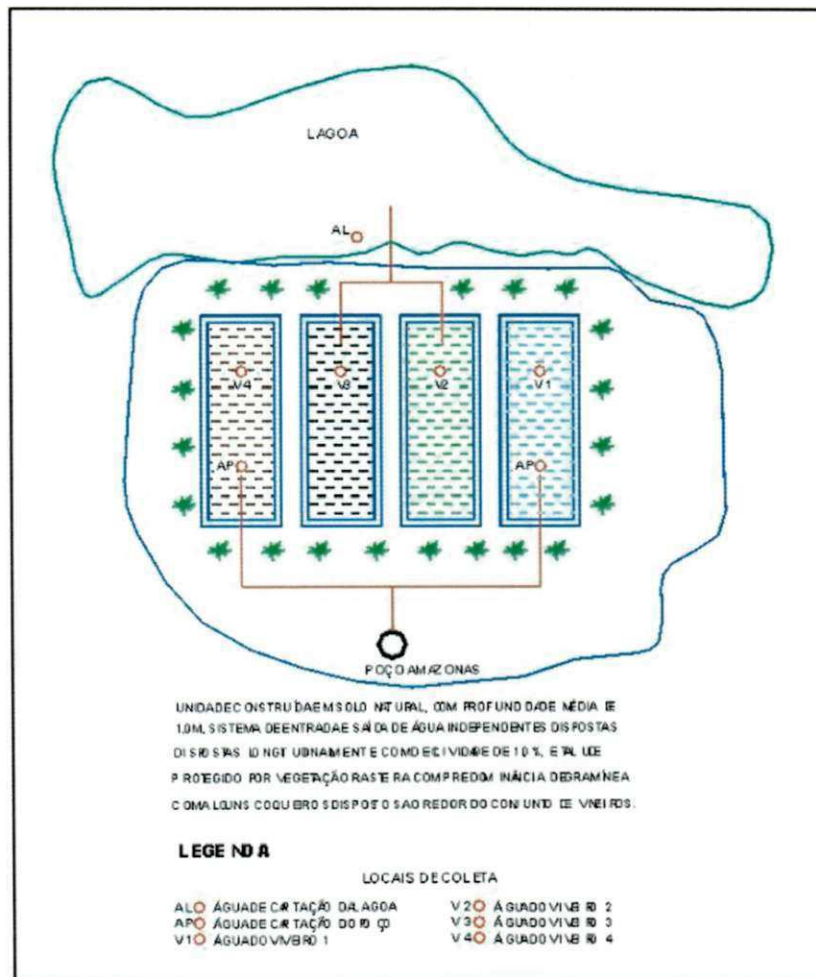


Figura 2 Instalações experimentais.

O abastecimento d'água foi realizado individualmente, por bombeamento elétrico (bomba tipo centrífuga submersa, vazão 3.000L/h) utilizando tubulação em PVC com duas polegadas de diâmetro na distribuição para os dois viveiros (2 e 3), preenchidos com água da lagoa.

Os outros dois viveiros (1 e 4) foram preenchidos com água oriunda de um poço tipo amazonas, com 25,0m de profundidade, situado a jusante oeste dos viveiros. Também foi provido o abastecimento individual, por bombeamento elétrico (bomba tipo injetora, vazão 20.000L/h) utilizando tubulação em PVC com duas polegadas de diâmetro.

O nível de água nos quatro viveiros foi mantido em uma mesma cota, visando assegurar a reposição das perdas de água por evaporação e percolação.

Em função dos resultados das análises químicas da água, realizadas antes do peixamento, fez-se necessário efetuar correções com calcário dolomítico (330,0g/m²) em um dos viveiros (4), com a finalidade de manter o nível de produtividade adequado, conforme recomendação de Boyd (1984).

3.4 Delineamento Experimental

O experimento foi montado de forma casualizada, visando avaliar a dinâmica dos fatores bióticos e abióticos em relação à qualidade da água de captação e de uso, nos quatro ambientes distintos.

A distribuição dos alevinos foi feita em um delineamento experimental com tratamentos ao acaso, determinando periodicamente o crescimento através do ganho de peso médio em gramas (peso final menos peso inicial) e comprimento médio em centímetros (comprimento final menos comprimento inicial).

3.5 Variáveis Climatológicas

Foram levantadas informações sobre o comportamento das principais variáveis meteorológicas durante o período da criação dos peixes, monitorando os seguintes parâmetros: temperatura, pluviosidade, insolação, radiação solar, fotoperíodo e velocidade dos ventos. As informações foram fornecidas pela estação digital do Laboratório de Energia Solar do Centro de Tecnologia do Campus I da UFPB (João Pessoa/PB), e Laboratório de Informação Geográfica do Departamento de Geociências do Centro de Ciências Exatas da Natureza do Campus I da UFPB (João Pessoa/PB), situados a 4,0km do local do experimento.

3.5.1 Temperatura

As temperaturas máximas e mínimas foram obtidas através dos termômetros de Máxima e Mínima para Estação Meteorológica, ambos da marca INCOTERM, escala de -15 a $+60^{\circ}\text{C}$, divisão $0,2^{\circ}\text{C}$.

3.5.2 Pluviosidade

As leituras de pluviosidade foram obtidas mediante o instrumento denominado Pluviômetro Ville de Paris, cuja área de captação é $400,0\text{cm}^2$.

3.5.3 Insolação

Os dados de insolação foram adquiridos por meio do instrumento denominado Heliógrafo de Campbell-Stokes, caracterizado por medir as horas efetivas de Sol, por meio de uma esfera de cristal que, recebendo radiação solar direta, queima um cartão especial colocado na base do aparelho.

3.5.4 Radiação Solar

O instrumento utilizado para as coletas de dados de radiação solar foi o Piranógrafo Robitzch, modelo Fuess, antigamente chamado de Actinógrafo através de um gráfico denominado de actinograma.

3.5.5 Fotoperíodo

Os dados de insolação máxima ou fotoperíodo, como é comumente usado pelos biólogos, conhecido ainda como a duração astronômica do dia, do nascer ao pôr do sol, pode ser considerada constante para determinado local, para cada dia do ano, pois o fotoperíodo depende unicamente da latitude e da declinação do sol.

É importante atentar para a diferença entre os valores de insolação máxima (fotoperíodo) e insolação diária ou brilho solar, obtidos nas estações meteorológicas, tendo em vista que a insolação diária varia muito ao longo do dia e do ano, indicando as horas em que ocorre radiação solar de forma direta, e está diretamente relacionada à nebulosidade.

3.5.6 Velocidade dos Ventos

Os dados de velocidade dos ventos foram obtidos utilizando o Anemômetro do tipo chinês utilizado nas estações meteorológicas convencionais.

3.6 Análises do Solo

Para conhecimento das características do solo dos ambientes de criação foram realizadas análises dos sedimentos dos viveiros, a partir de amostras retiradas de cinco trincheiras distintas em cada viveiro, no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Centro de Ciências Agrárias do Campus III, da UFPB (Areia/PB).

3.6.1 Análises Físicas do Solo

As análises físicas realizadas constaram de: granulometria, através da metodologia de Bouyoucus (1951), modificada por Day (1965); densidade do solo, pelo método do torrão parafinado, conforme Blake (1965a); densidade de partículas, de acordo com Blake (1965b); porosidade total, através da relação de Vomocil (1965).

3.6.2 Análises Químicas e de Fertilidade do Solo

As determinações químicas constaram de pH do solo em água em relação 1:2,5 conforme metodologia descrita por Tedesco; Volkweiss; Bohlen (1985); carbono orgânico, pela metodologia de Walkley-Black, descrita por Allison (1965); e cálcio, magnésio, fósforo e potássio, segundo Tedesco; Volkweiss; Bohlen 1985).

3.7 Variáveis Físicas, Químicas e Biológicas de Qualidade da Água e Metodologias Utilizadas.

O critério para definição das variáveis a serem monitoradas baseou-se na importância de cada um destes parâmetros para a caracterização trófica e sanitária das águas dos viveiros. São apresentadas na Tabela 2 as variáveis físicas, químicas e biológicas medidas, com indicação das respectivas metodologias de análise e a periodicidade para coleta das amostras de água.

Para definição dos pontos de amostragem, foram traçadas linhas imaginárias estabelecendo uma divisão quaternária dos viveiros, e escolhidos como locais de coleta os pontos centrais situados no limite entre a terceira e quarta parte, no lado oposto ao do enchimento. As amostras foram coletadas na superfície de cada viveiro, admitindo não haver diferenças entre coletas de água realizadas na superfície, no meio e no fundo dos mesmos, conforme constatado por Oliveira; Sipaúba-Tavares; Duringan (1992); Sipaúba-Tavares; Duringan; Ligeiro (1994) e Sipaúba-Tavares; Moreno (1994). Durante o período de desenvolvimento da criação (120 dias) foram definidos os seguintes locais de coleta (LC) para as amostras de água: Água de

captação da lagoa (AL); Água de captação do poço (AP); Água dos viveiros (V1, V2, V3, V4).

Tabela 2 - Metodologia para determinação das variáveis físicas, químicas e biológicas da água nos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada e nas respectivas fontes de captação.

VARIÁVEL	UNIDADE	MÉTODO/EQUIPAMENTO	FONTE	FREQUÊNCIA DE COLETA
— pH	ud.	- Potenciométrico - Phâmetro	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- 3 vezes/ Semana
— OXIGÊNIO DISSOLVIDO	mg/L	- Polarográfico - Oxímetro	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- 3 vezes/ Semana
— TEMPERATURA	°C	- Eletromagnético - Termistor	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995))	- 3 vezes/ Semana
— TRANSPARÊNCIA	Cm	- Comparação Visual - Disco de Secchi	Boyd (1980)	- 3 vezes/ Semana
— SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS	mg/L	- Gravimétrico	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— COR	mg/L Pt.	- Comparação Visual - Calorímetro	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	µS/cm	- Eletromagnético - Condutivímetro	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— TURBIDEZ	Ntu	- Nefelométrico - Nefelometro	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— DBO ₅	mg/L	- Método Direto - Incubação	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— DQO	mg/L	- Espectrofotométrico/ - Titulação	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— CLORETO	mg/L	- Método Direto	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— ALCALINIDADE	mg CaCO ₃	- Titulométrico	Golterman, Clymo; Ohnstand (1978)	- Semanal
— ACIDEZ TOTAL	mg/L	- Titulométrico		- Semanal
— DUREZA	mg CaCO ₃	- Titulométrico	Golterman, Clymo; Ohnstand (1978)	- Semanal
— CÁLCIO	mg/L	- Titulométrico, Gravimétrico/Absorção	Golterman, Clymo; Ohnstand (1978)	- Semanal
— MAGNÉSIO	mg/L	- Diferenciação	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— SALINIDADE	mg/L	- Método Direto - Salinômetro	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— AMÔNIA	µg/L	- Nesslerização direta - Espectrofotômetro-colorímetro	Mackereth; Heron; Talling (1978);	- Semanal
— NITRITO	µgN/L	- Método do ácido salicílico - Espectrofotômetro-colorímetro	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— NITRATO	µgN/L	- Cádmiio - Espectrofotômetro-colorímetro	Rodier (1975)	- Semanal
— SULFATO	mgSO ₄ /L	- Gravimétrico	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— FÓSFORO TOTAL	mgP/L	- Método do ácido ascórbico - Espectrofotômetro-colorímetro	Eaton; Clesceri; Greenberg (1995)	- Semanal
— ORTOFOSFATO	µg/L	- Método do ácido ascórbico - Espectrofotômetro-colorímetro	Golterman, Clymo; Ohnstand (1978)	- Semanal
— CLOROFILA <i>a</i> FEOFITINA	µg/L	- Extração por Solvente - Espectrofotômetro-colorímetro	Nusch (1980); Marker; Nusch; Rai (1980)	- Semanal

As amostras de água foram sempre coletadas no período entre 07:00/08:00h da manhã, enchendo completamente recipientes plásticos de 2,0 litros, perfeitamente limpos, direcionando a boca do frasco no sentido contra a corrente, e em seguida transportadas para o Laboratório de Ecologia do Departamento de Sistemática e Ecologia do Centro de Ciências Exatas e da Natureza do Campus I da UFPB (João Pessoa/PB) e para o Laboratório de Saneamento do Departamento de Tecnologia da Construção Civil do Centro de Tecnologia do Campus I da UFPB (João Pessoa/PB), distantes 4,0km do NUPPA. As amostras foram processadas no período máximo de três horas após a coleta. Os procedimentos de coleta, preservação e transporte das amostras seguiram as recomendações da APHA (EATON;CLESCERI; GREENBERG, 1995).

3.8 Análise Nictemeral

Foi avaliada a variação nictemeral das seguintes variáveis: temperatura, oxigênio dissolvido, pH e transparência, sendo adotados os mesmos locais de coleta (LC) estabelecidos para as análises físicas e químicas. O monitoramento destes parâmetros consistiu de registros, a cada duas horas, durante vinte e quatro horas, realizados com intervalos de 14 dias.

3.9 Avaliação do Plâncton

As análises do fito e zooplâncton foram efetuadas com intervalos de 14 dias, sempre coincidindo com a semana da realização da biometria, sendo as coletas realizadas, no máximo, até dois dias posteriores à biometria. O material foi etiquetado e transportado para o Laboratório de Ecologia do Departamento de Sistemática e Ecologia do CCEN do Campus I da UFPB (João Pessoa/PB), onde foram realizadas as identificações.

3.9.1 Avaliação do Fitoplâncton

Para extração de pigmentos seguiu-se o procedimento proposto por Wetzel; Linkens (1991), sendo a concentração de clorofila a e feofitina calculadas de acordo com as fórmulas propostas por Nush (1980):

$$\text{Clorofila } \underline{a} \text{ } (\mu\text{g.L}^{-1}) = 29,6 (A_{b^{665}} - A_{a^{665}}) (v/(V.l))$$

$$\text{Feofitina } (\mu\text{g.L}^{-1}) = 20,8 (A_{a^{665}}) \cdot (v/(V.l)) - \text{Clor. } \underline{a}$$

onde: $A_b = A_{b^{665}} - A_{b^{750}}$ = Absorbância antes da acidificação

$$Aa = Aa^{665} - Aa^{750} = \text{Absorbância após a acidificação}$$

v = volume do extrato (mL)

V = volume filtrado (L)

l = comprimento da cubeta (cm)

As amostras para análise quantitativa do fitoplâncton foram acondicionadas em frascos de vidro de 200,0mL de capacidade, fixadas e preservadas em formol a 3,0% neutralizado com bórax. Para auxiliar a identificação taxonômica do fitoplâncton, foram coletadas amostras concentradas com rede de plâncton com abertura de 20,0 μ m, em cada estação de coleta, fixadas e preservadas como anteriormente citado. O exame do material foi realizado em microscópio óptico binocular marca Micronal modelo CBA, com câmara clara e ocular de medição acoplados ao sistema óptico de microscópio. A identificação dos taxa encontrados foi feita até o nível taxonômico mais íntimo permitido. Para tanto utilizou-se bibliografia especializada representada por floras, monografias, e revisões, conforme cada caso. O sistema de classificação para cada classe seguiu as indicações de Parra & Bicudo (1995). As categorias de tamanho (pico, nano, micro e mesoplâncton) identificadas na comunidade fitoplanctônica seguiram a classificação de Sieburth; Smetacek ; Lenz (1978).

As análises quantitativas foram realizadas com auxílio de um microscópio invertido Carl Zeiss com aumento de 400 vezes, e seguiram o método de Utermöhl (1958), com as recomendações de Lund et al.(1958). Cada célula, cenóbio, colônia ou filamento foi considerado como sendo um indivíduo. Em todas as amostras a contagem dos indivíduos foi realizada em transectos horizontais e verticais, tantos quantos fossem necessários para atingir, no mínimo, 100 indivíduos da espécie mais frequente e estabelecimento da curva de contagem, ou seja, 10 campos consecutivos sem o aparecimento de novos indivíduos, resguardando, assim, margens de erro inferiores a 20,0% com coeficiente de confiança de 95,0%.

O número de indivíduos por unidade de volume foi calculado segundo Ross (1979), a partir da seguinte expressão:

$$\text{ind.ml}^{-1} = [n/(s \cdot c)] \cdot [1/h] \cdot F$$

onde: n = número de indivíduos contados

s = superfície do campo (mm²)

c = número de campos contados

h = altura da câmara de sedimentação (mm)

F = fator de correção para mililitro ($10^3 \text{mm}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$)

3.9.2 Avaliação do Zooplâncton

Foram realizadas coletas a cada duas semanas, nos quatro viveiros analisados. Para isso foram filtrados 40,0L de água, com o auxílio de um balde de 10,0L, por uma rede de zooplâncton de nylon, com 50,0 μm de abertura de malha. O material assim coletado foi fixado com formol a 4,0%, saturado com açúcar, para evitar desidratação. As amostras foram contadas numa câmara de contagem tipo Sedgwick-Rafter, esta observada em microscópio óptico binocular com capacidade de aumento de até 1.000 vezes.

3.9.3 Frequência das Espécies das Comunidades de Fitoplâncton e Zooplâncton

A frequência das espécies foi expressa em porcentagem, como sendo a relação entre as ocorrências dos diferentes *taxa* e o número total de amostras. Segundo critério de Gomes (1989), os *taxa* são considerados constantes quando a frequência (F) for maior que 50,0%, comuns quando $10,0\% < F < 50,0\%$ e raras quando F for menor que 10,0%. A equação abaixo foi utilizada para o cálculo de frequência:

$$F = Pa / P * 100$$

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

P = número total de amostras analisadas.

3.9.4 Abundância e Dominância das Espécies das Comunidades de Fitoplâncton e Zooplâncton

Para a análise de dominância (D) e abundância (A) de espécies foi utilizado o critério de Lôbo; Leighton (1986), segundo o qual são considerados abundantes os *taxa* cuja 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 50,0% do número total de indivíduos presentes na amostra.

3.10 Análise Qualitativa da Entomofauna Bentônica

Foram feitas coletas mensais da Entomofauna bentônica, junto à região marginal dos tanques de piscicultura, a uma profundidade máxima de 0,5m, utilizando-se um

pegador manual com uma abertura de malha de 500,0 μ m (EATON; CLESCERI; GREENBERG, 1995). O sedimento retirado foi transferido para sacos plásticos, fixado em formol a 4,0% no campo e encaminhado para o Laboratório de Ecologia do Departamento de Sistemática e Ecologia do CCEN do Campus I da UFPB (João Pessoa/PB). As amostras foram lavadas em água corrente e o material retido em peneiras de malha 1,0mm e 200,0 μ m e, em seguida, foram colocadas em potes plásticos e fixadas em formol a 4,0%.

A triagem do material foi feita em bandejas plásticas iluminadas e a identificação através de estereomicroscópio binocular Carl Zeiss, seguindo chaves de identificação. Os indivíduos encontrados foram colocados em frascos de vidro e conservados em álcool a 70,0%. Os resultados foram expressos em abundância relativa em porcentagem.

3.10.1 Determinação da Matéria Orgânica

O teor da matéria orgânica orgânica do sedimento foi determinada através da perda por ignição a seco, conforme metodologia modificada e descrita em C6 (1979). Cinco gramas da amostra, previamente seca em estufa a 105,0°C, durante 12 horas, foi queimada em mufla, a 600,0°C, durante duas horas. O teor de matéria orgânica foi obtido a partir da diferença entre o peso anterior e posterior à queima, sendo convertida no final a valores percentuais.

3.10.2 Análise Granulométrica do Sedimento

A análise granulométrica foi efetuada nas amostras de sedimento, previamente secas em laboratório à temperatura ambiente. A seguir, o material foi passado em peneira de malha de 3,0mm para a retirada de partes grosseiras (detritos, raízes, pedregulhos, etc.), sendo as frações de areia contidas nas amostras, determinadas através de peneiramento diferencial. O método da "pipeta", descrito em Kenitiro (1973), foi usado para a determinação do percentual de silte e de argila em sub-amostras (10,0g), previamente secas em estufa a 105,0°C por 12 horas.

3.11 Análise de Conteúdo Estomacal

No final do cultivo, foram coletados cinco exemplares de tilapia nilótica de cada viveiro, acondicionados em sacos plásticos, congelados e transportados para o Laboratório de Ecologia do Departamento de Sistemática e Ecologia do CCEN do Campus I da UFPB (João Pessoa/PB), onde foram etiquetados, tomados o

comprimento padrão (cm) com o auxílio de um ictiômetro. Em seguida, por incisão abdominal, foi retirado o tubo digestivo dos exemplares coletados para posterior análise do conteúdo estomacal.

O conteúdo gástrico de cada exemplar foi removido, colocado em placa de Petri, examinado sob estereomicroscópio e, quando necessário, também sob microscópio óptico, sendo seus constituintes identificados até o nível taxonômico permitido e agrupados por categoria. A identificação foi feita tendo como base as chaves de classificação de Joly (1963), Needham; Needham (1978).

As análises do conteúdo alimentar foram efetuadas através de registros por item alimentar, pelo método de frequência de ocorrência (HYNES, 1950), que consiste em determinar a frequência percentual de estômagos nos quais esteja presente um determinado item alimentar, em relação ao número total de estômagos com alimento:

$$F_{IA} = \frac{n^{\circ} \text{ est. Item A}}{n^{\circ} \text{ est. Total}}$$

Onde: F_{IA} = Frequência de ocorrência do item A
 n° est. = número de estômagos

3.12 Amostragens Biométricas

Para as biometrias, realizadas com intervalos de 14 dias, anotando sempre o peso (g) e comprimento (cm) dos animais, os peixes foram capturados utilizando uma rede de arrasto sem nós, com malha de 10mm de lado (medido entre duas junções consecutivas). O tamanho das amostras, escolhidas ao acaso, para cada biometria, foi superior ao tamanho mínimo de 11 exemplares, determinado para um erro máximo permitido de 5,0% e intervalo de confiança de 95,0%, utilizando a fórmula para populações finitas, segundo Cochram (1977).

Os peixes eram retirados da rede ao acaso e colocados em baldes de polipropileno, com capacidade para 40,0L, preenchidos com água do respectivo viveiro de origem. Para cada lote amostrado por viveiro, os peixes foram retirados do balde, medidos e pesados individualmente, usando ictiômetro graduado em milímetros e balança eletrônica de fabricação Marte, modelo A5000 com divisões de uma casa decimal, de acordo com Vazzoler (1981), registrando-se os dados em formulários apropriados. Após a biometria, os peixes eram devolvidos aos baldes respectivos, e então recolocados no viveiro de origem.

Foi realizada uma biometria ao final do experimento, procedendo-se à despesca de cada viveiro, usando rede sem nós com malha de 25,0mm de lado, contabilizando o número total de peixes por viveiro e as medidas de comprimento (cm) e peso (g).

3.13 Curvas de Crescimento em Peso

As relações peso total/tempo e comprimento total/tempo foram estimadas segundo metodologia proposta por Santos(1978). Na realidade, não foi aplicada a análise quantitativa em aquicultura e sim um ajustamento de curvas em função dos dados empíricos, com a utilização das ferramentas do software *Excel for Windows*, da Microsoft. A partir dos dados das biometrias foram encontradas as expressões matemáticas representativas das curvas de crescimento, em comprimento e peso. As análises estatísticas foram realizadas mediante utilização do Excel.

3.14 Rendimento em Filés

Foram utilizados cinco exemplares de cada viveiro, escolhidos aleatoriamente durante a biometria final, no encerramento do experimento. Os peixes foram abatidos por imersão em água fria, para determinação do desempenho zootécnico das tilápias criadas nos quatro ambientes distintos. Imediatamente após o abate, foram tomados, para cada exemplar, o comprimento total (Lt) em centímetro e peso total em grama (Wt). Em seguida, foi realizada a retirada da pele, com aparelho apropriado, sendo então retirados os filés (direito e esquerdo) pela técnica de cortes longitudinais, iniciando logo abaixo da cabeça, próximo ao opérculo até a extremidade caudal, conforme recomendado por Souza; Macedo-Viegas (2000), procedendo a pesagem dos filés, individualmente.

Os pesos totais individuais foram considerados como referência (100,0%) e estimados os valores relativos de resíduos totais e de filés e obtida a média dos valores relativos por viveiro. Foram determinadas as relações entre comprimento/peso/altura dos indivíduos e comprimento/peso/altura/espessura dos filés e daí, estabelecida a relação peso dos filés e resíduos totais (carcaça com vísceras), e ainda o peso das peles e resíduos (restos de músculo aderido à pele e escamas). Admitindo-se que o rendimento do filé corresponde à razão entre o peso do filé e o peso vivo do peixe, foram realizadas análises de variância em relação à média das medidas dos peixes em relação ao rendimento dos filés obtidos.

As análises univariadas de variância (ANOVA) foram empregadas para testar o efeito do tratamento na taxa de crescimento intrínseco e no rendimento final nos cortes dos peixes obtidos.

3.15 Composição Química dos Filés de Tilápia

Após a avaliação do rendimento, os filés foram congelados para, posteriormente, proceder à realização das análises de composição química, de acordo com método descrito pela AOAC (HORWITZ, 2002), observando os seguintes parâmetros: umidade, determinada em estufa a 100,0 - 105,0°C até peso constante, proteína total, analisada pelo método *micro-Kjeldahl* expressa como percentagem de N x 6,25, e a percentagem de cinzas, determinada em mufla a 525,0°C. Foram quantificados também os lipídeos totais, através do método Soxhlet.

3.16 Análises Microbiológicas

A análise microbiológica da água foi realizada com periodicidade quinzenal, no Laboratório de Microbiologia de Alimentos do NUPPA/UFPB, sendo as amostras coletadas nos mesmos locais e horário de coleta definidos para as análises físicas e químicas, com auxílio de um recipiente estéril de vidro neutro com boca larga, de 250,0 mL, sob cuidados de assepsia.

Também foram testadas as condições microbiológicas das rações utilizadas nas três fases de criação: ração farelada (Supra Alevino Inicial – teor protéico 56,0%), granulada (Supra Peixe Juvenil – teor protéico 42,0%) e peletizada (Supra Tilápia – teor protéico 32,0%), sendo realizadas as seguintes análises: contagens de bactérias aeróbias mesófilas (UFC/g), bolores e leveduras (UFC/g) e coliformes fecais (NMP/g).

Ao final do experimento, foi feita a avaliação microbiológica da superfície externa do pescado cru *in natura*, delimitando uma área de 5,0 x 5,0cm de cada lado do peixe, no qual utilizou-se a técnica do *swab* para cinco indivíduos de cada um dos viveiros diferentes. Com base na Resolução RDC n.º 12, de 2 de janeiro de 2001, da ANVISA (BRASIL, 2001), foram realizadas as seguintes análises: contagens de bactérias aeróbias mesófilas (UFC/g), coliformes totais, coliformes fecais, *Salmonella* sp. e *Staphylococcus* coagulase positiva.

Todas as análises foram realizadas empregando-se as metodologias preconizadas por Vanderzant; Splittstoesse (1992) e APHA (EATON, CLESERI; GREENBERG, 1995).

3.17 Análise Estatística dos Resultados

De acordo com a metodologia adotada, foram aplicadas fórmulas estatísticas visando a parametrização da massa de dados, para efeito de análise dos resultados obtidos para o sistema implantado em quatro viveiros, estocados a uma mesma densidade, porém abastecidos por fontes de captação de qualidade distinta. Os cálculos foram efetuados utilizando o software *Excel for Windows* da Microsoft, a partir de análise descritiva, para determinação dos valores de máximo, mínimo, mediana e média aritmética como medida de tendência central. O grau de dispersão absoluta dos dados foi medido através do desvio padrão, e como medida de dispersão relativa, foi adotado o coeficiente de variação de Pearson (CV). Além das análises descritivas, foram realizadas análises gráficas dos resultados.

Utilizou-se o método de Análise de Componentes Principais (ACP) para ordenar a variabilidade dos dados no decorrer do período experimental e distribuição espacial horizontal, em relação às variáveis estudadas, possibilitando a identificação dos principais componentes responsáveis pela variação dos dados físicos, químicos e biológicos que caracterizaram a água dos viveiros objeto deste experimento. Esta análise baseou-se na metodologia de Kaiser (1958, 1960), apud Manly (1986) utilizando os *Eigenvalues* maiores que 1.0. O programa usado foi o *Statistics* versão 5.5 (STATSOFT INC., 2000). Além disso, com o propósito de estabelecer o grau de significância dos valores obtidos para as diferentes estações de coleta nictemerais, no acompanhamento da evolução diurna das variáveis temperatura, pH, oxigênio dissolvido e transparência, foram utilizadas técnicas de análise de variância de uma via (ANOVA) com nível de significância de 5% usando o programa estatístico *Statigraph v. 7.0* (1985-1993). Procedeu-se ao ajuste e parametrização dos dados mensurados utilizando o teste de Shapiro-Wilk's. Em seguida, através de análise de dados não paramétricos, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis (SIEGEL, 1975).

O rendimento zootécnico da criação nos quatro viveiros foi avaliado por meio do Teste de Tukey.

4 Resultados

Os resultados da pesquisa experimental são apresentados expressos em figuras e tabelas, que abrangem o período de 120 dias, que se inicia em 27 de novembro de 2001 até 27 de março de 2002. Precedendo essas informações, são caracterizadas as condições meteorológicas e o solo onde foram implantados os viveiros.

4.1 Características Ambientais: Fatores Climáticos e Edáficos

4.1.1 Fatores Climáticos

As condições climatológicas de contorno durante a realização das coletas incluem, além do acompanhamento das variáveis meteorológicas mais importantes ao longo do período de criação, a caracterização dos fatores climáticos durante os dias de coleta de campo, conforme apresentado na Tabela 3.

4.1.1.1 Radiação Solar

Os valores médios obtidos para radiação durante os quatro meses do experimento (Tabela 3) mostram que a radiação mínima foi de $475,0\text{cal/cm}^2/\text{dia}$, em janeiro e a radiação máxima de $532,4\text{cal/cm}^2/\text{dia}$, ocorrida no mês de fevereiro de 2002. Esta pequena variação se justifica pelo período em que foi realizado o experimento, considerado verão na região Nordeste do país.

4.1.1.2 Insolação

A insolação é o número de horas durante o dia, nas quais os raios solares atingem diretamente a superfície da terra. Esta variável meteorológica é bastante correlata à nebulosidade. O número de horas de insolação é um bom indicador da nebulosidade quando comparado ao número teórico de horas de insolação que corresponde ao número de horas entre a aparição do sol e o por do sol. Tal número depende da latitude e do dia. De acordo com os valores encontrados (Tabela 3), o mês de fevereiro foi o período com a maior média de horas de insolação, totalizando 8,7 horas por dia. Tomando-se a média dos valores mensais, tem-se que durante 7,5 horas ocorreu radiação solar de forma direta ao longo dos 120 dias do período de criação.

Tabela 3 - Valores mensais de parâmetros climáticos – Precipitação Pluviométrica, Temperaturas máximas e mínimas, Ventos, Insolação, Radiação e Fotoperíodo no sistema implantado para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

PARÂMETRO		DEZEMBRO	JANEIRO	FEVEREIRO	MARÇO
TEMPERATURA MÁXIMA (°C)		29,7	29,1	29,6	29,4
TEMPERATURA MÍNIMA (°C)		24,4	24,8	24,4	24,0
PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (mm)	Total	36,9	192	97,7	322
VELOCIDADE DOS VENTOS (m/s)	MÉDIA	0,4	2,0	1,2	3,5
INSOLAÇÃO (h)		2,6	2,5	2,2	2,3
RADIAÇÃO (cal/cm ² /dia)		8,0	6,1	8,7	7,4
FOTOPERÍODO (h)		508,7	475,9	532,4	519,5
		12,4	12,3	12,2	12,0

4.1.1.3 Fotoperíodo

Os dados de insolação máxima ou fotoperíodo, a medida de horas do nascer ao pôr do sol, são valores relacionados com a latitude do local e da declinação do sol neste ponto, tiveram valores iniciais de 12,4h no primeiro mês (dezembro/2001) e de 12,0 no último mês (março/2002), conforme Tabela 3.

4.1.1.4 Vento

Na estação climatológica de João Pessoa, dominam os ventos de sudeste ao longo de todo o ano. As maiores percentagens de horas sem vento foram observadas nessa estação, embora com uma variação significativa, no horário das 21 horas. Os valores máximos de velocidade dos ventos foram observados nos meses de dezembro de 2001 com 2,6m/s e janeiro de 2002, com velocidade de 2,5m/s (Tabela 3). A velocidade média dos ventos na região do experimento durante o período de criação foi de 2,4m/s.

4.1.1.5 Precipitação Pluviométrica

A precipitação pluviométrica durante os 120 dias do experimento na região onde estavam instalados os viveiros foi de 648,6mm. A intensidade máxima ocorreu em março de 2002, com 322,0mm e a média diária foi de 5,4mm. Com estes resultados, levando-se em conta as séries históricas e a distribuição de chuvas na região fisiográfica onde realizou-se o experimento, pode-se caracterizar como um ano com valores típicos de precipitação para a região (Tabela 3).

4.1.1.6 Temperatura do Ar

As variações de temperatura do ar observadas ao longo dos 120 dias do período de criação, conforme apresentado na Tabela 3, mostram que, em todo o período, os valores médios mensais estão situados na faixa de 29,0°C (máxima) a 24,0°C (mínima). Os altos valores médios da temperatura do ar estão associados à

temperatura ambiente da região. A amplitude de variação máxima observada no ar alcançou o valor de 5,4°C.

4.1.1.7 Parâmetros Climáticos

O comportamento dos principais fatores meteorológicos de influência sobre os viveiros de criação de peixes, nos dias de coleta semanais são mostrados na Tabela 4. Observando os registros coletados, destaca-se a elevada precipitação pluviométrica para as coletas realizadas em 04 de fevereiro (46,7mm) e 04 de março (23,4mm). Foi observada insolação zero no dia 07 de janeiro, e a máxima insolação ocorreu em 07 de fevereiro (10,5h). A radiação máxima ocorreu em 27 de novembro (629,3cal/cm²/dia) e a mínima em 07 de janeiro (283,3cal/cm²/dia). O fotoperíodo manteve-se praticamente inalterado, entre 12,0 e 12,4h, durante todo o período de observação semanal. A ocorrência da maior amplitude de variação da temperatura do ar foi observada em um mesmo dia, quando se teve registro de 30,0°C para a máxima e 20,0°C para a mínima, em 25 de fevereiro. A velocidade dos ventos variou de 1,0 a 4,0m/s nos dias da coleta semanal.

4.1.2 Características Edáficas

Dos resultados da análise física do solo, apresentados na Tabela 5, depreende-se que os valores da proporção areia: argila é da ordem de 19,5 (viveiro 1), 16,3 (viveiro 2), 18,2 (viveiro 3) e 11,6 (viveiro 4). Na classificação textural, apesar desta diferença identificada, foram enquadrados os três primeiro viveiros como areia e o quarto como areia franca.

Na Tabela 6 são apresentados os resultados da análise química e de fertilidade do solo onde foram conduzidos os cultivos, mostrando que a presença de alumínio é insignificante nas amostras e de maneira geral, observa-se um comportamento distinto entre os ambientes, sobretudo quanto aos valores de fósforo e potássio, e a presença acentuada de ferro e magnésio no viveiro 4. Quanto aos demais elementos encontram-se bastante próximos em todos os ambientes, principalmente pelo conteúdo de matéria orgânica, ambiente muito eutrofizado.

Tabela 4 - Comportamento dos parâmetros Climáticos – Precipitação Pluviométrica, Temperaturas máximas e mínimas, Ventos, Insolação, Radiação e Fotoperíodo durante as coletas semanais no sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

DATA	PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (mm)	INSOLAÇÃO (h)	RADIÇÃO (cal/cm ² /dia)	FOTOPERÍODO (h)	TEMPERATURA DO AR (°C)		VELOCIDADE DOS VENTOS (m/s)
					MÁXIMA	MÍNIMA	
27/11/01	3,2	9,6	629,3	12,3	29,2	21,2	2,0
03/12/01	0,0	9,8	591,3	12,3	29,6	20,2	2,0
10/12/01	0,1	4,8	509,0	12,4	28,3	20,4	2,0
17/12/01	0,2	9,1	520,7	12,4	27,8	24,0	1,0
24/12/01	0,0	9,7	537,5	12,4	29,2	20,2	4,0
31/12/01	2,2	6,2	451,9	12,4	29,4	25,2	4,0
07/01/02	0,8	0,0	283,3	12,4	25,6	22,0	4,0
14/01/02	0,0	8,2	561,5	12,3	28,2	24,0	3,0
21/01/02	1,7	0,2	312,1	12,3	27,6	24,0	3,0
28/01/02	0,0	7,2	534,3	12,3	28,0	21,0	2,0
04/02/02	46,7	5,5	472,7	12,3	26,0	23,0	2,0
11/02/02	1,6	4,7	414,5	12,2	26,0	23,0	2,0
18/02/02	0,0	10,5	599,5	12,2	29,2	21,0	4,0
25/02/02	0,0	8,4	520,7	12,1	30,0	20,0	2,0
04/03/02	23,4	4,2	501,8	12,1	27,2	22,0	2,0
11/03/02	0,0	9,1	554,9	12,1	29,0	20,4	2,0
18/03/02	2,6	7,7	460,7	12,0	29,2	21,4	2,0

Tabela 5 – Análises físicas do solo realizadas no sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

Ambiente	Areia	Silte	Argila	Argila	Grau de	Densidade	Densidade de	Porosidade	Umidade		Água Disponível		Classe Textural
	2 – 0,05 mm	0,05-0,02 Mm	< 0,002 mm	Dispersa	Floculação	do Solo	Partícula	Total	0,01	1,5	Mpa	g/kg	
Viveiro 1	918,00	35,00	47,00	25,00	kg/dm ³	g/cm ³	g/cm ³	m ³ /m ³	54,00	25,00	29,00	-	Areia
Viveiro 2	930,00	13,00	57,00	13,00	772,00	1,32	2,65	0,50	49,00	29,00	20,00	-	Areia
Viveiro 3	912,00	38,00	50,00	13,00	740,00	1,22	2,60	0,53	61,00	34,00	27,00	-	Areia
Viveiro 4	962,00	55,00	83,00	26,00	687,00	1,24	2,65	0,53	86,00	44,00	42,00	-	Areia Franca

Tabela 6 – Análises químicas e de fertilidade do solo realizadas no sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

Ambiente	pH	P	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ + Al ³⁺	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	SB	CTC	M.O	Fe	Cu	Mn	Zn
	H ₂ O(1:25)	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	cmol/ dm ³	cmol/ dm ³	cmol/ dm ³	cmol/ dm ³	cmol/ dm ³	cmol/ dm ³	g/dm ³	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Viveiro 1	6,10	8,55	58,59	0,21	1,07	0,0	0,60	0,05	1,01	2,09	23,61	37,28	0,51	1,33	10,67
Viveiro 2	6,50	12,90	60,41	0,20	0,25	0,0	0,70	0,15	1,21	1,46	21,66	15,41	0,30	1,95	1,93
Viveiro 3	6,90	23,04	25,52	0,20	0,74	0,0	0,70	0,35	1,31	2,05	34,09	20,41	0,35	3,75	0,75
Viveiro 4	6,70	4,21	80,12	0,26	0,41	0,0	1,50	1,15	3,12	3,53	28,75	80,27	0,43	3,12	2,27

P, K, Na, B, Fe, Cu, Mn, Zn: extrator Mehlich 1 **SB:** Soma de Bases Trocáveis

CTC: Capacidade de Troca Calórica

H⁺Al: extrator Acetato de Cálcio 0,5 m pH 7,0

Al, Ca, Mg: extrator KCl 1 M

M.O: Matéria Orgânica – Walkley-Black

4.2 Análise Espacial e Temporal das Características Físicas e Químicas dos Viveiros – Temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido e Transparência

Os valores apresentados na Tabela 7 refletem as características iniciais dos ambientes de criação e das duas fontes de captação de água, antes da introdução dos peixes.

Tabela 7 – Valores dos parâmetros físicos e químicos nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada e nas águas de captação – situação antes do peixamento.

Variável	Ambiente					
	Viveiro 1	Viveiro 2	Viveiro 3	Viveiro 4	Lagoa	Poço
PH	4,62	7,71	9,90	7,00	8,90	4,59
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	6,40	6,70	10,50	6,80	10,30	3,80
Temperatura (°C)	30,20	29,40	29,80	29,40	29,50	29,60
Transparência (cm)	107,00	15,00	11,00	32,00	13,00	n/d

n/d = não determinado

O estudo dos fatores físicos e químicos dos ambientes aquáticos é de grande importância devido à sua influência sobre os processos metabólicos. A Tabela 8 mostra a variação dos parâmetros pH, temperatura, oxigênio dissolvido e transparência, em termos de máximo, mínimo e valores médios, com indicação do desvio padrão, coeficiente de variação e o número de dados coletados, para cada um dos viveiros de criação, e para as águas de captação, durante o período de 120 dias em que se desenvolveu o experimento. Após o peixamento, a análise gráfica da variação temporal e espacial destes valores nos quatro viveiros e na água da lagoa e poço podem ser observados na Figura 3 e Figura 4.

Analisando os dados iniciais dos viveiros, antes da estocagem dos peixes, e das águas de captação tem-se a temperatura da água na faixa entre 29,0-30,0°C para todos os ambientes, observando-se pH muito ácido (4,6) no viveiro 1 e muito alcalino (9,9) no viveiro 3, e oxigênio dissolvido variando de 6,4 a 10,5mg/L. Quanto à transparência, apenas o viveiro 4 (32,0cm), apresentava-se inicialmente dentro do intervalo considerado adequado, enquanto se tinha água muito clara (107,0cm) no viveiro 1, e muito turva no viveiro 2 (15,0cm) e viveiro 3 (11,0cm), que apresentavam valores de transparência abaixo do recomendado pela literatura.

Destes fatores, a temperatura está diretamente relacionada com o desenvolvimento dos organismos, as reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e também a outros processos, como solubilidade dos gases nela dissolvidos.

Tabela 8 – Variação dos parâmetros físicos e químicos – valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

Variável	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV(%)	n
PH	Viveiro 1	6,37	4,28	5,17	5,09	0,38	7,39	51
	Viveiro 2	10,37	6,32	7,16	7,36	1,01	13,70	51
	Viveiro 3	9,90	6,44	7,21	7,56	0,97	12,87	51
	Viveiro 4	9,29	5,46	6,18	6,49	0,83	12,87	51
	Laçoa	8,90	6,21	7,11	7,11	0,55	7,68	51
	Poco	4,82	4,19	4,50	4,49	0,13	2,80	49
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	9,40	3,10	6,30	6,04	1,59	26,40	51
	Viveiro 2	15,80	2,20	5,00	5,71	2,60	45,52	51
	Viveiro 3	12,10	2,40	5,80	6,34	2,39	37,67	51
	Viveiro 4	20,00	2,10	6,90	7,43	3,14	42,34	51
	Laçoa	12,50	4,20	6,80	7,05	1,75	24,75	51
	Poco	6,80	1,20	2,80	2,93	0,96	32,61	49
Temperatura (°C)	Viveiro 1	30,20	26,40	29,10	28,99	0,71	2,45	51
	Viveiro 2	30,60	25,00	29,20	29,12	0,88	3,02	51
	Viveiro 3	30,80	25,00	29,20	29,15	0,91	3,14	51
	Viveiro 4	30,50	25,00	29,00	28,98	0,93	3,21	51
	Laçoa	30,70	26,80	29,20	29,17	0,75	2,58	51
	Poco	30,80	27,70	28,80	28,89	0,54	1,89	49
Transparência (cm)	Viveiro 1	107,00	16,00	59,50	67,41	31,33	46,48	50
	Viveiro 2	33,00	11,00	17,50	19,98	7,11	35,56	50
	Viveiro 3	49,50	9,00	20,00	21,14	6,65	31,48	50
	Viveiro 4	107,00	13,00	25,00	27,70	13,61	49,13	50
	Laçoa	38,50	9,00	25,00	24,93	6,80	27,30	50
	Poco	0,00	0,00	n/d	n/d	n/d	N/d	0

n número de dados coletados

n/d = não determinado

A temperatura média da água nas sete primeiras semanas manteve-se abaixo dos 29,5°C, visualizando-se na análise gráfica (Figura 4-C) discreto crescimento da temperatura a partir do mês de fevereiro/02, quando as máximas registradas estão situadas na faixa pouco acima dos 30,0°C, alcançando o maior valor no viveiro 3 (30,8°C). A menor temperatura (25,0°C) na água dos viveiros foi registrada na segunda semana após o peixamento, exceto para o viveiro 1, que apresentou ponto de mínima (26,5°C) cinco semanas depois.

O pH torna-se uma das variáveis importantes como indicador de qualidade da água. É conhecido que, em ambientes mais ácidos, a taxa de crescimento dos peixes é bem menor do que nos alcalinos.

A escala de pH ao longo do período de criação (Figura 3) compreende valores de 4,5 (viveiro 1) a 10,4 (viveiro 2), mantendo-se na faixa ácida para o poço (4,2 a 4,8) e viveiro 1 (4,3 a 6,4), sendo que nos demais ambientes, o pH da água esteve situado na faixa alcalina durante a maior parte do experimento.

Os valores de pH variaram mais intensamente no par de viveiros 2 e 3, permanecendo na faixa de pH acima de 6,5, convergindo para a faixa abaixo dos 6,5 no viveiro 4 a partir da oitava semana.

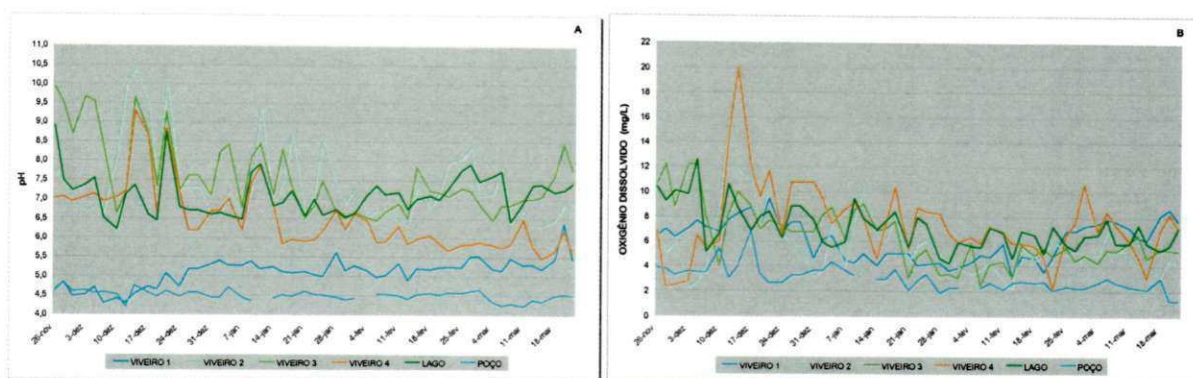


Figura 3 Variação temporal do pH e Oxigênio Dissolvido nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

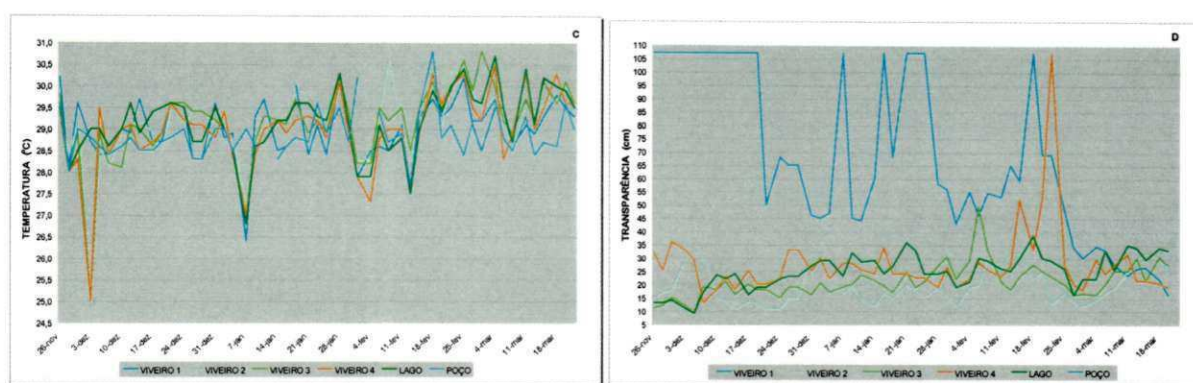


Figura 4 Variação temporal da Temperatura e Transparência nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

Os níveis de oxigênio dissolvido (Figura 3) foram relativamente elevados nas três primeiras semanas, e apresentam perfis semelhantes ao longo do período de coleta. A concentração média de oxigênio dissolvido nos viveiros variou na faixa de 4,0 a 10,0mg/L durante a maior parte do experimento. Níveis máximos de oxigênio dissolvido foram atingidos no viveiro 4 (20,0mg/L) e viveiro 2 (15,8mg/L), ocorrendo níveis mínimos em torno de 2,0mg/L nestes ambientes na semana que se seguiu ao peixamento. Assim como a água do poço, o viveiro 1 apresentou distribuição homogênea dos níveis de OD, o mesmo ocorrendo com a lagoa.

As medidas de transparência podem ser usadas como um indicativo da densidade planctônica e da possibilidade de ocorrência de níveis críticos de oxigênio dissolvido durante o período noturno.

Os perfis de variação da transparência da água (Figura 4) mostram que, com exceção do viveiro 1, todos os ambientes mantiveram-se sob condições de transparência menores que 50,0cm, ocorrendo uma alteração abrupta de transparência no par de viveiros 1 e 4 nas últimas seis semanas de coleta. As águas do viveiro 1 apresentaram transparência mais elevada, em relação aos demais ambientes, tendo se registrado

com maior frequência o valor máximo de 107,0cm. No viveiro 4, as medidas de transparência situavam-se entre 13,0 e 32,0cm, e na décima segunda semana alcançou o valor máximo de 107,0cm, declinando a valores abaixo de 20,0cm nas duas últimas coletas.

4.3 Análise Espacial e Temporal das Características Físicas e Químicas dos Viveiros – coleta semanal

São tratadas neste item as características físicas e químicas dos ambientes de criação e das duas fontes de captação de água, resultantes das análises realizadas com frequência de coleta semanal ao longo do período de criação. Os valores apresentados na Tabela 9 refletem a situação anterior à introdução dos peixes. Os resultados mostram que o par de viveiros 1 e 4, embora preenchidos com a mesma água de captação (poço), apresentaram diferenças significativas entre si, e apenas o viveiro 1 guarda certa relação com as características da fonte de captação. O par de viveiros preenchido com águas da lagoa (viveiros 2 e 3) apresenta menor disparidade entre si, e mantém semelhança com a fonte de captação.

Tabela 9 – Variáveis físicas e químicas observadas nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada e nas águas de captação – situação antes do peixamento.

VARIÁVEL		AMBIENTE					
		Viveiro 1	Viveiro 2	Viveiro 3	Viveiro 4	Lagoa	Poço
Sólidos Totais	mg/L	0,35	10,66	1,71	2,18	1,50	0,23
Sólidos Totais Fixos	mg/L	0,21	1,88	1,53	1,94	1,25	0,14
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	0,13	8,78	0,17	0,18	0,25	0,09
Cor	mg/L Pt	50,00	250,00	300,00	350,00	300,00	25,00
Condutividade	µS/cm	405,82	2.712,47	2.102,69	2.663,40	1.808,11	405,12
Turbidez	NTU	1,50	58,00	40,00	33,00	46,00	2,00
DBO ₅	mg/L	190,00	492,00	930,00	222,00	670,00	30,00
DQO	mg/L	5,50	22,37	19,55	14,85	21,43	2,63
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	6,00	24,00	23,00	35,00	22,00	6,00
Acidez Total	mg CaCO ₃ /L	58,30	46,64	34,98	46,64	34,98	93,98
Dureza	mg CaCO ₃ /L	35,00	90,00	80,00	130,00	100,00	35,00
Cálcio	mg CaCO ₃ /L	16,00	26,00	28,00	34,00	16,00	16,00
Magnésio	mg CaCO ₃ /L	15,96	53,76	43,68	80,64	76,56	15,96
Salinidade	mg/L	0,00	1,00	1,00	0,50	0,00	0,00
Amônia	µg NH ₃ /L	203,25	394,50	105,75	173,25	70,75	233,25
Nitrito	µg N/L	3,38	20,62	5,80	36,83	6,49	3,03
Nitrato	µg N/L	4.226,30	2.619,60	2.386,33	2.609,60	2.846,30	3.776,30
Sulfato	mgSO ₄ /L	1,74	17,39	12,11	23,06	9,09	1,36
Fósforo Total	mg P /L	0,02	0,45	0,49	0,11	0,43	0,00
Ortofosfato	µg/L	0,00	221,14	242,57	46,85	216,85	0,00
Clorofila <i>a</i>	µg/L	1,18	5,92	36,70	10,66	9,47	0,00
Feofitina	µg/L	4,64	23,20	21,54	28,45	42,11	7,49

A parametrização dos resultados das análises físicas e químicas, realizadas semanalmente para os quatro viveiros e respectivas águas de captação, por grupo de dados obtidos para cada ambiente, ao longo do período de criação, é apresentada a seguir, da Tabela 10 à Tabela 15.

Tabela 10 - Parametrização das variáveis físicas e químicas observadas nas análises semanais realizadas no Viveiro 1 - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.

VARIÁVEL		Ambiente: VIVEIRO 1						
		Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
Sólidos Totais	mg/L	34,73	0,35	0,62	9,69	11,83	122,00	17
Sólidos Totais Fixos	mg/L	0,50	0,18	0,32	0,33	0,09	27,70	17
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	34,55	0,11	0,46	9,40	11,79	125,36	17
Cor	mg/L Pt	250,00	24,00	100,00	102,88	67,32	65,43	17
Condutividade	µS/cm	873,58	405,82	543,46	547,97	129,03	23,55	17
Turbidez	NTU	50,00	1,50	20,00	22,94	12,74	55,55	17
DBO ₅	mg/L	660,00	160,00	310,00	363,53	175,11	48,17	17
DQO	mg/L	27,00	4,60	6,24	9,72	8,08	83,20	17
Cloretos	mg Cl /L	1.248,00	143,82	832,00	765,14	285,16	37,27	17
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	8,00	5,00	6,00	5,71	0,77	13,53	17
Acidez Total	mg CaCO ₃ /L	128,26	58,30	81,62	90,54	23,15	25,57	17
Dureza	mg CaCO ₃ /L	70,00	2,00	40,00	43,94	15,22	34,63	17
Cálcio	mg CaCO ₃ /L	50,00	10,00	20,00	25,35	11,87	46,81	17
Magnésio	mg CaCO ₃ /L	33,60	8,40	16,80	17,46	7,32	41,95	17
Salinidade	mg/L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	17
Amônia	µg NH ₃ /L	243,25	53,50	85,65	110,67	58,79	53,12	17
Nitrito	µg N/L	53,05	3,38	12,10	16,46	15,20	92,40	17
Nitrato	µg N/L	4.226,30	1.218,00	1.752,00	2.024,31	898,02	44,36	17
Sulfato	mgSO ₄ /L	25,50	0,22	5,30	10,85	9,97	91,84	17
Fósforo Total	mg P /L	0,32	0,01	0,11	0,14	0,10	71,17	17
Ortofosfato	µg/L	29,06	0,00	9,50	10,25	8,15	79,48	17
Clorofila <i>a</i>	µg/L	39,08	0,00	16,10	18,68	12,35	66,13	17
Feofitina	µg/L	38,01	4,64	15,01	18,25	10,15	55,64	17

n: número de dados coletados na amostragem

Tabela 11 - Parametrização das variáveis físicas e químicas observadas nas análises semanais realizadas no Viveiro 2 - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.

VARIÁVEL		Ambiente: VIVEIRO 2						
		Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
Sólidos Totais	mg/L	91,35	0,40	10,66	19,80	23,49	118,65	17
Sólidos Totais Fixos	mg/L	8,81	0,05	0,84	1,21	2,04	168,89	17
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	91,12	0,13	8,78	18,59	24,06	129,46	17
Cor	mg/L Pt	500,00	100,00	250,00	285,29	89,73	31,45	17
Condutividade	µS/cm	2.712,47	223,69	551,82	907,44	795,35	87,65	17
Turbidez	NTU	58,00	25,00	43,00	42,00	9,01	21,46	17
DBO ₅	mg/L	1.290,00	200,00	470,00	496,00	236,19	47,62	17
DQO	mg/L	32,71	12,00	21,60	20,84	5,40	25,92	17
Cloretos	mg/L Cl	2.162,00	520,00	762,60	983,88	497,81	50,60	17
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	24,00	8,00	17,00	16,41	4,29	26,12	17
Acidez Total	mg CaCO ₃ /L	116,60	34,98	69,96	74,08	27,01	36,47	17
Dureza	mg CaCO ₃ /L	90,00	20,00	40,00	51,18	23,15	45,24	17
Cálcio	mg CaCO ₃ /L	60,00	10,00	20,00	28,29	17,12	60,52	17
Magnésio	mg CaCO ₃ /L	58,80	8,40	16,80	18,73	14,81	79,07	17
Salinidade	mg/L	1,00	0,00	0,00	0,18	0,39	222,67	17
Amônia	µg NH ₃ /L	1.109,50	68,66	125,66	205,86	245,70	119,35	17
Nitrito	µg N/L	79,93	18,09	32,68	33,06	14,06	42,54	17
Nitrato	µg N/L	2.725,00	1.438,00	1.945,00	2.059,86	431,12	20,93	17
Sulfato	mgSO ₄ /L	54,56	7,77	16,15	26,85	17,90	66,67	17
Fósforo Total	mg P /L	0,53	0,22	0,34	0,37	0,10	26,60	17
Ortofosfato	µg/L	248,10	82,15	141,20	150,33	54,66	36,36	17
Clorofila <i>a</i>	µg/L	67,05	5,92	29,09	31,30	16,63	53,15	17
Feofitina	µg/L	68,12	13,93	27,03	31,15	15,80	50,71	17

n: número de dados coletados na amostragem

Tabela 12 - Parametrização das variáveis físicas e químicas observadas nas análises semanais realizadas no Viveiro 3 - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.

VARIÁVEL	Ambiente: VIVEIRO 3							n
	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)		
Sólidos Totais	mg/L	52,59	0,31	2,38	10,74	13,74	127,92	17
Sólidos Totais Fixos	mg/L	1,53	0,06	0,44	0,58	0,44	74,98	17
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	52,38	0,07	1,40	10,15	13,96	137,53	17
Cor	mg/L Pt	550,00	150,00	250,00	254,41	89,37	35,13	17
Condutividade	µS/cm	2.102,69	222,78	660,04	853,17	605,20	70,94	17
Turbidez	NTU	104,94	25,00	42,00	46,53	18,02	38,73	17
DBO ₅	mg/L	930,00	200,00	460,00	496,47	195,80	39,44	17
DQO	mg/L	29,89	11,04	15,26	18,80	6,03	32,07	17
Cloretos	mg/L Cl	2.162,00	312,00	669,60	828,11	553,08	66,79	17
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	23,00	6,00	15,00	14,65	4,66	31,84	17
Acidez Total	mg CaCO ₃ /L	209,88	34,98	69,96	88,36	57,17	64,70	17
Dureza	mg CaCO ₃ /L	80,00	20,00	60,00	53,53	23,17	43,28	17
Cálcio	mg CaCO ₃ /L	60,00	10,00	28,00	28,88	17,70	61,28	17
Magnésio	mg CaCO ₃ /L	43,68	8,40	16,80	20,70	10,51	50,78	17
Salinidade	mg/L	1,00	0,00	0,00	0,41	0,51	123,20	17
Amônia	µg NH ₃ /L	213,25	58,20	113,25	116,30	47,63	40,95	17
Nitrito	µg N/L	46,48	5,80	32,45	26,29	15,68	59,62	17
Nitrato	µg N/L	2.654,00	1.523,00	2.216,00	2.119,20	334,54	15,79	17
Sulfato	mgSO ₄ /L	42,07	10,60	26,50	25,70	9,60	37,37	17
Fósforo Total	mg P /L	0,52	0,30	0,42	0,41	0,08	18,98	17
Ortofósforo	µg/L	268,15	98,18	190,20	182,06	57,93	31,82	17
Clorofila <i>a</i>	µg/L	126,69	36,70	81,05	79,55	29,65	37,27	17
Feofitina	µg/L	93,12	21,54	68,30	67,64	22,86	33,79	17

n: número de dados coletados na amostragem

Tabela 13 - Parametrização das variáveis observadas nas análises físicas e químicas semanais para o Viveiro 4 - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.

VARIÁVEL	Ambiente: VIVEIRO 4							n
	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)		
Sólidos Totais	mg/L	70,99	0,33	1,34	6,70	17,08	254,98	17
Sólidos Totais Fixos	mg/L	3,78	0,12	0,27	0,79	0,97	121,93	17
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	70,82	0,12	0,26	5,92	17,16	290,10	17
Cor	mg/L Pt	400,00	100,00	200,00	213,24	74,54	34,96	17
Condutividade	µS/cm	2.663,40	429,05	706,84	1.005,18	720,08	71,64	17
Turbidez	NTU	50,00	25,00	34,00	35,18	6,89	19,60	17
DBO ₅	mg/L	1.090,00	222,00	470,00	512,47	204,23	39,85	17
DQO	mg/L	29,89	10,46	14,85	15,97	5,23	32,75	17
Cloretos	mg/L Cl	1.872,00	624,00	832,00	980,66	408,87	41,69	17
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	38,00	5,00	15,00	17,41	9,80	56,27	17
Acidez Total	mg CaCO ₃ /L	128,26	46,64	81,62	82,99	27,00	32,53	17
Dureza	mg CaCO ₃ /L	130,00	40,00	50,00	68,24	29,63	43,42	17
Cálcio	mg CaCO ₃ /L	80,00	10,00	30,00	38,12	24,70	64,80	17
Magnésio	mg CaCO ₃ /L	80,64	8,40	16,80	24,31	22,37	92,00	17
Salinidade	mg/L	1,00	0,00	0,00	0,44	0,50	112,50	17
Amônia	µg NH ₃ /L	380,75	50,75	125,20	140,38	77,89	55,49	17
Nitrito	µg N/L	78,55	16,82	30,63	33,55	14,60	43,54	17
Nitrato	µg N/L	2.713,00	1.542,00	2.321,00	2.213,33	386,22	17,45	17
Sulfato	mgSO ₄ /L	36,26	19,09	27,45	27,15	5,24	19,28	17
Fósforo Total	mg P /L	0,39	0,11	0,33	0,31	0,08	25,18	17
Ortofósforo	µg/L	183,30	46,85	135,15	128,50	40,47	31,49	17
Clorofila <i>a</i>	µg/L	109,02	10,66	75,03	66,88	26,25	39,25	17
Feofitina	µg/L	92,15	10,75	67,03	65,54	22,04	33,63	17

n: número de dados coletados na amostragem

Tabela 14 - Parametrização das variáveis observadas nas análises físicas e químicas semanais na água da lagoa - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.

VARIÁVEL		Ambiente: LAGOA						
		Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
Sólidos Totais	mg/L	53,86	0,68	6,26	18,40	18,88	102,61	17
Sólidos Totais Fixos	mg/L	1,25	0,01	0,25	0,42	0,32	75,87	17
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	53,85	0,17	6,08	17,98	19,10	106,20	17
Cor	mg/L Pt	500,00	150,00	200,00	220,94	83,91	37,98	17
Condutividade	µS/cm	1.808,11	199,85	432,88	593,27	454,25	76,57	17
Turbidez	NTU	68,00	25,00	34,00	36,88	10,02	27,16	17
DBO ₅	mg/L	760,00	370,00	440,00	484,12	115,06	23,77	17
DQO	mg/L	26,00	5,67	14,00	15,71	6,62	42,16	17
Cloretos	mg/L Cl	1.450,00	416,00	704,01	758,33	293,21	38,67	17
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	22,00	5,00	13,00	12,59	4,06	32,28	17
Acidez Total	mg CaCO ₃ /L	116,60	34,98	69,96	70,65	29,58	41,86	17
Dureza	mg CaCO ₃ /L	100,00	20,00	50,00	54,12	22,10	40,83	17
Cálcio	mg CaCO ₃ /L	40,00	5,00	16,00	19,76	13,15	66,51	17
Magnésio	mg CaCO ₃ /L	76,56	8,40	25,20	30,20	19,46	64,44	17
Salinidade	mg/L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	17
Amônia	µg NH ₃ /L	230,75	49,15	115,20	117,71	60,70	51,57	17
Nitrito	µg N/L	50,62	6,49	28,20	26,47	11,76	44,44	17
Nitrato	µg N/L	2.846,30	1.213,00	2.115,00	1.960,72	579,82	29,57	17
Sulfato	mgSO ₄ /L	38,15	4,15	18,30	20,10	12,74	63,38	17
Fósforo Total	mg P /L	0,47	0,21	0,38	0,36	0,09	25,96	17
Ortofósforo	µg/L	280,25	66,20	185,10	163,81	74,15	45,26	17
Clorofila <u>a</u>	µg/L	47,13	9,47	36,15	33,70	10,35	30,70	17
Feofitina	µg/L	72,32	26,07	52,18	51,78	12,59	24,31	17

n: número de dados coletados na amostragem

Tabela 15 - Parametrização das variáveis observadas nas análises físicas e químicas semanais na água do Poço - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), no período de 27/11/01 a 27/03/02.

VARIÁVEL		Ambiente: POÇO						
		Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
Sólidos Totais	mg/L	32,20	0,23	0,48	5,87	11,58	197,25	17
Sólidos Totais Fixos	mg/L	0,60	0,14	0,30	0,31	0,15	47,74	17
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	32,03	0,04	0,15	5,56	11,64	209,41	17
Cor	mg/L Pt	200,00	5,00	25,00	34,56	44,20	127,89	17
Condutividade	µS/cm	1.163,21	405,12	541,79	619,95	222,91	35,96	17
Turbidez	NTU	13,00	0,30	2,00	3,78	4,55	120,30	17
DBO ₅	mg/L	150,00	20,00	50,00	57,65	36,32	63,00	17
DQO	mg/L	5,67	2,40	4,32	4,35	1,17	26,96	17
Cloretos	mg/L Cl	1.768,00	156,54	832,00	842,34	345,28	40,99	17
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	6,00	3,00	3,00	3,59	0,80	22,16	17
Acidez Total	mg CaCO ₃ /L	186,56	81,62	116,60	127,66	36,44	28,54	17
Dureza	mg CaCO ₃ /L	70,00	35,00	50,00	50,59	13,33	26,36	17
Cálcio	mg CaCO ₃ /L	40,00	10,00	20,00	24,24	10,39	42,87	17
Magnésio	mg CaCO ₃ /L	42,00	8,40	25,20	22,63	8,87	39,18	17
Salinidade	mg/L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	17
Amônia	µg NH ₃ /L	254,50	22,05	53,15	75,30	68,30	90,71	17
Nitrito	µg N/L	18,15	2,25	4,10	6,29	5,24	83,40	17
Nitrato	µg N/L	3.776,30	1.656,00	2.165,00	2.355,49	670,94	28,48	17
Sulfato	mgSO ₄ /L	3,62	1,05	1,65	1,85	0,77	41,84	17
Fósforo Total	mg P /L	0,20	0,00	0,00	0,01	0,05	391,94	17
Ortofósforo	µg/L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	17
Clorofila <u>a</u>	µg/L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	17
Feofitina	µg/L	8,52	1,75	2,17	3,29	2,09	63,56	17

n: número de dados coletados na amostragem

4.3.1 Concentração e Distribuição de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Voláteis, Turbidez, Condutividade Elétrica, Coloração da Água, DBO e DQO nos Viveiros

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 principal fonte é a água do abastecimento.

Foram determinadas as concentrações de material em suspensão particulado das amostras, bem como de seus componentes orgânicos e inorgânicos. Praticamente todas as águas em observação apresentaram pouquíssimo teor de sólidos (Figura 5), assim permanecendo por sete semanas, daí então todas começaram a oscilar e somente a água do poço reduziu nas três últimas semanas para menos de 1,0mg/L. A presença de sólidos na água da lagoa atingiu seu máximo entre a nona e décima semana, decaindo depois para metade deste valor e praticamente mantendo-se assim até o final.

Quanto aos sólidos fixos, embora com registros, em períodos distintos, de variações bruscas nos viveiros 2 e 4, destaca-se a semelhança entre as curvas representativas da evolução dos resultados para os quatro viveiros e águas de captação (Figura 6), variando no intervalo de valores abaixo de 1,5mg/L durante todo o período de coleta.

Observando as oscilações relativas aos sólidos totais voláteis (Figura 5), verifica-se que foram determinantes para a composição de sólidos totais e, diante da ordem de grandeza dos resultados, a participação relativa dos sólidos fixos não foi significativa. Os viveiros 2 e 4 apresentaram maior carga de material orgânico em suspensão, com valores máximos de 90,0 e 70,0mg/L, respectivamente.

A variação temporal dos níveis de turbidez (Figura 7) revelam a correspondência observada na água dos viveiros 2 e 3 com as características da fonte de captação. Os menores níveis de turbidez foram registrados no viveiro 1, que embora tendo partido com diferença de 90,0% em relação à turbidez inicial no viveiro 4, a situação final mostra que estes dois viveiros terminaram com o mesmo nível de turbidez. O maior pico de variação ocorreu no viveiro 3, a cinco semanas do término do experimento, quando os níveis de turbidez apresentaram aumento de 160,0% para em seguida decair na mesma proporção.

A condutividade elétrica da água está relacionada com a temperatura e com a concentração total de íons presentes, podendo fornecer informações significativas sobre o metabolismo aquático (produção e decomposição) e outros aspectos, como

4.3.2 Alcalinidade, Acidez, Cloreto, Salinidade, Cálcio, Magnésio e Dureza da Água dos viveiros

A alcalinidade da água, que é a medida da sua capacidade de neutralizar ácidos, muitas vezes reflete o conteúdo de carbonatos, elementos importantes na produtividade por serem fornecedores de gás carbônico para a realização da fotossíntese. Os resultados obtidos para alcalinidade (Figura 9) apontam para valores inicialmente mais elevados no viveiro 4 (38,0mgCaCO₃/L), com gradativa redução ao longo do experimento, embora com variações acentuadas em determinados períodos. Observou-se neste ambiente uma ascensão imediatamente após o peixamento, declinando progressivamente, a níveis 43,0% inferiores na terceira semana após a colocação dos peixes, reduzindo mais 33,0% na penúltima coleta. Os menores índices foram registrados no viveiro 1, com alcalinidade na faixa entre 5,0 e 7,5 mgCaCO₃/L durante o período de observação, reproduzindo a mesma curvatura verificada para o poço. Os viveiros 2 e 3 apresentaram muita semelhança entre si, e com a fonte de água de captação (lagoa), embora em patamares discretamente mais elevados.

As curvas geradas a partir dos resultados obtidos para alcalinidade no viveiro 2, viveiro 3 e lagoa iniciam em torno de 25,0mg de CaCO₃/L antes do peixamento, decaindo progressivamente até valores 30,0% abaixo, em torno de 7,0mg/L.

A acidez total da água, para o par de viveiros 1 e 4 apresenta variação média em torno de 90,5mg/L (viveiro 1) e 83,0mg/L (viveiro 4). Para o par de viveiros 2 e 3 os valores médios foram de 74,1mg/L e 88,4mg/L, respectivamente. As maiores flutuações foram observadas no viveiro 3 (Figura 9).

A concentração de sais minerais dissolvidos na água, expressa como salinidade, corresponde ao peso, em gramas de sais presentes em 1000g de água. Entre os principais íons responsáveis pela formação de sais em águas interiores, destacam-se os cátions: cálcio, magnésio, sódio, potássio e os ânions: bicarbonato, cloreto e sulfato. A salinidade da água representa a concentração total de íons dissolvidos. A salinidade da água doce é considerada zero, entretanto a maioria das águas continentais possui de 0,05‰ a 1,0‰/L. No presente experimento, os viveiros 2, 3 e 4 apresentaram o valor de 0,001‰mg/L em algumas medições. Para as águas coletadas no viveiro 1, lagoa e poço, a salinidade era sempre nula.

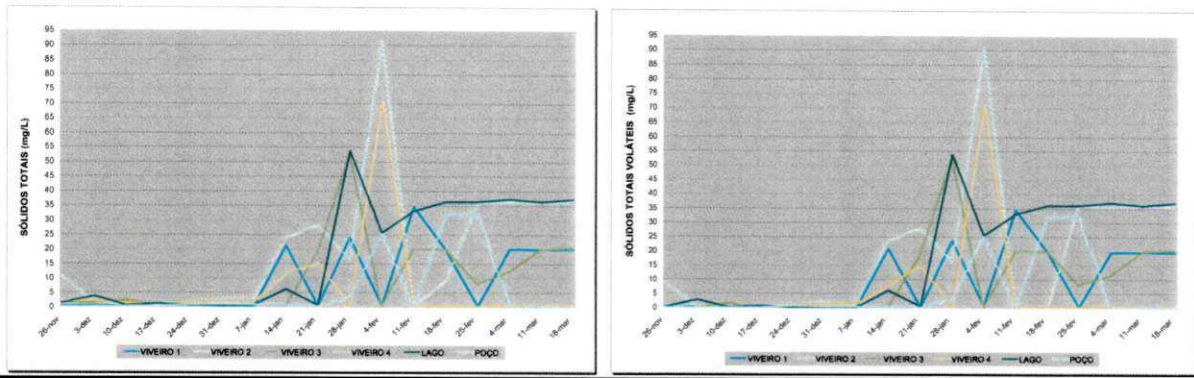


Figura 5 Variação temporal dos Sólidos Totais e Sólidos Totais Voláteis nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

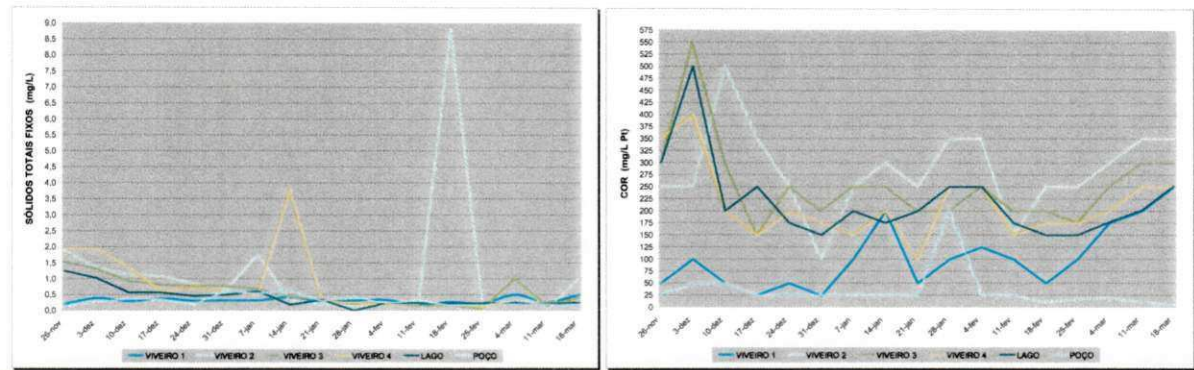


Figura 6 Variação temporal dos Sólidos Totais Fixos e Coloração da Água nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

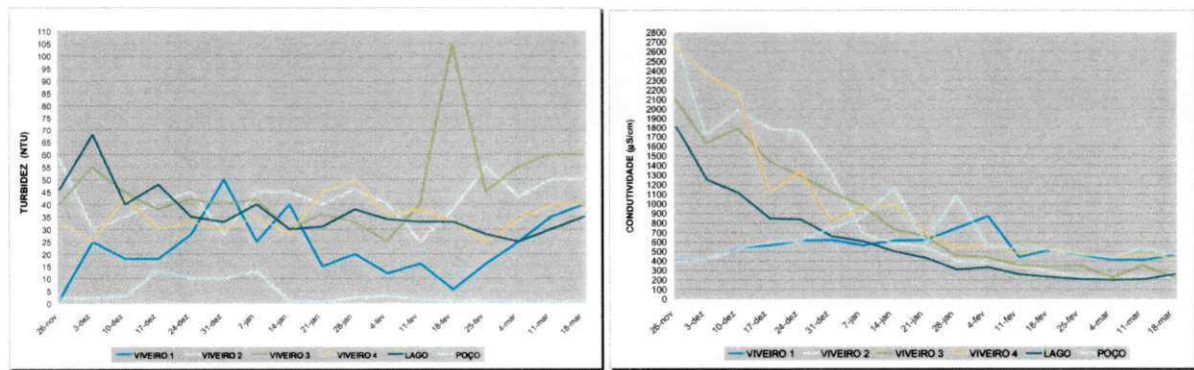


Figura 7 Variação temporal da Turbidez e Condutividade nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

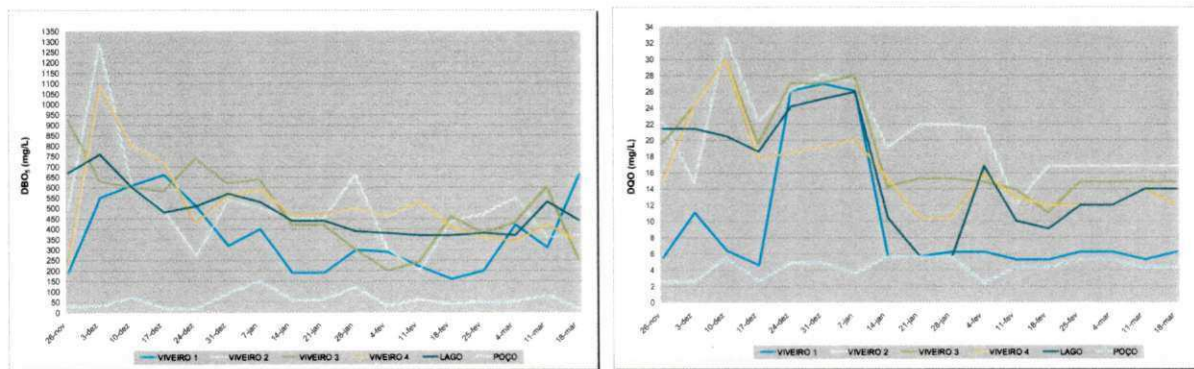


Figura 8 Variação temporal da DBO e DQO nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

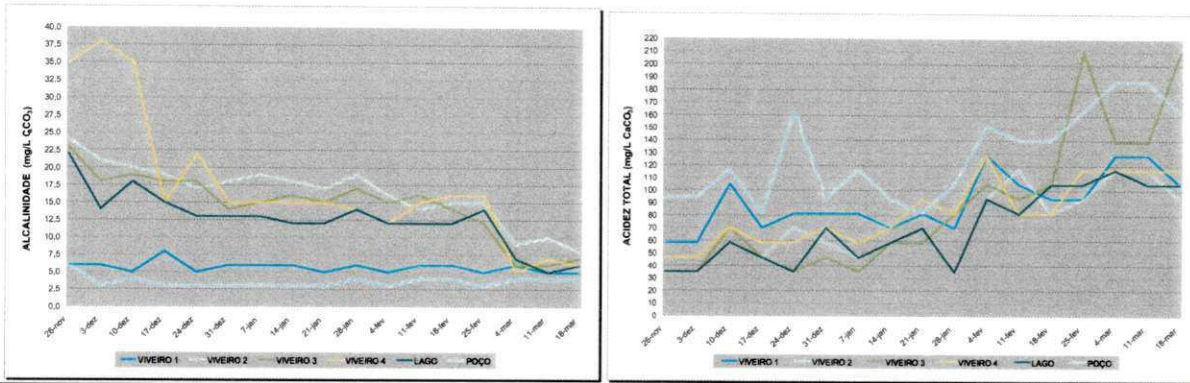


Figura 9 Variação temporal da Alcalinidade e Acidez Total nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

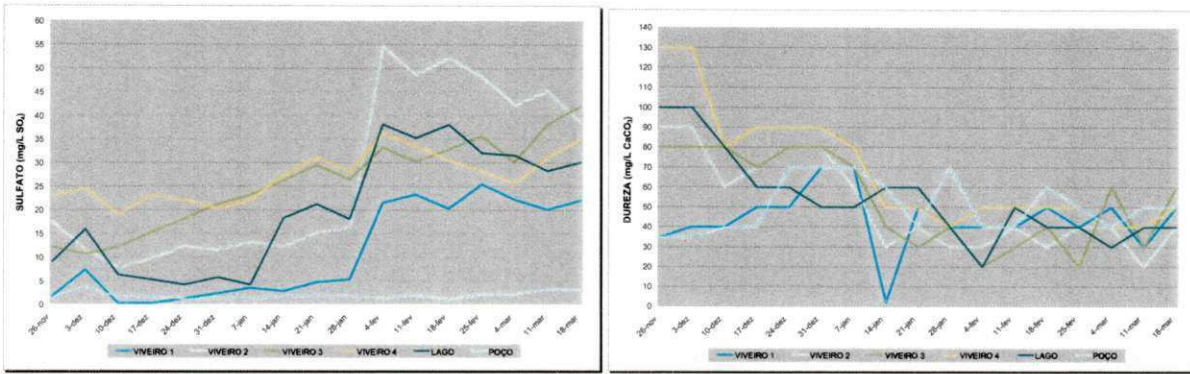


Figura 10 Variação temporal de Sulfato e Dureza nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

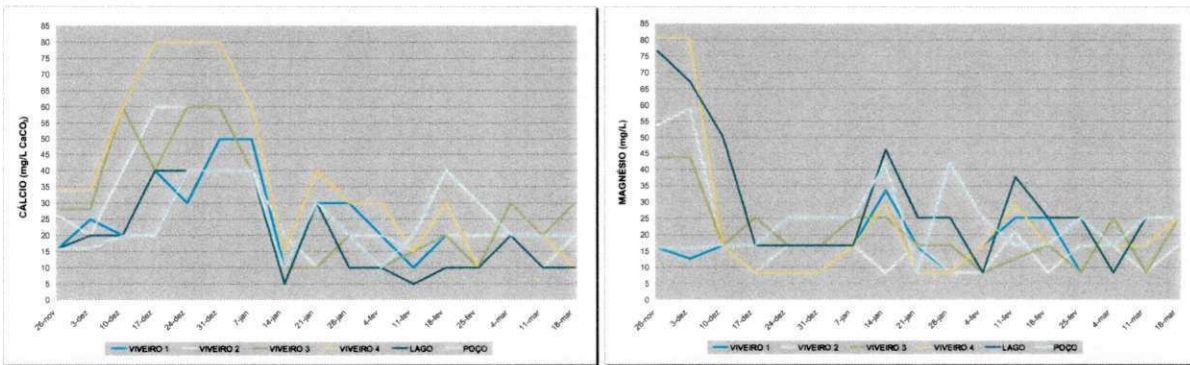


Figura 11 Variação temporal de Magnésio e Cálcio nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

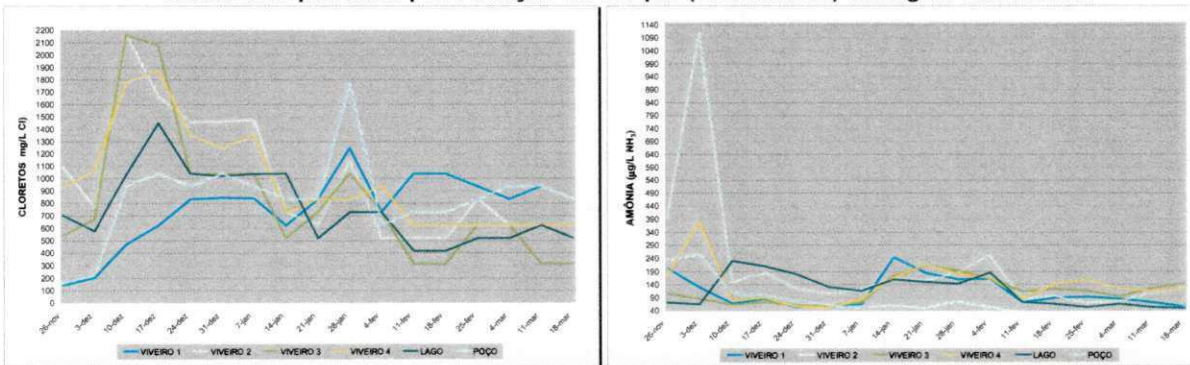


Figura 12 Variação temporal de Cloretos e Amônia nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

A dureza da água é determinada pelo conteúdo de sais de cálcio e de magnésio. A variação temporal deste parâmetro nos quatro ambientes e nas águas de captação (Figura 10) apresentou ponto de máximo no viveiro 4 (130,0mgCaCO₃/L), ocorrendo o mínimo de 20,0mgCaCO₃/L nos viveiros 2 e 3, em períodos distintos. Os registros para dureza no viveiro 4 apresentam-se em um patamar mais elevado durante as duas primeiras semanas, estabilizando durante curto período, ainda em níveis mais elevados, decaindo a partir de sete semanas para a mesma faixa de variação observada para os demais ambientes, entre 20,0 e 50,0mgCaCO₃/L. Ainda que inversamente, este comportamento é proporcional ao observado para o viveiro 1, que, tendo iniciado com valores mais baixos, apresentou trajetória inicial crescente, estabilizou e a partir da oitava semana permaneceu variando como as outras águas, que apresentaram um grau de dureza suave (menor que 50,0mg de CaCO₃/L).

As determinações para Cálcio (Figura 11) indicam valor máximo de 80,0mg CaCO₃/L (viveiro 4), com mínimo de 10,0mg CaCO₃/L para todos os ambientes, ainda que em períodos distintos. A variação média foi de 25,3 a 38,1 mg CaCO₃/L. As variações mais significativas ocorreram nas sete primeiras semanas após o peixamento, sendo verificado no viveiro 4, elevação de 43,0% do valor inicial até o máximo em duas semanas, decaindo para 20,0% deste valor três semanas depois. Também para Magnésio (Figura 11) o viveiro 4 apresentou os valores mais elevados (80,6 mg CaCO₃/L) e mesmo não havendo simultaneidade, o mesmo valor mínimo de 8,4 mg CaCO₃/L foi verificado para todas as seis águas analisadas.

A variação observada para Cloreto (Figura 12) ficou situada entre as médias de 765,1mg/Cl (viveiro 1) a 983,9mg/Cl (viveiro 2), ocorrendo na terceira semana o valor máximo (2162,0mg/L) nos viveiros 2 e 3.

4.3.3 Concentração e Distribuição das Formas Nitrogenadas e Fosfatadas: Amônia, Nitrito, Nitrato, Sulfato, Fósforo Total e Ortofosfato nos Viveiros

O principal produto de excreção dos organismos aquáticos é a amônia, composto resultante do catabolismo das proteínas. A análise gráfica dos resultados (Figura 12) mostra que as maiores variações nos níveis de amônia ocorreram nas três primeiras semanas após o peixamento, estabilizando em seguida, permanecendo na faixa de 80,0 a 240,0µg/L até o final do período de criação. Os maiores picos na concentração de amônia foram verificados no viveiro 2, onde se observou uma elevação de 180,0%

em relação ao valor inicial na primeira semana, decaindo cerca de 90,0% entre a segunda e terceira semana.

Os perfis da variação temporal de nitrato na água mostram tendência decrescente (Figura 13). As maiores flutuações foram observadas no viveiro 1, que apresentava o maior valor (4.226,3µg/L), na situação inicial, antes do peixamento, decaindo 75,0% da segunda para a terceira semana. Também para o poço o teor inicial de nitrato estava no patamar mais elevado, em relação aos demais ambientes. O nitrito é um composto intermediário do processo de nitrificação, em que a amônia é transformada (oxidada) por bactérias para nitrito e, logo, para nitrato. Com relação à presença de nitrito, observou-se oscilação brusca em todos os ambientes durante o período de cultivo, notadamente a partir da oitava semana (Figura 13). A curva temporal para o viveiro 1 reflete comportamento da respectiva fonte de captação.

O sulfato representa a mineralização do enxofre em meio aeróbio, cujas concentrações variam de acordo com a geologia e condições dos sistemas. A representação temporal para os resultados de sulfato (Figura 10) revelam uma tendência crescente para todos os ambientes, observando-se certa semelhança no traçado das curvas dos viveiros em relação às águas de captação. Com relação ao par de viveiros preenchido com água do poço, praticamente neutro em relação à presença de sulfato, tem-se que o viveiro 1 apresentou valores iniciais abaixo de 5,0mg/L, passando para a faixa entre 20,0 – 25,0mg/L a partir da oitava semana, enquanto no viveiro 4 os valores iniciais já estavam neste intervalo. Os maiores índices foram medidos no viveiro 2, onde se verificou aumento de 240,0% na décima semana, permanecendo com níveis mais elevados até o final do experimento.

O fósforo é a chave metabólica dos nutrientes e o suprimento deste elemento geralmente regula a produtividade das águas naturais. É tido como um fator limitante nos viveiros de cultivo, pois, em contato com o sistema aquático, o fósforo é imediatamente incorporado à cadeia alimentar, via fitoplâncton e zooplâncton, pois é um nutriente essencial para a manutenção destes organismos. Os dados relativos ao teor de fósforo para os viveiros 2 e 3 e para a lagoa apresentam curvas características semelhantes, com tendência ligeiramente decrescente, porém tal correspondência entre os viveiros e as respectivas fontes de captação somente se verificou para os viveiros 1 e 4 nas quatro últimas semanas do período de cultivo, conforme Figura 14. Os ortofosfatos são as formas de fósforo inorgânico assimiláveis pelo fitoplâncton. Também para os níveis de ortofosfato houve similaridade entre os viveiros 2 e 3 e a lagoa, como representado na Figura 14, com variação no sentido decrescente. Na

maior parte do período de análise, as concentrações de ortofosfato ficaram situadas na faixa entre 250,0 - 90,0µg/L, exceto para o viveiro 1, que apresentou valores sempre abaixo de 20,0µg/L.

4.4 Análise Espacial e Temporal dos Componentes Biológicos nos Viveiros

Neste item, foram inseridos os valores encontrados para clorofila a e feofitina, e as análises qualitativas e quantitativas do fitoplâncton e dos grupos de zooplâncton, bem como os macroinvertebrados bentônicos.

4.4.1 Concentração e Distribuição de Clorofila a e Feofitina nos Viveiros

Sendo a clorofila um dos principais responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento da sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton e dos produtos da degradação da clorofila, que são os feopigmentos, como a feofitina. A análise visual dos dados (Figura 15) mostra que as oscilações nas medidas de clorofila a ocorreram em escala temporal, verificando-se que as concentrações tornam-se mais acentuadas após a introdução dos peixes nos viveiros.

As maiores flutuações para a variável clorofila a ocorreram nos viveiros 3 e 4, sendo medidos os maiores níveis no viveiro 3, acima de 120,0µg/L já na semana que se seguiu à introdução dos peixes (126,7µg/L) e na penúltima coleta (115,0µg/L), tendo chegado a 50,0µg/L no decorrer do período de criação. Os menores índices foram registrados no viveiro 1 que, tendo partido de valor próximo à unidade, embora apresentando trajetória de crescimento sem grandes flutuações ao longo do período de coleta, manteve-se abaixo dos demais ambientes também em relação ao seu valor máximo (41,0µg/L).

As medidas de feofitina (Figura 15) mostram que os valores mais baixos foram registrados no viveiro 1, e as maiores concentrações ocorreram, em períodos distintos, no viveiro 3 (93,1mg/L) e viveiro 4 (92,1mg/L), cujos perfis de variação temporal apresentam as maiores oscilações.

No viveiro 2, assim como ocorreu com a clorofila a, as concentrações de feofitina também alcançaram certa estabilidade no período entre a terceira e oitava semana, oscilando uniformemente em torno de 15,0-20,0mg/L, com elevação da ordem de 300,0% nas três semanas seguintes, tendo alcançado o valor máximo de 68,0mg/L a cinco semanas do encerramento das coletas, período em que a trajetória era notadamente decrescente.

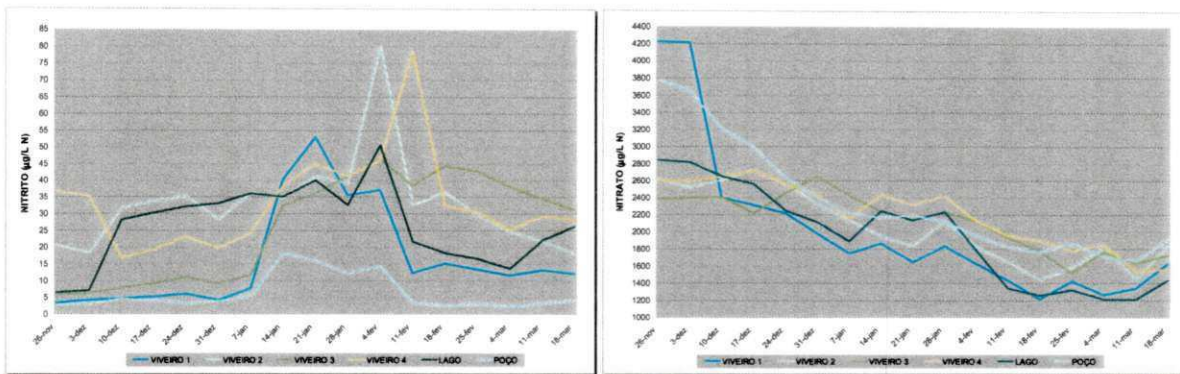


Figura 13 Variação temporal de Nitrito e Nitrato nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

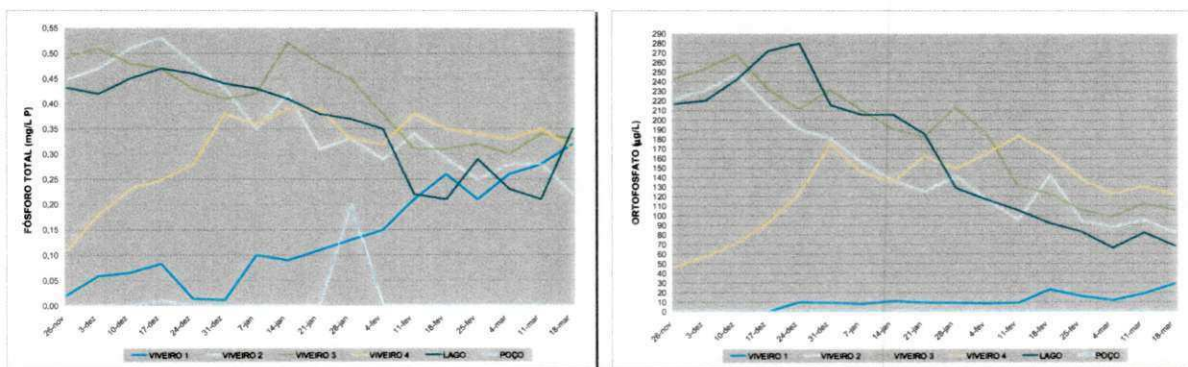


Figura 14 Variação temporal do Fósforo Total e Ortofosfato nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

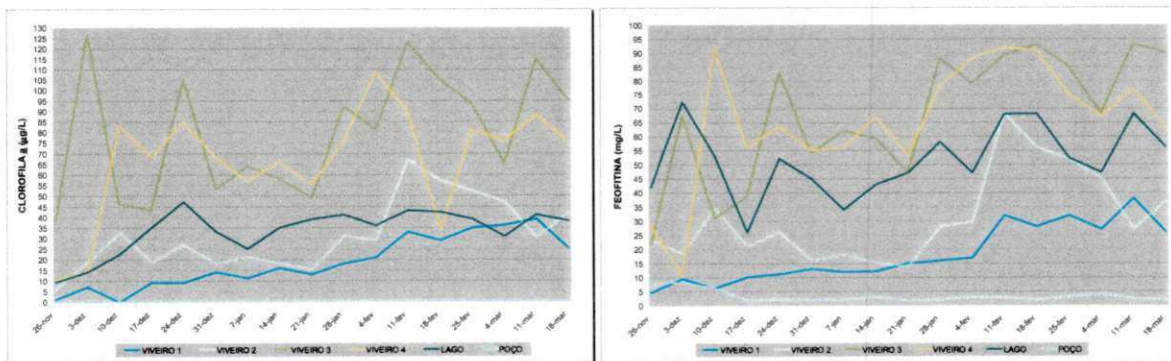


Figura 15 Variação temporal de Clorofila *a* e Feofitina nos viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

4.4.2 Composição, Densidade e Diversidade de Espécies da Comunidade de Fitoplâncton nos Viveiros

O inventário taxonômico dos representantes da comunidade fitoplanctônica nos ambientes estudados levou, somadas as amostras qualitativas de seis períodos de coleta, à identificação de 35 taxa em níveis específico a infraespecífico, os quais foram classificados em 5 divisões com 18 gêneros (Tabela 16).

A divisão Chlorophyta foi a de maior representatividade qualitativa com 65,7% do total de taxa. Nesta divisão foram identificados 10 taxa ao nível de gêneros, 12 espécies e 4 em nível infra-específico, sendo a maior riqueza taxonômica representada pelo gênero *Scenedesmus* com 7 espécies. As Cyanophyta foram representadas por 6 taxa seguidos pelas Bacillariophyta (03), Euglenophyta (02) e apenas um gênero de Dinophyta. A composição, em gênero e espécie, do fitoplâncton identificado é apresentada, por ambiente, na (Tabela 17).

Tabela 16 – Riqueza e distribuição espacial de táxon do fitoplâncton identificado nos viveiros e lagoa do sistema implantado para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada no período de 27/11/01 a 27/03/02

TAXON	V1	V2	V3	V4	Lagoa
CHLOROPHYTA					
<i>Chlorella vulgaris</i>		x	x		x
<i>Asterococcus</i> sp.					x
<i>Closterium minutum</i>		x			x
<i>Closterium</i> sp.		x			x
<i>Cosmarium</i> sp1					x
<i>Cosmarium</i> sp2					x
<i>Micrasteria</i> sp.					x
<i>Oedogonium</i> sp.	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus acuminatus</i> f. <i>Maximus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>Bernardii</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus columnatus</i> f. <i>Bicaudatus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus ecornis</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus perforatus</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>Longispina</i>	x	x	x	x	x
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	x	x	x	x	x
<i>Schroederia setigera</i>		x			x
<i>Schroederia indica</i>	x		x	x	x
<i>Selenastrum gracile</i>		x			x
<i>Spyrogira</i> sp					x
CYANOPHYTA					
<i>Anabaena</i> sp1					x
<i>Anabaena</i> sp2	x		x		x
<i>Merismopedia</i> sp.					x
<i>Oscillatoria</i> sp1		x		x	x
<i>Oscillatoria</i> sp2		x			x
<i>Oscillatoria</i> sp3		x	x		x
BACILLARIOPHYTA					
<i>Pinnularia</i> sp1					x
<i>Pinnularia</i> sp2					x
<i>Navicula</i> sp.		x			x
EUGLENOPHYTA					
<i>Euglena</i> sp		x			x
<i>Trachelomonas volvocina</i>	x	x	x	x	x
DINOPHYTA					
<i>Peridinium</i> sp.		x			x

A variação temporal da densidade de organismos da comunidade fitoplanctônica é mostrada na Figura 16. A composição (gênero ou espécie) do fitoplâncton identificado nos viveiros e na lagoa durante o período experimental é representada graficamente

na Figura 17, onde se observa também a variação temporal da abundância relativa de organismos do fitoplâncton, evidenciando que a contribuição dos organismos da divisão Chlorophyta define a composição do fitoplâncton durante todo o período de observação.

Os resultados da abundância relativa das diferentes divisões presentes no fitoplâncton total de cada um dos viveiros e na lagoa são apresentados na Figura 18, mostrando que a divisão Chlorophyta foi a mais abundante, e a que apresentou maior variedade de espécies, de acordo com a Tabela 16, contribuindo com 97,0% no viveiro 1, 96,9% no viveiro 2, 99,4% no viveiro 3 e 97,5% no viveiro 4 e 95,9% na lagoa. As divisões Bacillariophyta, Cyanophyta e Euglenophyta foram menos abundantes, apresentando contribuições abaixo de 3,0% nos ambientes em observação.

A representação gráfica (Figura 16) enfatiza que apenas no viveiro 4 a densidade era maior no início do experimento, com 585.053 indivíduos/L. Na sequência, a densidade do fitoplâncton decresceu, reduzindo-se a 362.945 indivíduos/mL, retomando ao patamar inicial nas duas últimas coletas. Neste ambiente, foram identificados unicamente duas divisões, Chlorophyta (97,5%) e Cyanophyta (2,5%) na composição do fitoplâncton (Figura 17 e Figura 18).

A sucessão observada mostra que a comunidade fitoplanctônica esteve mais abundante nas duas últimas coletas, com as maiores contagens no viveiro 3 (614.829 – 679.975 indivíduos/mL), determinadas por picos de Chlorophyta, notadamente *Scenedesmus bicaudatus* e *quadricauda*, sendo desprezível a participação das divisões Bacillariophyta e Euglenophyta, com cerca de 0,3% cada na composição total, e em nenhuma das amostras foram identificados representantes da divisão Cyanophyta. A densidade do fitoplâncton no viveiro 1 se manteve inferior aos demais ambientes, variando de 20.783 a 261.365 indivíduos/mL, com dominância da divisões Chlorophyta (97,0%) e discreto florescimento de Cyanophyta (2,7%) e Bacillariophyta (0,3%). No viveiro 2 houve predominância de organismos da divisão Chlorophyta (97,0%), juntamente com Cyanophyta (0,6%) e Bacillariophyta (2,4%) durante todas as observações. Representantes de todas as divisões identificadas nos viveiros estiveram presentes na lagoa. (Figura 16, Figura 17 e Figura 18).

A frequência de ocorrência das espécies de *Scenedesmus* na composição do fitoplâncton dos quatro viveiros e lagoa é apresentada na Figura 19, sendo possível avaliar as que foram muito frequentes (acima de 80% de ocorrência na amostragem), constantes (entre 50 e 80%), comuns (entre 10 e 50%) e raras (abaixo de 10%). Verificou-se que a espécie *Scenedesmus quadricauda* é constante nos cinco

ambientes analisados, sendo raras as espécies *S. acuminatus*, *S. acuminatus* var. *Bernardii*, *S. columnatus* f. *Bicaudatus*, *S. ecornis*, *S. ovalternus* e *S. perforatus*. A espécie *Scenedesmus bicaudatus* é comum aos quatro viveiros e lagoa.

Tabela 17 – Composição (gênero e espécie) do fitoplâncton identificado no sistema implantado para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

Ambiente	Divisão	Gênero	Espécie
Viveiro 1	CHLOROPHYTA	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
			<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>Bernardii</i>
			<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
			<i>Scenedesmus columnatus</i> f. <i>Bicaudatus</i>
			<i>Scenedesmus ecornis</i>
			<i>Scenedesmus ovalternus</i>
			<i>Scenedesmus perforatus</i>
			<i>Scenedesmus quadricauda</i>
	CYANOPHYTA		<i>Anabaena</i> sp.
	BACILLARIOPHYTA		<i>Navicula</i> sp.
Viveiro 2	CHLOROPHYTA	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
			<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
			<i>Scenedesmus ovalternus</i>
			<i>Scenedesmus ecornis</i>
			<i>Scenedesmus quadricauda</i>
	CYANOPHYTA		<i>Merismopedia</i> sp.
	BACILLARIOPHYTA		<i>Pinnularia</i> sp1
			<i>Pinnularia</i> sp2
Viveiro 3	CHLOROPHYTA	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
			<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
			<i>Scenedesmus ovalternus</i>
			<i>Scenedesmus perforatus</i>
			<i>Scenedesmus quadricauda</i>
			<i>Selenastrum gracile</i>
	BACILLARIOPHYTA		<i>Navicula</i> sp.
	EUGLENOPHYTA		<i>Trachelomonas volvocina</i>
Viveiro 4	CHLOROPHYTA	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
			<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
			<i>Scenedesmus ovalternus</i>
			<i>Scenedesmus perforatus</i>
			<i>Scenedesmus quadricauda</i>
	CYANOPHYTA		<i>Merismopedia</i> sp.
Lagoa	CHLOROPHYTA	<i>Scenedesmus</i>	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
			<i>Scenedesmus acuminatus</i> f. <i>Maximus</i>
			<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>Bernardii</i>
			<i>Scenedesmus bicaudatus</i>
			<i>Scenedesmus columnatus</i> f. <i>Bicaudatus</i>
			<i>Scenedesmus dimorphus</i>
			<i>Scenedesmus ecornis</i>
			<i>Scenedesmus ovalternus</i>
			<i>Scenedesmus perforatus</i>
			<i>Scenedesmus quadricauda</i>
			<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>Longispina</i>
			<i>Schroederia indica</i>
			<i>Selenastrum gracile</i>
	CYANOPHYTA		<i>Merismopedia</i> sp.
	BACILLARIOPHYTA		<i>Pinnularia</i> sp1
			<i>Navicula</i> sp.
	EUGLENOPHYTA		<i>Euglena</i> sp.
			<i>Trachelomonas volvocina</i>
	DINOPHYTA		<i>Peridinium</i> sp.

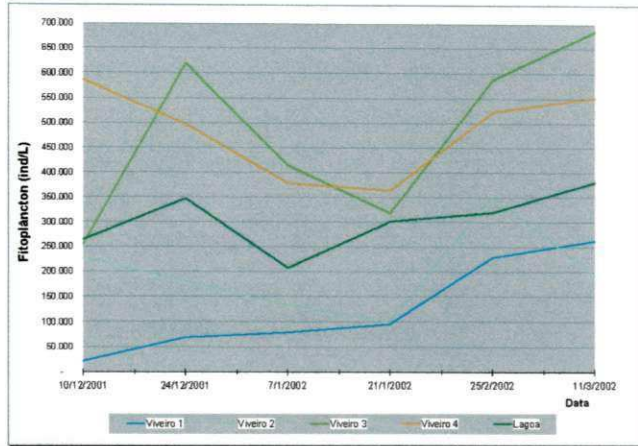


Figura 16 Variação temporal da densidade do fitoplâncton (indivíduos/L) nos quatro viveiros e na lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

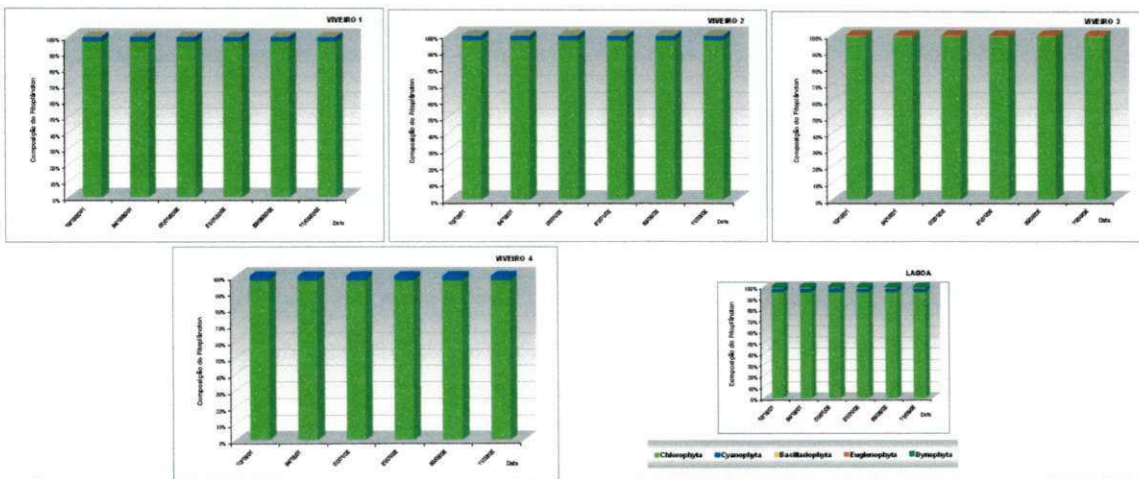


Figura 17 Variação temporal da abundância relativa de fitoplâncton (%) nos quatro viveiros e na lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

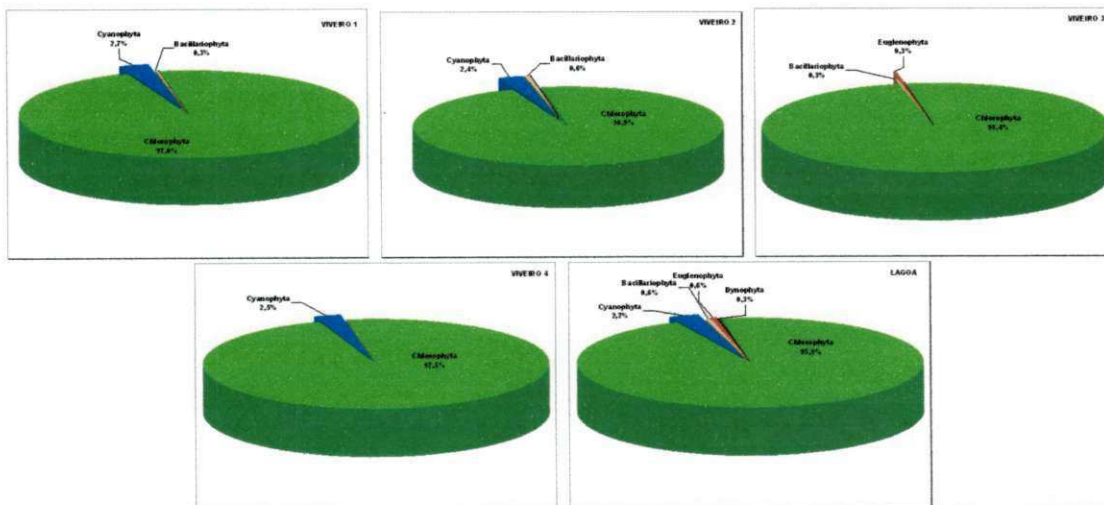


Figura 18 Abundância relativa das diversas divisões do fitoplâncton nos quatro viveiros e na lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

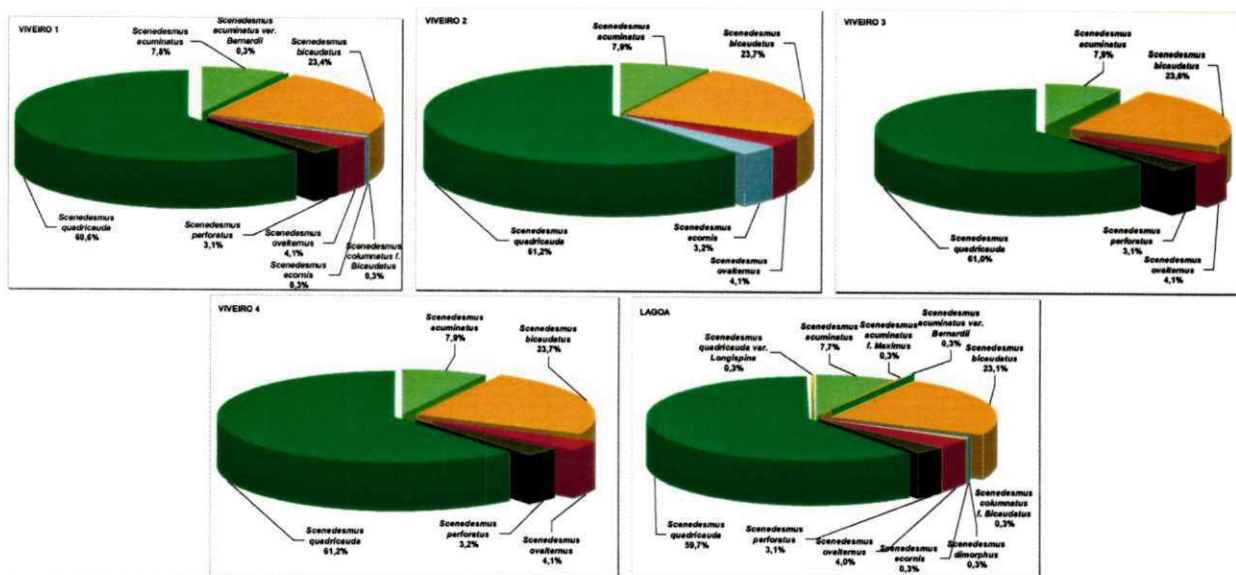


Figura 19 Comparação da frequência de ocorrência das espécies de *Scenedesmus* identificadas no fitoplâncton para os quatro viveiros e na lagoa do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

4.4.3 Densidade, Abundância e Variação Temporal de Rotífera, Copepoda e Cladocera nos Viveiros

Neste item são apresentados os resultados obtidos para a densidade e abundância relativa entre os grupos Rotíferos, Copépodos e Cladóceros, além de organismos pertencentes a outros grupos taxonômicos e também encontrados na coluna d'água. A composição do zooplâncton é apresentada por ambiente, na Tabela 18. Em se tratando de grupos, o zooplâncton de pequeno porte dominou toda a comunidade, enquanto a presença dos outros grupos foi pouco significativa.

Os resultados de abundância relativa dos diferentes itens encontrados no zooplâncton são apresentados na Figura 20. Em média, Rotífera + Náuplio contribuíram com 80,4% no viveiro 1, 92,3% no viveiro 2, 97,2% no viveiro 3 e 92,4% no viveiro 4. A abundância relativa de copépodos Ciclopoida esteve entre 2,8% (viveiro 3) e 16,1% (viveiro 1), com contribuição em torno de 7,0% nos viveiros 2 e 4. Os copépodos Calanoida e cladóceros foram menos abundantes, apresentando contribuições abaixo de 2,0% e não estiveram presentes em todos os viveiros.

A composição da comunidade zooplânctônica nos viveiros durante todo o período amostral está apresentada na Figura 21, denotando o predomínio de rotíferos e náuplios em todos os ambientes. No viveiro 1, antes da estocagem dos peixes, o microzooplâncton (rotíferos e náuplios) representava 100,0% do zooplâncton. Durante o experimento, essa participação variou de 55,0 a 99,0%, com baixa participação de

cladóceros (máximo de 5,0%) na comunidade zooplânctônica, e presença de copépodos ciclopoidea (10,0 a 40,0%) e calanoida (12,0%). Ao final do experimento, a composição era de rotíferos e náuplios (72,0%) e copépodos Ciclopoida (28,0%). No viveiro 4, rotíferos e náuplios foram mais abundantes (71,0 a 99,0%), seguidos por copépodos Ciclopoida (de 19,0 a 28,0%) e cladóceros (12,0%), não sendo detectados copépodos Calanoida. Ao final do experimento, a comunidade zooplânctônica era composta basicamente de rotíferos e náuplios (94,0%), com pequena participação de copépodos Ciclopoida (6,0%).

Tabela 18 – Composição do zooplâncton identificado no sistema implantado para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

ZOOPLÂNCTON	V1	V2	V3	V4
ROTIFERA				
<i>Anuracopsis</i>	X	-	X	X
<i>Asplanchna</i> sp.	X	X	-	-
<i>Brachionus angularis</i>	X	-	-	-
<i>Brachionus c. f. austrogenitus</i>	X	-	-	-
<i>Brachionus calyciflorus</i>	X	X	X	X
<i>Brachionus dimidiatus</i>	-	-	X	-
<i>Brachionus falcatus</i>	X	X	-	X
<i>Brachionus urceolaris</i>	X	X	X	X
<i>Keratella</i> sp.	X	-	-	-
<i>Lepadella rhomboids</i>	-	X	-	-
<i>L. imbricata</i>	X	-	-	-
<i>L.(M.) lunaris</i>	X	-	-	-
<i>L.(M.) bulla</i>	X	-	-	-
<i>L.(M.) pyriformis</i>	-	-	-	X
<i>L.(Monostylaj) lunaris lunaris</i>	X	X	-	X
<i>Lecane hastata</i>	X	-	-	X
<i>Lecane luna</i>	X	-	-	-
<i>Lecane stichæa</i>	X	-	-	X
<i>Lecane</i> sp.	X	-	X	X
<i>Lepadella elliptica</i>	-	-	-	X
<i>Lepadella</i> sp.	X	-	-	-
<i>P. dolichoptera</i>	X	-	-	-
<i>Ptygura</i> sp.	X	-	-	-
<i>Rotaria</i> sp.	X	X	X	X
<i>Rotifera não ident.</i>	X	X	X	X
<i>T.(D.)similes</i>	-	-	X	-
<i>Tricocherca</i> sp.	-	X	X	-
<i>Tricocherca pusilla</i>	-	X	X	X
CLADOCERA				
<i>Alona poppei</i>	X	-	-	-
<i>Chydorus sphaericus</i>	X	-	-	-
<i>Daphnia</i>	-	X	-	-
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	-	-	-	X
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	X	-	-	X
<i>Moina minuta</i>	X	X	-	X
COPEPODA				
<i>Notodiaptomus cearensis</i>	X	X	-	-
<i>Copepodito calanoide</i>	X	-	-	-
<i>Copepodito ciclopoide</i>	X	X	X	X
<i>Copepodito Harpacticoide</i>	X	-	-	-
<i>Náuplio</i>	X	X	X	X
<i>Cyclopoida</i> sp. 1	-	X	X	-
<i>Cyclopoida</i> sp. 2	X	X	X	X
<i>T. crassus</i>	X	X	X	X
<i>Harpacticoide</i>	X	X	X	X
<i>M. brauni</i>	X	-	-	-
OUTROS				
Gastropoda sp.	X	X	X	X
Nematoda	X	X	X	X
Oligochaeta	X	X	-	-
Ostracoda	X	X	X	X
Protozoa	X	X	X	-

X = presente - = ausente

A composição do zooplâncton no par de viveiros 2 e 3 foi semelhante. Houve dominância de rotíferos e náuplios, porém a contribuição de copépodos ciclopoides também foi expressiva ao longo do período de amostragem. Durante o experimento, não foram identificados nestes ambientes cladóceros nem copépodos calanoides. A composição final do zooplâncton no viveiro 2 foi formada basicamente por microzooplâncton (rotíferos e náuplios), com apenas 2,0% de copépodos ciclopoides, enquanto que a comunidade zooplanctônica no viveiro 3 era composta por 90% de microzooplâncton e 10% de copépodos ciclopoides.

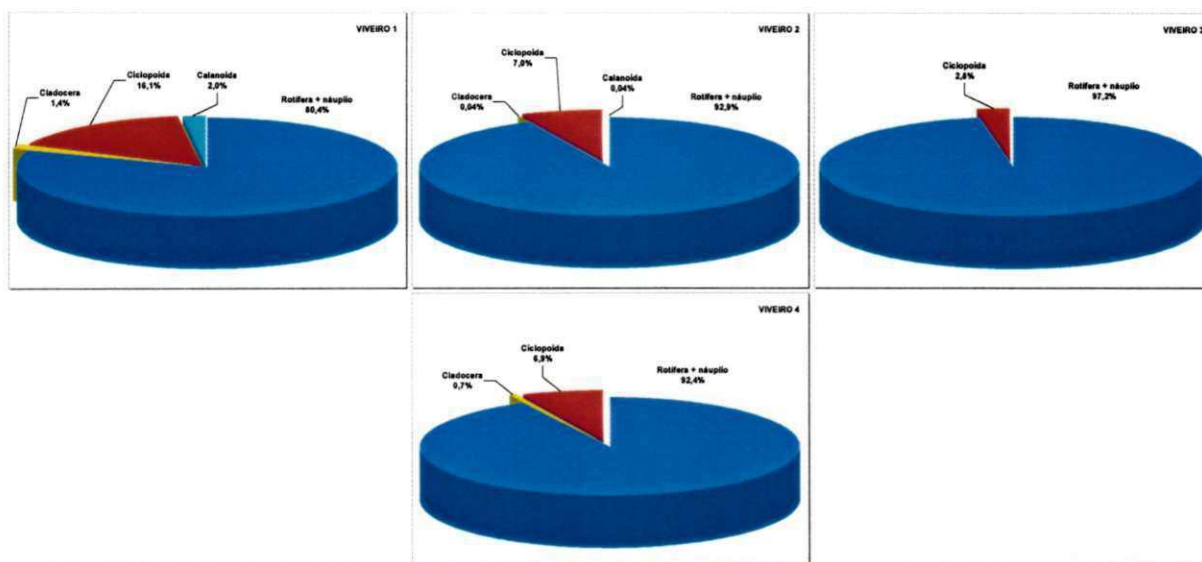


Figura 20 Abundância relativa dos diferentes itens encontrados no zooplâncton nos quatro viveiros, do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada ao longo do período de cultivo.

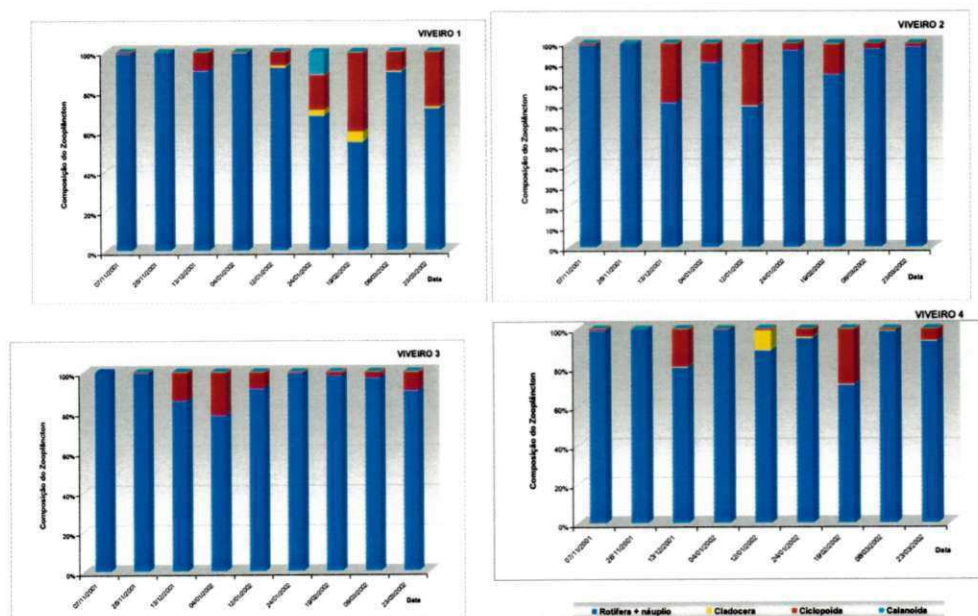


Figura 21 Variação temporal da abundância relativa de zooplâncton (%) nos quatro viveiros, do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

A variação temporal da densidade de zooplâncton nos viveiros está representada na Figura 22, onde pode-se observar que o par de viveiros 2 e 3 apresentou o maior número de indivíduos, e também onde ocorreram os maiores picos de variação. No viveiro 3, mesmo antes da estocagem dos peixes, a densidade zooplânctônica variou de 15.567,0 a 128,1 indivíduos/L nas duas primeiras coletas, sendo tal variação explicada pela presença de peixes que teriam migrado da lagoa para este viveiro antes da colocação dos alevinos. No viveiro 2 a densidade evoluiu de 160,0 indivíduos/L (situação inicial) a 7271,3 indivíduos/L (última coleta). No par de viveiros 1 e 4, onde se teve um efetivo controle da dinâmica da população de peixes, a variação da densidade de zooplâncton foi de 7,4 a 1653,5 indivíduos/L (viveiro 1) e 160,0 a 3104,0 indivíduos/L (viveiro 4). Percebe-se, neste último, que houve ligeira ascensão antes do peixamento, decaindo em seguida e estabilizando na fase inicial, retomando a valores mais elevados na fase final de recria.

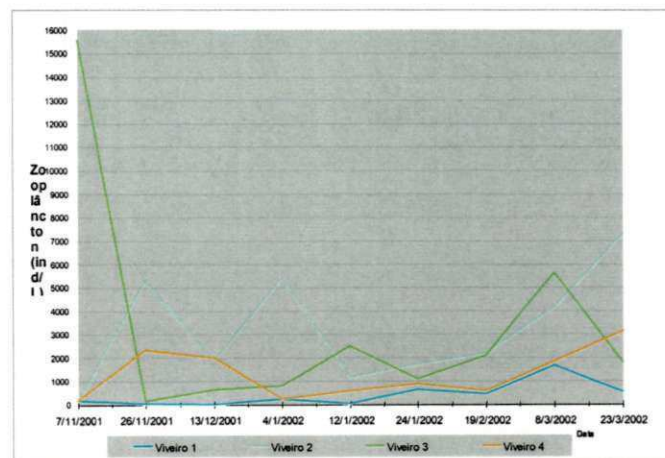


Figura 22 Variação temporal da Densidade do zooplâncton (indivíduos/L) nos quatro viveiros do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

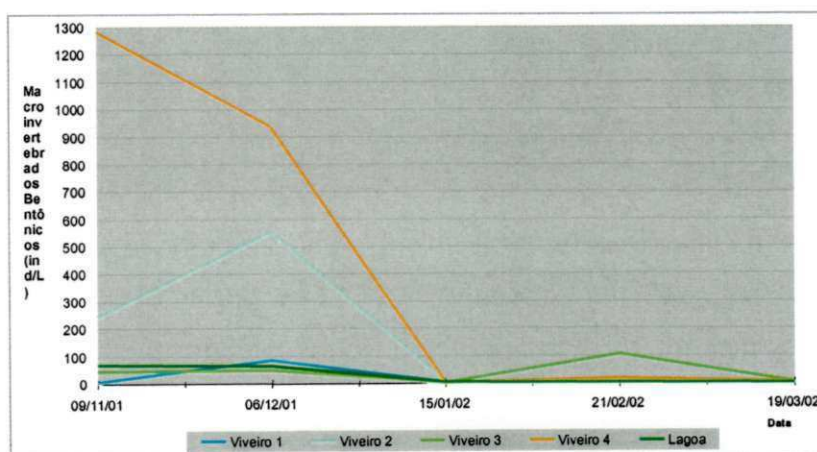


Figura 23 Variação temporal do número total de indivíduos da entomofauna aquática no sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

4.4.4 Composição, Abundância Total e Relativa da Entomofauna Bentônica nos Viveiros

A fauna de insetos bentônicos dos ambientes estudados foi composta basicamente pelos seguintes grupos: Diptera (*Chironomidae*), Coleoptera (Hydrophilidae, Dytiscidae), Odonata (Gomphidae, Libellulidae), Hemiptera (Naucoridae) e Ephemeroptera. Os principais componentes e o número total de indivíduos da entomofauna aquática estão dispostos na Tabela 19. A Figura 23, na página anterior, mostra a evolução do total de indivíduos nos quatro viveiros e na lagoa.

A distribuição da fauna dos insetos aquáticos bentônicos nesses ambientes, em termos totais e a abundância relativa da família de dípteros dominante, *Chironomidae*, é apresentada na Figura 24.

Tabela 19 - Composição e números totais da Entomofauna Bentônica no sistema implantado para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada no período de 27/11/01 a 27/03/02.

Fauna Bentônica	Ambiente	Data de Coleta				
		09/11/2001	06/12/2001	15/01/2002	21/02/2002	19/03/2002
<i>Chironomidae</i>	Viveiro 1	0	58	3	0	3
	Viveiro 2	241	551	0	2	1
	Viveiro 3	41	48	0	101	1
	Viveiro 4	1231	891	0	14	0
	Lagoa	66	63	3	0	0
<i>Odonata</i>	Viveiro 1	7	27	0	0	0
	Viveiro 2	2	1	0	0	0
	Viveiro 3	3	0	0	1	0
	Viveiro 4	36	31	0	0	0
	Lagoa	1	0	0	0	0
<i>Coleoptera</i>	Viveiro 1	0	0	0	0	0
	Viveiro 2	0	0	0	0	0
	Viveiro 3	0	0	0	0	0
	Viveiro 4	5	0	0	0	0
	Lagoa	0	0	0	0	0
<i>Hemiptera</i>	Viveiro 1	0	0	0	0	0
	Viveiro 2	0	0	0	0	0
	Viveiro 3	0	0	0	0	0
	Viveiro 4	6	12	0	0	0
	Lagoa	0	0	0	0	0
<i>Ephemeroptera</i>	Viveiro 1	0	0	0	0	0
	Viveiro 2	0	0	0	0	0
	Viveiro 3	0	0	0	0	0
	Viveiro 4	3	0	0	0	0
	Lagoa	0	0	0	0	0

Os dípteros *Chironomidae* foram os mais abundantes em todos os ambientes, chegando a contribuir com 100,0% do total de fauna em alguns viveiros durante o período de coleta. Depois dos dípteros (*Chironomidae*), os Odonata foram os de maior participação no total da entomofauna bentônica. No mês de novembro/01 este grupo contribuiu com uma abundância relativa de 2,81%, no viveiro 4.

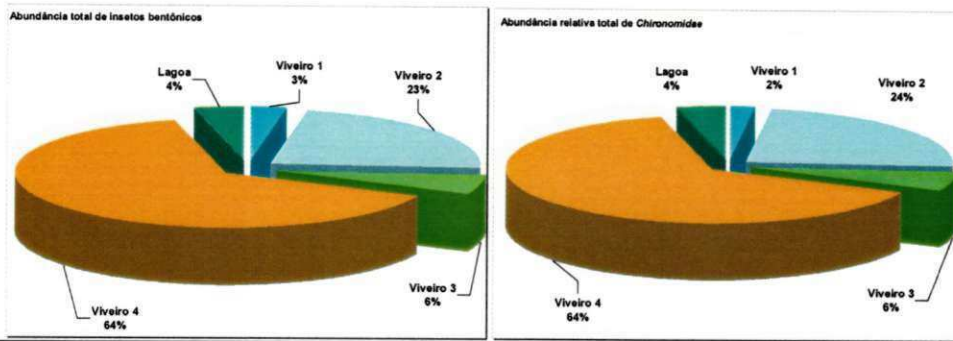


Figura 24 Abundância total de macroinvertebrados bentônicos e Abundância relativa de *Chironomidae* no sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

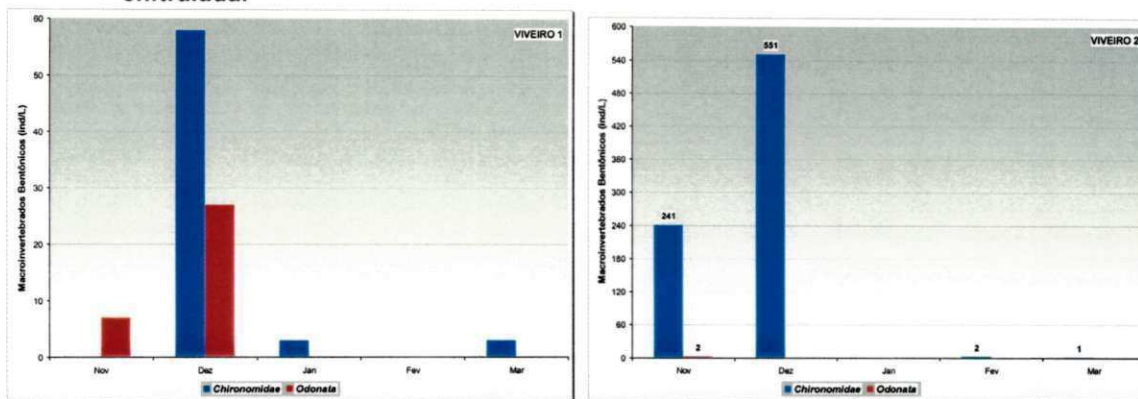


Figura 25 Variação temporal da composição da fauna de insetos bentônicos nos viveiros 1 e 2 do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

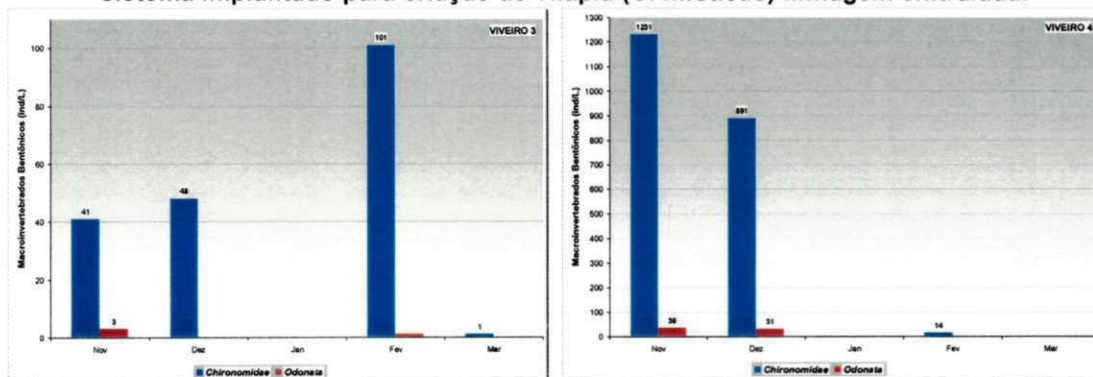


Figura 26 Variação temporal da composição da fauna de insetos bentônicos nos viveiros 3 e 4 do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

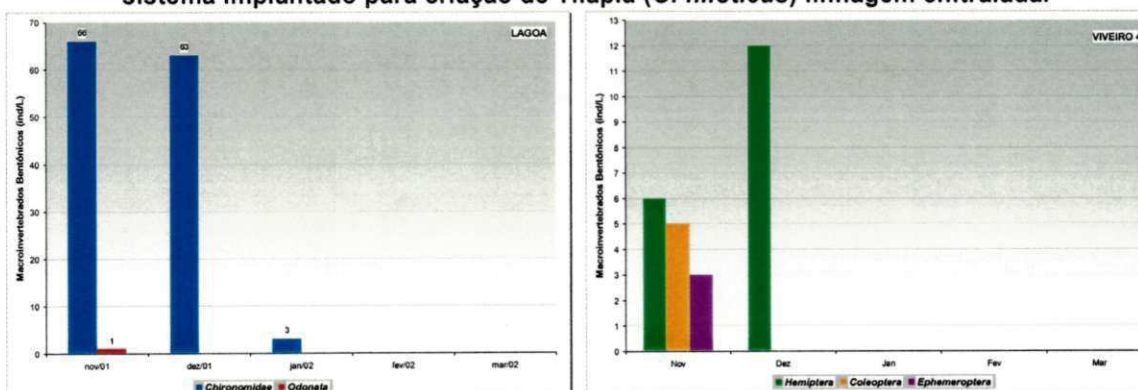


Figura 27 Variação temporal da composição da fauna de insetos bentônicos na lagoa e Complementação da fauna de invertebrados bentônicos no viveiro 4 do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

De acordo com os dados médios obtidos (Figura 24), a entomofauna bentônica foi mais abundantes no viveiro 4, com 64,0% do total, sendo este percentual igual ao obtido em relação à abundância de *Chironomidae*. Apenas para o viveiro 3 se observa diferença entre a distribuição da abundância de *Chironomidae* (6,0%) e sobre o total de indivíduos (3,0%), em relação aos demais ambientes. A composição da comunidade de insetos aquáticos nos viveiros e na lagoa durante todo o período amostral está representada graficamente (Figura 25 à Figura 27), mostrando a dominância de *Chironomidae* e Odonata em todos os ambientes. Apenas no viveiro 4 foi detectada pequena participação de *Coleoptera*, *Hemiptera* e *Ephemeroptera* na composição da fauna de zoobentos (Figura 27).

4.5 Variações Nictemerais

Os resultados das medidas nictemerais são apresentados a seguir, da Tabela 22 à Tabela 29, com valores expressos em termos de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP), e coeficiente de variação (CV). As características climáticas do entorno durante o período de 24 horas de cada coleta da série nictemeral estão dispostas na Tabela 21.

As variações temporais e espaciais destes resultados estão representadas graficamente, da Figura 28 à Figura 36.

O perfil nictemeral da situação anterior à introdução dos peixes é apresentado na Tabela 20.

4.5.1 Situação Antes do Peixamento

Os valores apresentados na Tabela 20 refletem as características físicas e químicas dos ambientes de criação e das duas fontes de captação de água, antes da introdução dos peixes, coletadas ininterruptamente por 24 horas. Estes resultados, representados na Figura 28, mostram que o par de viveiros 1 e 4, embora preenchidos com a mesma água de captação (poço), apresentaram diferenças de escala nos valores de pH, situados em um patamar mais elevado no viveiro 4 (6,28 a 8,72), com oscilações mais significativas que o verificado no viveiro 1 (4,6 a 5,01), que apresentou variação mais uniforme, à semelhança do que ocorreu com as águas do poço. As águas dos viveiros 2 e 3 guardam semelhança com a respectiva água de captação (lagoa).

Tabela 20 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 23 - 24/11/01 – situação antes do peixamento.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	5,01	4,60	4,68	4,73	0,14	2,96	12
	Viveiro 2	9,82	6,74	7,76	8,12	1,27	15,59	12
	Viveiro 3	10,18	6,76	9,00	8,59	1,29	15,06	12
	Viveiro 4	8,72	6,28	7,03	7,11	0,78	10,93	12
	Lagoa	10,21	6,56	8,44	8,31	1,44	17,36	12
	Poço	5,10	4,47	4,72	4,71	0,19	4,04	12
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	9,10	6,40	7,30	7,45	0,67	8,97	12
	Viveiro 2	13,10	2,20	7,95	8,27	3,45	41,71	12
	Viveiro 3	14,30	4,50	9,35	9,17	2,97	32,43	12
	Viveiro 4	12,30	1,60	5,65	6,30	2,89	45,84	12
	Lagoa	16,10	3,70	9,80	9,64	3,87	40,12	12
	Poço	5,80	2,70	4,75	4,43	1,21	27,21	12
Temperatura (°C)	Viveiro 1	30,70	27,90	29,25	29,16	0,91	3,11	12
	Viveiro 2	30,80	28,00	28,70	29,03	0,89	3,06	12
	Viveiro 3	31,60	28,00	28,75	29,33	1,32	4,50	12
	Viveiro 4	31,50	27,70	28,45	29,14	1,45	4,96	12
	Lagoa	31,20	27,60	28,40	28,90	1,13	3,92	12
	Poço	30,40	27,60	28,35	28,73	0,91	3,17	12
Transparência (cm)	Viveiro 1	107,00	107,00	107,00	107,00	0,00	0,00	6
	Viveiro 2	22,00	12,00	19,00	18,17	3,43	18,88	6
	Viveiro 3	17,00	13,00	13,50	14,17	1,60	11,31	6
	Viveiro 4	44,00	9,00	32,00	28,83	12,95	44,92	6
	Lagoa	19,00	13,00	15,50	15,83	2,04	12,89	6
	Poço	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados

n/d = não determinado

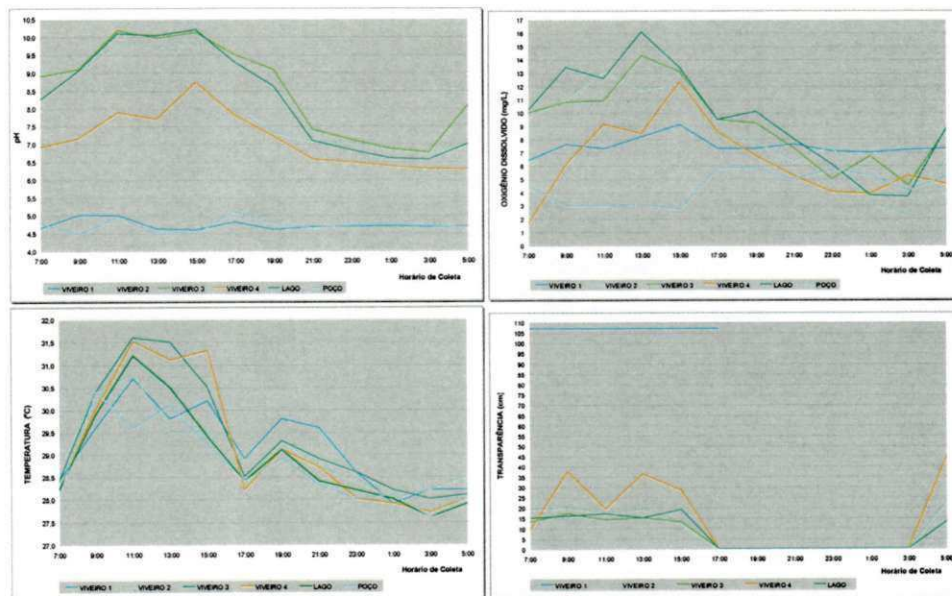


Figura 28 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - situação antes do peixamento.

A concentração média de oxigênio dissolvido nos quatro viveiros variou no intervalo entre 6,3 e 9,2mg/L, com médias de 4,4 e 9,6mg/L no poço e lagoa, respectivamente. Níveis máximos de oxigênio dissolvido foram atingidos no viveiro 3 (14,3mg/L) e viveiro 2 (13,1mg/L), ocorrendo níveis mínimos de 4,5 e 2,2mg/L, respectivamente, nestes dois ambientes.

Quanto à temperatura da água, os resultados demonstram que houve similaridade, com máximas pouco acima de 31,0°C e mínimas em torno dos 28,0°C. Os perfis de temperatura para o par de viveiros preenchido com águas da lagoa (viveiros 2 e 3) apresenta menor disparidade entre si, e mantém semelhança com a fonte de captação. No viveiro 1 a transparência da água era muito maior que nos demais ambientes, permanecendo em 107,0cm, enquanto no par de viveiros 2 e 3 esses valores foram inferiores a 20,0cm.

Tabela 21 - Comportamento dos parâmetros climáticos – Precipitação Pluviométrica, Temperaturas máximas e mínimas, Ventos, Insolação, Radiação e Fotoperíodo durante as coletas das análises nictemerais no sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

DATA	PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA (mm)	INSOLAÇÃO (h)	RADIÇÃO (cal/cm ² /dia)	FOTOPERÍODO (h)	TEMPERATURA DO AR (°C)		VELOCIDADE DOS VENTOS (m/s)
					MÁXIMA	MÍNIMA	
07-08	0,0	9,7	572,8	12,4	30,0	21,0	2,0
dez/01	5,8	5,5	446,8	12,4	29,2	22,0	2,0
21-22	0,0	7,7	584,6	12,4	29,6	26,2	3,0
dez/01	0,0	8,9	492,2	12,4	30,0	20,0	4,0
04-05	0,0	6,7	525,8	12,4	29,3	19,2	4,0
jan/02	29,4	4,7	464,8	12,4	27,8	24,0	2,0
18-19	0,0	4,2	464,8	12,3	27,6	23,2	2,0
jan/02	15,2	9,2	646,3	12,3	29,0	24,0	2,0
01-02	0,0	7,5	508,7	12,3	29,0	26,8	5,0
fev/02	0,0	9,9	572,1	12,3	29,6	26,0	4,0
15-16	0,6	9,3	542,9	12,2	29,4	20,0	4,0
fev/02	0,1	8,5	578,9	12,2	29,2	22,0	2,0
01-02	0,0	10,0	570,3	12,1	29,2	23,0	4,0
mar/02	0,1	9,4	592,6	12,1	27,0	22,2	2,0
15-16	0,0	10,0	597,7	12,1	30,0	23,2	2,0
mar/02	9,0	7,2	479,6	12,1	28,0	23,0	2,0

4.5.2 Primeira Coleta - 07 - 08/12/01 (10 dias de criação)

O dia em que foi realizada a primeira coleta nictemeral foi ensolarado, com 9,7 horas de insolação. A temperatura máxima registrada foi de 30,0°C e a mínima de 21,0°C, com ventos de 2,0m/s. O maior pH foi tomado no viveiro 4 (10,20) às 19:00 e 21:00h e o menor pH (4,27) no viveiro 1, às 11:00 e 13:00 h. A água do viveiro 2 apresentou maior transparência, com valores em torno de 30,0cm já no início da manhã, e apenas no viveiro 3 a transparência permaneceu na faixa abaixo de 20,0cm. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram verificadas no viveiro 2 (18,0 a 19,0mg/L),

e a dinâmica de variações mostra que apenas o viveiro 1 apresentou comportamento mais uniforme neste ciclo de coleta (Tabela 22 e Figura 29).

Tabela 22 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 07 - 08/12/01.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	4,34	4,27	4,29	4,30	0,02	0,54	12
	Viveiro 2	9,96	6,64	7,33	8,08	1,41	17,51	12
	Viveiro 3	9,92	6,44	8,98	8,31	1,58	19,02	12
	Viveiro 4	10,20	6,80	9,48	8,74	1,56	17,85	12
	Lagoa	9,03	6,36	6,75	7,14	0,94	13,10	12
	Poço	4,60	4,30	4,41	4,45	0,11	2,40	12
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	9,50	7,00	7,60	7,86	0,89	11,30	12
	Viveiro 2	19,10	4,00	9,95	11,48	5,37	46,83	12
	Viveiro 3	14,90	1,70	8,45	8,11	4,85	59,83	12
	Viveiro 4	18,40	5,50	9,21	10,08	4,31	42,73	12
	Lagoa	12,10	1,60	5,60	6,63	3,49	52,66	12
	Poço	5,90	3,20	3,75	4,23	1,10	25,97	12
Temperatura (°C)	Viveiro 1	32,00	27,10	28,20	28,78	1,66	5,76	12
	Viveiro 2	32,50	26,60	28,30	28,96	2,04	7,04	12
	Viveiro 3	32,70	26,70	28,25	28,87	2,03	7,04	12
	Viveiro 4	32,80	26,60	28,40	29,05	2,19	7,54	12
	Lagoa	30,90	26,70	27,70	28,42	1,48	5,20	12
	Poço	29,80	26,90	27,80	28,05	1,07	3,83	12
Transparência (cm)	Viveiro 1	107,00	107,00	107,00	107,00	0,00	0,00	7
	Viveiro 2	33,00	17,00	24,00	24,36	5,72	23,49	7
	Viveiro 3	19,00	12,00	15,00	14,71	2,21	15,05	7
	Viveiro 4	24,00	13,00	20,00	19,71	3,72	18,86	7
	Lagoa	21,00	17,00	19,00	18,93	1,30	6,89	7
	Poço	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados n/d = não determinado

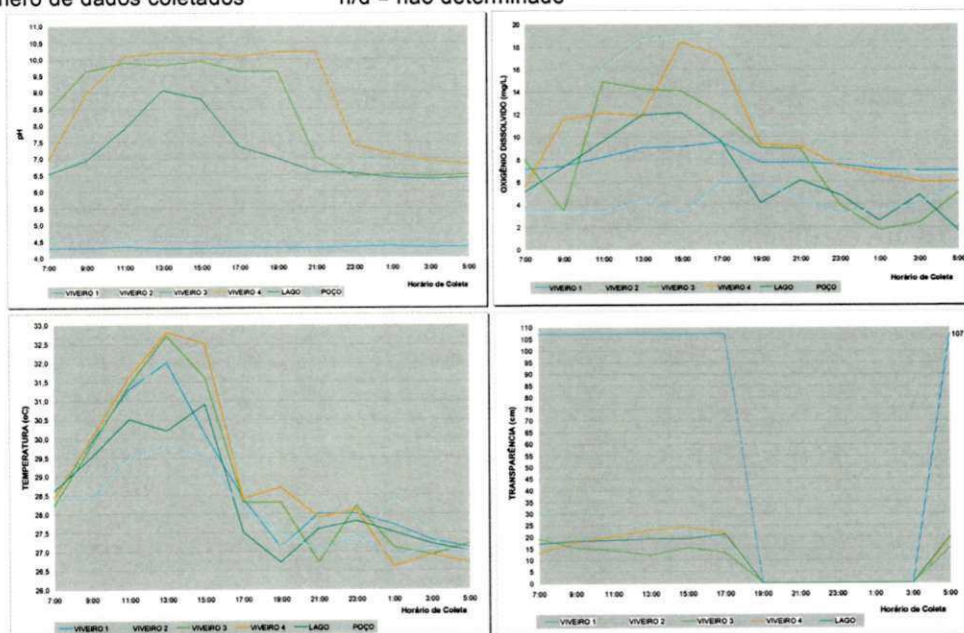


Figura 29 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - Primeira coleta.

4.5.3 Segunda Coleta - 21 - 22/12/01 (24 dias de criação)

Na segunda coleta nictemeral, os parâmetros climáticos mantiveram-se estáveis. A parametrização dos resultados obtidos nesta coleta (Tabela 23) mostra que a maior variação na concentração de oxigênio dissolvido ocorreu no viveiro 2, oscilando de 18,0mg/L (11:00h) a 1,5mg/L (03:00h), e apresentou distribuição uniforme nos valores de transparência, entre 11,0 e 16,0cm.

No viveiro 1 percebe-se que houve uma drástica flutuação na transparência da água, com nítida elevação nas primeiras horas do dia, estabilizando em torno de 107,0cm até as 13:00h para decair em seguida, retomando aos 50,0cm. Enquanto o pH da água oscilou entre 9,0-10,0 nos viveiros 2, 3 e 4, no período diurno, no viveiro 1 manteve-se na faixa de pH 4,5 a 5,0 (Figura 30).

Tabela 23 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 21 - 22/12/01.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	5,06	4,52	4,63	4,70	0,18	3,82	12
	Viveiro 2	10,17	6,47	9,12	8,56	1,62	18,93	12
	Viveiro 3	10,06	6,45	9,04	8,40	1,54	18,37	12
	Viveiro 4	10,06	7,05	8,92	8,65	1,12	12,93	12
	Lagoa	9,78	6,23	7,62	7,96	1,44	18,04	12
	Poço	4,65	4,33	4,40	4,45	0,11	2,37	12
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	12,00	4,80	9,35	8,69	2,48	28,58	12
	Viveiro 2	18,00	1,50	9,95	9,38	5,48	58,44	12
	Viveiro 3	14,80	2,70	8,25	8,78	4,44	50,59	12
	Viveiro 4	18,10	7,00	12,25	12,48	3,68	29,53	12
	Lagoa	16,00	4,60	9,95	10,39	3,73	35,92	12
	Poço	4,60	2,60	2,75	3,08	0,70	22,59	12
Temperatura (°C)	Viveiro 1	32,70	28,20	29,80	30,27	1,53	5,04	12
	Viveiro 2	32,80	27,90	29,80	30,13	1,56	5,17	12
	Viveiro 3	32,80	28,60	29,65	30,17	1,35	4,49	12
	Viveiro 4	32,90	28,70	29,65	30,37	1,52	5,01	12
	Lagoa	32,30	28,70	29,55	30,04	1,22	4,07	12
	Poço	30,00	28,30	28,75	28,98	0,64	2,20	12
Transparência (cm)	Viveiro 1	107,00	50,00	69,00	79,43	26,43	33,28	7
	Viveiro 2	16,00	11,00	14,00	13,71	1,60	11,69	7
	Viveiro 3	22,00	17,00	20,00	19,57	1,99	10,16	7
	Viveiro 4	25,50	20,00	23,00	23,07	1,92	8,34	7
	Lagoa	28,00	19,00	26,00	25,36	3,09	12,19	7
	Poço	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados

n/d = não determinado

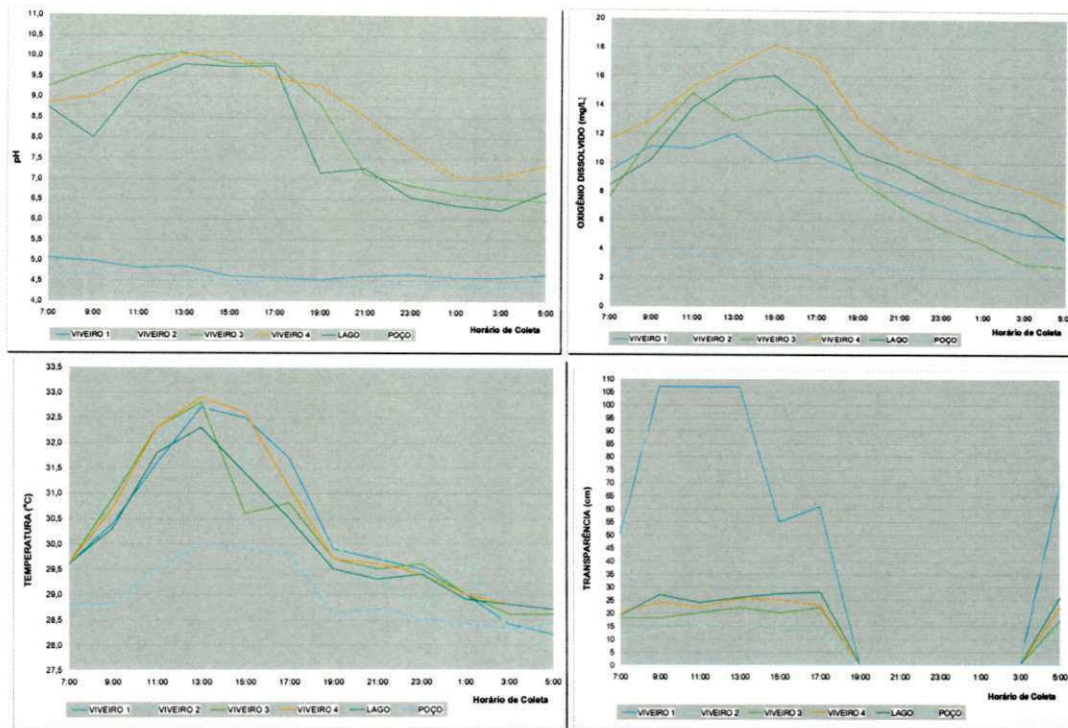


Figura 30 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - Segunda coleta.

4.5.4 Terceira Coleta - 04 - 05/01/02 (38 dias de criação)

Neste dia o vento atingiu 4,0m/s e a temperatura da água dos viveiros manteve-se entre 28,5 e 33,5°C, descendo a 27,6°C ao amanhecer, quando se teve registro da maior precipitação pluviométrica ocorrida no período do estudo. As curvas de pH mantiveram-se dentro do intervalo de 6,5 a 10,0 para as medidas de 24 horas, exceto no viveiro 1, onde os valores oscilam discretamente na faixa de pH 4,8 – 5,5. A dinâmica de variação do oxigênio dissolvido nos quatro viveiros apresentaram praticamente a mesma evolução no período de 24 horas.

As medidas do disco de Secchi apontam para flutuações ao longo do período diurno, e enquanto a transparência foi mais elevada no viveiro 1, entre 45,0 e 65,0cm, manteve-se inferior a 20,0cm no viveiro 3.

Os resultados obtidos para as amostras coletadas nesta data estão apresentados na Tabela 24 e Figura 31.

Tabela 24 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 04 - 05/01/02.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	5,52	4,84	4,98	5,09	0,23	4,55	12
	Viveiro 2	9,95	6,54	7,81	8,18	1,43	17,51	12
	Viveiro 3	9,96	6,71	8,70	8,41	1,36	16,17	12
	Viveiro 4	9,27	6,44	7,05	7,28	0,84	11,55	12
	Lagoa	9,62	6,57	7,49	7,89	1,21	15,39	12
	Poço	4,70	4,11	4,52	4,52	0,14	3,13	12
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	16,20	5,00	10,60	10,20	3,85	37,71	12
	Viveiro 2	14,60	3,60	9,15	9,53	3,69	38,79	12
	Viveiro 3	13,90	4,50	9,55	9,51	3,49	36,74	12
	Viveiro 4	18,00	6,50	11,30	11,58	3,77	32,58	12
	Lagoa	15,60	5,50	10,44	10,41	3,51	33,71	12
	Poço	5,10	3,00	3,70	3,79	0,52	13,84	12
Temperatura (°C)	Viveiro 1	33,30	27,70	29,00	29,66	1,68	5,67	12
	Viveiro 2	33,50	27,60	29,25	29,74	1,78	5,99	12
	Viveiro 3	33,10	28,10	29,05	29,69	1,66	5,59	12
	Viveiro 4	32,50	27,90	29,35	29,58	1,39	4,70	12
	Lagoa	31,90	28,10	29,15	29,43	1,15	3,92	12
	Poço	29,70	28,10	28,75	28,83	0,57	1,98	12
Transparência (cm)	Viveiro 1	64,00	45,00	51,00	52,67	7,23	13,73	6
	Viveiro 2	28,00	14,00	23,00	21,67	5,68	26,22	6
	Viveiro 3	20,00	15,00	18,00	17,67	1,97	11,13	6
	Viveiro 4	26,00	21,00	23,50	23,50	1,87	7,96	6
	Lagoa	43,00	26,00	29,00	30,50	6,35	20,81	6
	Poço	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados n/d = não determinado

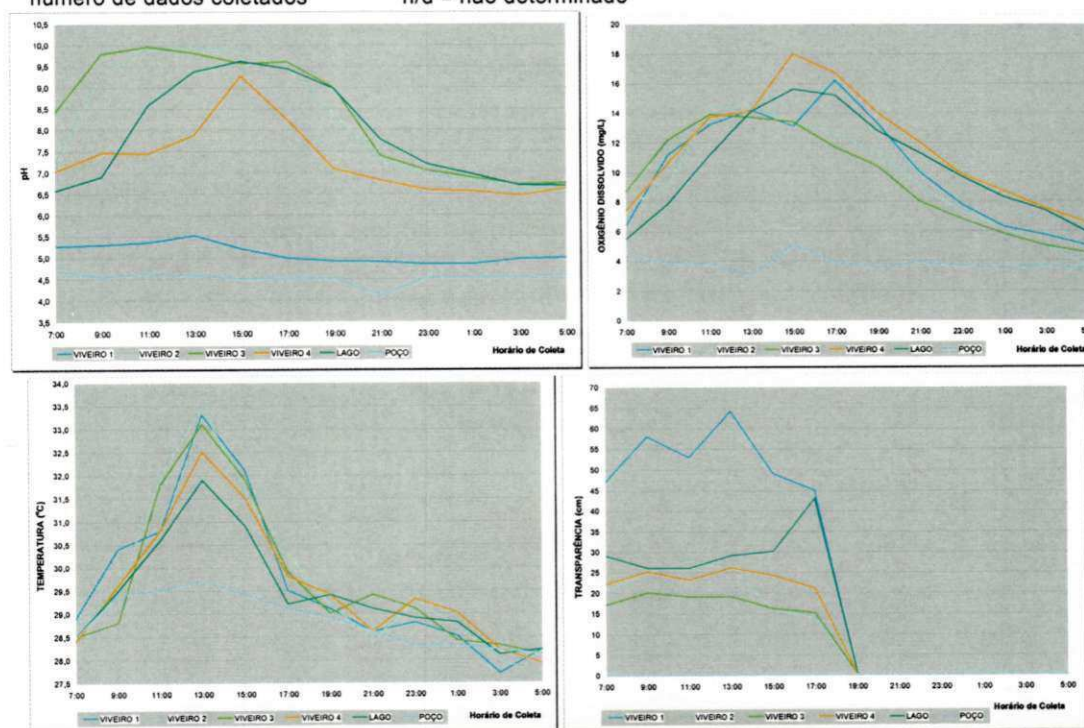


Figura 31 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - Terceira coleta.

4.5.5 Quarta Coleta - 18 - 19/01/02 (52 dias de criação)

A quarta etapa de coleta pode ser caracterizada pelos menores níveis de insolação (4,2h) e de radiação (464,8cal/cm²/dia) do período experimental, e mesmo não tendo ocorrido chuva neste dia, o tempo era nublado no encerramento desta coleta. Cabe registrar ocorrência na bomba do poço, fora de operação após as 14h, por falta de energia.

A flutuação do oxigênio dissolvido nas 24 horas apresenta diferenças da ordem de 12,0mg/L entre os valores de máximo e mínimo, exceto para o viveiro 1, onde a faixa de variação é mais estreita, em torno de 5,0mg/L. Esta distinção do viveiro 1 em relação aos demais também se verifica em relação à transparência. Enquanto todos os viveiros apresentavam uma tendência à turvação, com transparência abaixo dos 25,0cm, as medidas do disco de Secchi para o viveiro 1 iniciaram próximo aos 70,0cm chegando a 107,0cm entre 13:00 e 15:00h (Tabela 25 e Figura 32).

Tabela 25 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 18 - 19/01/02.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	5,47	4,86	4,94	5,00	0,18	3,55	12
	Viveiro 2	9,99	6,42	8,82	8,31	1,43	17,22	12
	Viveiro 3	9,93	6,49	8,16	8,25	1,50	18,15	12
	Viveiro 4	7,09	5,94	6,33	6,43	0,35	5,42	12
	Lagoa	9,73	6,88	8,08	8,19	1,17	14,23	12
	Poço	9,86	4,46	4,58	5,87	2,66	45,34	4
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	8,20	3,20	4,95	5,33	1,60	30,05	12
	Viveiro 2	14,50	2,80	7,40	7,98	4,04	50,59	12
	Viveiro 3	14,20	2,30	7,75	8,02	4,58	57,17	12
	Viveiro 4	20,00	7,30	10,70	12,76	4,60	36,04	12
	Lagoa	14,10	5,10	9,55	9,52	2,98	31,32	12
	Poço	12,70	2,40	3,10	5,33	4,95	93,00	4
Temperatura (°C)	Viveiro 1	31,30	26,40	28,05	28,47	1,45	5,10	12
	Viveiro 2	30,90	26,70	28,70	28,76	1,27	4,40	12
	Viveiro 3	30,30	27,00	28,60	28,63	0,99	3,44	12
	Viveiro 4	30,70	26,80	28,45	28,48	1,01	3,56	12
	Lagoa	31,40	26,90	28,55	28,74	1,33	4,63	12
	Poço	30,10	28,60	28,90	29,13	0,67	2,30	4
Transparência (cm)	Viveiro 1	107,00	66,00	79,50	84,50	18,53	21,93	6
	Viveiro 2	17,00	12,00	15,50	15,17	1,72	11,36	6
	Viveiro 3	25,00	17,00	23,00	22,33	3,08	13,78	6
	Viveiro 4	26,00	22,00	24,00	23,67	1,51	6,36	6
	Lagoa	39,00	27,00	32,50	33,00	5,02	15,21	6
	Poço	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados

n/d = não determinado

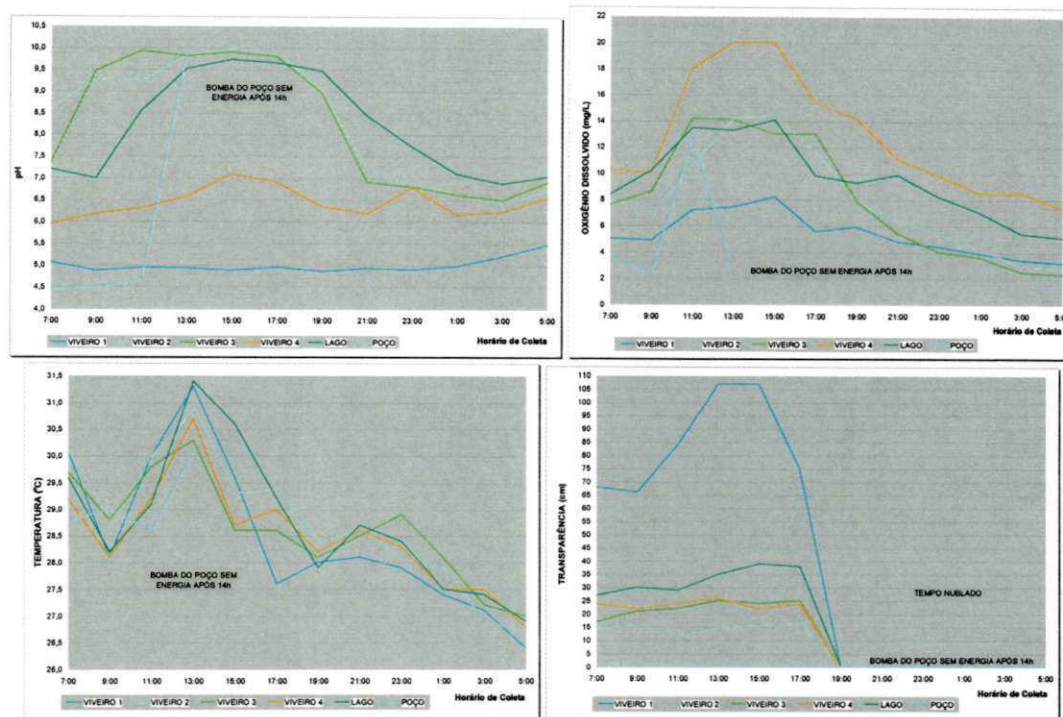


Figura 32 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - Quarta coleta.

4.5.6 Quinta Coleta - 01 - 02/02/02 (66 dias de criação)

A velocidade dos ventos atingiu o máximo de 5,0m/s, sem registro de precipitações. A temperatura da água dos viveiros manteve-se entre 27,0 e 32,2°C, com médias variando de 29,3 a 29,5°C. A escala de pH permite identificar o viveiro 1 como o ambiente mais ácido, na faixa de 4,9 – 5,6, estando situado acima de 6,5 nos demais viveiros, ocorrendo no viveiro 4 uma pequena redução nas quatro últimas tomadas.

A concentração de oxigênio dissolvido oscilou praticamente em todos os viveiros, verificando-se diferenças da ordem de três a cinco vezes entre os valores máximos e mínimos. A transparência da água mostrou-se mais elevada no viveiro 1, que apresentou os maiores picos de variação para os dados da evolução diurna. A transparência da água esteve situada na faixa abaixo de 25,0cm, sendo verificados valores entre 10,0–12,0cm no viveiro 2, revelando a turvação da água. Os dados da evolução dos parâmetros analisados, dispostos na Tabela 26 estão representados na Figura 33.

Tabela 26 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 01 - 02/02/02.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	5,66	4,87	5,11	5,19	0,31	5,97	12
	Viveiro 2	9,85	6,43	7,97	8,14	1,44	17,72	12
	Viveiro 3	9,92	6,34	7,31	7,82	1,47	18,81	12
	Viveiro 4	9,70	5,81	6,69	7,36	1,52	20,63	12
	Lagoa	9,77	6,47	8,85	8,43	1,24	14,70	12
	Poço	4,56	4,32	4,45	4,46	0,08	1,76	9
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	7,10	2,40	4,40	4,68	1,59	33,92	12
	Viveiro 2	8,70	1,90	5,30	5,37	2,38	44,30	12
	Viveiro 3	8,20	2,00	4,15	4,63	2,21	47,75	12
	Viveiro 4	11,30	3,40	6,55	7,18	2,76	38,46	12
	Lagoa	9,40	3,20	5,75	5,98	1,77	29,61	12
	Poço	2,70	1,80	2,00	2,09	0,30	14,45	9
Temperatura (°C)	Viveiro 1	31,60	27,70	28,90	29,24	1,42	4,87	12
	Viveiro 2	32,20	27,30	29,30	29,47	1,67	5,66	12
	Viveiro 3	31,80	27,00	29,25	29,39	1,64	5,59	12
	Viveiro 4	31,50	27,50	29,05	29,42	1,51	5,14	12
	Lagoa	31,20	27,80	28,90	29,20	1,21	4,15	12
	Poço	30,20	27,50	27,90	28,40	1,00	3,53	9
Transparência (cm)	Viveiro 1	43,00	32,00	36,00	36,67	3,72	10,16	6
	Viveiro 2	12,00	10,00	11,50	11,33	0,82	7,20	6
	Viveiro 3	26,00	21,00	24,00	23,83	2,04	8,56	6
	Viveiro 4	20,00	14,00	18,50	17,83	2,14	11,98	6
	Lagoa	41,00	25,00	35,50	33,83	7,41	21,91	6
	Poço	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados n/d = não determinado

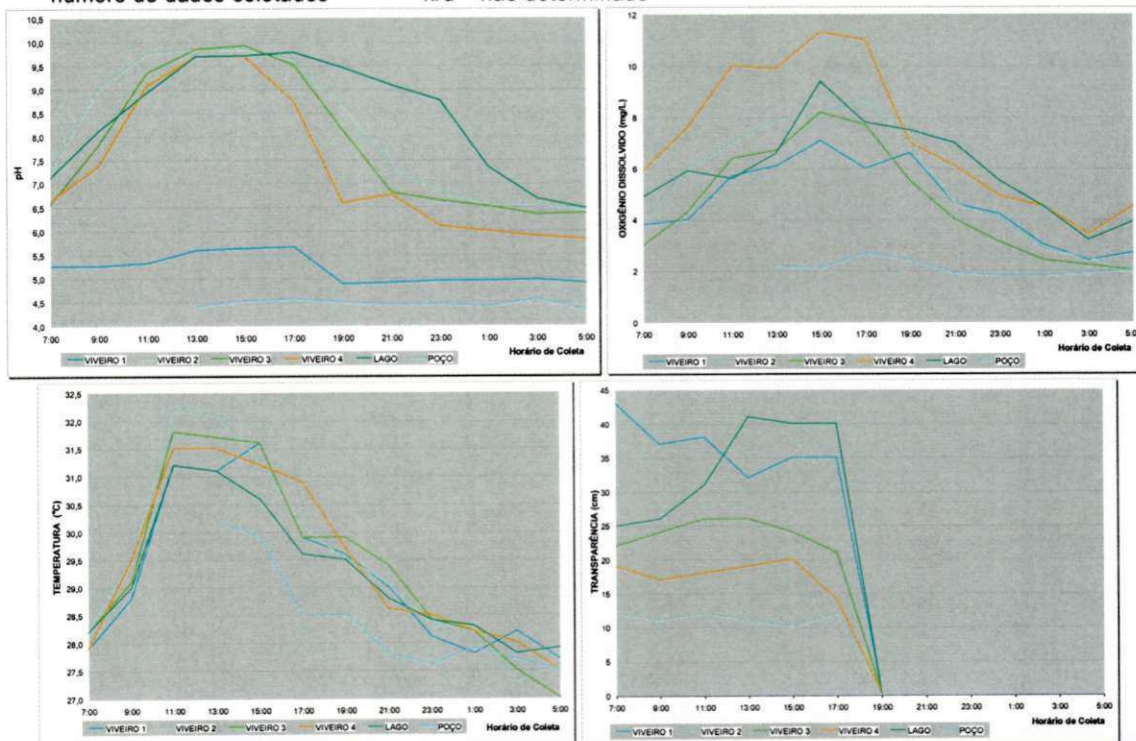


Figura 33 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - Quinta coleta.

4.5.7 Sexta Coleta - 15 - 16/02/02 (80 dias de criação)

A análise da evolução dos parâmetros (Tabela 27 e Figura 34) nesta coleta mostra certa homogeneidade na concentração de oxigênio dissolvido. Choveu ao longo do dia, com precipitação de 0,6mm e apesar da insolação (9,3h), a temperatura do ar foi a menor de todo o experimento, atingindo 20,0°C. A temperatura da água dos viveiros indicava 29,0-29,5°C na primeira tomada de medidas, aumentando rapidamente durante o período da manhã, chegando a alcançar 33,0°C (viveiro 2) e 32,7°C (viveiro 1), com mínima de 27,4°C (viveiros 1 e 4) na penúltima tomada desta coleta.

A transparência da água manteve-se abaixo de 30,0cm nos viveiros 2 e 3, evoluindo discretamente durante o período diurno, em contraponto a fortíssimas oscilações observadas no par de viveiros 1 e 4. Ao contrário do que ocorreu no par de viveiros 2 e 3, onde se verificou elevação do pH de 7,0 para 10,0 no período diurno, praticamente não houve flutuação nos valores de pH da água dos viveiros 1 e 4, que permaneceram na faixa inferior a 6,5.

4.5.8 Sétima Coleta - 01 - 02/03/02 (94 dias de criação)

Nesta coleta ocorreu insolação durante 10 horas, com a segunda maior radiação (570,3cal/cm³/dia) e ventos de 4,0m/s.

A temperatura mínima da água dos viveiros manteve-se em torno de 27,0°C, com máxima de 33,1°C (viveiro 1). A flutuação do pH ao longo do período de coleta mostra similaridade entre os viveiros 1 e 4, assim como ocorre para o par de viveiros 2 e 3, onde a concentração de oxigênio dissolvido decaiu ao amanhecer, a valores de 1,50 e 2,20, respectivamente. A transparência da água ficou entre 10,0-12,0cm no viveiro 2, e acima de 17,0cm nos viveiros 3 e 4, com valores máximos na faixa de 24,0 a 30,0cm no viveiro 1 (Tabela 28 e Figura 35).

Tabela 27 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 15 - 16/02/02.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	5,28	4,96	5,03	5,08	0,11	2,18	12
	Viveiro 2	9,90	6,26	7,38	7,79	1,36	17,48	12
	Viveiro 3	9,92	6,35	8,46	8,28	1,43	17,21	12
	Viveiro 4	6,80	5,77	5,99	6,09	0,29	4,78	12
	Lagoa	9,88	6,78	8,27	8,38	1,24	14,82	12
	Poco	4,58	4,31	4,43	4,43	0,08	1,84	12
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	9,50	3,00	5,05	5,60	2,00	35,67	12
	Viveiro 2	9,60	2,20	6,25	5,90	2,52	42,71	12
	Viveiro 3	10,40	2,90	6,95	6,66	2,57	38,60	12
	Viveiro 4	10,90	3,70	6,20	6,93	2,61	37,64	12
	Lagoa	11,40	5,10	7,40	8,05	2,01	24,91	12
	Poco	2,90	1,70	2,10	2,26	0,37	16,51	12
Temperatura (°C)	Viveiro 1	32,70	27,30	30,10	30,03	1,45	4,83	12
	Viveiro 2	33,00	28,30	29,55	30,11	1,44	4,77	12
	Viveiro 3	31,80	27,30	29,55	29,70	1,22	4,10	12
	Viveiro 4	31,10	27,40	29,10	29,48	1,24	4,22	12
	Lagoa	31,60	27,70	29,20	29,48	1,21	4,10	12
	Poco	30,30	27,00	29,00	28,83	1,05	3,66	12
Transparência (cm)	Viveiro 1	107,00	49,00	57,50	63,67	21,67	34,03	6
	Viveiro 2	32,00	22,00	28,25	27,75	4,24	15,28	6
	Viveiro 3	28,00	23,00	25,75	25,83	1,97	7,61	6
	Viveiro 4	52,00	19,50	34,50	35,58	12,31	34,58	6
	Lagoa	46,00	30,00	37,50	38,00	7,13	18,76	6
	Poco	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados n/d = não determinado

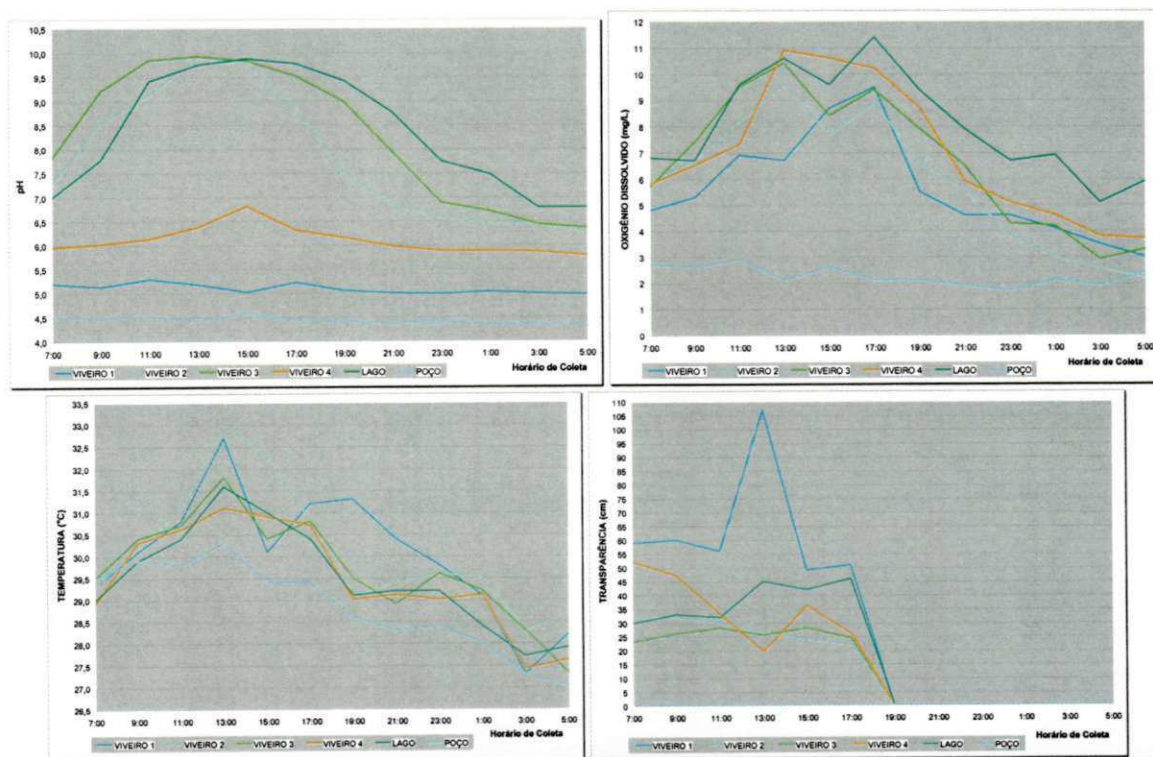


Figura 34 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - Sexta coleta.

4.5.8 Sétima Coleta

Nesta coleta ocorreu insolação durante 10 horas, com a segunda maior radiação ($570,3\text{cal/cm}^2/\text{dia}$) e ventos de $4,0\text{m/s}$ (0).

A temperatura mínima da água dos viveiros se manteve em torno de $27,0^\circ\text{C}$, com máxima de $33,1^\circ\text{C}$ (viveiro 1). A flutuação do pH ao longo do período de coleta mostra similaridade entre os viveiros 1 e 4, assim como ocorre para o par de viveiros 2 e 3, onde a concentração de oxigênio dissolvido decaiu ao amanhecer, a valores de 1,50 e 2,20, respectivamente. A transparência da água ficou entre 10,0-12,0cm no viveiro 2, e acima de 17,0cm viveiros 3 e 4, com valores máximos na faixa de 24,0 a 30,0cm no viveiro 1 (Tabela 28 e Figura 33).

Tabela 28 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) nos dias 01 - 02/03/02.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	8.45	4.96	5.50	5.86	1.04	17.79	12
	Viveiro 2	9.68	5.97	7.08	7.78	1.61	20.65	12
	Viveiro 3	9.69	6.06	7.19	7.69	1.48	19.30	12
	Viveiro 4	9.28	5.33	5.95	6.54	1.36	20.83	12
	Lagoa	9.82	6.24	9.00	8.34	1.51	18.13	12
	Poco	4.75	4.40	4.61	4.59	0.11	2.47	12
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	11.80	3.70	7.45	7.59	2.70	35.54	12
	Viveiro 2	8.30	1.50	5.00	5.15	2.31	44.80	12
	Viveiro 3	9.10	2.20	5.30	5.56	2.38	42.74	12
	Viveiro 4	17.40	6.50	11.15	11.42	3.32	29.08	12
	Lagoa	10.10	3.50	6.55	6.75	1.87	27.65	12
	Poco	3.20	1.70	2.15	2.26	0.42	18.54	12
Temperatura (°C)	Viveiro 1	33.10	27.10	29.65	29.63	1.69	5.69	12
	Viveiro 2	32.10	26.70	29.65	29.77	1.62	5.43	12
	Viveiro 3	32.00	27.50	29.55	29.78	1.46	4.90	12
	Viveiro 4	32.30	26.60	29.00	29.48	1.67	5.67	12
	Lagoa	32.40	27.10	29.55	29.58	1.60	5.39	12
	Poco	30.50	27.10	28.75	28.82	1.20	4.16	12
Transparência (cm)	Viveiro 1	30.00	21.50	26.00	25.92	2.97	11.47	6
	Viveiro 2	12.50	9.50	11.25	11.08	1.43	12.89	6
	Viveiro 3	17.00	13.00	16.00	15.67	1.40	8.95	6
	Viveiro 4	20.00	17.00	18.25	18.33	1.08	5.89	6
	Lagoa	34.00	22.00	29.50	29.67	4.41	14.87	6
	Poco	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados

n/d = não determinado

Tabela 28 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 01 - 02/03/02.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	8,45	4,96	5,50	5,86	1,04	17,79	12
	Viveiro 2	9,68	5,97	7,08	7,78	1,61	20,65	12
	Viveiro 3	9,69	6,06	7,19	7,69	1,48	19,30	12
	Viveiro 4	9,28	5,33	5,95	6,54	1,36	20,83	12
	Lagoa	9,82	6,24	9,00	8,34	1,51	18,13	12
	Poco	4,75	4,40	4,61	4,59	0,11	2,47	12
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	11,80	3,70	7,45	7,59	2,70	35,54	12
	Viveiro 2	8,30	1,50	5,00	5,15	2,31	44,80	12
	Viveiro 3	9,10	2,20	5,30	5,56	2,38	42,74	12
	Viveiro 4	17,40	6,50	11,15	11,42	3,32	29,08	12
	Lagoa	10,10	3,50	6,55	6,75	1,87	27,65	12
	Poco	3,20	1,70	2,15	2,26	0,42	18,54	12
Temperatura (°C)	Viveiro 1	33,10	27,10	29,65	29,63	1,69	5,69	12
	Viveiro 2	32,10	26,70	29,65	29,77	1,62	5,43	12
	Viveiro 3	32,00	27,50	29,55	29,78	1,46	4,90	12
	Viveiro 4	32,30	26,60	29,00	29,48	1,67	5,67	12
	Lagoa	32,40	27,10	29,55	29,58	1,60	5,39	12
	Poco	30,50	27,10	28,75	28,82	1,20	4,16	12
Transparência (cm)	Viveiro 1	30,00	21,50	26,00	25,92	2,97	11,47	6
	Viveiro 2	12,50	9,50	11,25	11,08	1,43	12,89	6
	Viveiro 3	17,00	13,00	16,00	15,67	1,40	8,95	6
	Viveiro 4	20,00	17,00	18,25	18,33	1,08	5,89	6
	Lagoa	34,00	22,00	29,50	29,67	4,41	14,87	6
	Poco	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados n/d = não determinado

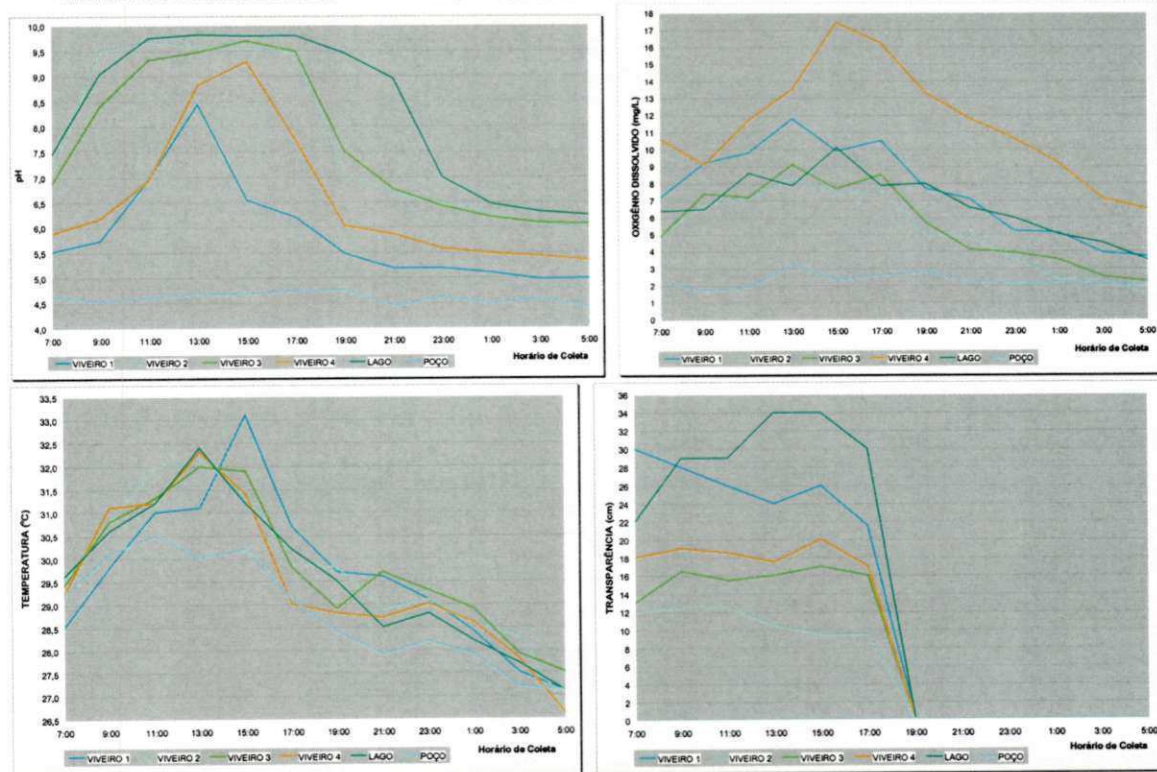


Figura 35 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - Sétima coleta.

4.5.9 Oitava Coleta - 15 - 16/03/02 (108 dias de criação)

As condições de entorno na realização da última coleta da série nictemeral eram de máxima, no que se refere a insolação (10,9h), radiação (597,7 cal/cm³/dia) e temperatura do ar (30,0°C). O tempo esteve nublado ao final da manhã, com precipitação de 9,0mm no dia seguinte, e a temperatura da água dos viveiros atingiu 33,5°C, decaindo a partir das 13:00h, situando-se pouco abaixo dos 28,0°C nas primeiras horas do segundo dia desta coleta, em todos os ambientes. Houve variação do pH durante as 24 horas, e somente no viveiro 4 o pH da água permaneceu abaixo de 6,5 durante o período de observação. As maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram medidas nos viveiros 1 e 4. A transparência da água era mais intensa no início da coleta, notadamente no viveiro 4 (48,0cm) decrescendo ao longo do período diurno, oscilando na faixa inferior a 30,0cm nos viveiros 1, 2 e 3.

Os resultados da análise da água dos viveiros e das fontes de captação (Tabela 29) estão representados na Figura 36.

Tabela 29 - Variação nictemeral dos parâmetros físicos e químicos - valores de máximo, mínimo, média, mediana, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV), nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada nos dias 15 - 16/03/02.

VARIÁVEL	Ambiente	Máximo	Mínimo	Mediana	Média	DP	CV (%)	n
pH	Viveiro 1	8,77	5,00	5,21	5,74	1,08	18,85	12
	Viveiro 2	9,60	6,05	6,78	7,51	1,47	19,53	12
	Viveiro 3	9,53	6,24	7,99	7,94	1,42	17,85	12
	Viveiro 4	6,35	5,38	5,56	5,65	0,29	5,04	12
	Lagoa	9,67	6,28	8,49	8,19	1,15	14,04	12
	Poco	4,57	4,20	4,33	4,36	0,12	2,69	12
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Viveiro 1	17,60	4,30	8,95	9,44	4,34	46,00	12
	Viveiro 2	9,70	1,30	5,00	5,39	2,90	53,88	12
	Viveiro 3	8,40	2,90	5,40	5,52	2,05	37,12	12
	Viveiro 4	13,90	2,70	6,00	7,10	3,68	51,82	12
	Lagoa	10,00	3,40	6,40	6,74	1,95	28,95	12
	Poco	2,62	1,90	2,25	2,29	0,26	11,17	12
Temperatura (°C)	Viveiro 1	32,30	27,70	29,50	29,77	1,45	4,88	12
	Viveiro 2	32,80	27,70	29,70	29,85	1,66	5,55	12
	Viveiro 3	33,50	28,00	29,85	30,17	1,79	5,92	12
	Viveiro 4	32,30	27,80	29,65	29,74	1,34	4,50	12
	Lagoa	32,00	27,60	30,05	29,66	1,34	4,52	12
	Poco	30,20	23,50	28,50	28,23	1,86	6,59	12
Transparência (cm)	Viveiro 1	26,50	18,50	24,25	23,25	3,27	14,05	6
	Viveiro 2	32,00	19,50	22,50	23,75	4,54	19,10	6
	Viveiro 3	29,00	21,50	27,75	26,67	2,96	11,10	6
	Viveiro 4	48,00	22,00	35,75	34,33	9,71	28,29	6
	Lagoa	44,50	29,50	36,50	36,33	5,09	14,00	6
	Poco	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

n número de dados coletados

n/d = não determinado

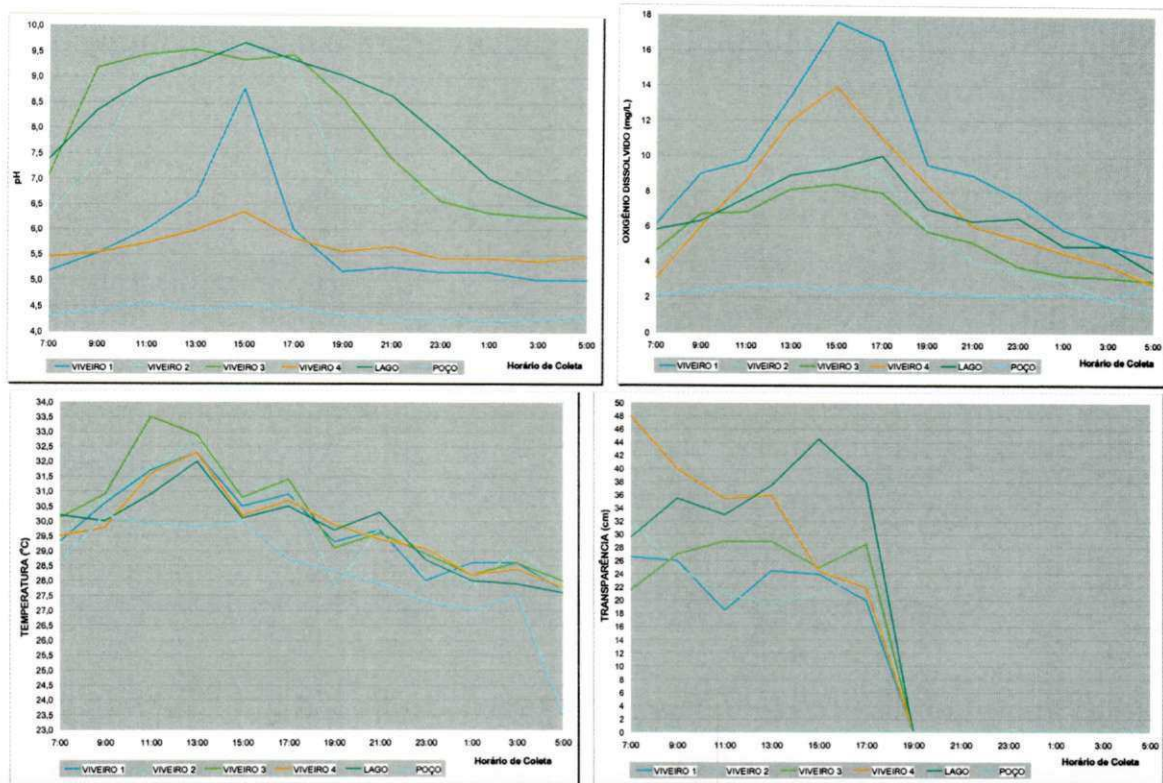


Figura 36 Variação nictemeral do pH, Oxigênio Dissolvido, Temperatura e Transparência nos quatro viveiros e nas águas de captação do sistema implantado para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada - Oitava coleta.

4.6 Crescimento e Produção dos Peixes

São apresentados os resultados do desempenho zootécnico da espécie criada, mediante avaliação dos indicadores de crescimento dos peixes, rendimento da carcaça e de filés, composição química proximal do músculo e conteúdo estomacal encontrado nos exemplares de tilápia, ao final da criação.

4.6.1 Avaliação do Conteúdo Estomacal

No último dia da criação foi realizada a análise do conteúdo estomacal para uma amostra de 20 exemplares, a fim de obter informações sobre a qualidade da dieta natural da tilápia e também sobre a possível interferência desta espécie nas comunidades planctônicas.

Os itens alimentares identificados na análise do conteúdo estomacal, com indicação da respectiva frequência de ocorrência por viveiro, encontram-se relacionados na Tabela 30.

Os peixes foram retirados de forma aleatória dos respectivos viveiros para as amostragens, e os espécimes coletados apresentaram variação de classe quanto ao

comprimento total, sendo encontrados no viveiro 4 exemplares medindo entre 25,1 e 28,0cm, e no viveiro 1 apresentaram comprimento mínimo de 22,5cm e máximo de 27,6cm. No par de viveiros 2 e 3 o comprimento total situava-se, respectivamente, na faixa entre 11,7 e 21,1cm e 12,3 a 15,0cm.

Tabela 30 - Frequência relativa (%) dos itens alimentares presentes no conteúdo estomacal das amostras procedentes dos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

Item Alimentar	Ambiente			
	Viveiro 1	Viveiro 2	Viveiro 3	Viveiro 4
Algas chloroficeae	100	60	50	50
Restos de Ração	40	-	40	30
Algas Diatomáceas	80	-	-	-
Rotíferas	-	40	40	-
Ovos de Rotíferos	-	20	30	20
Restos de Vegetais	40	-	10	-
Copépoda Juvenil	-	-	10	-
Apêndices de Copépoda	-	-	10	-

- ausente

De acordo com a Figura 37, a composição da dieta da tilápia nilótica nos viveiros mostrou frequência significativa da alga chloroficeae do gênero *Scenedesmus* (respectivamente 100,0 / 60,0 / 50,0 / 50,0%), enquanto a dieta composta pelas algas diatomáceas (80,0%) representada pelos gêneros *Pinnularia* e *Cymbella* tiveram maior frequência apenas no viveiro 1. Os rotíferos estiveram representados pela espécies *Brachionus falcatus* e *B. caudatus*, sendo a frequência de ocorrência nos estômagos da espécie de 20,0% nos viveiros 2 e 3 e 40,0% no viveiro 4. Apenas no viveiro 1 foi identificada a participação de algas diatomáceas (80,0%) na dieta. Nos viveiros 2, 3 e 4 os rotíferos tiveram representados pela espécies *Brachionus falcatus* e *B. caudatus* com (20,0, 20,0 e 40,0%) de frequência de ocorrência nos estômagos da espécie, sendo que o viveiro 3 apresentou alta diversidade entre os organismos de origem vegetal e animal.

4.6.2 Desempenho Zootécnico da Espécie

Os resultados gerais da criação experimental de tilápias no sistema implementado no NUPPA/UFPB (João Pessoa/PB) no período de 27 de novembro de 2001 a 27 de março de 2002, com enfoque para os dados de crescimento, estão apresentados na Tabela 31. Os dados biométricos tomados a cada 14 dias, no que se refere a comprimento e peso, para os exemplares amostrados nos quatro viveiros da criação experimental, estão dispostos na Tabela 32.

Verifica-se que apesar dos alevinos terem originalmente o mesmo peso e comprimento médio, constatou-se grande diversidade de valores biométricos no decorrer do experimento.

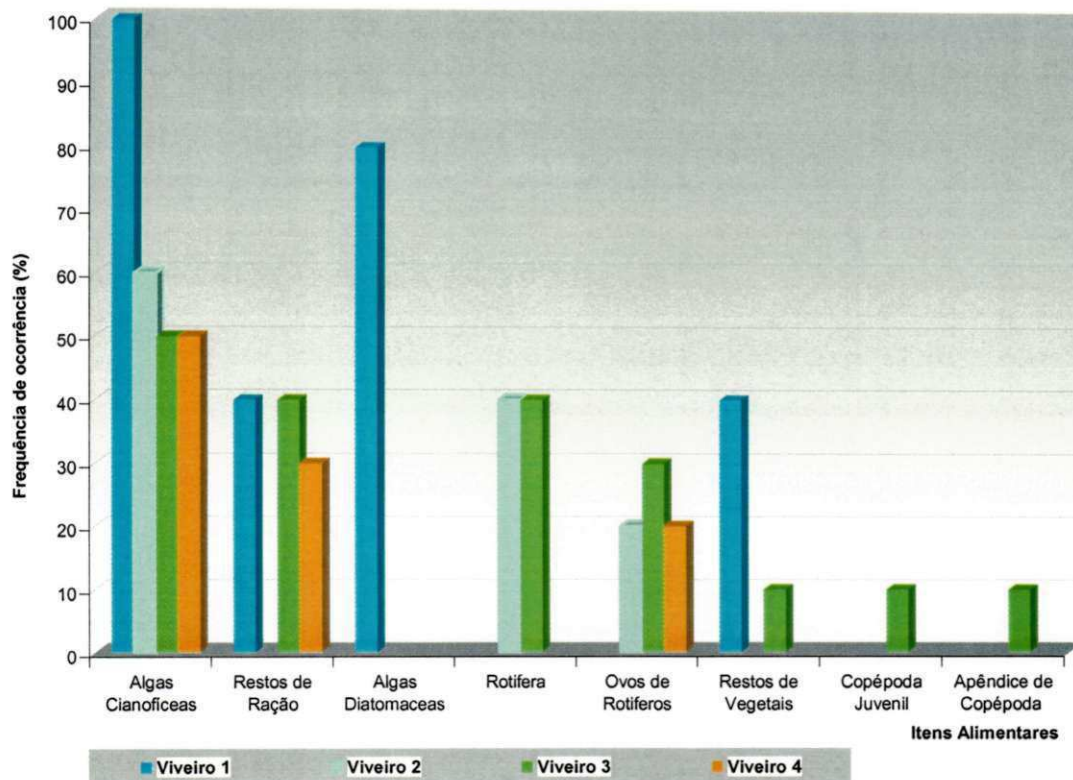


Figura 37 Frequência de ocorrência dos itens alimentares presentes no conteúdo estomacal das amostras procedentes dos quatro viveiros implantados para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

Tabela 31 - Informações gerais sobre o sistema implantado para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

VARIÁVEL	Viveiro 1	Viveiro 2	Viveiro 3	Viveiro 4
Data do início da estocagem	27/11/01	27/11/01	27/11/01	27/11/01
Data da despesca	27/03/02	27/03/02	27/03/02	27/03/02
Duração do experimento (dias)	120	120	120	120
Área dos viveiros (m ²)	300	300	300	300
Taxa de estocagem (ind./m ²)	1,0	1,0	1,0	1,0
Densidade (n ^o de indivíduos)	300	300	300	300
Peso médio inicial (g)	1,0	1,0	1,0	1,0
Comprimento. Médio inicial (cm)	3,0	3,0	3,0	3,0
Peso médio final (g)	491,10	177,20	88,61	539,50
Comprimento médio final (cm)	27,30	20,50	23,70	28,30

Tabela 32 - Pesos e comprimentos médios observados no sistema implantado para criação de Tilapia (*O. niloticus*) linhagem chitralada em quatro viveiros no período de 27/11/01 a 27/03/02.

Data da Biometria	Viveiro 1		Viveiro 2		Viveiro 3		Viveiro 4	
	L _T cm	W _T g	L _T cm	W _T g	L _T cm	W _T g	L _T cm	W _T g
27/11/01	3,00	1,00	3,00	1,00	3,00	1,00	3,00	1,00
12/12/01	4,94	3,51	4,93	2,65	4,08	1,45	7,34	8,66
26/12/01	8,54	14,09	8,16	11,79	7,61	8,90	11,11	29,92
09/01/02	12,20	41,86	11,34	31,75	7,95	11,33	14,45	66,86
23/01/02	15,59	94,49	12,76	48,63	9,10	16,85	17,25	115,16
06/02/02	17,91	151,96	14,89	80,07	11,82	36,31	20,70	222,39
20/02/02	21,13	242,16	16,86	108,64	15,71	61,48	23,33	311,35
06/03/02	23,16	317,99	18,50	142,80	17,80	79,39	25,03	382,38
27/03/02	27,30	491,10	20,50	177,20	23,70	88,61	28,30	539,50

4.6.3 Avaliação do Rendimento de Carcaça e de Filés

Os resultados das análises de rendimento efetuadas para uma amostragem de 20 exemplares de tilápia, composta por cinco indivíduos coletados aleatoriamente de cada um dos quatro viveiros da criação experimental estão dispostos na Tabela 33. Estes resultados mostram que, embora o peso médio dos peixes inteiros fosse mais elevado no par de viveiros 1 (478,0g) e 4 (515,0g), em relação aos viveiros 2 (173,4g) e 3 (111,7g), o rendimento de filé e o percentual de resíduos não variou significativamente. O rendimento de filés (valores médios) foi de 21,6% no viveiro 3 e 27,7% no viveiro 2, situando-se na faixa de 28,0% no par de viveiros 1 e 4. O rendimento de carcaça variou de 57,3% (viveiro 1) a 62,8% (viveiro 3). Os dados de rendimento de carcaça e de filés encontrados para o viveiro 3 confirmam a tendência de quanto maior o comprimento e o peso médio do peixe, maior será o rendimento do filé e, sendo menores e menos pesados, maior o percentual de resíduo por exemplar.

4.6.4 Composição Química do Músculo

A Tabela 34 apresenta a parametrização dos valores obtidos nas análises de composição química proximal dos filés de peixes oriundos dos quatro ambientes distintos, expressos com base nos valores de peso úmido por indivíduo, não sendo observadas diferenças significativas entre os filés dos peixes criados nos quatro ambientes. No que se refere à umidade, os valores extremos ocorreram no viveiro 3, com máximo de 80,0% e mínimo de 75,9%. O teor proteico variou entre 21,7% (viveiro 4) e 18,5% (viveiro 3). A fração lipídica máxima foi de 1,8% (viveiro 2) e a mínima de 0,8% (viveiro 4). Os resíduos minerais situaram-se no intervalo entre 1,5% (viveiro 4) e 1,0% (viveiro 2).

pH apresentaram diferenças significativas, ao contrário do que se demonstrou para o par de viveiros 2 e 3. Os resultados obtidos para as concentrações de oxigênio dissolvido e transparência evidenciam diferenças significativas no decorrer do período experimental.

Tabela 40 – Análises de Variância não paramétricas de Kruskal-Wallis das variações nictemerais dos parâmetros físicos e químicos nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada e nas águas de captação no período de 27/11/01 a 27/03/02.

VARIÁVEL	Ambiente					
	Viveiro 1	Viveiro 2	Viveiro 3	Viveiro 4	Lagoa	Poço
pH	0,001	0,355	0,533	0,001	0,001	0,001
Oxigênio Dissolvido	0,001	0,002	0,025	0,001	0,001	0,001
Temperatura	0,022	0,315	0,110	0,104	0,275	0,279
Transparência	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001

p < 0,05 Diferença Significativa (DS)

– p > 0,05 Diferença NÃO Significativa (NS)

4.8.2 Análise de Componentes Principais

O principal enfoque das teorias desenvolvidas sobre a forma como estão organizados os ecossistemas reside na busca de padrões que possam ser quantificados no sistema e comparados entre sistemas (LEVIN, 1992). Assim, o entendimento dos padrões e dos processos que os produzem também é fundamental para o desenvolvimento de princípios de manejo e elaboração de modelos preditivos (BICUDO et al., 1999).

A análise de variância realizada pelo método de componentes principais das medidas tomadas com frequência semanal, durante o período estudado, nos quatro viveiros e nas duas fontes de captação, fornece indícios dos padrões de variabilidade temporal e espacial das variáveis físicas, químicas e biológicas nestes ambientes.

A análise de componentes principais das amostras obtidas da série de medidas realizadas no período de novembro/2001 a março/2002 na superfície dos viveiros e nas águas de captação resumiu 61,3% da variabilidade total dos dados em seus três primeiros eixos (Tabela 41 e Tabela 42). O primeiro componente foi responsável por 34,9% da variação dos dados, e esteve relacionado de maneira positiva com a transparência da água, e negativamente com as grandezas pH, cor e turbidez da água, alcalinidade, DBO₅ e DQO, fósforo total e ortofosfato. Para o segundo componente, que explicou 18,7% dos dados, estabeleceu-se uma relação positiva com as concentrações de sulfato, clorofila *a* e feofitina, esta com menor significância, e de forma negativa com a condutividade elétrica e dureza da água. O componente 3

(7,3%) mostrou associação inversa entre as variáveis Cálcio (positiva) e Magnésio, de forma negativa, assim como ocorre para Amônia.

Tabela 41 - Eigenvalues dos três componentes extraídos por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) dos dados coletados com frequência semanal nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada e nas fontes de captação.

Extração	Eigenvalue	% de Variância	Acumulado	
			Eigenvalue	% de Variância
1	9,076702	34,91039	9,076702	34,91039
2	4,865222	18,71239	13,94192	53,62278
3	1,986158	7,639069	15,92808	61,26185

Tabela 42 - Coeficientes de correlação entre as variáveis físicas e químicas analisadas e os três primeiros eixos de ordenação na ACP para a distribuição dos dados coletados com frequência semanal nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada e nas fontes de captação.

VARIÁVEL	COMPONENTES PRINCIPAIS		
	Fator 1	Fator 2	Fator 3
pH	-0,86969	0,154175	0,037053
Oxigênio Dissolvido	-0,54964	-0,0941	0,366735
Temperatura	0,223715	0,476104	0,284456
Transparência	0,882308	-0,35445	-0,02739
Sólidos Totais Fixos	-0,31398	-0,15718	-0,18231
Sólidos Totais Voláteis	0,028744	0,6053	-0,21026
Cor	-0,80318	0,175259	-0,20005
Turbidez	-0,75075	0,34939	0,035885
Cloro	-0,31467	-0,49377	0,43268
Alcalinidade	-0,81966	-0,21699	-0,17683
Acidez Total	0,599089	0,426855	0,072832
Dureza	-0,45604	-0,69899	0,007736
Cálcio	-0,32384	-0,51604	0,61721
Magnésio	-0,24526	-0,40112	-0,61117
Salinidade	-0,49704	-0,18322	0,019628
DBO ₅	-0,78018	-0,15449	-0,11298
DQO	-0,78512	-0,1679	0,197807
NH ₃	-0,28556	-0,17347	-0,68146
NO ₂	-0,41098	0,508963	-0,21459
NO ₃	-0,08786	-0,63235	-0,03241
SO ₄	-0,40841	0,757227	-0,11409
PT	-0,87381	0,190492	0,037356
PO ₄	-0,86704	0,026862	0,043101
Clorofila <u>a</u>	-0,57082	0,551695	0,239848
Feofitina	-0,59154	0,599345	0,155038
Condutividade Elétrica	-0,53913	-0,70634	-0,09978

Os valores em **detaque** referem-se aos mais significativos para cada fator (acima de 0,70).

A representação gráfica explícita, quanto ao fator 1, que a relação entre transparência da água e turbidez se dá de maneira inversa, e o fator 2 evidencia a correlação entre a dureza e a condutividade elétrica da água (Figura 39). A ordenação pela ACP da variabilidade dos ambientes (viveiros, lagoa e poço) por mês de amostragem distinguiu o viveiro 1 e o poço dos demais ambientes, segregando as coletas no viveiro 1 nos meses de fevereiro e março/2002. Também houve distinção das coletas de fevereiro e março/2002 no par de viveiros 2 e 3 em relação à amostragem inicial, nos meses de novembro e dezembro. O destaque dos meses de fevereiro e março do restante do período amostral se constitui na representatividade do efeito do desenvolvimento dos peixes na dinâmica do sistema, evidenciado pela análise estatística.

Considerando a escala semanal de coletas para os meses amostrados, as observações da análise por meio da ACP indicam que a maior fonte de variabilidade das características limnológicas nos viveiros foi a presença dos peixes, com a segregação das amostras na fase de alevinagem, que correspondeu aos dois primeiros meses, e após o desenvolvimento dos peixes, evento que perturbou toda a dinâmica dos nutrientes no sistema. As altas concentrações de fósforo, nitrogênio promoveram alta produtividade primária através de florescimentos de algas chlorofitas, e conseqüentemente, variabilidade nos valores de pH e teores de oxigênio dissolvido.

A análise de componentes principais das amostras obtidas das medidas realizadas nos viveiros e dados de biometria dos exemplares criados fornece indícios dos padrões de variabilidade temporal e espacial das variáveis bióticas e abióticas do sistema, e seus mecanismos de interação com o desempenho zootécnico da espécie criada. Considerando a distribuição das variáveis limnológicas ao longo do período de criação, os três primeiros componentes explicaram 59,3% da variabilidade conjunta dos dados (Tabela 43 e Tabela 44). O componente 1 explicou 29,8% da variância dos dados e esteve relacionado de forma negativa com o pH, alcalinidade, dureza, DQO, ortofosfato e condutividade elétrica, e positivamente com o comprimento dos peixes e acidez total. O segundo componente (eixo 2) explicou 19,6% da variação dos dados e esteve relacionado com os níveis de clorofila a e feofitina, sulfato, turbidez e transparência. Este eixo refletiu principalmente, o efeito da tilápia na qualidade da água dos viveiros, que gerou o aumento da turbidez e da clorofila a concomitantemente à redução da transparência da água. O terceiro componente

explicou 10,0% das variações ocorridas nos dados e relacionou-se principalmente com os teores de amônia.

Tabela 43 - Eigenvalues dos três componentes extraídos por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos viveiros, considerando dados de biometria dos peixes.

Extração	Eigenvalue	% de Variância	Acumulado	
			Eigenvalue	% de Variância
1	8,343831	29,7994	8,343831	29,79939714
2	5,479398	19,56928	13,82323	49,36867571
3	2,790078	9,964564	16,61331	59,33323958

Tabela 44 - Coeficientes de correlação entre as variáveis físicas e químicas analisadas e os três primeiros eixos de ordenação na ACP para a distribuição das variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos viveiros, considerando dados de biometria dos peixes

VARIÁVEL	COMPONENTES PRINCIPAIS		
	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Comprimento	0,694564	0,515777	-0,225781
Peso	0,565529	0,29897	-0,213383
pH	-0,766226	0,416839	0,103367
Oxigênio Dissolvido	-0,555774	-0,071212	-0,531113
Temperatura	0,316727	0,575605	-0,269304
Transparência	0,569015	-0,66671	-0,078377
Sólidos Totais Fixos	-0,195695	0,122641	0,132955
Sólidos Totais Voláteis	0,27734	0,484225	0,338788
Cor	-0,494371	0,578627	0,235913
Turbidez	-0,294962	0,64072	0,039338
Cloro	-0,677539	-0,064117	-0,307112
Alcalinidade	-0,813689	0,071735	0,257271
Acidez Total	0,657996	0,399007	-0,119343
Dureza	-0,701914	-0,235242	0,025219
Cálcio	-0,631021	-0,106202	-0,446422
Magnésio	-0,313547	-0,228844	0,511311
Salinidade	-0,635577	0,071717	0,090534
DBO ₅	-0,597589	0,043436	-0,43761
DQO	-0,771972	0,118733	-0,142168
NH ₃	-0,024452	0,057083	0,82841
NO ₂	0,18142	0,525079	0,514691
NO ₃	-0,509631	-0,471244	0,125451
SO ₄	0,236442	0,833711	0,237728
PT	-0,56091	0,595216	-0,014256
PO ₄	-0,701994	0,48609	0,061336
Clorofila <i>a</i>	-0,114312	0,714238	-0,360609
Feofitina	-0,091788	0,708339	-0,26733
Condutividade Elétrica	-0,834588	-0,259536	0,218078

Os valores em **detaque** referem-se aos mais significativos para cada fator (acima de 0,70).

A ordenação das ACP (Figura 40 e Figura 41) evidencia que as variáveis peso e comprimento estão colocadas de maneira positiva em relação ao fator 1, embora a variável comprimento seja mais significativa para este componente. Da mesma forma,

a correlação positiva (fator 1) entre grandezas inter-relacionadas, pH – alcalinidade - dureza, corroboram para a consistência dos resultados. As medições de transparência e turbidez estão associadas, de maneira inversa, em relação ao componente 2. Com referência ao agrupamento dos meses de coleta e locais de amostragem, observa-se que o fator 1 de correlação distinguiu nos meses de novembro/dezembro de 2001 e janeiro de 2002 do restante do período amostral, para o par de viveiros 2 e 3. O fator 2 segregou principalmente o viveiro 1 dos demais ambientes, na fase inicial da criação (novembro/dezembro de 2001 e janeiro de 2002). O fator 3 separou as amostras referentes ao viveiros 2 e 4, na situação antes do peixamento (novembro/2001).

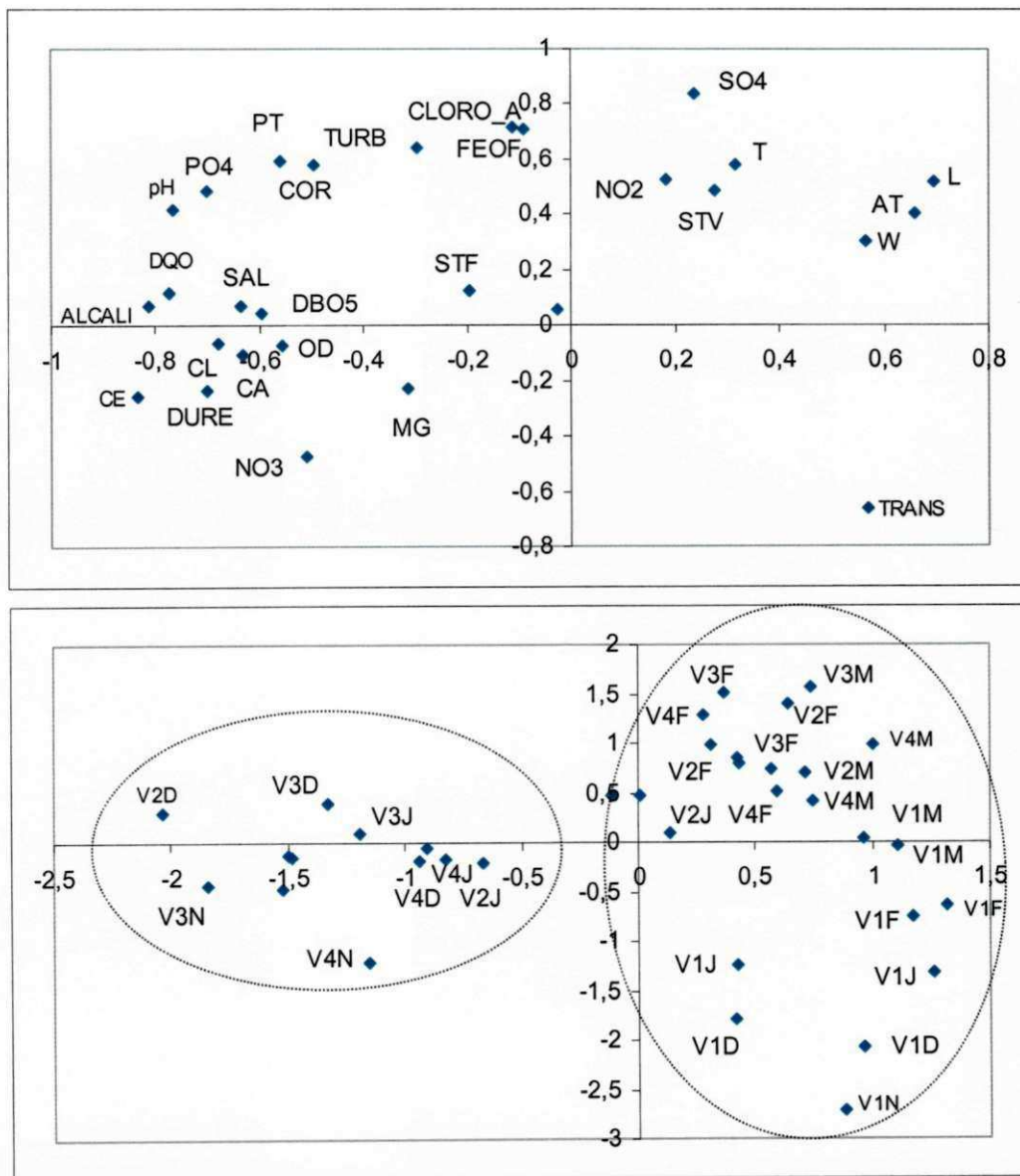


Figura 40 Ordenação pela ACP dos locais de coleta e variáveis amostrados em função das variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos viveiros, considerando dados de biometria dos peixes, para os fatores 1 e 2. As unidades amostrais são referentes aos locais de amostragem (V1 = Viveiro1, V2 = Viveiro2, etc) e meses de coleta (N = Nov/01, D = Dez/01, J = Jan/02, F = Fev/02, M = Mar/02)

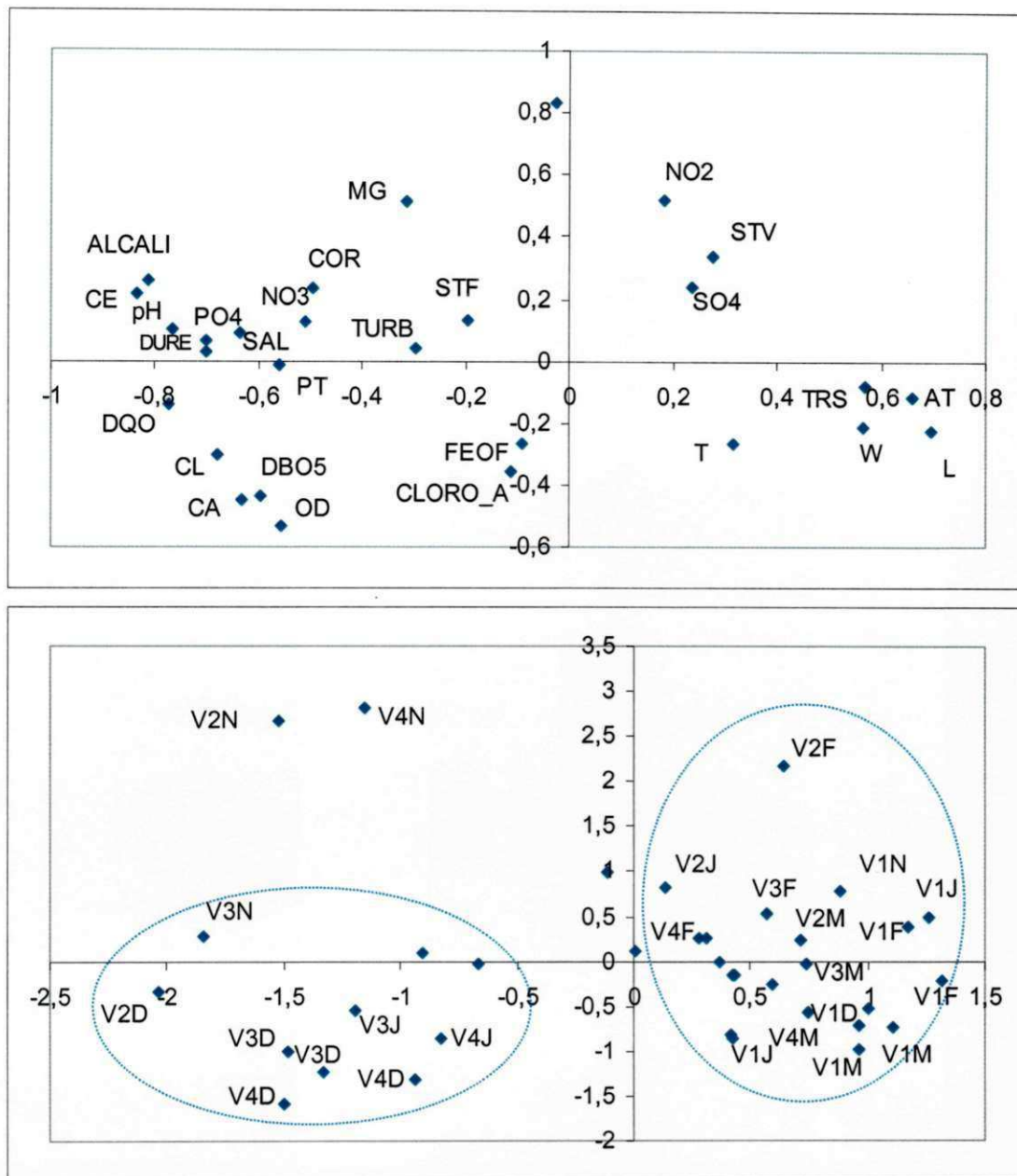


Figura 41 Ordenação pela ACP dos locais de coleta e variáveis amostradas em função das variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos viveiros, considerando dados de biometria dos peixes, para os fatores 2 e 3
As unidades amostrais são referentes aos locais de amostragem (V1 = Viveiro1, V2 = Viveiro2, etc) e meses de coleta (N = Nov/01, D = Dez/01, J = Jan/02, F = Fev/02, M = Mar/02)

4.8.3 Análise do Desempenho Zootécnico

Considerando a impossibilidade de aplicação do modelo de Von Bertalanffy (1938) para descrever o comportamento do crescimento em comprimento da tilápia criada nos diferentes ambientes analisados, optou-se pelo modelo proposto por Santos (1978). As expressões matemáticas da curva de crescimento, em comprimento e

peso, nos respectivos viveiros, foram determinadas utilizando as funções estatísticas do aplicativo *Excell*, da Microsoft.

A comparação entre as curvas de crescimento obtidas neste trabalho para a criação nos quatro viveiros, nas relações **W x L**, **W x t** e **L x t** - apresentada na Tabela 45, permite caracterizar os ambientes que apresentam maior homogeneidade, em termos de desempenho zootécnico. Para a curva **W x L**, os melhores índices foram encontrados para os viveiros 2 e 3. A expressão representativa de peso no decorrer da criação (**W x t**) aponta os melhores resultados no viveiro 2, e quanto a comprimento (**L x t**) os coeficientes encontram-se bastante próximos.

Tabela 45 - Índices de ajuste (R^2) obtidos para as curvas de crescimento dos exemplares amostrados nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada no período de 27/11/01 a 27/03/02

Relação	Ambiente			
	Viveiro 1	Viveiro 2	Viveiro 3	Viveiro 4
Peso x Comprimento [*]	0,9940	0,9981	0,9933	0,9953
Peso x Tempo ^{**}	0,8727	0,9465	0,8748	0,9172
Comprimento x Tempo ^{**}	0,9960	0,9884	0,9438	0,9903

* Polinomial - ** Linear

Graficamente verificou-se a aderência das curvas teóricas aos valores médios obtidos nas biometrias para os exemplares amostrados, registradas a seguir, da Figura 42 à Figura 44, representativas da criação em cada par de viveiros, considerando as duas fontes de captação distintas. Verifica-se um comportamento muito próximo entre os valores médios referentes à criação no par de viveiros abastecidos com água do poço (relação **W x L**). A representação gráfica das relações **W x t** e **L x t** evidencia certa superioridade quanto ao desempenho zootécnico da criação no par de viveiros 1 e 4, quando comparados com os viveiros 2 e 3 (Figura 44).

Apesar da aparente homogeneidade nas amostragens biométricas realizadas no decorrer da criação, quanto ao comprimento médio dos exemplares amostrados, para os viveiros abastecidos com águas de captação distintas, no que se refere à ordem de grandeza do peso médio por exemplar (Tabela 46), constatam-se diferenças significativas entre os ambientes.

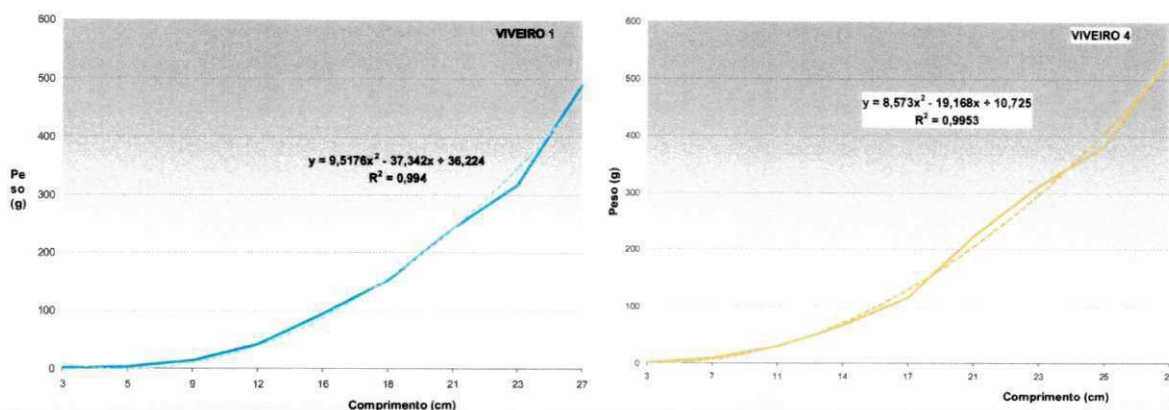


Figura 42 Curvas de crescimento – Relação Peso Total (g) x Comprimento Total (cm) para exemplares criados nos Viveiros 1 e 4 no período de 27/11/01 a 27/03/02

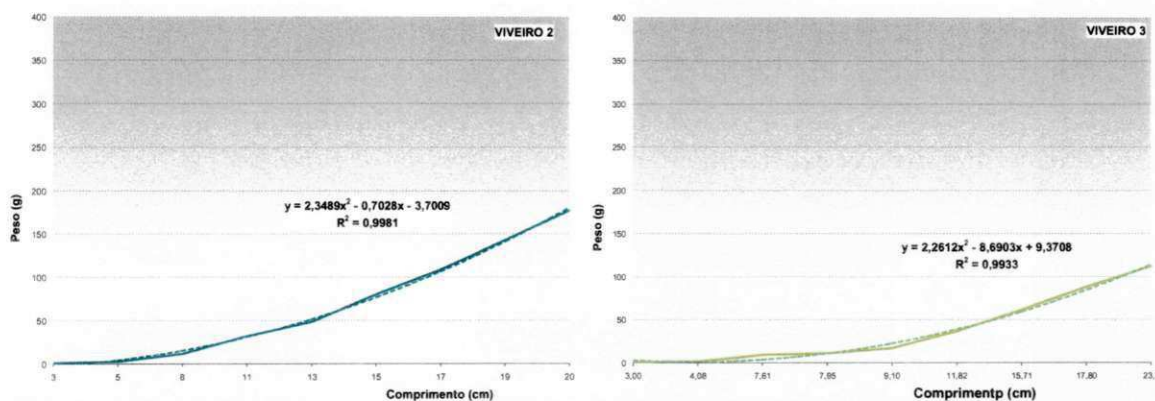


Figura 43 Curvas de crescimento – Relação Peso Total (g) x Comprimento Total (cm) para exemplares criados nos Viveiros 2 e 3 no período de 27/11/01 a 27/03/02

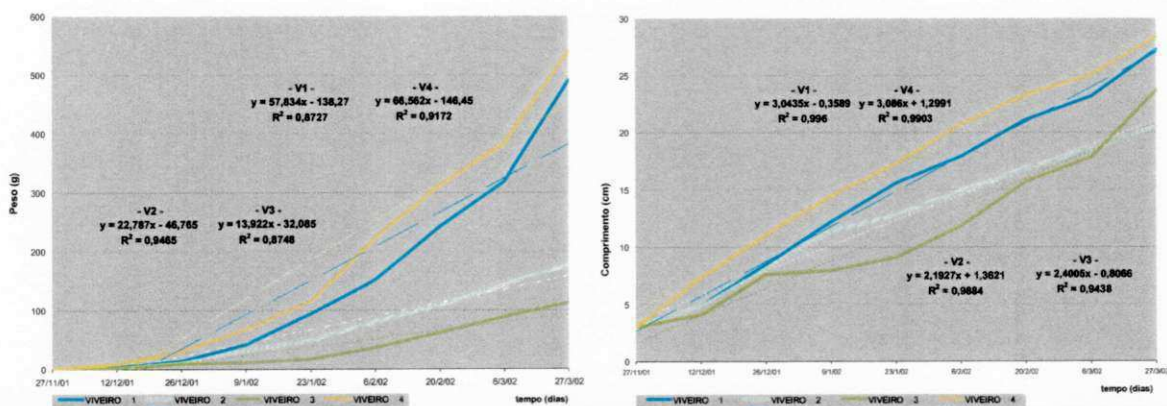


Figura 44 Curvas de crescimento em relação ao peso e em relação ao comprimento de exemplares de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada ao longo do período de criação no sistema implantado para criação

Tabela 46 - Valores de tendência central e dispersão absoluta e relativa para Comprimento Total e Peso Total dos exemplares amostrados dos viveiros, obtidos ao final dos 120 dias do período de criação.

Medidas	Ambiente							
	Viveiro 1		Viveiro 2		Viveiro 3		Viveiro 4	
	cm	g	cm	g	cm	g	cm	g
Média	27,27	491,09	20,48	177,19	16,64	88,55	28,34	539,53
Desvio Padrão	1,19	53,82	1,75	43,29	1,21	22,82	1,47	51,38
Variância	1,41	2896,84	3,05	1874,10	1,47	520,77	2,17	2639,93
Coef. Var. (%)	4,36	10,96	8,52	24,43	7,28	0,26	0,05	0,10

A avaliação do rendimento de filé das análises de variância paramétricas de classificação única e teste de comparações múltiplas de Tuckey evidenciam diferenças significativas na comparação entre as médias dos viveiros 2 e 3 com os resultados obtidos para os exemplares do par de viveiros 1 e 4, assim como a correspondência que se observa, em termos de rendimento, entre cada par de viveiros (Figura 45). Visto a partir dos resultados de rendimento em filé, o desenvolvimento da tilápia, apesar de ter sido menor no viveiro 1 que no viveiro 4, não foi estatisticamente diferente ($p=0,759$). Também não foram observadas diferenças significativas na comparação dos percentuais médios de rendimento de filé do viveiro 2 com o viveiro 3 ($p=0,152$).

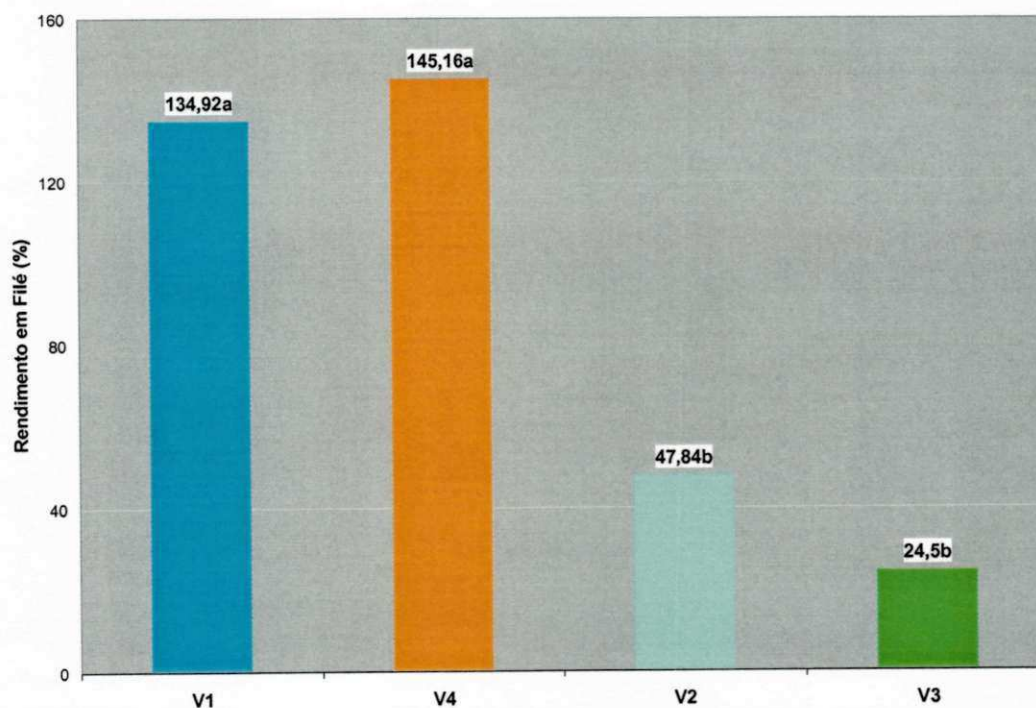


Figura 45 Resultados de rendimento de filé da análise de variância de classificação única e Teste de comparações múltiplas de Turkey para exemplares criados nos quatro viveiros implantados para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

5 Discussão

5.1 Modelo Conceitual de Funcionamento dos Viveiros

No ambiente natural, é facultado aos peixes escolher os locais onde a qualidade da água lhes seja favorável. Esta capacidade, conhecida como mecanismo de fuga, já foi verificada para várias espécies. Entretanto, a fuga não ocorre nos ambientes de criação onde, por estarem confinados, os peixes são forçados a se manter nas mais diversas condições. Desta forma, cabe ao piscicultor garantir que as condições dos viveiros ou tanques permitam um bom desenvolvimento dos peixes.

Tanques e viveiros de criação de peixe são reservatórios artificiais, corpos de água que diferem substancialmente de lagos e represas. São ecossistemas muito rasos e frágeis, limitados espacialmente, formados a partir de uma escavação natural ou em escavação artificial, que se possa encher e esvaziar de acordo com o manejo, geralmente polimíticos, extremamente influenciados por fatores como tempo de residência, morfometria e a biomassa de peixe implantada, e particularmente suscetíveis à ação de fatores meteorológicos da região, principalmente o vento, por ser um elemento climático que influi diretamente sobre a evaporação, juntamente com a radiação solar incidente, fotoperíodo, precipitação pluviométrica e temperatura, sobretudo nos meses do solstício de verão, especificamente quando o Sol está no periélio, isto é, mais próximo da Terra, ocorrendo no mês de janeiro, em que os raios solares afetam diretamente a superfície de forma perpendicular, apresentando maiores elevações na temperatura. A energia radiante normalmente atinge o sedimento ou as camadas adjacentes. O tempo de uso dos viveiros influencia na qualidade da água e na produção natural, quanto maior o tempo de uso da construção, maior será a quantidade de fósforo disponível na água, devido ao acúmulo da matéria orgânica no sedimento (GARCIA BADDEL, 1985; COSTA-NETO, 1990; KNUD-HANSEN, 1992; CORREIA, 1998; ELER, 1996, 2000; DANTAS, 2002).

A criação de peixes requer um tipo de estrutura onde se trabalhe o controle das condições para favorecer o crescimento e sobrevivência das espécies. Os tipos mais comuns são os tanques e viveiros. Os viveiros são corpos d'água feitos pelo represamento e/ou escavação do terreno natural enquanto os tanques são menores e

construídos de concreto, fibra de vidro ou outro material adequado (WHEATON, 1977).

Além dos processos físicos e químicos que ocorrem na água, os processos biológicos também influenciam o ambiente aquático. A premissa do ecossistema citada por Odum (1988), da “inseparabilidade existente entre os organismos vivos e o ambiente não vivo, onde plantas, animais e microrganismos vivem e modificam a natureza química da água, solo e ar”, é perfeitamente aplicável aos viveiros de piscicultura semi-intensiva.

Estas estruturas podem ser vistas como sistemas intermediários entre os de criação laboratorial e os naturais, considerados por Odum (1985), como mesocosmos, abertos para troca com a atmosfera, mas fechados para trocas de nutrientes e organismos, que são controladas pelo homem. Em piscicultura, os viveiros funcionam como ecossistemas artificiais, onde fatores alóctones, a exemplo dos *inputs* de alimentos e fertilizantes, são tão essenciais quanto os autóctones, que desempenham importante papel nos ecossistemas (LI, 1987), e onde as condições abióticas e bióticas podem ser facilmente manipuladas visando garantir a sobrevivência e propiciar a maximização do crescimento dos peixes (PAYNE, 1986).

Os viveiros de piscicultura abrigam uma comunidade biótica composta de produtores primários (fitoplâncton, perifíton e macrófitas aquáticas) e heterótrofos representados, além dos peixes introduzidos, pelo zooplâncton, vermes, larvas de insetos e anfíbios e decompositores (bactérias e fungos, principalmente) que colonizam o ambiente à medida que vai se desenvolvendo a criação. Entretanto, estes organismos dependerão, fundamentalmente, da qualidade da água, indicada por variáveis físicas e químicas que, ao lado das biológicas, são de grande importância para a produção dos peixes (BOYD, 1984).

Por serem ambientes rasos, os viveiros não apresentam estratificação anual periódica, o hipolímnio não é desenvolvido e a estratificação pode ser apenas temporária, podendo ser destruída por pequenas alterações no clima, caracterizando-se por apresentar ciclos térmicos rápidos, com estratificação de curta duração, de maior ou menor intensidade, a depender da época do ano, da morfometria e da biomassa de peixes neles implantada, mas que também rapidamente se desestratificam. Essas estratificações parecem ter um profundo significado ecológico, por produzirem uma compartimentalização vertical que pode impedir a reciclagem de nutrientes na medida em que impedem as migrações verticais do fitoplâncton e do zooplâncton,

comprimindo e restringindo seus espaços a estratos muito pequenos (COSTA-NETO, 1990).

A forma, tamanho e profundidade dos viveiros e tanques afetam, principalmente, o sentido do fluxo e a circulação da água. Viveiros retangulares, com entrada e saída de água posicionadas de lados opostos, permitem um direcionamento longitudinal do fluxo da água e, dependendo da vazão nas arestas, poderá haver a formação de áreas anóxicas se não houver circulação da água (MORALES, 1983).

De acordo com Wey; Laws (1989), Boyd (1990) e Oliveira; Sipaúba-Tavares; Durling (1992), viveiros de piscicultura com áreas superiores a 0,4ha e profundidade acima de 1,0m frequentemente apresentam estratificações e desestratificações térmicas diárias. Nos viveiros com dimensões menores, caso desta pesquisa, ao contrário, por serem facilmente desestratificados pela ação dos ventos e/ou das chuvas apresentam homogeneidade térmica em toda a coluna de água.

Além dessa compartimentalização vertical, caracterizada e definida pelas amplitudes da densidade da água no perfil vertical dos tanques, ocorre também uma "compartimentalização temporal" que se manifesta tanto na mudança de faixas de temperaturas na coluna d'água, como também na amplitude que esta variável assume em cada época. Enquanto a compartimentalização vertical insere-se em um ciclo térmico bem curto, de algumas horas, a temporal tem ciclo anual, o que deve ser relevante fator causador de estresse aos organismos que integram a biomassa planctônica. Esses ambientes, que apresentam ciclos de variação fortemente dependentes das variações climáticas e cujo nível da lâmina d'água não varia, caracterizam-se como sendo hidrograficamente dominados, considerando a escala temporal.

A qualidade e a quantidade da biomassa de peixes nos viveiros de criação, em combinação com outros fatores, atuam sobre os processos ecológicos internos a esses ecossistemas semi-abertos. Entre os fatores de influência, destacam-se a morfometria, a qualidade da água e do solo onde estão encravados os viveiros, a qualidade da água de suprimento e do tempo médio de retenção, do tratamento que lhes é dado em termos de calagem, adubação e ração alimentar, além das funções de força meteorológica que atuam diretamente na interface ar-água, gerando uma série de pulsos que regem o funcionamento desses ecossistemas. Assim, a biomassa de peixes, integrada com estes fatores, define a concentração de nutrientes através da excreção, não somente na água, mas também no sedimento, em cujos interstícios fica

acumulada grande quantidade desses nutrientes, principalmente o íon amônio (COSTA-NETO, 1990; ELER, 2000; MILSTEIN; ZORAN; AVNIMELECH, 2000).

As técnicas de manejo iniciam-se pelo planejamento da construção dos viveiros, controle do fluxo de água, disponibilidade de alimento natural, correção do pH, fertilização e ajuste na composição e proporção das espécies de peixes a serem cultivados (COSTA-NETO, 1990).

O fluxo de água em viveiros de peixes controla os processos bioquímicos envolvidos e a assimilação de metabólitos, além de influenciar a dinâmica do oxigênio dissolvido, de acordo com Krom; Neori (1989). No presente trabalho, observou-se que baixas vazões, como as adotadas para o par de viveiros 2 e 3, abastecidos com a água da lagoa, funcionam de maneira similar a uma cultura *batch* de algas, em que resíduos e nutrientes são adicionados, mas poucos metabólitos são removidos.

De modo geral, a quantidade de nutrientes no sistema é relativamente baixa no início da criação, resultando em uma reduzida biomassa de fitoplâncton capaz de remover todos os metabólitos potencialmente tóxicos, e com a contínua entrada de nutrientes, a concentração de algas aumenta até ser limitada por algum outro fator, como luz e CO₂. Além do que, frequentemente desenvolvem-se zonas anaeróbias e, como agravante, o excesso de metabólitos se acumula no sistema (AUNIMELE; ZOHAR, 1986). Sob estas condições, pode ocorrer mortalidade de algas, principalmente as cianofíceas, que podem influenciar negativamente a vida dos peixes (RIMON; SHILO, 1982).

Na presente pesquisa, os processos de deterioração da qualidade da água foram mais intensos no par de viveiros 2 e 3, que já possuíam grande quantidade de algas Chlorophyta provenientes da fonte de captação, como atestam os valores médios temporais de clorofila *a* e feofitina.

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

A Figura 46 ilustra os principais processos que determinam o balanço de materiais em um ambiente aquático.

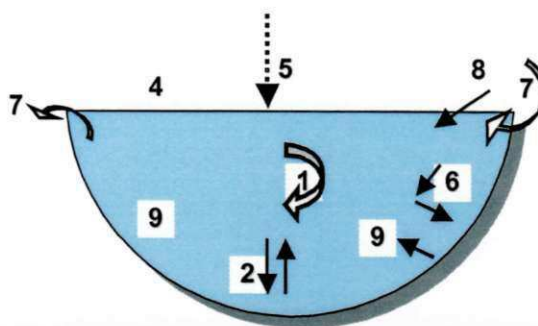


Figura 46 Processos que determinam os balanços de materiais de um ambiente aquático
 (1) circulação de materiais biogênicos; (2) sedimentação e processos de troca na interface água-sedimento; (3) troca entre a água e a atmosfera; (4) influxos devidos à precipitação; (5) adsorção e absorção de substâncias dissolvidas à superfície de partículas em suspensão; (6) entrada e saídas de materiais; (7) escoamento superficial; (8) influxos de aquíferos.

O manejo integrado de viveiros de peixes tem a concepção de engenharia ecológica, por aplicar uma série de ecotécnicas em um sistema semi-artificial, para a utilização de forma integrada da luz natural, calor, organismos para a alimentação de peixes e minerais, com o objetivo de aumentar a produção de peixes. Estas ecotécnicas compreendem uma série de medidas para ajustamentos ambientais, estruturais e biológicos no ecossistema do viveiro de criação como, por exemplo, prover a construção dos viveiros com cuidados especiais, regular a quantidade e a qualidade da água, do material alimentar e a fertilização, escolher diferentes espécies com hábitos alimentares, ajustando a composição e a proporção de peixes e estabelecer a teia alimentar (JINGSONG; HONGGL, 1989).

5.2 Características Climáticas do Entorno, e Edáficas do Ambiente de Criação

Os viveiros de criação são vistos como ecossistemas, e assim, reveste-se da maior importância o estudo do comportamento das variáveis ambientais e sua relação com o desenvolvimento dos peixes.

As variáveis físicas, químicas e biológicas de um viveiro, como coloração da água, oxigênio dissolvido, nutrientes e flutuações nas comunidades planctônicas, estão diretamente relacionadas com a biologia e densidade dos peixes estocados, sendo também função do regime hidrológico e/ou climático e, consideravelmente influenciadas pelo tipo de manejo utilizado (SILVA, 1996)

A geologia da área, feição morfológica do solo onde o viveiro é escavado, em termos de composição granulométrica, textura e conteúdo de matéria orgânica, são elementos chave na interação sedimento-água, podendo repercutir no valor de pH da água, na turbidez e na produtividade dos viveiros (COCHE, 1986). No que concerne a

estes aspectos, Boyd (1990), relata que através da análise do pH, fósforo, nitrogênio e carbono orgânico do sedimento, pode-se ter uma idéia das condições para criação. Os solos dos fundos dos viveiros estudados no presente experimento apresentaram variação de pH entre 6,1 e 6,9, com valores de pH entre 6,1 para o viveiro 1 e pH 6,5 - 6,6 - 6,9 para os viveiros 2, 4 e 3, respectivamente. Se comparados a outros estudos desenvolvidos, tem-se que os valores obtidos estão dentro dos padrões da maioria dos viveiros da região, particularmente os instalados próximo ao litoral, como os utilizados neste trabalho. Quanto aos resultados obtidos nas análises físicas, químicas e de fertilidade do solo, verifica-se que não ocorreram diferenças marcantes entre os viveiros.

Durante o experimento, destaca-se a ocorrência de infiltração e percolação entre os viveiros, tendo sido verificadas variações acima de 1,0cm/dia, classificada como sendo de grau alto, de acordo com Boyd (1982), o que, provavelmente, é resultante das características arenosa dos ambientes.

Uma prática antiga empregada para correção do solo do fundo de viveiros em aquicultura, a calagem, parece ter origem em 1957, a partir do trabalho desenvolvido por Swingle (1961), no qual foi publicada uma escala de valores de pH e seus efeitos sobre os peixes. Na referida escala, a faixa ótima em que os peixes apresentam máximo desenvolvimento e crescimento estaria entre pH 6,5 e 7,5 (POLI,1990). Focando os resultados da presente pesquisa, verifica-se que somente no viveiro 1 o pH está fora desta faixa. A correção do solo é feita, basicamente, através de três compostos cálcicos: óxido de cálcio (CaO) - cal virgem ou cal viva; hidróxido de cálcio [Ca (OH)₂] - cal hidratada e carbonato duplo de cálcio e magnésio [CaMg (C)₃]₂ - calcário dolomítico, sendo que o primeiro é utilizado com objetivo de expurgo ou desinfecção, enquanto os outros dois são mais apropriados à calagem propriamente dita (LUCAS, 1993).

Boyd (1984), destaca a importância da calagem na liberação dos nutrientes, pela influência que exerce diretamente sobre a relação N/P, principalmente em águas de baixa alcalinidade e em solos (do fundo do viveiro) ácidos. Sipaúba-Tavares (1995) e Kubitzka (2003), enfatizam que este método contribui para a correção dos valores e equilíbrio do pH da água, além de reforçar o sistema tampão formado por carbonatos e bicarbonatos com Ca²⁺ e Mg²⁺ para o meio; neutralizar a acidez de troca do solo do fundo dos viveiros e ajudar na liberação de íons, que contribuem para a alcalinidade total e dureza total (Ca e Mg); aumentar a disponibilidade de carbono para a

fotossíntese, devido ao seu efeito sobre a alcalinidade; impedir que o CO_2 seja perdido para a atmosfera, pois reage com ele e reduzir a turbidez (Ca e Mg).

No presente estudo, esta técnica foi empregada no viveiro 4, que apresentava água com coloração "ferrugem metalizada", embora com pH dentro da faixa considerada ótima. O viveiro foi esvaziado para realização de uma calagem com calcário dolomítico, com objetivo de modificar a coloração da água. A presença desta substância provocou uma reação lenta na água, observando-se uma suave elevação do pH da água.

Lima (1996), observa que entre os fatores climatológicos, a temperatura e a precipitação são as variáveis que exercem maior influência sobre as características físicas e químicas da água, afetando, conseqüentemente, as comunidades biológicas.

A temperatura tem um efeito marcante sobre o crescimento de espécies tropicais, sendo a variável ambiental independente mais importante, pois interfere diretamente na solubilidade dos gases na água, principalmente oxigênio dissolvido e gás carbônico, na velocidade das reações químicas e conseqüentemente, na elevação da taxa de degradação da matéria orgânica na água, na circulação da água e na taxa de alimentação, que por sua vez, interfere no crescimento e no metabolismo dos peixes, e, como fator ecológico, a temperatura caracteriza a dinâmica da comunidade aquática como um todo (ALABASTER; LLOYD, 1982; BARRIONUEVO, 1991).

A temperatura é função da energia calorífica resultante da absorção da radiação solar (comprimento de onda maior que 740nm), onde os comprimentos de onda vermelho e infravermelho são fortemente absorvidos nas primeiras camadas de água, e o calor pode se propagar parcialmente para as camadas inferiores através de um processo lento de condução de energia (ESTEVES, 1998). Menos da metade da energia solar que atinge a superfície alcança a profundidade de dois metros, sendo o restante absorvido pela água, causando elevação de temperatura (WETZEL, 1993). A importância da irradiação é facilmente compreendida, uma vez que é a fonte de calor necessária para a alteração da densidade da água. Quanto maior a irradiação, maior será a quantidade de calor disponível para ser absorvida pela água. De acordo com Boyd (1990), os efeitos máximos da insolação ocorrem entre 14:00 e 17:00 horas. Temperaturas uniformes ou com poucas flutuações para um mesmo horário ao longo do ano são típicas de regiões tropicais (PAYNE, 1986).

Morales (1986) constatou que quanto maior a temperatura, maior será a velocidade de crescimento dos animais criados, sempre que todas as demais variáveis se

mantenham em condições ótimas, e quanto mais constante a temperatura, mais previsível será o comportamento dos animais, sendo mais fácil seu desenvolvimento nas referidas condições. Neste trabalho, a temperatura do contorno ambiental apresentou máxima e mínima praticamente no mesmo patamar, com amplitude de variação da ordem de 5,0°C.

Outra variável ambiental de relevância é a precipitação, pois exerce grande influência sobre as características físicas e químicas da água, afetando as comunidades biológicas (LUCAS, 1993). Alabaster; Lloyd (1982) observaram que a precipitação pode influenciar a qualidade da água dos viveiros, por trazer para o interior dos mesmos material particulado proveniente das cabeceiras dos rios de abastecimento, poeiras, partículas de sais e resíduos de áreas agrícolas. Além de estar associada a uma redução na insolação, a precipitação pode agir diretamente no resfriamento da superfície dos corpos de água (DELINCÉ, 1992). No presente trabalho, a parte experimental foi desenvolvida no litoral semi-árido no período de verão, a incidência de chuvas certamente não teve maior significância para os resultados.

Boyd (1979), observou que a precipitação atmosférica contém substâncias inorgânicas e orgânicas carregadas da atmosfera, que são originadas dos sais marinhos, poeiras, efluentes industriais, etc. e servem de núcleos para condensação do vapor d'água, gerando as nuvens. O mesmo autor coloca que precipitações nas zonas urbanas e no litoral trariam mais impurezas do que aquelas que ocorrem no meio rural e no interior: grandes concentrações de sais marinhos e queima de combustíveis geram chuvas ácidas por causa do CO e do CO₂ e dos (SO)₂ que precipitam juntamente com as chuvas e percolam rochas e solos, acumulando outras substâncias que tornam as águas mais mineralizadas, com maior ou menor quantidade de substâncias inorgânicas (geoquímica do solo), e que o fluxo através de áreas vegetadas enriquece as águas em substâncias orgânicas.

A ocorrência e a aparência de estabilidade em um dado viveiro é determinada unicamente pela turbidez, pela velocidade do vento e pela irradiação solar (balanço térmico), três medidas essenciais nos sistemas aquáticos, que se revestem de fundamental importância, principalmente quando estes sistemas são rasos e utilizados para reservar biomassa (LOSORDO 1991; COSTA-NETO, 1990).

Quando presente, a ação dos ventos faz com que água mais quente da superfície se misture com a mais profunda, distribuindo o calor absorvido por toda massa de água. Entretanto, quando não ocorre essa mistura, o calor se acumula na superfície, causando tal redução na densidade da água superficial que esta se isola das camadas

inferiores (MARGALEF, 1983). Segundo Sipaúba-Tavares; Colus (1995), o vento é um fator de constante desestabilização hidráulica em sistemas artificiais rasos.

Os fatores meteorológicos, principalmente o vento e a radiação solar, atuam sobre os viveiros de criação de peixes com maior ou menor intensidade, dependendo da sua morfometria, gerando pulsos na massa de água, que governam o funcionamento desses pequenos ecossistemas. A quantidade, intensidade, frequência e duração desses pulsos estão associados e dependem da quantidade e da qualidade da biomassa de peixes implantada nos ambientes, observadas particularidades como o tipo de espécie, hábitos alimentares e comportamento (COSTA-NETO, 1990). A análise do conteúdo de calor possibilita uma maior compreensão dos mecanismos limnológicos em ambientes aquáticos do tipo utilizado em aquicultura, geralmente rasos e polimíticos, o que proporciona pulsos importantes no seu funcionamento (COSTA-NETO; TUNDISI, 1996). Estes ambientes apresentam certa instabilidade térmica, caracterizada por processos diários de estratificação e desestratificação. Mesmo quando ocorre durante o dia pequeno gradiente térmico, à noite, com a perda de calor para a atmosfera, a temperatura da camada superficial da água diminui e, nestas condições, ventos de pequena intensidade ajudam a promover a circulação de toda a massa d'água, homogeneizando a temperatura, e os limnólogos aproveitam-se desta situação para coletar a água homogeneizada para análise, nas primeiras horas da manhã entre 6:00 e 8:00h, antes que se estabeleça algum gradiente térmico (BOYD, 1982, 1990).

Os viveiros com tilápias, além da ação do vento, da radiação solar e da temperatura do ar, são submetidos internamente aos efeitos da ocupação da biomassa neles implantada. Ao revolver o sedimento, esses peixes injetam material em suspensão na massa de água, atenuando a penetração de radiação fotossinteticamente ativa, influenciando nos pulsos de radiação na coluna d'água. Deste modo, a ação da tilápia no sedimento regula os pulsos de nutrientes, na medida em que esse material também atua sobre pulsos de temperatura, proporcionando alteração na densidade da água. Os ventos ocorridos no ambiente da presente pesquisa, com média mensal variando de 2,2 a 2,6m/s, pouco teriam influenciado as propriedades do sistema.

A correlação entre estratificação, temperatura do ar, irradiação solar, precipitação pluviométrica e velocidade dos ventos foi determinada por Diana et al. (1991). Os mecanismos através dos quais a energia cinética do vento é transmitida à superfície da água gerando a turbulência responsável pela desestabilização da coluna de água foram descritos por Margalef (1983).

5.3 Influência da Tilápia sobre as Variáveis Limnológicas da Água dos Viveiros

5.3.1 Variáveis Físicas e Químicas (Amostras Coletadas com Frequência Tri-Semanal: Temperatura pH, Oxigênio Dissolvido e Transparência)

Os pressupostos básicos apresentados, que fundamentam o modelo conceitual de funcionamento dos viveiros de criação de peixes, possibilitam algumas considerações a partir da visão integrada do histórico dos corpos d'água pesquisados com os resultados obtidos. Qualquer estudo voltado para a criação de peixes deve ter como ponto de partida a análise dos fatores físicos e químicos existentes no ecossistema aquático (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). As condições abióticas e bióticas podem ser parcialmente manipuladas a fim de garantir a sobrevivência e maximizar o crescimento dos peixes (PAYNE, 1986).

Os resultados obtidos no presente trabalho mostram que a qualidade da água sofreu alterações de acordo com o manejo empregado, a saber: controle do fluxo de entrada de água nos viveiros com qualidade de origem diferenciada, calagem, características da espécie criada e uso de alimentação artificial. Entretanto mantiveram-se dentro dos limites considerados normais para o crescimento da espécie utilizada.

As substâncias químicas dissolvidas na água, fatores como temperatura e outros atributos físicos, todos combinados, constituem indicadores de qualidade da água. Em sistemas de aquicultura, mudanças nestas características que aumentem a produção podem ser consideradas melhoria da qualidade da água, enquanto as alterações que afetam a produção são tidas como degradação da qualidade da água. A qualidade da água é fator determinante na produção do peixe, e vem a refletir as práticas de manejo, como densidade de estocagem, fertilização e alimentação suplementar (DIANA et al., 1997).

A água que entra em um sistema tem identidade química própria, que é retida ou perdida a partir dos processos que ocorrem em tanques ou viveiros (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). Os mecanismos e processos limnológicos em viveiros são bastante complexos, por tratar-se de ecossistemas artificiais que suportam altas concentrações de organismos. Como são ambientes rasos, a interface sedimento-água é um dos principais compartimentos dentro do ecossistema aquático, pois assume papel relevante em função do depósito de material orgânico e inorgânico junto ao sedimento, uma vez que grande parte das reações e transformações químicas ocorrem neste local, desenvolvendo interações muito importantes como o transporte

de solutos e ciclagem dos nutrientes. Do ponto de vista da ciclagem da matéria e fluxo de energia, o sedimento funciona como reservatório de nutrientes para os demais componentes do viveiro, pois nele ocorrem processos biológicos, físicos, químicos, que influenciam o metabolismo de todo o sistema (COSTA-NETO, 1990; SIPAÚBA-TAVARES, 1995). Esta camada, formada por material sólido, mistura de partículas de solo de vários tamanhos e estágios de decomposição da matéria, é mais um conceito do que uma barreira física distinta (DELINCÉ, 1992; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

A temperatura da água nos viveiros está relacionada com a radiação solar e temperatura do ar, ou seja, a temperatura da água é diretamente proporcional à temperatura do ar (BOYD, 1990; OKANO, 1994). A temperatura da água é uma variável de grande relevância devido à sua influência nos processos fisiológicos dos peixes, como taxa de respiração, eficiência na assimilação de alimentos e no crescimento, sendo grande a variação das espécies na adaptação às diferentes temperaturas, conforme a temperatura ideal, pois pequenas diferenças desta variável resultam em fortes alterações no ritmo de crescimento dos peixes (NEILL; BRYAN, 1991; LIU; CHANG, 1992; LAWSON, 1995).

Na dinâmica dos ambientes aquáticos, a temperatura influencia a concentração do oxigênio, interfere no metabolismo dos organismos, pois controla as reações bioquímicas e a dinâmica molecular tais como difusão solubilidade e fluidez e na reprodução, acelerando a velocidade das reações e elevando a taxa de degradação da matéria orgânica (BOTRELL et al., 1976; AMOUDI; EL-SAYED; EL-GHOBASHY, 1996). Como as condições climáticas são mais variáveis em zonas temperadas que em regiões frias e tropicais, a maioria dos peixes de águas quentes possui uma ampla faixa de tolerância aos fatores físicos e químicos, que vai de 25,0 a 35,0°C (PARKER; DAVIS, 1981 apud KUBITZA, 1999). Huet (1978), considera as tilápias como peixes de sangue quente com um ótimo desenvolvimento entre 20,0 e poucos a mais de 30,0°C. As temperaturas mínimas críticas, segundo este autor, seriam de 12,0 a 13,0°C. No presente experimento, a temperatura da água no decorrer do período de criação teve amplitude máxima de variação de 5,8°C entre a temperatura máxima (30,8°C) e mínima (25,0°C), permanecendo na faixa considerada boa para tilápias, admitindo que entre 27,0 e 32,0°C há conforto térmico para a espécie, e fora desta faixa os animais reduzem o apetite e o crescimento (BALARIN; HALLER, 1982; POPMA; LOVSHIN, 1994; KUBITZA, 2003). Frossard (1999) trabalhou com tilápia vermelha a uma densidade de 1,75peixes/m² e constatou que a temperatura mínima era um fator crítico para criações em regiões tropicais, observando valores entre 26,1

e 28,3°C, concluindo que a temperatura foi o fator que teve maior influência sobre a taxa de crescimento dos peixes, seguido do oxigênio.

Um aspecto positivo nas condições de contorno do presente experimento foi a existência de uma estreita relação entre a temperatura ambiente e a dos viveiros. A amplitude de variação entre a máxima e a mínima alcançou 4,7°C, não tendo sido observadas diferenças significativas de temperatura entre os quatro viveiros. De acordo com os dados obtidos, a temperatura, como fator isolado, foi favorável ao desenvolvimento dos peixes, não exercendo influência negativa sobre o comportamento biológico destes peixes, pois sua variação manteve-se na faixa propícia ao crescimento destes organismos.

A semelhança que se observa no comportamento das curvas de temperatura para os quatro ambientes analisados estaria relacionada ao tempo de insolação, considerando-se o *lay-out* construtivo, já que os viveiros estão escavados um ao lado do outro, e recebendo a mesma quantidade de radiação solar, e também à rotina com que foram efetuadas as medidas (entre 07:00 e 08:00 horas). Além disso, deve-se computar o efeito dos ventos, que mesmo de baixa intensidade, como ocorrido, podem promover uma mistura completa na coluna da água devido à pouca profundidade destas instalações.

Temperaturas médias elevadas com escassas variações para um mesmo horário são típicas de ecossistemas aquáticos tropicais e estão relacionadas com a estabilidade climática destas regiões, ou seja, com discreta flutuação da temperatura média ambiente ao longo do ano. De fato, nos trópicos as variações de temperatura ao longo do ciclo de 24 horas são superiores às observadas ao longo dos meses do ano para um mesmo horário (PAYNE, 1986).

O pH exerce importante papel no controle de todas as atividades metabólicas dos peixes, e suas variações afetam significativamente o desenvolvimento dos peixes (RANDALL, 1991; PIEDRARITA; SEALAND, 1995), e o pequeno número de experimentos desenvolvidos com pH baixo é um indício de que altos valores de pH causam menores danos (ALABASTER; LLOYD, 1992). Em aquicultura, além de ferramenta para determinação de variáveis químicas de interesse ambiental, como alcalinidade e CO₂, o pH é usado como indicador de mudanças do estado fisiológico (PARANHOS, 1996).

No presente estudo os valores de pH nos quatro viveiros estiveram dentro da faixa de 4,3 a 10,4 - ultrapassando um pouco os valores limite recomendados como ideais para

a piscicultura por Alabaster; Lloyd (1982), Boyd (1990) e Sipaúba-Tavares (1995), situados entre 5,0 e 9,5. Para Popma; Lovshin (1994), o crescimento da tilápia é melhor em águas neutras ou levemente ácidas, entretanto estes autores afirmam que elevações do pH até 10 aparentemente não afetam sua produção. Outros autores consideram valores de pH até 9,0 como adequados ao crescimento dos peixes (BOYD, 1988, 1990; COLT, 1991). Em estudo do perfil de viveiros com tilápia vermelha Frossard (1999), observou que o aumento do pH teve efeito negativo sobre o crescimento dos peixes, sendo de 17,0% a redução na taxa de crescimento para um aumento de apenas uma unidade de pH

Segundo Esteves (1998), os altos valores de pH nos ambientes aquáticos nordestinos têm como fator o balanço hídrico negativo (evaporação é maior que a precipitação) e as elevadas concentrações de bicarbonatos e carbonatos.

De acordo com Swingle (1961), o limite ácido letal para peixes é de aproximadamente 4,0 e o limite alcalino é 11,0. O mesmo autor considera que a maioria das espécies de peixes apresenta crescimento satisfatório quando o pH da água dos tanques varia de 6,5 a 9,0. Nos ambientes estudados neste experimento, o pH médio da água ficou em torno de 7,0 deduzindo-se, portanto, que a "saúde" dos viveiros não chegou a ser comprometida em nenhum momento, o que permite concluir que esta variável não afetou o crescimento dos peixes. Saliente-se que os valores medidos de pH estão dentro da faixa tolerável para tilápias, com a ressalva de serem um pouco menores no valor mínimo, segundo Popma; Lovshin (1994), que é de 5,0 a 11,0. Estes resultados podem estar associados ao pH do solo da região pois Hopher (1962) e Bard (1974) consideram o estudo do solo como de primordial importância na definição da qualidade mineral da água.

Resultados satisfatórios também foram registrados por Burn; Stickney (1980), em criação de tilápias com resíduos de ave onde o pH da água variou de 7,0 a 9,3 em medidas realizadas às 11:00h.

Em águas com pH variando de 9,5 a 10,5 geralmente ocorrem baixas produções, provocando certa limitação de CO_2 em algumas ocasiões, além de influenciar diretamente a vida dos peixes através da produção de NH_3 que, geralmente, é tóxico para organismos aquáticos. O pH mantém uma relação direta com as taxas de fotossíntese através da concentração de CO_2 . Neste caso, as baixas produções são decorrentes da indisponibilidade do CO_2 para a fotossíntese. Na fotossíntese, o fitoplâncton remove o CO_2 da água durante a luz do dia e faz aumentar o pH. O fitoplâncton pode continuar a usar as pequenas quantidades do CO_2 disponível, a

valores acima de 8,34. À noite a respiração injeta CO_2 no sistema aquático e o pH declina. A remoção do CO_2 também causa mudanças nas concentrações de HCO_3^- e CO_3^{2-} durante o ciclo. Nos meses mais quentes, em águas eutróficas, a conversão de CO_2 para carbono orgânico pela fotossíntese pode exceder a liberação de CO_2 pela respiração, de modo que, nas primeiras horas da manhã, os valores de pH gradualmente se elevam. A produção de oxigênio consome CO_2 , e por sua vez, a queda na concentração de CO_2 faz com que, através do equilíbrio CO_2 bicarbonato-carbonato, o pH se eleve. O fitoplâncton é capaz de utilizar o CO_2 livre e bicarbonatos, mas não consegue utilizar o CO_2 na forma de carbonatos. Em pH 9,5 quase nenhum CO_2 ocorre como bicarbonato e acima de 10,0 está todo na forma de carbonato. Nesta situação, o crescimento do fitoplâncton ocorre somente na superfície onde o CO_2 livre do ar está disponível em pequena quantidade. Por esta razão águas com pH acima de 10,0 não devem ser fertilizadas pois não existe CO_2 suficiente para a obtenção de bons rendimentos em peixes (MATHEUS, 1993).

Sistemas onde predominam as formas de bicarbonatos são considerados ideais para a criação de peixes (ELER et al, 1998).

De acordo com King (1972), a elevada demanda de CO_2 , pelas algas em ambientes eutróficos mantém a concentração de CO_2 livre durante as horas de luminosidade, abaixo do equilíbrio atmosférico na maior parte do verão. Assim sendo, sob condições de pH e alcalinidade, algas podem sofrer severa limitação de CO_2 .

Em águas alcalinas com pH 7,5 a pouco mais que 8,5 a ação tampão dos carbonatos de cálcio e magnésio reduz as flutuações no pH (BOKIL; AGRAWAL, 1977).

A importância do pH em viveiros de piscicultura está aquém do relacionamento entre a produção primária e o sistema tampão. Na verdade, a maior importância desta variável está associada à concentração de amônia, e quando ambos são elevados em um viveiro, a mortalidade de peixes ocorre em grande escala (ELER, 1996).

Tilápias apresentam baixa sobrevivência em águas com pH abaixo de 4,0. Chunhatai (1988), apud Kubitzka (2000), observou mortalidade total da espécie entre 1 e 3 dias em água com pH 3,0, não sobrevivendo por mais de 12 horas na condição de pH igual a 2,0, sendo que 40,0% dos indivíduos morreram em trinta dias com pH igual a 4,0. Segundo o mesmo autor, devem ser mantidos na criação valores de pH entre 6,0 e 8,5. Já Delincé (1992), propõe intervalos com valores de 5,0 a 8,0, enquanto Lovell (1989), propõe o intervalo de crescimento ideal na faixa de pH entre 5,0 e 11,0.

Por outro lado, o aumento do pH em um sistema de criação de peixes pode estar relacionado a condições de extrema alcalinidade e à dureza da água. Estas três variáveis estão intimamente relacionadas em um sistema aquático. Neste experimento, nem a alcalinidade nem o pH foram pronunciadamente elevados, e a dureza foi maior que a alcalinidade, indicando a presença de carbonato, bicarbonato de cálcio e também magnésio, cuja maior importância em sistemas de criação deve-se à participação na formação da molécula de clorofila (ESTEVES, 1998).

Outro fator ecológico de fundamental importância em sistemas de criação de peixes é o oxigênio dissolvido (OD), que vem a ser o gás mais abundante na água, depois do nitrogênio, e também o mais importante, agindo diretamente sobre a sobrevivência dos peixes e na decomposição da matéria orgânica (LUCAS, 1993). É considerada uma das variáveis mais importantes para caracterização ambiental e um sensível indicador dos fenômenos biológicos e químicos do meio aquático. As concentrações de oxigênio dissolvido observada em um corpo de água são influenciadas por diversos fatores. As principais fontes de suplementação da presença de O₂ nesse meio deve-se à solubilidade desse gás na água, intensificada pela influência de trocas na interface água/atmosfera (ventos, chuvas, pulsos, etc), pela atividade fotossintética do fitoplâncton, cuja eficiência está diretamente relacionada com a quantidade de radiação solar, nutrientes dissolvidos e concentração de algas, e o aporte com a água de abastecimento, pois estes sistemas normalmente não possuem macrófitas ou algas bentônicas. As perdas ocorrem através do metabolismo dos peixes, respiração dos organismos aquáticos (plâncton e bentos), pela decomposição bacteriana dos resíduos e da matéria adicionada e pela oxidação dos íons metálicos. À noite, como não há atividade fotossintética, ocorre naturalmente um declínio do oxigênio na água, sendo a intensidade desta remoção dependente das relações quantitativas entre as diversas reações citadas e por este motivo, varia de um ambiente para outro (BOYD, 1981, 1990, 1991; STONE; WEISBURD, 1992 apud ELER 1996; MATHEUS, 1993; WETZEL, 1993; PARANHOS, 1996 e ESTEVES, 1998). Nos ecossistemas naturais, como rios, lagos e córregos, a decomposição da matéria orgânica autóctone ou alóctone resulta na eliminação parcial ou total do oxigênio dissolvido na água, o qual é consumido nas reações bioquímicas da matéria biodegradável (HAWKES apud BRANCO; ROCHA, 1977; CHANG; OUYANG, 1988). Um aspecto a se considerar no balanço de oxigênio é a relação temperatura/solubilidade dos gases, pois quanto maior a temperatura menor a concentração de gases, causando aumento da taxa metabólica, provocando maior consumo (SCHAFER, 1984). Para Diana; Fast (1989),

diferentes taxas de renovação que, embora não interfiram na sobrevivência e no crescimento dos peixes, causam diferença nas concentrações de oxigênio.

As trocas que ocorrem entre a atmosfera e a superfície da água podem atingir proporções importantes em determinadas situações, principalmente em condições de extremas, sub e super saturações e na presença de ventos fortes (DIANA, 1997). Contudo, em viveiros de piscicultura, sob sistema de criação semi-intensivo, os processos internos de consumo e produção através da comunidade fitoplanctônica são geralmente mais importantes que os processos de difusão (ALMAZAN; BOYD, 1978; VINATEA, 1997), e o controle dos processos internos pode ser efetuado através da manipulação da vazão e da utilização de aeração artificial (YOSHIDA, 1996).

Green; Boyd (1995), observaram em viveiros de criação de tilápia que a fotossíntese da comunidade fitoplanctônica foi responsável por 98,0% do oxigênio dissolvido adicionado aos tanques. Mais do que isso, Diana; Lin; Schneeberger (1991), haviam atribuído principalmente à produção primária as diferenças que encontraram entre as concentrações de oxigênio da superfície e do fundo de viveiros. Dado que o oxigênio dissolvido em ambientes de criação geralmente tem como principal fonte a fotossíntese das algas planctônicas, sua produção está limitada pela disponibilidade de energia luminosa, que é mais abundante nas camadas superficiais.

É por este motivo que concentrações de oxigênio dissolvido em viveiros de peixes são mais elevadas em níveis intermediários de biomassa fitoplanctônica. Em altas densidades de algas, as limitações de nutrientes ou de luz (devido ao sombreamento) diminuem a produção primária líquida e, em baixas densidades, ocorre diminuição da produção de oxigênio (GOLDMAN, 1979; JAVORNICKY, 1980; SMITH; PEDRIAHITA, 1988).

Já o consumo de oxigênio dissolvido, que ocorre em toda a coluna de água, é maior nas camadas mais profundas devido à decomposição da matéria orgânica acumulada na superfície do sedimento (LOSSORDO, 1991). Em ambientes de criação de tilápia, os peixes removem o excesso de matéria orgânica acumulada, evitando, desta forma, condições de déficit de OD permitindo e desenvolvimento de outros invertebrados bentônicos. Esta espécie melhora as condições da água, no que se refere ao oxigênio dissolvido, pois possui justamente o hábito de alimentar-se do lodo orgânico em processo de decomposição. Ao eliminá-lo, o oxigênio que era consumido por ocasião desta decomposição fica disponível para os organismos aquáticos aeróbios principalmente os peixes.

Costa-Neto (1990), defende que em tanques estratificados termicamente, teoricamente a zona eufótica deve coincidir com o epilímnio e a fotossíntese normalmente mantém concentrações ligeiramente altas de OD nesta camada e no começo do hipolímnio, permanecendo neste último todo o OD disponível, até que o corpo d'água desestratifique, porque não há luz suficiente para a fotossíntese nem ocorre reaeração através do *mixing* com o epilímnio. Os níveis de OD caem com o decorrer do tempo devido à respiração e o hipolímnio dos viveiros torna-se rapidamente anaeróbico. Essa divisão da coluna de água levou Hino (1985), a afirmar que em tanques de criação, é comum ocorrer a depleção de oxigênio no hipolímnio.

A matéria orgânica alóctone que entra no viveiro é oriunda principalmente do arraçoamento e da adubação orgânica. Esta entrada no sistema é responsável por um grande consumo de oxigênio dissolvido, utilizado na decomposição da matéria orgânica depositada na coluna d'água. A matéria orgânica de natureza autóctone, responsável pelo consumo de oxigênio, é resultante do aumento das populações de fitoplâncton, do zooplâncton, de animais que habitam o fundo do viveiro e também devido à mortalidade de peixes durante a criação. (COSTA-NETO, 1990; ELER, 1996, 2000)

Os níveis de OD em viveiros geralmente estão associados aos processos de fotossíntese e respiração, situando-se em faixas aceitáveis pelos peixes (COSTA-NETO, 1990). Nos ambientes objeto do presente estudo, foram detectados por três manhãs consecutivas (viveiro 4) e duas manhãs consecutivas (viveiro 2) valores inferiores ao padrão recomendado por Boyd (1990), que é de 3,0mg/L de OD na água do início da manhã, nas leituras realizadas na semana seguinte ao peixamento, repetindo-se tal depleção nos níveis de OD em uma única medida (viveiros 2, 3 e 4) ao longo do período de criação. Há de se registrar, no entanto, que não ocorreu mortalidade de peixes como resultado das depleções de oxigênio dissolvido. Observou-se que o padrão da distribuição do oxigênio dissolvido guardou uma relação direta com as mudanças de temperatura, aparentemente sem causar problemas para os peixes.

Os resultados obtidos vêm a confirmar a tolerância da tilápia a baixas concentrações de oxigênio dissolvido. A tilápia é um peixe oxi-conformista, o que significa que a espécie apresenta respiração independente da PO_2 (pressão parcial do oxigênio), enquanto esta for maior que uma certa pressão crítica. Abaixo desta pressão crítica, apresenta uma respiração dependente da concentração de oxigênio dissolvido do meio. A transferência do oxigênio dissolvido na água para o sangue dos peixes se dá

através de um gradiente, onde a tensão do O₂ decresce gradativamente em direção ao meio celular (HUGES, 1973). Neste trajeto os principais pontos de resistência são as membranas branquiais, a própria circulação sangüínea e as membranas celulares dos tecidos. Situações de hipóxia desencadeiam respostas fisiológicas responsáveis por manter o gradiente necessário às vias metabólicas aeróbicas. Por sua vez estas respostas geram um gasto de energia extra que pode restringir a energia disponível para o crescimento e ganho de peso. Quando ocorre anóxia os peixes passam a utilizar vias metabólicas anaeróbicas. Nestes casos, o glicogênio armazenado é degradado e utilizado como fonte de energia (MARINS; RANTIN, 1984).

A capacidade da tilápia em regular a tomada de oxigênio em condições de hipóxia foi observada em vários trabalhos (ROSS; ROSS, 1983; FERNANDES; RANTIN, 1989, 1994). Esta condição se dá mediante um incremento na ventilação branquial juntamente com a maior perfusão da lamela secundária e uma alta afinidade da hemoglobina ao oxigênio.

Entretanto Fernandes; Rantin (1994) constataram uma elevada redução na eficiência da extração de oxigênio com a queda na concentração de oxigênio para aproximadamente 18,0mm de Hg (equivalente a 1,02mg/L), e devido à alta viscosidade da água o aumento da ventilação branquial se dá às custas de uma grande elevação no consumo energético. Os mesmos autores relatam que em condições de normóxia (7,4mg/l), o custo energético da respiração é baixo, apenas 2,9% do oxigênio consumido, porém quando a concentração de oxigênio da água é reduzida para 2,6mg/L sofre uma variação substancial, que pode chegar a 18,4% do oxigênio consumido.

Coche (1982), reportou que tilápias (*O. niloticus*) criadas em tanques-rede sobreviveram vários dias com 0,7mg/L (9,0% saturação). Em uma revisão de literatura Chervinski (1982), relatou que *O. niloticus* sobreviveu por um curto período a 0,1mg/L. Há relatos de sobrevivência a 0mg/L de OD por mais de 6,0 horas com *O. niloticus* em Honduras (TEICHERT-CODDINGTON; GREEN, 1993). Kubitza (2000), relata que alevinos entre 10,0 e 25,0g suportaram concentrações entre 0,4 e 0,7mg/L por 3 a 5 horas durante 2 a 4 manhãs consecutivas, sem registro de mortalidade. Green; Phelps; Alvarenga (1989), relataram que a tilápia do Nilo tolerou oxigênio zero por até 6 horas, sugerindo a possibilidade deste peixe realizar a respiração anaeróbia, porém quando frequentemente expostas à anaerobiose, ficam mais susceptíveis às doenças, apresentando desempenho reduzido. A forma como a tilápia sobrevive a curto período de anoxia é nadando na superfície, tentando capturar água mais rica em OD e,

quando a concentração atinge 45,0 a 50,0% da saturação (3,0 a 3,5mg/L, a 28,0-30,0°C), os peixes começam a reduzir sua atividade, e portanto, o consumo, conservando energia pela redução da atividade, em resposta à anoxia, sendo que a concentração crítica situa-se entre 20,0 e 10,0% da saturação a temperaturas entre 26,0 e 35,0°C, entre 1,6 e 0,7mg/L (ROSS; ROSS, 1983).

Fernandes; Rantin (1994), ao estudarem a fisiologia da tilápia (*O. niloticus*), verificaram que em ambientes hipóxicos, ao invés destes peixes disporem de energia para converter em ganho de peso, seu gasto energético restringe-se à manutenção da ventilação branquial. Tem-se ainda que o crescimento da tilápia é inibido quando são expostas a concentrações inferiores a 2,0mg/L por um longo período de tempo, e como conseqüência, ocorre mortalidade (CHERVINSKI, 1982; COCHE, 1982; POPMA; LOVSHIN 1994). Segundo Tsadik; Kutty (1987), em experimento onde o oxigênio foi reduzido de 90,0% de saturação (cerca de 7,0mg/L) para cerca de 20,0% de saturação (1,5mg/L) o consumo de alimento decresceu também 90,0%.

Existindo uma baixa concentração de oxigênio dissolvido, além dos peixes, muitos outros organismos que habitam o sedimento poderão morrer, alterando a química da água. Além disto, as concentrações de nitrito, amônia e gás sulfídrico poderiam contribuir para o desenvolvimento de um quadro de anoxia na água (CHANG, 1986).

A redução das concentrações de oxigênio dissolvido na água dos quatro viveiros analisados, ao longo do período de estudo, provavelmente guarda relação com o acúmulo de matéria orgânica e aumento do metabolismo dos organismos aquáticos, como explicado anteriormente.

Observou-se que as concentrações de OD declinaram imediatamente após a estocagem de peixes nos viveiros 2 e 4, o que também se verificou na lagoa, ambiente que já abrigava sua própria população (biomassa). Notadamente nos viveiros 2 e 3, mesmo com toda a preparação inicial do ambiente, alguns peixes migraram da lagoa por uma tubulação de ligação junto aos dois viveiros mencionados. Ao ser detectado este fato, foi realizada a despesca com rede pouco seletiva, reduzindo-se significativamente a população de intrusos, porém assim mesmo restaram alguns exemplares que, ao longo do experimento, mesmo com as características atrofiadas, ainda conseguiram reproduzir-se, fato este também percebido por outros autores (NOGUEIRA, 2003; ZIMMERMAN, 2000). Somente no decorrer do crescimento dos peixes o decréscimo do oxigênio nestes ambientes ficou mais visível, porém permanecendo quase sempre em saturação no decorrer de todo o ciclo de criação.

A transparência da água é a medição da visibilidade do disco de Secchi (VDS), e fornece uma estimativa confiável da profundidade da zona eufótica, para quando a turbidez é de origem orgânica e, conseqüentemente, do processo de produção do viveiro. Para sua correta utilização, é necessário que as medidas sejam efetuadas entre 9:00 e 15:00h, evitando-se dias nublados (ALMAZAN; BOYD, 1978; BOYD, 1982). As leituras efetuadas neste experimento, apesar de realizadas mais cedo, asseguram padronização da metodologia de leitura, e sempre tentando usar o máximo de claridade solar da região litorânea sem nenhuma interferência de sombreamento.

Elevadas transparências resultam em baixa turbidez. Em criações semi-intensivas, é recomendável que a transparência da água permaneça entre 30,0 e 45,0cm, caracterizando assim viveiros com boas condições de criação, ressaltando-se ser o fitoplâncton a principal fonte de turbidez da água (BOYD, 1990).

Em lagos, onde a maior parte das partículas da coluna d'água pertencem ao fitoplâncton, uma estimativa empírica da quantidade do fitoplâncton pode ser obtida através da medida de transparência. A medida da penetração da luz também pode ser utilizada, em piscicultura, como indicador de baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD), e como indicador de produção primária, de acordo com Fana (1979), que encontrou uma relação muito próxima entre essas duas variáveis.

Em viveiros, a biomassa e a idade/tamanho dos peixes influenciam grandes concentrações de partículas de detritos na água, de modo que essa relação é difícil de ser detectada. A transparência da água nos ambiente analisados, notadamente no par de viveiros 2 e 3, que tiveram a biomassa afetada pela população de intrusos, atingiu valores inferiores a 20,0cm, valor mínimo recomendado para criação de peixes (BOYD, 1979; PÁDUA, 1993; SIPAÚBA-TAVARES, 1995), tendo sido constatado, durante o experimento, que o viveiro 2 atravessou longos períodos com transparência abaixo do valor mínimo recomendado e no viveiro 3, por diversas vezes, as medidas estavam abaixo desse valor. As transparências mais elevadas foram medidas no par de viveiros 1 e 4, no entanto, houve uma redução nas últimas semanas, chegando a valores abaixo de 20,0cm ao final do experimento, o que coincidiu com valores elevados de clorofila a e densidades zooplânctônicas. No viveiro 4, a transparência situou-se inicialmente entre 13,0 e 32,0cm e na décima segunda semana, o VDS indicava o valor máximo registrado de 107,0cm, coincidindo com a queda nos valores de clorofila a e zooplâncton. No viveiro 1 a transparência atingiu na última coleta o menor valor entre todas as águas, devido à maior quantidade de clorofila a registrada para esse ambiente.

Com relação ao parâmetro transparência da água, pode-se dizer que o viveiro 1 foi o ambiente que apresentou valores mais elevados, e também onde ocorreram as variações mais significativas. No início do experimento e em outras quatro coletas ao longo da criação a situação era de visibilidade total, sendo possível visualizar o fundo do viveiro. Um problema decorrente dessa elevada transparência foi o aparecimento de pirrichiu (*Hydrothrix gardneri*), macrófita aquática submersa enraizada, fato também detectado por Silva; Figueiredo (1991). A procedência da água de captação para o par de viveiros 1 e 4, abastecidos através do poço amazonas, justifica a semelhança dos valores iniciais entre os viveiros e a fonte de captação, sendo que no viveiro 4, mesmo antes do peixamento, a água apresentava coloração marrom ferrugem, e para sua correção foi feito tratamento com calcário, o que vem a explicar o baixo valor inicial, diferentemente da medição do viveiro 1. O par de viveiros 2 e 3 e a lagoa apresentam gráficos de curvaturas semelhantes, onde os valores reduzidos de transparência podem ser atribuídos à eutrofização por produção intensa de algas filamentosas e coloniais, além do crescimento do zooplâncton, contribuindo para aumentar a turbidez da água. Além desses fatores, também foram observados outros efeitos diretos de interferência, quando da precipitação, pelo carreamento de materiais para dentro do sistema, uma vez que após cada chuva era perceptível uma coloração barrenta na água, proveniente da lixiviação.

Sipaúba-Tavares; Moreno (1994), estudando viveiros povoados com tilápias, atribuíram à presença dos peixes a redução nos valores da transparência, devido à sua movimentação na coluna d'água. Além disso, o arraçoamento e o hábito alimentar da tilápia, extremamente oportunista e alimentando-se de detritos do fundo, contribui para alterar a composição do material em suspensão na água.

A profundidade dos viveiros de criação é baixa. Assim, quando a água é muito transparente, a luz atinge toda a coluna de água, permitindo que haja produção de oxigênio mesmo junto ao sedimento. Dessa forma, mesmo havendo estratificação térmica, ela não é acompanhada por queda de oxigênio no hipolímnio.

Situações em que as medidas de transparência da água estão inversamente relacionadas com a biomassa fitoplanctônica, e sendo o plâncton a principal fonte de turbidez, e a matéria em suspensão formada por organismos planctônicos vivos e matéria orgânica morta, que constitui o seston, a medida de transparência pode oferecer uma estimativa da produção do plâncton no viveiro (BOYD, 1979, 1981; MELO; NASCIMENTO, 1988; MILSTEIN; ZORAN; KRAMBECK, 1992; DURINGAN; SIPAÚBA-TAVARES; OLIVEIRA, 1992). Tal relação é visível no viveiro 1, cuja água

apresentava-se mais transparente, e foram registradas as menores concentrações de clorofila a.

5.3.2 Variáveis Físicas e Químicas (Amostras Coletadas com Frequência Semanal)

O metabolismo do ecossistema aquático representado por um viveiro é fortemente dependente do sedimento à medida que este sustenta vários processos de ciclagem de nutriente (ESTEVES, 1998). As águas desses ambientes variam em concentração de sólidos, dependendo do grau de mineralização, da quantidade de argila suspensa e abundância do plâncton. Medidas de sólidos dissolvidos e matéria orgânica particulada, que indicam a concentração dos íons dissolvidos e a concentração total de matéria orgânica suspensa, respectivamente são de grande utilidade em aquicultura.

As concentrações de sólidos suspensos totais (SST) em viveiros de piscicultura são representadas principalmente por organismos planctônicos vivos e matéria orgânica morta, que se constituem também em importantes fontes de nutrientes para a realização da produção fotossintética das algas, e este parâmetro é utilizado para verificar a possibilidade de degradação anaeróbia dos sólidos em suspensão e, às vezes para estimar o conteúdo orgânico do sedimento. Por outro lado, este material pode reduzir a transparência da água, ocasionando a diminuição da própria produção. De fato, concentrações elevadas de sólidos em suspensão são danosas aos peixes, pois ao reduzir a passagem da luz, provocam desequilíbrios na cadeia trófica. Os valores encontrados nos quatro viveiros analisados neste experimento são semelhantes aos valores determinados para viveiros de aquicultura por Boyd (1990), Ziemann, et al. (1992), Shevgoor; Knud-Hansen; Edwards (1994).

Comparando com os resultados de Yoshida (1996), que trabalhou com criação de machos de tilápias (*O. niloticus*) a uma densidade de 1,3 peixes/m², em três tanques com fundo de terra, sendo um sem renovação de água, outro sem renovação e com aeração artificial noturna, e o terceiro, com renovação contínua de água, por um período de sete meses, verifica-se que houve compatibilidade entre estes resultados e as observações para os quatro viveiros objeto da presente pesquisa, onde também se observou o aumento nos sólidos totais e sólidos totais voláteis com o decorrer do experimento, bem como a tendência de estabilização dos valores de sólidos totais fixos.

Em pesquisa realizada em açudes no semi-árido, Fernandes (1997), observou uma correlação positiva dos sólidos totais com a DBO₅, mostrando que quanto maior a

concentração de matéria orgânica, maior será a concentração de sólidos totais, destacando que, no período não chuvoso houve um aumento da fração volátil e um decréscimo da fração fixa, o que pode ser atribuído à diminuição do aporte de material inorgânico. A distribuição temporal dos sólidos totais e sólidos fixos e suas frações voláteis, também com máximos nos mesmos períodos, tende a fortalecer a associação anterior, conforme resultados obtidos para os quatro ambientes pesquisados.

As altas concentrações de material em suspensão afetam consideravelmente o regime da radiação subaquática, ocasionando perda da capacidade de predação visual pelos peixes (ZARET apud TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI; ROCHA, 2000).

De acordo com Alabaster; Lloyd (1982), concentrações de sólidos em suspensão acima de 400,0mg/L são consideradas excessivas e afetam diretamente os peixes, reduzindo a taxa de crescimento e diminuindo a resistência a doenças. Segundo estes autores, não há evidências que a concentração de sólidos suspensos menores que 25,0mg/L sejam prejudiciais aos peixes. De 25,0 a 80,0mg/L é possível desenvolver a piscicultura, ainda que com menores rendimentos. Outro fator a ser considerado é que, se a turbidez dos viveiros for causada por partículas em suspensão, a produtividade do fitoplâncton pode ser comprometida devido à restrição da penetração da luz na coluna de água. Essas partículas, ao sedimentarem, podem comprometer a comunidade bentônica, e o excesso leva os organismos a consumir mais argila do que o alimento natural (BOYD, 1990). A ressuspensão de sedimentos é característica de ambientes aquáticos rasos, particularmente estuários e viveiros de piscicultura (HEPHER, 1958). A ressuspensão de sedimentos pelos peixes detritívoros, como a tilápia, acelera a decomposição da matéria orgânica evitando o desenvolvimento de condições anóxicas no sedimento e acumulação de substâncias tóxicas e ácidos associados.

Os resultados encontrados neste experimento para presença de matéria orgânica mostram que os valores estão situados abaixo de 50,0mg/L, com picos fora desta faixa no viveiro 3 (90,0mg/L) e viveiro 4 (70,0mg/L), e essas concentrações parecem ainda menores que as medidas de matéria orgânica inferiores a 150,0mg/L encontradas por Boyd (1990), Hopkins et al. (1993) e Boyd; Tucker (1995). A decomposição da matéria orgânica, em condições aeróbias, libera CO₂ na coluna de água, e em ambiente anóxico, este processo, além de ser retardado, leva à produção do metano - CH₄ (BOYD; TUCKER, 1995; COLE; PACE, 1995).

Como no presente experimento a carga de matéria orgânica em suspensão nos viveiros foi maior que a inorgânica, pode-se inferir que a atividade biológica foi bem mais elevada nesses sistemas.

O parâmetro turbidez é relativo à diminuição da habilidade da água de transmitir a luz solar (radiação solar), pela presença de sólidos em suspensão variando de coloidal aos materiais mais grossos, responsáveis por variações (quantitativas e qualitativas) da qualidade da água, como luz, fotossíntese e produtividade. Turbidez elevada pode levar a modificações nos ciclos biodinâmicos dos ambientes, interferindo na velocidade e intensidade da ação fotossintética. Em viveiros, a turbidez e a cor são resultantes das partículas coloidais de argila, silte, do material orgânico coloidal, dissolvido, ou em suspensão, oriundo da abundância de plâncton e bactérias (BOYD, 1990; PÁDUA, 1993). Entre dois viveiros, cuja única diferença seja a turbidez da água, aquele em que a água for mais turva apresentará maior estabilidade, diminuindo a zona eufótica e, conseqüentemente, a fotossíntese. Isso ocorre porque, devido à maior quantidade de material em suspensão na água turva, há uma maior atenuação da luz, por absorção e por reflexão, e em decorrência, maior acúmulo de energia nas camadas superiores da coluna de água (LOSORDO, 1991). Por outro lado, o aumento da biomassa fitoplanctônica também causa a turbidez e modifica o balanço de calor e a estratificação térmica, e uma elevada turbidez pode reduzir a temperatura da água do viveiro, bem como a taxa de filtração do zooplâncton (HARDY, 1996). Vinatea (1997), relata que a queda repentina do fitoplâncton pode quebrar a estratificação de um viveiro, já que a maior transparência da água possibilita que a luz alcance o fundo do viveiro e aqueça a camada inferior de água.

Nesta pesquisa, as leituras do Disco de Secchi, segundo esquema proposto por Boyd (1997), para viveiros com turbidez por plâncton, mostram que o viveiro 1 apresentava-se pouco turvo ou com turbidez baixa durante grande parte do período de criação, resultando na leitura da transparência, valores do máximo da profundidade nas datas que vão do início do experimento até 24/12/01, e nas seguintes datas 07, 21 e 28/01/02 e 18/02/02. Quanto aos demais viveiros, em poucos momentos ultrapassaram o limite inferior do intervalo de boas condições (30,0-45,0cm), pois flutuaram entre turbidez excessiva e viveiro muito turvo, atestando as razoáveis condições desses ambientes. A densidade planctônica apresentou baixos valores e, conseqüentemente, a turbidez foi reduzida e a transparência teve resultados elevados, situação ocorrida no viveiro 4 em 25/02/02.

A coloração da água denota, aparentemente, as condições físicas, químicas e biológicas, apresentando alterações que podem alertar os piscicultores. A cor é resultante, principalmente, dos processos de decomposição que ocorrem no meio aquático, podendo ser devida à maior ou menor quantidade de íons metálicos, como ferro e magnésio, ou materiais húmicos, plâncton, macrófitas, partículas em suspensão ou formas coloidais, pigmentadas ou não, profundidade do meio e influência de reflexões externas, que atuam como filtros a determinados comprimentos de onda, podendo limitar a diversidade de espécies de algas e alterar a composição dos componentes primários (consumidores), como os protozoários, rotíferos e microcrustáceos que constituem o zooplâncton (PÁDUA, 1993). O mesmo autor esclarece que a cor sofre interferência do pH tornando-se tanto mais fraca quanto mais ácida for a água, de tal forma que, em pH igual a 10,0 a coloração da água é quase duas vezes mais acentuada que quando tem pH 2,0.

A análise gráfica dos resultados obtidos mostra que, também neste experimento, a coloração da água nos viveiros acompanhou as flutuações de pH, e ao final do período de observação, a intensidade de cor estava praticamente na mesma escala para os quatro viveiros. A observação da cor da água aponta para um aumento na intensidade da cor nestes ambientes após o peixamento, notadamente no par de viveiros 2 e 3, e uma retomada a níveis mais intensos de cor nas últimas coletas.

A condutividade elétrica é considerada uma variável de difícil interpretação. Seu valor numérico está fortemente relacionado com a concentração total de íons dissolvidos e com a temperatura (aumenta cerca de 2,0% por °C), sendo recomendado estabelecer uma referência química padrão internacional de 25,0°C (WETZEL, 1993), para expressar os resultados obtidos, e ainda com outros fatores, tais como a habilidade dos íons conduzir corrente elétrica, porém sem identificar quais esses íons. O pH também pode ter grande influência sobre a condutividade, principalmente em águas pobres em sais solúveis e baixos valores de pH, onde o íon H^+ é o principal responsável pelos valores de condutividade (HUTCHINSON, 1961).

Em regiões tropicais a condutividade dos ecossistemas aquáticos está mais relacionada com as características geoquímicas da região onde se localizam e com as estações de seca e de chuva, do que com o estado trófico, apresentando nestas áreas tropicais, valores geralmente inferiores aos obtidos em regiões temperadas (ESTEVES, 1998),

Costa-Neto (1990), atribuiu o aumento da condutividade em viveiros, ao aumento nas concentrações de íons e de pigmentos totais, em função da dinâmica dos nutrientes, e Sampaio (1966), associou o aumento da condutividade ao aumento de HCO_3^- .

A idéia de que em viveiros de piscicultura a condutividade elétrica está fortemente relacionada com a concentração dos íons carbonato e bicarbonato é corroborada pelos dados de Costa-Neto (1990), que encontrou correlações de até 0,99 entre a alcalinidade e a condutividade elétrica e entre esta e a concentração de bicarbonato. Avaliando os efeitos de corretivos para a acidez na água e na biomassa fitoplanctônica, Castagnolli (1990), relata que a condutividade foi devida, em sua maior parte, à presença de íons carbonato e bicarbonato na água dos tanques. Referindo-se aos sólidos dissolvidos na água doce e principalmente aos sais inorgânicos, Beedle (1974), enfatiza que estes normalmente constituem as mais abundantes substâncias na água, razão pela qual são conhecidos como constituintes "maiores". Em água doce eles estão suficientemente diluídos, estando quase completamente dissociados nos seus componentes iônicos eletricamente carregados, principalmente Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , HCO_3^- , Cl^- e SO_4^{--} . Boyd (1982), sugere que o balanço cátion/ânion é bastante útil para a piscicultura, pois permite uma estimativa da acurácia das análises da água, e também fornece indicações quanto à homeostase do ecossistema.

Observando os valores de condutividade elétrica para os quatro viveiros estudados, nota-se que os viveiros 2, 3 e 4, iniciaram com valores de CE de 2.712, 2.100 e 2.670 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Somente o viveiro 1 apresentou valor fora desta ordem de grandeza, em torno de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A constatação é que, dos quatro ambientes estudados, no início do experimento três apresentavam valores de condutividade elétrica bem próximos do limite máximo de 3.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ considerado como inadequado à criação de peixes (PÁDUA, 1993). No decorrer da criação, declinaram para valores que, mesmo assim, são caracterizados como eutróficos. Os maiores valores registrados podem refletir uma acumulação de íons, provavelmente devido ao efeito da intensa mineralização de compostos orgânicos provenientes, principalmente, da excreção dos peixes e sobras de ração, mas indicando que a condutividade elétrica não mostrou influência negativa sobre o desenvolvimento dos peixes.

As variações nos valores de condutividade elétrica estão associadas com o metabolismo do ambiente e a decomposição da matéria orgânica, sendo que o processo de produção primária resulta na redução desses valores, enquanto a decomposição da matéria orgânica acarreta o aumento dos mesmos. Quando seus

valores são altos indicam grau de decomposição elevado e o inverso indica acentuada produção primária (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). Em ambientes produtivos pode-se observar que ao longo do dia há uma redução nos valores de condutividade elétrica, devido à absorção de nutrientes pelas algas, como íons fosfato e nitrogênio. Por outro lado, em ambientes onde supostamente a decomposição vem a ser o principal fator metabólico, haveria um aumento na condutividade elétrica devido à liberação para o meio de íons nutrientes originado na matéria orgânica em decomposição (ESTEVES, 1998).

Observou-se que o viveiro 1, com renovação quase que contínua da água do poço, apresentou as menores concentrações de clorofila *a*, exibindo ao longo do experimento, maior estabilidade no comportamento da condutividade. Tal relação não foi encontrada por Sipaúba-Tavares (1995), entre as variações observadas na condutividade e os organismos planctônicos, atribuindo tais variações ao tempo de residência da água nos viveiros.

Em ambientes naturais, a alta condutividade propicia o desenvolvimento de plâncton e de peixes, como constatado por Tundisi; Matsumura-Tundisi (1990) na represa de Barra Bonita, onde a condutividade registrada chegou a 400,0 μ S/cm.

Hino (1985), considera viveiros de piscicultura ambientes hipereutrofizados, caracterizados pela instabilidade de fatores físicos e químicos, que parecem estar diretamente relacionados com a atividade biológica. Entretanto deve ser feita uma distinção entre a estratificação térmica, que é um processo governado por fatores de natureza física, e a atividade de concentração de oxigênio que, juntamente com o pH e a condutividade elétrica, está relacionada a processos biológicos (FROSSARD, 1999).

A heterogeneidade do ambiente estratificado torna complexo o manejo para garantir a qualidade da água, a ponto de muitos produtores optarem por garantir índices mínimos de qualidade através da elevada renovação da água dos viveiros. Este procedimento, segundo Bardach (1997), e Zaniboni Filho (1997), aumenta o custo ambiental das criações devido ao maior consumo de água e transferência da matéria orgânica gerada nos criatórios para o meio ambiente.

Em contrapartida, Seim; Boyd; Diana (1997), constataram que a renovação periódica da água nos viveiros tem o efeito de aumentar o volume dos efluentes, mas sem elevar o volume total de substâncias químicas descartadas, quando comparada a

viveiros que não realizam troca de água e que são secos somente no final da criação, para realização da despesca.

A dureza total da água representa a concentração de íons metálicos, principalmente os íons cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) presentes na água. Em águas naturais, os valores de dureza total geralmente se equiparam à alcalinidade total, ou seja, Ca^{2+} e Mg^{2+} praticamente se encontram associados aos íons bicarbonatos e carbonatos. No entanto, existem águas de alta alcalinidade e baixa dureza, nas quais parte dos íons bicarbonatos e carbonatos estão associados aos íons Na^+ e K^+ ao invés de Ca^{2+} e Mg^{2+} . Em águas onde a dureza supera a alcalinidade, parte dos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} se encontra associada a sulfatos, nitratos, cloretos e silicatos (KUBITZA, 2003). Expressa em mg de CaCO_3/L , a dureza é também compreendida como a medida da capacidade da água de precipitar reagentes (PARANHOS, 1996).

Segundo Boyd; Queiroz (1997), e Boyd (1997), os valores mínimos recomendados para a dureza total em água de viveiros são os mesmos seguidos para alcalinidade total, e água mole é aquela que apresenta condições ideais para o crescimento dos peixes, cuja dureza pode variar de zero a 75,0mg de CaCO_3/L . Para Roberts (1994), e Kinkelin; Michel; Ghitino (1991), a dureza total recomendada para favorecer a vida aquática em águas doces deve ser maior que 20,0mg de CaCO_3/L , enquanto Kubitza (2003), reporta-se a valores acima de 30,0mg de CaCO_3/L como nível adequado para garantir um bom funcionamento do sistema tampão da água.

Medida semanalmente, a dureza apresentou flutuações mais acentuadas no viveiro 4, cujos extremos foram 130,0 e 40,0mg de CaCO_3/L , resultando na maior média (68,24mg de CaCO_3/L), influenciada, provavelmente, pelas características iniciais da água e pela calagem realizada no ambiente. Na classificação do grau de dureza, as águas dos viveiros objeto do presente estudo podem ser caracterizadas como águas moles (0 - 75,0mg de CaCO_3/L), conforme Boyd (1997) e Sipaúba-Tavares (1995), com variações médias de 43,94mg de CaCO_3/L (viveiro1) a 68,24mg de CaCO_3/L (viveiro 4), devendo ser considerada a possibilidade de que a dureza tenha sido influenciada pela característica do solo da região, pobre em carbonatos. Tem-se ainda que, quando a evaporação é elevada, há uma tendência de aumentar a concentração iônica da água, com aumento dos íons Ca^{++} , Mg^{++} , HCO_3^- e CO_3^- , o que geralmente é observado nos açudes e viveiros do semi-árido nordestino (NUNES et al., 1997).

Em viveiros com excesso de fitoplâncton e baixa alcalinidade total (menor que 30,0mg de CaCO_3/L) pode-se alcançar valores de dureza acima de 12,0mg de CaCO_3/L em dias muito ensolarados, no final da tarde. Como consequência, isto pode inibir o

consumo de alimento, afetando o crescimento, pois nestes valores os peixes tendem a procurar o lado do viveiro com as águas mais profundas (NUNES, 2000). Considerando os valores obtidos de alcalinidade e dureza, verifica-se que esta relação também ocorreu no presente experimento, sendo este um fator a ser elencado como de possível influência sobre o desenvolvimento dos indivíduos.

O teor de cálcio na água pode ser utilizado para caracterizar o seu grau de dureza. O Ca e o Mg são os mais abundantes óxidos alcalinos em água doce normal, e suas concentrações como equivalentes de CaCO_3 geralmente têm sido utilizadas para uma medida da dureza total (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). Alguns autores também se referem a águas com alta alcalinidade como águas duras, pois alcalinidade e dureza apresentam-se em concentrações similares em muitas águas (MAIRS, 1966). As quantidades médias de Cálcio (25,0 – 38,0mg CaCO_3 /L) e Magnésio (17,5 – 24,3mg CaCO_3 /L) determinadas no presente experimento são compatíveis com o total de dureza, que enquadra as águas dos viveiros na classificação de águas moles. De acordo com Sipaúba-Tavares (1995), embora não tenha significado biológico, esta classificação é importante em tratamento de águas, e tem sido adotada para o cultivo de peixe, em que as quantidades de Ca e Mg deverão estar presentes para valores de dureza da água acima de 20,0 mg de CaCO_3 /L. Esta autora afirma ainda que, sendo o total de dureza maior do que o da alcalinidade, o que também se verificou na presente pesquisa, alguns cátions Ca e Mg estarão associados a outros ânions que não carbonatos ou bicarbonatos.

A concentração total de ácidos tituláveis, expressa em miligramas por litro do equivalente do carbonato de cálcio, é denominada acidez total. Águas com pH acima de 8,3 contêm dióxido de carbono livre e não apresentam medida de acidez, contudo do ponto de vista da aquicultura, são de pouco interesse, já que as águas contêm alguma alcalinidade (BOYD, 1990). O mesmo autor afirma que, na prática, somente águas com pH inferior a 4,5 e que não contenham nada de alcalinidade, é que o dióxido de carbono não pode reduzir esta água a nível mais ácido do que já está. A fonte de acidez mineral mais comum em viveiros é o ácido sulfúrico, originado da oxidação do ferro *pyrite* ou compostos relativos. No presente experimento os valores determinados para acidez total foram mais elevados no viveiro 1, com as variações médias nos ambientes de 74,1 a 90,5 mg de CaCO_3 /L, e em termos de pH, todos os viveiros praticamente estiveram a maior parte do tempo na faixa de pH neutro, e somente o viveiro 1 manteve-se na faixa de pH ácido durante o período experimental, confirmando os resultados de acidez.

A alcalinidade é uma medição da capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar os ácidos, ou seja, a capacidade de tamponar as mudanças de pH (von SPERLING, 1996; ESTEVES, 1998). Esta capacidade depende de alguns compostos, principalmente das concentrações de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, ânions raros na maioria das águas naturais, ocorrendo geralmente em águas cujo pH é superior a 10,0 e com menor porcentagem e frequência de boratos, fosfatos e ácidos orgânicos (EATON; CLESCERI; GREENBERG, 1995).

Em ambientes de água doce, o íon Ca^{++} está associado aos íons bicarbonatos e carbonatos, de modo que, quando o CO_3^{-2} aumenta para altas concentrações, o carbonato de cálcio precipita por ser relativamente insolúvel em água (HINO, 1985).

Komárková (1979), constatou que é baixa a capacidade de tamponamento do ecossistema aquático quando a alcalinidade é muito baixa, levando a flutuações no pH, destacando que os valores de alcalinidade encontrados se elevavam com a calagem, mediante aplicação de calcáreo, e detectou também, em águas naturais, uma variação de pH entre 5,0 e 6,0 verificando que, em viveiros, devido à calagem, esta variável passa a ser determinada pela atividade fotossintética das algas. Segundo a mesma autora, elevados estoques de peixes que se alimentam no sedimento provocam aumento da respiração e da atividade bacteriana, manifestada na queda do pH, constatando que o aumento da alcalinidade foi acompanhado pelo aumento do pH. Esta relação assume maior relevância na ocorrência de elevadas concentrações de íons amônio (BARTHELMES, 1976; SCRECKÉNBAACH et al., 1975, 1978 apud COSTA NETO, 1990), principalmente se o balanço da cadeia alimentar se desloca em direção aos produtores primários, o que é representado pelo aumento do OD e do pH para valores extremos. Alto pH concomitantemente com altas concentrações de NH_4^+ resulta na produção de NH_3 em quantidades que podem colocar em risco a sobrevivência dos peixes.

As flutuações diárias nos valores da alcalinidade total da água em viveiros de piscicultura e de ecossistemas naturais são desprezíveis, não se sabendo ao certo os reflexos sobre o crescimento dos peixes, e provavelmente não há influência direta, mas através de outras variáveis como a disponibilidade de cálcio, menores flutuações do pH e concentrações adequadas de CO_2 (BOYD, 1979; COLE, 1988, FROSSARD, 1999). Os resultados obtidos no presente estudo, tomados a intervalos semanais, mostram que houve uma tendência acentuada de redução dos valores de alcalinidade ao longo do tempo de criação nos viveiros 2, 3 e 4, sendo registrados os menores índices no viveiro 1, com alcalinidade na faixa entre 5 e 7,5mg CaCO_3/L .

A alcalinidade total mínima recomendada para viveiros de piscicultura de água doce varia de 20,0mg CaCO₃/L (BOYD, 1997), 25,0mg CaCO₃/L (KINKELIN; MICHEL; GHITINO, 1991) a 30,0mg CaCO₃/L (KUBITZA; CIRINO; ONO, 1996; KUBITZA, 2003), sendo o máximo 40,0mg/L (BOYD, 1990).

De acordo com os dados deste estudo, tem-se que as concentrações de alcalinidade total praticamente se mantiveram abaixo do mínimo recomendado de 20,0mg/L, e daí a baixa capacidade de tamponamento do sistema, explicando as significativas flutuações diárias de pH, em função dos processos fotossintéticos e respiratórios nos sistemas aquaculturais, corroborando com o encontrado por Komárková (1979) e Kubitza; Cirino; Ono, (1996). Para níveis de alcalinidade acima de 20,0mg/L o desenvolvimento do fitoplâncton é melhor e mudanças diárias bruscas do pH seriam evitadas (POPMA; LOVSHIN, 1994; SIPAÚBA-TAVARES, 1995; SIPAÚBA-TAVARES; DURINGAN; LIGEIRO, 1994).

Os valores de alcalinidade obtidos neste experimento para o viveiro 1 mostram que alcalinidade muito abaixo deste patamar pode ter limitado as flutuações de pH da água, que permaneceu na faixa de pH ácido.

Fivelstad (1999), apud Sipaúba-Tavares; Yoshida; Braga (2000), verificou que a redução no fluxo d'água dos viveiros favorece a alcalinidade, melhorando a capacidade de tamponamento da água, pelo acúmulo de CO₂ no meio.

Os valores de alcalinidade podem influenciar indiretamente o crescimento dos peixes, uma vez que eles afetam a disponibilidade de nutrientes, interferindo, portanto, na produtividade orgânica dos sistemas (VERANI, 1987).

Segundo Stickney et al. (1979), ainda que a alcalinidade não tenha efeito direto sobre os peixes, valores entre 30,0 e 300,0mg/L têm sido recomendados para a obtenção de bons rendimentos, embora com valores de alcalinidade acima deste intervalo, tenha-se obtido sucesso em criação. Estes autores obtiveram rendimentos ótimos de peixes em tanques com alcalinidade total de 370,0 a 470,0mg/L e dureza entre 30,0 e 50,0mg/L.

A quantidade de oxigênio que é consumido pelos organismos aeróbios na degradação (oxidação) da matéria orgânica, denominada DBO₅, compõe-se de demanda carbonácea e demanda nitrogenada, sendo que, inicialmente, os organismos utilizam o oxigênio dissolvido para transformar o carbono em CO₂ e, posteriormente, transformar os compostos nitrogenados em nitrito (NO₂) e em nitratos (NO₃) (PORTO; BRANCO; LUCAS, 1991).

A matéria orgânica está presente nos ambientes de criação sob a forma de plâncton, partículas suspensas ou material orgânico em decomposição (detritos) e matéria orgânica dissolvida. A DBO_5 dos tanques em grande medida advém da respiração dos organismos, muito mais do que dos demais processos oxidativos, a não ser naqueles ambientes onde os influxos de matéria orgânica são elevados (BOYD; TUCKER, 1995; HOPKINS et al., 1994; MILSTEIN; ZORAN; KRAMBECK, 1992).

De acordo com Schroeder (1975), em viveiros contendo peixes bentófagos e detritívoros, a combinação entre decomposição da matéria orgânica no sedimento e a respiração bentônica produz uma DBO_5 significativamente menor, se comparada a viveiros sem peixes. O consumo de detritos juntamente com a atividade destes organismos no sedimento promove maior estabilização e redução dos compostos orgânicos putrescíveis, responsáveis pela diminuição da DBO_5 bentônica e pelo perigoso déficit de OD. Isto pode justificar os resultados obtidos para o viveiro 3, cuja população de peixes era bem maior, em relação aos demais, e que apresentou os menores resultados para a DBO_5 , na comparação dos valores médios. A propósito desta variável, Boyd (1982, 1990), afirmou que medidas de DBO_5 são de pouca relevância para a piscicultura, pelo fato de resultados que expressem maior DBO_5 em amostra de água de viveiros, mais que a decomposição de resíduos orgânicos, podem estar refletindo a respiração do plâncton, porém é útil em acessar o potencial polutivo dos efluentes dos criatórios.

A observação dos valores de DBO_5 medidos neste experimento mostra que, embora os pontos máximos tenham sido registrados imediatamente após o peixamento, e apesar das fortes oscilações, as medidas de DBO_5 tendem a decair ao longo do período de criação. Resultados contrários aos de Milstein, Zoran; Krambeck (1992) e Yoshida (1996), que observaram aumento da matéria orgânica e leve aumento desta variável.

A demanda química de oxigênio-DQO caracteriza de modo indireto a quantidade do oxigênio consumido em um processo de degradação química da matéria, biodegradável ou não. Podem-se efetuar comparações entre os valores de DQO e DBO_5 , mantendo-se sempre relações inversas, e quando da presença de matéria orgânica, a relação DQO/ DBO_5 deverá apresentar-se sempre menor, com tendência a aumentar no decorrer do processo de degradação (PORTO; BRANCO; LUCAS, 1991). A DBO_5 pode ser igual à DQO, mas nunca excedê-la. Em viveiros de peixes, a DBO_5 é geralmente dois terços da DQO, que é usada primariamente como um índice de concentração de matéria orgânica (BOYD, 1990).

Os resultados obtidos para DQO nos ambientes analisados mostram que houve elevação após o peixamento, passando por períodos de flutuações, para em seguida decair, alcançando certa estabilidade em torno do patamar inicial ao final do período de coleta. A relação DQO/DBO₅ máxima, registrada nesta pesquisa no decorrer do período de criação, está entre 7,0 e 10,0%.

Nos ambientes aquáticos, o nitrogênio está presente sob várias formas, tais como amônia (NH₃), íon amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), óxido nitroso (N₂O) e nitrogênio molecular (N₂) (ESTEVES, 1998). O nitrogênio existente em uma água que recebeu águas residuárias de origem industrial, e que venha a ser usada em viveiros de peixes, será encontrado nas formas orgânica (solúvel), particulada e inorgânica (principalmente amônia), que são passíveis de inúmeras transformações nesses ambientes (MATHEUS, 1993).

Os compostos nitrogenados são fortemente correlacionados com o pH. Se o pH for alto, haverá uma perda bem mais elevada dos mesmos enquanto que, se o pH for baixo, ocorrerá um aumento na taxa de NH₄⁺ e NH₃. A mineralização do nitrogênio ocorre pela ação de microrganismos que decompõem a matéria orgânica. Este processo contribui para que haja um decréscimo na concentração do nitrogênio inorgânico no ambiente. Através de um processo denominado amonificação, tem-se a produção no meio aquático da amônia (NH₃) e do amônio (NH₄⁺).

Esteves (1998), referindo-se ao NH₄⁺, diz que para oxidar 1,0mg desse íon são necessários cerca de 4,3mg de O₂. Por isso o NH₄⁺ tem fortes implicações ecológicas, pois influencia a comunidade de peixes. Tal como foi mencionado anteriormente, em pH básico o NH₄⁺ transforma-se em NH₃ (gasoso) que, em altas concentrações pode ser tóxico ou letal.

A concentração de nitrogênio contido nas algas é de 70,0 a 120,0µgN.mg/MS. Heasley, apud Ördög (1990), determinou que algas com concentrações inferiores a 50,0µgN.mg/MS são consideradas deficientes em nitrogênio. Ördög; Nunes (1988), relataram que na piscicultura semi-intensiva, utilizam-se concentrações do íon amônio (NH₄⁺) de 0,7 a 1,2mg/L. Esta utilização pelo fitoplâncton é feita diretamente, o transporte para o interior da célula é ativo, não havendo necessidade de redução.

A amônia é um gás extremamente solúvel na água, sendo uma das maiores fontes autóctones, pois sendo proveniente da excreção nitrogenada dos próprios peixes e de outros organismos aquáticos, resultantes do catabolismo das proteínas, da decomposição microbiana, por bactérias heterotróficas e dos resíduos orgânicos, pode

prejudicar o desempenho da espécie, aumentar a incidência de doenças e até mesmo provocar intoxicação, levando à morte (CAMPBELL, 1973).

A toxicidade da amônia varia não só de acordo com o nível presente, mas também com o teor de oxigênio ou o excesso de anídrico carbônico (saturação). Os organismos aquáticos como algas, zooplâncton e peixes, podem sofrer uma alta mortalidade quando estocados nos viveiros com taxas elevadas de amônia. Trata-se de um fenômeno universal que tem sido amplamente descrito na literatura. A concentração tolerável da amônia-NH₄ (íons amônio) em água para os organismos aquáticos, não deve ultrapassar 0,5mgNH₄/L e da amônia-NH₃, nunca superior a 0,6mgNH₃/L (ABELIOVICH; AZOV, 1976; 1970; PÁDUA, 1993; ROBINETTE, 1976; ULHMANN, 1980; WARREN, 1962).

Os principais efeitos da toxidez da amônia nos peixes são: elevação do pH do sangue; efeito na permeabilidade do peixe, reduzindo a concentração interna de íons danificando o epitélio branquial; hemólise e diminuição do transporte do oxigênio, aumentando o consumo de oxigênio nos tecidos; mudanças histológicas, principalmente nos rins, baço e tireóide; e aumento da susceptibilidade dos peixes a doenças (ALABASTER; LLOYD, 1982; BOYD, 1990; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

A toxicidade da amônia é também influenciada pelas concentrações de oxigênio dissolvido. A relação entre a redução de OD sobre o aumento do efeito tóxico da amônia foi relatada por Shilo; Rimon (1982) e Sin; Chin (1982), que também encontraram a principal causa de mortalidade de peixes em sistemas de criação intensivos como sendo a combinação de pH elevado e baixas concentrações de oxigênio dissolvido. As concentrações de amônia não ionizada também estão relacionadas ao pH, à temperatura e às medidas de amônio no meio aquático (FROSSARD, 1999).

As medidas de NH₃ nos viveiros estudados neste experimento situaram-se no intervalo entre 0,08 e 0,24mg/L, inferiores, portanto, à concentração de 0,81mg/L considerada letal à tilápia por Ordog; Nunes (1988), e ao valor inadequado ao crescimento dos peixes - 0,25mg, embora a concentração letal (LC₅₀) seja igual a 0,5mg/L, de acordo com Alabaster; Lloyd (1982). Ocorreram concentrações mais elevadas no viveiro 2 nas três primeiras semanas do início da criação, alcançando 1,0mg/L, fato que provavelmente está associado à morte de alguns animais neste ambiente. E mais, considerando-se as medidas de pH no viveiro 2 neste período (de 6,5 a 10,0), este evento corrobora com o verificado por Boyd (1979), que concentrações de amônia igual a 0,5mg/L significam grande produtividade nos viveiros

e ainda de acordo com este autor (1982), concentrações acima de 0,5mg/L, em ambientes com pH maior do que 7,0 podem ocasionar a mortalidade de peixes.

As concentrações letais que mataram 50,0% dos animais em 24, 48 e 96 horas (LC_{50} 24-h; LC_{50} 48-h; LC_{50} 96h), situam-se em torno de 6,6; 4,0 e 2,6mg/L para híbridos de *O. niloticus* x *O. mossambicus* (DAUD et al., 1988).

As tilápias de um modo geral, possuem a capacidade de aclimação a níveis mais elevados de amônia. Para a tilápia azul estes valores foram menores e mais próximos entre si, 2,5; 2,4 e 2,3mg/L (REDNER; STICKNEY, 1979). Concentrações letais de amônia para tilápias foram de 4,0mg/L de NH_4^+ em valores de pH entre 7,3 e 7,5 e temperaturas acima de 20,0°C (HORA; PILLAY, 1962).

Ball (1967), e Colt; Tchobanoglous (1967) apud Sipaúba-Tavares; Moreno, (1994) observaram que concentrações de amônia entre 0,5 e 3,8mg/L foram letais para 50,0% da população de algumas espécies de peixes de água doce. Portanto, as baixas concentrações encontradas para os composto nitrogenados nos viveiros estão inteiramente relacionados ao pH e à alcalinidade, que também foram baixos durante o período de estudo. Os resultados da atual pesquisa indicam que as concentrações de amônia obtidas foram relativamente baixas e mantiveram-se nestes níveis durante toda a experimentação. Sendo assim, é pouco provável que tenham se aproximado dos limites de tolerância desta espécie.

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.

As concentrações de amônia abaixo de 0,24mg/L são consideradas adequadas. A mesma se eleva gradualmente durante a criação, o que possibilita uma adaptação a níveis tóxicos mais elevados. A amônia livre (NH_3) é que é tóxica aos peixes, não o íon amônio (NH_4^+). Neste experimento, foi observado um acréscimo nas concentrações de amônia na água dos viveiros após o peixamento, exceto para os viveiros 1 e 3.

O que determina a concentração de NH_3 não ionizada é a seguinte reação química: $NH_4 \rightarrow H^+ + NH_3$. Isto induz a que a relação NH_4^+/NH_3 seja fortemente dependente do pH. Além disso, o equilíbrio é dependente também da temperatura e a alcalinidade exerce influência sobre a estabilidade da amônia. A próxima etapa é a oxidação biológica da amônia até nitrato pelas bactérias nitrificantes, processo conhecido por nitrificação (ESTEVES, 1998).

A amônia excretada pelos organismos aquáticos é oxidada em nitrato pela ação das bactérias quimiautotróficas *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* classificadas como microrganismos que são úteis para manter os sistemas de criação funcionando Lee; Newman, (1997), apud Mckee, et al. (2000). O processo de nitrificação é composto de duas etapas: a primeira é a oxidação, que transforma NH_4^+ em NO_2^- . A segunda é a redução de NO_2^- em NO_3^- , ambos realizados por enzimas bacterianas, e estas reações de nitrificação são mais rápidas com pH entre 7,0 e 8,0 e temperaturas de 25,0 a 35,0°C (BOYD, 1979).

Em sistemas aquáticos naturais, normalmente estes dois processos ocorrem simultaneamente. O NO_3^- não é somente produto da oxidação do NH_4^+ , mas o substrato das bactérias oxidantes de NO_2^- . Altas concentrações de amônia podem estar presentes em águas de ambientes naturais, que recebem águas usadas, dejetos industriais e agrotóxicos (HOLT; ARNOLD, 1983).

É geralmente aceito que as concentrações de bactérias nitrificantes não são suficientes para oxidação de grandes quantidades de amônia em lagoas de estabilização e outros sistemas hipereutróficos. Segundo Hino (1985), tais sistemas são muito redutores na maior parte do tempo e por este motivo é quase impossível a ocorrência de reações oxidativas das formas nitrogenadas. Além disso, Ferrara; Avci (1982), afirmam que as bactérias nitrificantes existem em pequena quantidade em decorrência da inibição pelas algas e da adsorção por partículas orgânicas em suspensão, as quais sedimentam na zona anaeróbia. No fundo, o ambiente é extremamente seletivo e inóspito para esses organismos devido à deficiência de OD. De acordo com Downes (1991), a presença do oxigênio dissolvido é essencial para a ocorrência da nitrificação.

O acúmulo do lodo anaeróbio pode ocasionar efeitos deletérios sobre o crescimento dos peixes, acarretando menores rendimentos e causando a morte dos organismos cultivados pela produção de amônia e outros compostos tóxicos através de processos microbiológicos da degradação orgânica (AVNIMELECH, et al., 1981; KROM; PORTER; GORDIN, 1985; AVNIMELECH; ZOHAR, 1986).

Em criações intensivas tradicionais, a inibição do crescimento de peixes é frequentemente atribuída a este fenômeno de degradação do sedimento, geralmente ocorrendo entre 50-70 dias após o peixamento dos viveiros (RAPPAPORT; SARIG, 1975, 1976; LITTLE; MUIR, 1987).

De acordo com Krom; Neori (1989), além da produção bacteriológica da amônia sob condições aeróbias na coluna d'água e anaeróbias no sedimento, a excreção pelos peixes também contribui para o enriquecimento de amônia nos viveiros.

Brockett (1977), relata que a produção de amônia representa a quebra de produtos nitrogenados mais complexos em formas mais simples, através da hidrólise de aminoácidos intermediários e uréia. Este último estágio é conhecido como aminação ou amonificação.

A forma catiônica (NH_4^+) não pode penetrar passivamente através da membrana celular pois é impedida por processos bioquímicos no interior da célula e por este motivo não é tóxica para peixes. Ao contrário, a amônia livre (NH_3) pode facilmente difundir-se através das membranas das brânquias devido à sua elevada solubilidade nos lipídeos e à falta de cargas elétricas, constituindo assim, um poderoso veneno para os peixes (THURSTON; RUSSO; VINOGRADOV, 1981).

Outra substância nitrogenada que se atribui efeitos tóxicos em peixes é o íon nitrito (NO_2^-). O nitrito é encontrado na coluna d'água de tanques de peixes como um produto intermediário da nitrificação biológica da amônia a nitrato e como intermediário da desnitrificação do nitrato a nitrogênio elementar (N_2) (KROM; NEORI, 1989).

O nitrito, dependendo da sua concentração na água, pode ser tóxico aos peixes devido ao fato da hemoglobina reagir com o nitrito e formar a meta-hemoglobina, molécula sem capacidade de transportar oxigênio, assim sendo com elevados níveis desta substância no sangue o animal pode sofrer de anóxia (BOYD, 1990; EDDY; WILLIAMS, 1988; LEWIS; MORRIS, 1986; MEADE, 1985).

Em viveiros de peixes são recomendadas concentrações inferiores a $0,1\text{mgNO}_2/\text{L}$, porém já se observou que concentrações de $0,3\text{mgNO}_2/\text{L}$ não causaram problemas aos peixes. Sendo a concentração de $1,0\text{mgNO}_2/\text{L}$ de nitrito o valor máximo aceitável numa criação (PÁDUA, 1993).

Dos compostos nitrogenados, os que mais responderam ao manejo empregado foi o nitrito. Este incremento pode estar relacionado à excreção dos peixes, embora também possa ser resultante da decomposição da matéria orgânica, fato observado por Knud-Hansen; Batterson; McNabby (1991). Pesquisando os efeitos dos diferentes níveis de proteína bruta (PB), presentes na ração, Li; Lowell (1992), verificaram que podem acarretar um aumento na concentração de nitrito da água.

De acordo com dados da literatura, a concentração letal média (LC_{50}) em 24 horas apresenta um valor médio de 2,0mg/L para a maioria das espécies de peixes (LEWIS; MORRIS, 1986). Grandes quantidades destes componentes frequentemente indicam poluição por esgotos domésticos, ou ainda estão associados principalmente à irrigação e aos produtos químicos usados pelos agricultores, tais como NPK, uréia, superfosfato, etc., causando maiores problemas quando há muita matéria orgânica em decomposição, devido ao excesso de adubação ou arraçoamento, e o oxigênio está sendo limitante no processo de oxidação do N-amoniacal para nitrato (REID; WOOD, 1976). Cumpre ressaltar que no entorno dos quatro viveiros havia uma plantação de coqueiros, que recebeu no mês de fevereiro uma adubação orgânica.

No sistema de criação implantado para este experimento, os valores de nitrito sempre foram menores que 0,032mg/L, o que significa que esta variável, isoladamente, não teve relação com as eventuais mortes de peixes verificados nos viveiros analisados.

Portanto, considera-se que a mortalidade de peixes ocorrida nos viveiros provavelmente está relacionada com o impacto causado pelo somatório de alguns fatores, entre os quais a forte depleção de oxigênio dissolvido nos períodos noturnos e a liberação, pelo sedimento, de elevadas quantidades de amônia e outros produtos tóxicos em determinadas ocasiões.

O nitrato é uma fonte de nitrogênio para os organismos autótrofos, que o utilizam quando se esgotam as formas reduzidas de nitrogênio, principalmente de NH_4^+ . A rápida assimilação da amônia pode causar baixos teores deste composto na água, enquanto os teores de nitrato permanecem altos, por não serem assimilados tão facilmente (ODUM, 1998). Valores elevados de nitrato estão relacionados à nitrificação das formas reduzidas e são associadas com poluição antiga (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994), pois o processo biológico de oxidação das formas amoniacais é bastante demorado, variando de 10 a 15 dias (BROCK, 1994). Outra fonte de nitratos são os adubos químicos. O recomendado para viveiros de piscicultura deverá estar na faixa de 1,0 a 2,0mg/L, podendo ser de até 10,0mg/L sem causar problemas à qualidade da água.

Portanto, os valores medidos neste experimento estão bem abaixo do que os recomendados pela literatura, onde as baixas concentrações de nitrato e nitrito na água indicam que a nitrificação não se desenvolveu com grande intensidade. Quando nitrato e amônio estão presentes de forma simultânea em um ambiente aquático, muitos organismos assimilam este último, ocasionando baixos valores na água (ESTEVES, 1998)

De acordo com Avminelech et al. (1988), e Avminelech; Mokady; Schroeder (1989), a resuspensão de partículas orgânicas dos sedimentos para os estratos aeróbios aumenta atividade das bactérias nitrificantes. Esta resuspensão de partículas induz a floculação de bactérias em torno destes substratos, sob os quais elas podem se desenvolver. Neste aspecto, Zohar (1988) e Zohar et al., (1988), sugerem que a resuspensão por aeração mecânica pode, eventualmente, servir como alternativa à troca d'água a fim de promover a nitrificação em sistemas de criação de peixes. Assim sendo, a própria presença dos peixes pode influenciar significativamente o ciclo de nitrogênio, favorecendo as bactérias nitrificantes através do hábito de perturbar o sedimento à procura de alimento e, desta forma, ressuspender os sólidos em suspensão de origem orgânica na coluna d'água.

Outro mecanismo de remoção do nitrogênio é a volatilização da amônia para atmosfera. A taxa de perda de amônia para a atmosfera depende principalmente dos valores de pH, temperatura e condições de mistura no sistema (PANO; MIDDLEBROOKS, 1982).

Em valores elevados de pH e temperatura, a volatilização pode então ser importante mecanismo de remoção de nitrogênio. Boudin et al. (1974), mostraram que significativas quantidades de amônia são perdidas para a atmosfera quando o pH excede 8,5. Evidências semelhantes foram confirmadas por Banerjee; Karmakar; Chatterjee (1990).

O pH básico muda o equilíbrio da equação $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} = \text{NH}_4 + \text{OH}^-$ em direção à produção de amônia gasosa. Ao passo que as condições de mistura afetam a magnitude do coeficiente de transferência de massa. A temperatura afeta tanto a constante de equilíbrio como o coeficiente de transporte de massa (EMERSON et al., 1975; IDELOVITCH; MICHAIL, 1989, REEVES, 1972).

Assim sendo, a volatilização da amônia e, conseqüentemente, sua perda para a atmosfera, pode também ser intensificada pela ação dos peixes em termos de produção de mistura, elevação dos valores de pH e oxigênio dissolvido. Provavelmente, foi o que ocorreu neste experimento, fato comprovado pelos dados obtidos para estas variáveis ambientais.

Sistemas de criação de peixes podem apresentar ainda maior complexidade, pois eventualmente envolvem a fixação do nitrogênio atmosférico por algas cianofíceas. Além disso, uma parcela pode ser perdida através do processo de desnitrificação bacteriana. Neste processo, o NO_3^- é utilizado como acceptor final de elétrons por

bactérias desnitrificantes, produzindo formas gasosas de nitrogênio essencialmente não disponíveis para o fitoplâncton (HOWARTH et al., 1988). O processo acoplado nitrificação-desnitrificação representa um elo que desvia o nitrogênio das rotas de reciclagem (JENKINS; KEMP 1984).

Por outro lado, Boyd (1975, 1985), afirma que o lodo do tanque pode ser anaeróbio e o pH da coluna d'água elevado durante o dia, e estas condições são propícias à volatilização da amônia e desnitrificação bacteriana, que constituem os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em tanques de peixes fertilizados com resíduos orgânicos, situação esta mais típica para o par de viveiros 2 e 3.

A distribuição da amônia em águas naturais é controlada pelas seguintes reações biológicas: assimilação da amônia pelo fitoplâncton; remineralização do nitrogênio orgânico até a forma de amônia pelos seres decompositores; oxidação biológica da amônia até nitrato pelas bactérias nitrificantes. Estas reações são reguladas por parâmetros ambientais como temperatura, intensidade luminosa e concentração de OD. Portanto, a distribuição de amônia na água é altamente variável, por aspectos sazonais, espaciais e locais (TAKAHASHI; SAIJO, 1993).

Na camada trofогênica, a assimilação da amônia pelo fitoplâncton é a principal reação. A amônia é preferivelmente assimilada pelo fitoplâncton antes que o nitrato, as algas provavelmente "economizam" a energia pela utilização do NH_4^+ , já que a absorção de NO_3^- requer sua posterior redução a NH_4^+ dentro da célula antes de sua incorporação em aminoácidos. Portanto, nas camadas trofогênicas as concentrações de amônia tendem a ser mais baixas em períodos de elevado desenvolvimento do fitoplâncton (McCARTHY; TAYLOR; TAFT, 1977).

Os nutrientes amônia, nitrito, nitrato, fósforo e ortofosfato são importantes para o metabolismo dos seres vivos, pois participam na formação de proteínas, no armazenamento de energia (forma uma fração essencial da molécula de ATP) e na estrutura da membrana celular (através dos fosfolipídios). Quando presentes em baixas concentrações, estes nutrientes podem atuar como fatores limitantes na produção primária de ecossistemas aquáticos, e em altas concentrações, podem eutrofizar o meio e se tornar tóxicos aos organismos cultivados (BOYD, 1990; ESTEVES 1998; NASCIMENTO, 1994).

O fósforo que entra em sistemas experimentais de criação de peixes através das águas impactadas por resíduos industriais encontra-se, principalmente, nas formas orgânica (particulada e dissolvida) e inorgânica solúvel (ácido fosfórico adicionado).

Juntamente com o nitrogênio, o fósforo constitui-se um fator limitante ao desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica do resíduo (MATHEUS, 1993). Grande parte do fósforo dissolvido na água é de natureza orgânica, principalmente nas águas com uma carga biótica elevada, como nos viveiros de piscicultura (ELER, 2000).

Os peixes nos viveiros contribuem com uma fonte adicional de fósforo de natureza distinta, solúveis e insolúveis. As formas solúveis, o fósforo orgânico e o fosfato, afetam diretamente a qualidade da água. Por outro lado, a forma particulada acumula no sedimento e vai liberando lentamente fósforo e nitrogênio no sedimento e na coluna d'água, devido ao acúmulo de excretas, fezes e restos de ração impregnados de fosfatos e/ou nitratos, bem como outros aditivos (antibióticos) incorporados na ração (KROM; NEORI; VAN RIJN, 1989; RIJN et al., 1986; SILVA; ANDERSON, 1995; SIPAÚBA-TAVARES; MORAES; BRAGA, 1999). O aumento nas concentrações de nutrientes nos viveiros é assimilado imediatamente pelas algas, acelerando a ciclagem e regeneração das mesmas pelos peixes (BOYD, 1981). No entanto, a ciclagem rápida de nutrientes, na maioria das vezes é seguida por uma baixa assimilação das algas pelos peixes, e a maior parte delas termina não sendo digerida, e a parcela não digerida retorna à coluna d'água através das fezes dos peixes, acelerando novamente a regeneração do fósforo e do nitrogênio (OPUZINSK; SHIREMAN, 1993). Em viveiros experimentais, Sipaúba-Tavares; Moreno (1994), observaram que após a introdução de peixes, houve uma variação na concentração de nutrientes em períodos da estação seca.

Sipaúba-Tavares; Colus; Bachion (1992), ressaltaram a atuação do plâncton no transporte dos elementos químicos, que é realizado de maneira cíclica pelos diferentes níveis tróficos dentro dos ecossistemas aquáticos, passando por produtores, consumidores decompositores e novamente pelos produtores, abordando a importância do zooplâncton na ciclagem de nutrientes através da rápida decomposição dos organismos zooplanctônicos. A reciclagem do fósforo via excreção do zooplâncton, em função de seu tamanho corporal, é mais importante do que a liberação do fósforo depois da morte (VANNI, 1987). Segundo Wetzel (1993), o zooplâncton perde 15,0% do conteúdo citoplásmico das células por autólise logo após a morte, e 24 horas depois, a perda pela decomposição bacteriana pode representar até 52,0% do seu conteúdo total. Infante (1988), relata que esse processo disponibiliza cerca de 50,0% do fósforo, importante porção necessária para uma nova

síntese de matéria orgânica, que é rapidamente utilizada pelo fitoplâncton na zona eufótica.

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. As mais altas produções em viveiros não resultam diretamente da alcalinidade alta, mas sim de altos níveis de fósforo e outros elementos essenciais que se tornam disponíveis em presença de alcalinidade elevada (WEI; LAWS, 1989 apud ELER, 1996; SIPAÚBA-TAVARES; BACHION; ROCHA, 1994).

O fósforo pode ser considerado a chave metabólica e o seu suprimento regula a produtividade das águas naturais (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). É um fator limitante nos viveiros de criação por ser um nutriente essencial na formação da estrutura celular do fitoplâncton, além de armazenar energia na forma de ATP. A entrada de fósforo nos ecossistemas aquáticos pode ser efetuada via atmosfera, escoamento, fragmentos de plantas e restos animais. Em viveiros, a maior contribuição para a entrada de fósforo é via fertilização orgânica ou inorgânica, além de uma carga suplementar proveniente dos restos de alimentos oferecidos aos peixes. Uma das principais fontes de remoção do fósforo em viveiros fertilizados com resíduos orgânicos é a precipitação dos íons fosfato para o sedimento. Se o pH é elevado e, concomitantemente, há uma alta concentração de cálcio, este reage com o fosfato, precipitando sob forma de fosfato de cálcio. Outro fator responsável pela remoção do fósforo do sistema é a absorção pelo fitoplâncton. A anaerobiose no hipolímnio também impede a reciclagem do fósforo na coluna d'água (MATHEUS, 1993; SIPAÚBA-TAVARES, 1995).

Em viveiros de criação de peixes, parte do fósforo que existe na coluna d'água pode ser proveniente, também, da excreção de zooplâncton e dos próprios peixes. Segundo Hyno (1985), o zooplâncton excreta 10,0% de seu conteúdo em fósforo, embora possa ocorrer consideráveis variações, que dependem das taxas de predação, temperatura, qualidade do alimento ingerido, estágio de desenvolvimento, etc. A excreção dos peixes contribui com uma quantidade razoável de fósforo na água. No entanto, a qualidade dos excrementos dependerá do tipo de ração, dos fatores metabólitos (estresse e pH do sangue) e do ambiente. O ortofosfato é absorvido no trato digestivo através da reação de catálise enzimática. Uma pequena parte do fósforo é absorvida pelas células, porém a maioria é rejeitada em forma de excrementos. O fósforo

rejeitado compreende cerca de 61,0 a 87,0% do fósforo contido na ração (para carpa comum). Rações comerciais normalmente contêm cerca de 1,0g de fósforo para cada 100,0g de ração. Em ração comercial para trutas foi encontrado cerca de 3,0g de fósforo para cada 100,0g de ração (DELINCÉ, 1992). Eler (2000), afirma ser de aproximadamente 80,0% o teor de nitrogênio total e de fósforo total da ração perdidos para o meio ambiente, em experimento com matrinxãs (*Brycon cephalus*). Se o peixe estiver em boas condições de saúde, e for utilizada 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 Figura 47 apresenta um modelo do balanço de massa, mostrando as vias de circulação do fósforo em viveiros de piscicultura, onde se tem que a ração é a principal fonte de fósforo para o ambiente, admitindo-se, teoricamente, que os peixes retêm cerca de 21,2% do fósforo total da ração na carcaça. A perda de fósforo durante o manejo pode ocorrer de diversas maneiras, como ração não consumida, partículas finas de ração, fezes, urina e excreção, mas a carga principal de fósforo é via fezes (PILAY, 1992).

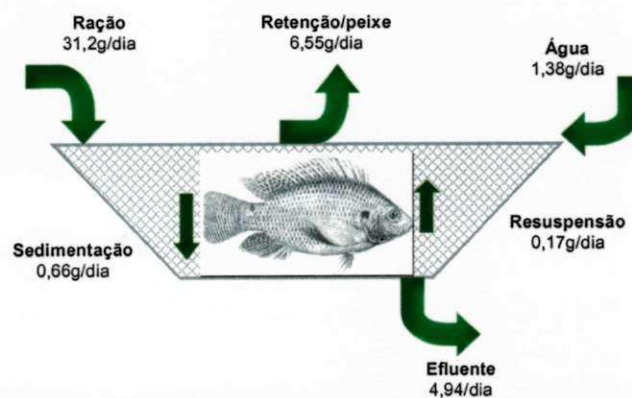


Figura 47 Modelo estático mostrando as vias de Fósforo Total nos viveiros, e as vias de entrada e saída deste nutriente no sistema
Fonte: Kibria et al. (1998)

O peixe excreta fósforo de forma particulada e solúvel, sendo que a forma particulada (fezes) afunda e se acumula no fundo do viveiro, e a forma solúvel é perdida via urina em forma de fosfato. De acordo com Phillips (1990) apud Eler (2000), 85,0% da ração é perdida para o ambiente. Assim, a qualidade da ração e a forma dos *pellets* (peletizada ou extrusada) determinam o grau de poluição do ambiente.

A concentração de fósforo em um dado período de tempo pode ser usada para avaliar a qualidade da água, como demonstrado na Tabela 47. Considerando os teores

médios de fósforo obtidos no presente trabalho, por este critério, a qualidade da água dos quatro viveiros enquadra-se na categoria "Degradado".

Tabela 47 - Critérios de qualidade de água para ambientes de água doce, baseados na determinação dos teores de fósforo.

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	< 0,060
Degradado	< 0,100	< 0,080

Fonte: Kibria et al. (1996).

O teor médio de fósforo (0,31mg/L) lançado pelos efluentes gerados nos quatro viveiros é impróprio para ser lançado diretamente no rio que permeia a área onde estão localizados os viveiros, classificado como de classe 2 (BRASIL, 1986). E, se for considerada a soma dos efluentes dos quatro viveiros, o valor lançado será de 1,23mg/L de fósforo, concentração esta cinco vezes maior que o permitido por lei (0,25mg/L para rios de classe 2).

De acordo com Kibria et al. (1998), os efluentes dos viveiros de criação e de larvicultura são poluentes, pois contêm, em média, 0,15mg/L de PO₄ total e de 0,1mg/L de PO₄ dissolvido, o que possibilita a eutrofização dos corpos d'água receptores. A remoção do fósforo nesses sistemas ocorre, principalmente, como resultado da incorporação em células de bactérias, algas e zooplâncton (forma orgânica) que é posteriormente expelido pelo efluente, além da precipitação de fosfato em elevados valores de pH (BOYD 1979; BOYD; MUSIG, 1981). Esteves (1998), discutiu fatores físico-químicos que interferem na precipitação e imobilização do fosfato no meio aquático, destacando a concentração dos íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxi-redução. O mesmo autor relata que os de ferro são os mais importantes, e sua ação sobre a dinâmica do fosfato depende do estado de oxidação que, por sua vez, depende da concentração de oxigênio e do pH do meio onde predominam condições de oxidação com pH próximo ao neutro, grande parte dos íons de ferro presentes está na forma oxidada Fe₃⁺, solúvel apenas em pH menor do que 3,0.

Entre os macronutrientes presentes em águas interiores está o sulfato (SO₄²⁻). Em ambientes rasos, sem estratificações térmicas duradouras, este elemento, em sua forma dissolvida, distribui-se homogêaneamente por toda coluna d'água (ESTEVES, 1998). A presença de ferro, alumínio, cálcio e eventualmente manganês e outros coagulantes naturais contribui para precipitar parte do fosfato em solução,

principalmente o fosfato dissolvido (PÁDUA, 1993). Schroeder (1974), relata que níveis elevados de oxigênio dissolvido em viveiros de piscicultura ocasionaram a formação de fosfato férrico insolúvel que precipita no fundo. Opuszynski (1981), verificou também este fenômeno em viveiros de policriação de carpas na Polônia.

Segundo verificado por Kawasaki et al. (1982), ocorre a precipitação física em valores de pH maiores que 10,0 produzidos pela fotossíntese como resultado da assimilação biológica, e existe floculação de células de algas em decorrência da formação de complexos de fosfato de cálcio e magnésio que precipitam nesses valores altos de pH.

Assim sendo, há consenso entre os pesquisadores que os principais mecanismos de remoção de fósforo em tanques de piscicultura fertilizados com resíduos orgânicos estão relacionados à absorção fitoplanctônica e precipitação química do PO_4^{3-} nos sedimentos.

Também é conhecido que a herbivoria pelo zooplâncton no epilímnio afeta a sedimentação das algas (via produção de *pellets* fecais) para o hipolímnio. O mesmo ocorre com a participação de peixes filtradores, representando outro exemplo ou caminho do transporte do fósforo, bem como outros nutrientes, para o sedimento (BRABAND; FAAFENG; NILSSEN 1990).

A interface sedimento-água de viveiros de criação constitui um ecossistema onde ocorrem transformações químicas e microbiológicas complexas. As populações bacterianas atuam sobre uma variedade de substâncias específicas e desta forma, são componentes essenciais da ciclagem de nutrientes. No sedimento, na ocorrência de condições redutoras, o fósforo insolúvel pode ser mobilizado bacteriologicamente e novamente transportado para a zona eufótica sob a forma solúvel e, conseqüentemente, torna-se novamente disponível para o fitoplâncton (RAM, 1981 apud MATHEUS, 1993). Boyd (1979), afirma que esta regeneração de nutrientes em viveiros de criação é muito importante, por reduzir a necessidade de aplicação de fertilizantes.

A representação gráfica das concentrações de fósforo para os quatro viveiros objeto do presente estudo, reflete o crescimento gradativo das concentrações de fósforo total após o peixamento, sendo este aumento relacionado com as fezes e urina dos peixes, dos restos de ração depositados nos fundos dos viveiros além do efeito de ressuspensão do material resultante do movimento natatório dos peixes.

A observação dos resultados obtidos para os quatro viveiros demonstra que os valores médios de fósforo total eram elevados, entre 0,14 e 0,41mg/L, e em relação

às concentrações indicadoras do grau de trofia para sistemas aquidulcícolas, os ambientes analisados são considerados eutróficos ($>0,03\text{mg/L}$), conforme Sipaúba-Tavares (1995). Com base nas informações disponíveis na literatura citada anteriormente, acredita-se que, de fato, os peixes exerceram influência decisiva na remoção do fósforo na coluna d'água, sendo esta influência relacionada, basicamente, ao favorecimento do fitoplâncton (maior capacidade de absorção) e diminuição do potencial redutor do sedimento, através dos efeitos de mistura e elevação dos teores de oxigênio dissolvido. Estas transformações no ambiente aumentam a eficiência do sedimento como "armadilha" de nutrientes, principalmente o fósforo.

Os nutrientes nos ecossistemas podem ocorrer ou sofrer trocas entre três compartimentos, ou seja: podem estar disponíveis na própria coluna d'água, presentes no material em suspensão, na superfície ou no sedimento; também podem estar incorporados à matéria orgânica viva ou morta do ecossistema, da zona pelágica ou do sedimento e, de outra forma, podem estar incorporados nos minerais do sedimento ou da zona pelágica, compreendendo o compartimento mineral. Os organismos aquáticos absorvem e assimilam os nutrientes disponíveis tanto na região pelágica como no sedimento. Os nutrientes disponíveis podem ser provenientes da excreção, transpiração, lixiviação, respiração e decomposição (LINKENS, 1972). No caso de viveiros, o ambiente pode ainda ser enriquecido com matéria orgânica ou inorgânica.

Em viveiros de piscicultura, assim como em ecossistemas naturais, a concentração dos compostos fosforados pode funcionar como bom indicador de qualidade de água. Este é um fator de extrema importância em piscicultura porque, ao contrário dos ambientes naturais, espera-se que um viveiro seja rico em fosfatos. Concentrações baixas geralmente significam que o fósforo está sendo utilizado pelo fitoplâncton, que crescerá até extinguir todo o fósforo do sistema, porém com a morte do fitoplâncton, o fósforo é rapidamente liberado (ELER, 1996).

As concentrações obtidas de ortofosfato, que vem a ser a forma mais comum de fósforo disponível para as algas, comparativamente a outros estudos e mesmo em relação a ambientes naturais, podem ser consideradas baixas, com médias entre $0,01\text{mg/L}$ (viveiro 1) e $0,18\text{mg/L}$ (viveiro 3). A ocorrência de baixas concentrações de ortofosfato devido à rápida utilização pelo fitoplâncton em viveiros de tilápia também foi relatada por Silva (1996), que determinou variações entre $0,01$ e $0,10\text{mg/L}$.

A concentração máxima de ortofosfato ($0,27\text{mg/L}$) atingida neste estudo foi maior que a observada por Takino; Cipólli (1988), em criação de tilápias com diferentes tipos de adubação, e também por Sengupta; Jana (1987), em experimentos realizados

utilizando aeradores. Porém, tem-se que as concentrações encontradas foram próximas às observadas por Sá (1989), em policultivo de carpas com curimatá e tambaqui, e por Oliveira; Sipaúba-Tavares; Duringan (1982), em estudos limnológicos realizados em tanques de criações de pacu. As baixas concentrações de $\text{PO}_4\text{-P}$ nos viveiros e a tendência de aumento da densidade fitoplanctônica observada corroboram com sua rápida utilização pelo fitoplâncton, fato este também constatado por Sipaúba-Tavares (1995) e Nogueira (1996). Associados ao aumento na densidade fitoplanctônica, estão o aumento da turbidez e a diminuição da transparência da água.

A liberação de compostos fosfatados na decomposição da matéria orgânica, seria a provável causa das maiores concentrações de fósforo total e ortofosfato ocorridas durante o período do experimento no par de viveiros 2 e 3.

A salinidade é a concentração de todos os íons dissolvidos na água (BOYD, 1990). Entre os principais íons responsáveis pela formação de sais em água interiores, destacam-se os cátions: cálcio, magnésio, potássio e os ânions: bicarbonato, cloreto e sulfato (ESTEVES, 1998). O mesmo autor afirma que em regiões áridas ou semi-áridas, onde a precipitação não é suficiente para formar um sistema hidrográfico superficial capaz de carrear os sais para o mar, pode haver a salinização de rios e lagos.

O crescimento de *O. niloticus* em águas com salinidade de 16,0 a 18,0ppt é compatível com o observado em água doce, enquanto *O. aureus* apresenta melhor crescimento em ambientes com salinidade entre 40,0 e 45,0ppt do que em água doce (STICKNEY, 1994). Segundo o mesmo autor, para estas duas espécies de tilápia, o crescimento é maximizado com salinidade em torno de 10,0 - 12,0ppt, e nestes níveis de salinidade, iso-osmótica em relação à tilápia, o dispêndio de energia para osmorregulação é minimizado e, adicionalmente, o aumento na salinidade também parece reduzir a territorialidade entre as tilápias, o que resulta em significativa economia de energia que pode ser revertida em crescimento.

Os resultados encontrados nesta pesquisa para a salinidade na água dos viveiros estão situados entre 0,0 e 0,44mg/L, valores estes que Sipaúba-Tavares (1995) e Esteves (1998), classificam como típicos para águas doces, podendo até atingir o limite de 0,5%. Tem-se que a tilápia do Nilo apresenta baixa tolerância a alta salinidade até os 40-45 dias de vida. O tamanho parece ser mais importante do que a idade, no que diz respeito à tolerância a salinidade, pois a máxima tolerância é obtida com alevinos maiores que 5,0cm. Desovas em águas salobras favorecem a

sobrevivência dos alevinos após a transferência para águas de salinidades mais elevadas (KUBITZA, 2000).

As concentrações de potássio, sódio e cloreto são muito variáveis em águas de viveiros, com amplitude de valores, podendo variar de 1,0 a mais de 1.000,0mg/L. Valores de sódio e cloretos são usualmente maiores em águas próximas do litoral, visto que chuvas próximas ao mar têm altas concentrações destes íons (GORHAM, 1961 apud BOYD, 1990). O mesmo autor afirma que viveiros implantados em regiões áridas têm concentrações mais altas destes íons do que aqueles localizados em áreas úmidas. Entre as principais funções do sódio, potássio e cloreto, está a troca e o transporte de outros íons para os meios intra e extra celulares. No meio aquático, estes íons dificilmente atuam como fatores limitantes (ESTEVES, 1998). Considerando que o sistema implantado para criação de tilápias no presente trabalho consiste de quatro viveiros localizados na área litorânea do semi-árido, como era de se esperar, os valores médios de cloreto na água dos viveiros foram elevados, variando de 765,1 a 980,7mg/L, alcançando concentrações máximas de 2162,0mg/L.

A dinâmica das variáveis limnológicas observada nos quatro viveiros é mostrada na Figura 48.

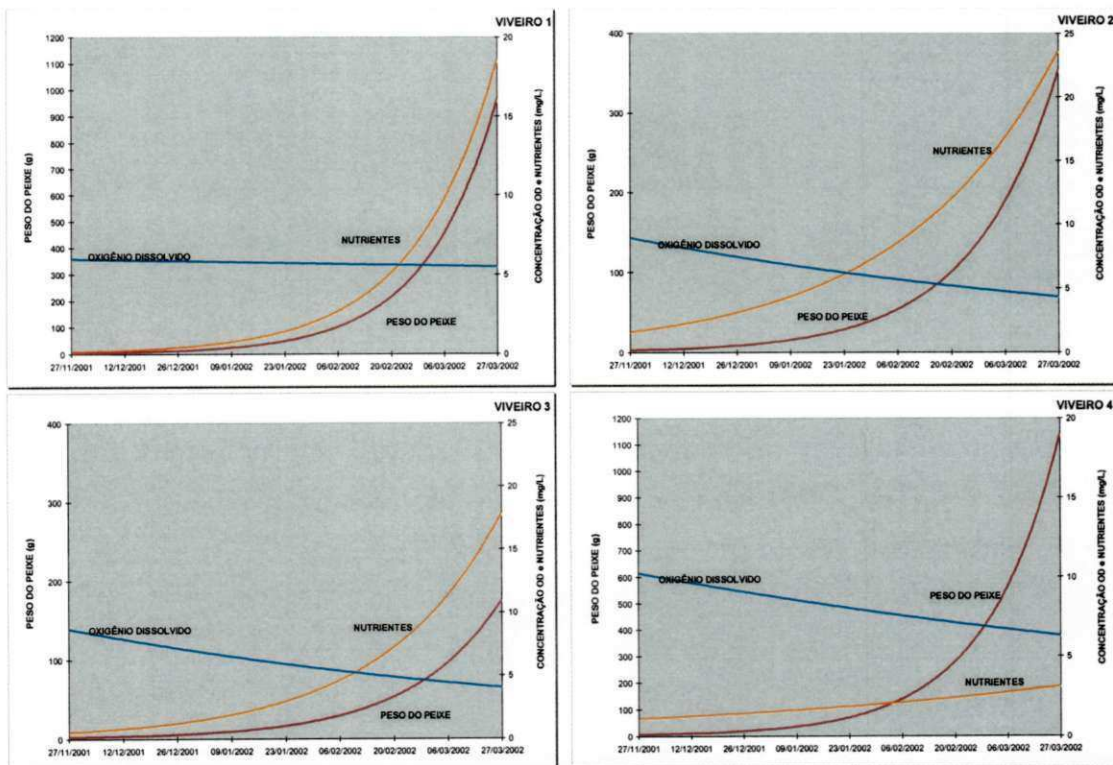


Figura 48 Desenho esquemático do comportamento conjunto das variáveis limnológicas e crescimento das tilápias ao longo do período do experimento (adaptação de Esteves, 1998).

5.4 Variações Nictemerai nos Viveiros

Os estudos sobre as variações diurnas da qualidade da água de viveiros em regiões tropicais têm importância fundamental, visto que, muitas vezes, as amplitudes de variação dos parâmetros limnológicos em um período de 24 horas são maiores que as sazonais (HINO, 1985). Em condições tropicais, as flutuações diurnas de diversas variáveis ambientais são significativas, ultrapassando a amplitude das variações sazonais, fato que tem sido repetidamente demonstrado em pesquisas em viveiros de aquicultura no Brasil (ROCHA, 1996). As variáveis limnológicas que mais oscilam durante o período de 24 horas, em viveiros de piscicultura, são as concentrações de oxigênio dissolvido, o pH e a temperatura (BOYD, 1979).

O alto valor da razão área de superfície/volume nos sistemas rasos implicam em uma baixa capacidade destes corpos de água para tamponar efeitos ambientais externos que atuam na superfície (ROCHA, 1996). No caso específico dos viveiros de piscicultura, deve-se considerar ainda que a quantidade da biomassa de peixes neles estocada, em combinação com outros fatores, pode afetar os processos ecológicos internos destes ecossistemas, e, por serem semi-abertos, de pequena profundidade a depender do manejo, estes sofrem influência do fluxo de água, da ação do vento e da precipitação, promovendo frequentemente uma circulação da água, transformando-os assim 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.

As oscilações diárias das variáveis limnológicas, além de estarem diretamente associadas aos processos de fotossíntese, respiração e/ou decomposição, são influenciadas por fatores como chuva e ventos, que têm grande importância na eventual flutuação dos valores dentro de um período de 24 horas (NOGUEIRA; MATSUMARA-TUNDISI, 1994; SIPAÚBA-TAVARES, 1995). Os fatores climáticos afetam a química da água, pois as chuvas introduzem íons no meio aquático e os ventos promovem maior circulação e oxigenação da coluna de água (ESTEVES, 1998).

A flutuação da temperatura da água dos viveiros de piscicultura está relacionada com a radiação solar e com a temperatura do ar. As variações nictemerai e as amplitudes diárias da temperatura na superfície da lâmina de água, além da compartimentalização temporal, que pode ter grande impacto sobre o funcionamento

dos viveiros, interferem na fisiologia da comunidade planctônica e também no conforto dos peixes (BOYD, 1979; SÁ, 1989; SIPAÚBA-TAVARES; COLUS, 1995).

Como a massa de água de um viveiro está limitada pelo solo no fundo e nas laterais, a maior parte das trocas de energia calorífica está limitada, e geralmente fica restrita à superfície (DELINCÉ, 1992). Esta polarização das entradas e saídas de calor nos tanques faz com que a variação da temperatura na camada superficial acompanhe de perto as alterações da temperatura da atmosfera. As camadas mais profundas seguem este comportamento, mas em menor intensidade, à medida que se afastam da superfície.

Os resultados das variações nictemerais da temperatura da água, relativos aos viveiros de criação pesquisados, variaram em função da radiação solar e de acordo com as horas do dia, e as temperaturas extremas, máxima de 33,5°C e mínima de 26,4°C, foram registradas, respectivamente, no período da tarde e durante a madrugada. A maior elevação na temperatura da água (33,5°C) foi observada nos meses de Janeiro e Março. As diferenças encontradas neste experimento entre a amplitude dos valores de temperatura, da ordem de 7,0°C, foram semelhantes às constatadas por Lucas; Nascimento; Melo (1988).

A variação nictemeral do valor de pH pode ser utilizada para obter informações relativas ao metabolismo aquático, como a atividade fitoplanctônica - que tem o efeito de diminuir a concentração de gás carbônico e elevar o pH, o processo de decomposição - que aumenta a concentração do gás carbônico e diminui o pH, e a capacidade de tamponamento da água - que pode ser expressa por uma menor amplitude na variação do pH, face aos processos que ocorrem na água, é proporcionada pelos valores de alcalinidade e dureza total da água (ELER, 2000).

Os valores de pH durante os períodos de coleta nos quatro viveiros e nas águas de captação estiveram relacionados, provavelmente com os fatores climáticos (vento e chuva) e com os processos biológicos (fotossíntese, respiração e decomposição). A escala de variação de pH para os ambientes estudados mostra que os valores extremos ocorreram após a introdução dos peixes, alcançando a faixa de pH 10,0 e os valores máximos medidos nas semanas seguintes permanecem em torno deste valor. Os menores valores de pH foram encontrados no viveiro 1, que apresentou distribuição homogênea em torno de pH 5,0 praticamente durante todo o período de observação, com picos de variação diurnos nas duas últimas coletas.

O balanço do OD na água fornece muitas informações sobre os processos biológicos e físicos que ocorrem nos viveiros. Supersaturação de OD, com valores acima de 130,0% durante o dia, devido à atividade fotossintética das algas, pode provocar, no período noturno, um "excesso" de consumo de O₂, oriundo principalmente da elevada densidade fitoplanctônica do viveiro e da atividade das bactérias, gerando déficit de OD na água. A falta de oxigênio latente, ou seja, valores inferiores a 3,0mg/L durante longos períodos, causam estresse aos peixes, afetando o apetite e o sistema imunológico dos indivíduos, tornando-os vulneráveis à ação de parasitas e a doenças (BOYD, 1989). Quando os níveis de oxigênio dissolvido caem a 2,0 a 3,0mg/L, afetam o metabolismo dos peixes e o alimento consumido é aproveitado com menor eficiência para o crescimento (PAYNE, 1979).

No presente estudo, a variação diurna dos valores de oxigênio dissolvido revela um padrão típico, com concentrações menores na parte da manhã e um aumento gradativo na parte da tarde. Em relação aos horários de coleta, foi observado o aumento das concentrações de oxigênio dissolvido a partir das 06:00 horas, sendo a concentração máxima alcançada às 15:00 horas, com valores situados na faixa acima de 6,0mg/L e, a partir deste horário, os níveis de oxigênio dissolvido declinavam, atingindo as concentrações mínimas durante a madrugada, com registros de anoxia nos ambientes estudados em determinados períodos.

Este comportamento é devido a uma variação nas taxas de fotossíntese, associada ao aumento da radiação solar e sua posterior redução, com o anoitecer, e da respiração ocorrida durante o período noturno, que está associada a toda biomassa de organismos que vivem no ambiente, bem como aos processos oxidativos que ocorrem na água e no sedimento. Assim é que os padrões de distribuição tendem a guardar estreita relação de semelhança entre o comportamento das concentrações de oxigênio e da temperatura (ARIAS; DRAKE, 1987; COSTA-NETO, 1990).

Os elevados níveis de oxigênio dissolvido observados nas primeiras horas da manhã mostram que a quantidade de matéria orgânica acumulada nos viveiros não comprometeu a criação. Isso foi possível graças a um correto manejo alimentar, em que a quantidade de ração fornecida não ultrapassou a 300g/m²/dia que, segundo Popma; Lovshin (1994), é a quantidade máxima admissível. De acordo com Dickmam (1982), a falta de oxigênio é uma condição estressante para os peixes e sua disponibilidade incide no próprio aumento de peso, e em baixas concentrações de OD os peixes são levados a passar muito tempo na superfície, com um dispêndio maior de energia. Portanto, a matéria orgânica em excesso pode reduzir a quantidade de

OD a níveis criticamente perigosos. Outro dado importante é que os nutrientes resultantes da decomposição bacteriológica do resíduo estimulam o desenvolvimento do fitoplâncton. Densas populações de algas concorrem para a elevação do OD durante o dia, resultando em supersaturação no epilímnio (zona eufótica), mas estes organismos também consomem substanciais quantidades deste gás, podendo acarretar condições anóxicas à noite e, conseqüentemente, promover a mortalidade de peixes (SCHROEDER, 1975; SIN; CHIU, 1982; KROM; PORTER; GORDIN, 1985; CHANG, 1986; CHANG; OUYANG, 1988).

Na mesma concepção, Boyd (1973, 1975); Boyd; Davis; Johnston (1978) e Romaine; Boyd; Collins (1978), constataram que a maioria dos casos de depleção de oxigênio dissolvido em tanques de criação de peixes resulta, principalmente, das elevadas taxas de respiração noturna devidas à respiração de densas camadas planctônicas.

Mainardes-Pinto (1985), estudando crescimento de *O. niloticus* em criação monosexo, encontrou valores de oxigênio dissolvido entre 4,3 e 10,5mg/L. As medidas nictemerais das concentrações médias de OD obtidas no sistema implantado para criação de tilápias situaram-se entre 4,6 e 12,5mg/L, com registros de concentrações máximas entre 18,0 e 20,0mg/L. Lucas; Nascimento; Melo (1988), pesquisando a variação nictemeral e sazonal do OD em viveiros do CEPTA/IBAMA (Pirassununga-SP), em cada uma das quatro estações climáticas, observaram que as concentrações médias de OD, em porcentagem de saturação, variaram menos no inverno (30,0-50,0%) e mais no verão (71,0-187,0%), mostrando, de modo geral, que em todas as estações do ano os valores mínimos de OD foram registrados no início da manhã e os máximos no início da tarde. As concentrações hipolimnióticas mais baixas do OD foram registradas nos dias mais quentes com marcantes estratificações térmicas. Devido à forte estratificação, pouco ou nenhum oxigênio era fornecido ao hipolímnio durante o dia. Assim sendo, o oxigênio dissolvido só atingiu as camadas inferiores durante os períodos noturnos através de circulação vertical, e nestes períodos o oxigênio dissolvido era afetado pelo elevado consumo pelas densas populações presentes.

Por outro lado, concentrações muito elevadas de oxigênio também podem prejudicar a vida dos peixes, levando à morte. A explicação neste caso é a ocorrência de embolia devido à formação de bolhas nos vasos sangüíneos, destacando ainda que o fator letalidade é associado ao grau de saturação, e que o limite máximo letal para peixes é de 300,0% de saturação quando expostos por 1 ou 2 horas durante o ciclo diurno normal (KROM; NEORI, 1985).

Tal condição jamais foi observada na presente pesquisa. Assim sendo, a mortalidade de peixes ocorrida nos viveiros pode estar relacionada ao déficit de oxigênio ou à elevação dos níveis de substâncias tóxicas decorrentes da atividade anaeróbia no sedimento, ou mesmo de ambos os fatores, pela deterioração geral da qualidade da água. Entretanto, as evidências indicam que a mortalidade pode ser atribuída a níveis críticos de OD, que ocorreram nos períodos noturnos e durante a madrugada, quando os valores de OD, de acordo com os resultados analíticos, foram sempre baixos, atingindo concentrações abaixo de 3,0mg/L.

Este potencial de consumo de OD pelo hipolímnio representa um grande impacto sobre a economia do oxigênio nos tanques. É uma das principais razões pois a rápida circulação vertical noturna geralmente induz à redução a níveis muito baixos e perigosos do OD em viveiros de criação e certamente, a acentuada variação no perfil vertical do OD em sistemas eutróficos decorre, principalmente, da elevada biomassa de algas encontradas nestes sistemas (MATHEUS, 1993).

As maiores concentrações de OD, na faixa entre 18,0 e 20,0mg/L ocorreram nos viveiros 1, 2 e, com maior frequência, no viveiro 4, e provavelmente estiveram relacionados com a produção deste gás pela fotossíntese, já que nestes ambientes foram verificadas significativas concentrações de biomassa fitoplanctônica (clorofila **a**).

Sipaúba-Tavares; Moreno (1994), ao estudarem a qualidade da água em duas épocas do ano (seca e chuva), verificaram que no período da chuva ocorreu um aumento dos valores de transparência, pH e condutividade elétrica.

A variação nictemeral de alguns fatores físicos e químicos com a evolução da produção primária dos viveiros foi observada por Hino (1985), que relacionou as seguintes constatações: (a) grandes variações nos parâmetros abióticos, com OD, pH e condutividade elétrica na zona eufótica, causada pela atividade fotossintética; (b) a atenuação da RFA na coluna d'água foi rápida, causada pelo seston. Houve alternância de períodos de estratificação e de isoterminia, o que refletiu na dinâmica de produção da biomassa planctônica e, conseqüentemente, nos aspectos físico-químicos da água; (c) a circulação da água nos viveiros teve como causa principal os movimentos convectivos, o que influenciou na produtividade do sistema; (d) baixas concentrações de NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^- nas águas, quando a biomassa algal se desenvolve; (e) as comunidades fitoplanctônicas adaptam-se às baixas intensidades.

Assim como ocorreu com o OD, as maiores variações do pH neste experimento ocorreram nos períodos diurnos. Esse comportamento deve-se à relação que o pH mantém com o CO₂ por intermédio do equilíbrio carbonato-bicarbonato (CARMOUSE, 1994).

Durante a noite, a respiração dos organismos faz com que se eleve a concentração de CO₂ na água, e parte deste CO₂ reage com a água, formando ácido carbônico, fazendo com que o pH decline. Pela manhã, quando é atingida a concentração máxima de CO₂ o processo fotossintético passa a consumir o CO₂ acumulado, reduzindo a quantidade de ácido carbônico e aumentando o pH. Este processo tem seu ápice às 15:00 horas e, em seguida, com a redução da fotossíntese, aumentam as concentrações de CO₂ e o pH volta a cair ao entardecer.

O fator que mais influencia os níveis de pH em viveiros é a concentração de CO₂ total, que é controlada pelos mesmos processos que controlam o oxigênio, isto é, respiração e fotossíntese (EREZ; KROM; NEUWIRTH, 1990).

A variação nictemeral corrobora com as teorias de relação direta entre oxigênio e pH, através do CO₂ e daí à inibição da fotossíntese, pelo excesso de luz, uma vez que a mesma redução observada na concentração de oxigênio na camada superficial, com o aumento da radiação solar, também é observada para o pH.

Variações de temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido são muito pronunciadas nos lagos rasos, especialmente naqueles ricos em fitoplâncton. Nestes, as concentrações de OD podem resultar em condições que variam de anaeróbia a supersaturada em toda a coluna d'água durante um único dia. Nos sistemas quimicamente pouco tamponados, as variações diurnas de pH são também muito grandes, podendo variar em até 5 unidades de pH e, em alguns casos de sistemas super eutrofizados, podem ser até maiores (ROCHA, 1996). Variações de pH nesta magnitude também foram observadas no presente experimento.

Com efeito, durante o ciclo nictemeral, embora as amplitudes de variação da temperatura tenham alcançado 7,0°C, os valores de pH e do OD, praticamente se equivaleram com o total de todo o ciclo de criação. Tais variações em viveiros, ambientes normalmente hipereutrofizados, são explicadas pela natural instabilidade das variáveis físicas e químicas, diretamente relacionadas com a atividade biológica.

Os dados de transparência da água são bastante comprometedores quanto à saúde orgânica dos ambientes com certas ocorrências naturais, como é o caso de substâncias colorizantes (ácidos húmicos, fúlvicos, toxinas de algas, etc), que atuam

como quelantes, estando associados principalmente à manutenção de metais dissolvidos no meio líquido. Os metais reduzem a capacidade autodepuradora das águas, além de representar ações tóxicas sobre os microrganismos responsáveis pelo processo de decomposição orgânica e inorgânica, ocorrida nos sistemas hídricos (PÁDUA, 1993).

Segundo Shilo; Rimon (1982), em tanques enriquecidos (eutrofizados), a maior parte da atividade fotossintética é limitada às camadas superiores (20,0-30,0cm) como consequência da atenuação da luz pelas elevadas concentrações de algas, nas camadas superiores. Hopher (1962), constatou que o enriquecimento com nutrientes provoca maior produção primária nas camadas superiores da água onde as condições de iluminação são mais favoráveis, mas decresce nas camadas inferiores onde o alto sombreamento pelo fitoplâncton reduz a penetração da luz.

As medidas de transparência da água obtidas durante as diversas coletas nictemerais realizadas no decorrer do período experimental evidenciam que a transparência da água dos viveiros tornava-se mais reduzida à medida que se dava o maior desenvolvimento de fitoplâncton nos respectivos ambientes.

No presente trabalho, especialmente na fase final, como forma de prevenir eventuais depleções de OD e também pela necessidade de se compensar as perdas por evaporação e infiltração, foi provido um pequeno fluxo contínuo de água nos viveiros, independentemente das eventuais renovações parciais. Boyd (1990), recomenda que para reposição das perdas provocadas pela evaporação e infiltração dos viveiros de piscicultura, a taxa de renovação diária da água deve ser de, pelo menos, 5,0% do volume do viveiro. Viveiros de criação mantidos sem renovação e sem nenhum mecanismo suplementar de aeração apresentam, principalmente, maiores concentrações de nitrogênio orgânico, amônio e nitrato (AVNIMELECH; MOZES; WEBER, 1992; HOPKINS et al., 1994; SENGUPTA; JANA, 1987).

Isto, sem dúvida, teve fundamental importância sobre a qualidade da água, pois o fluxo contínuo de entrada, e neste caso, sem saída, atua como diluidor sobre as variáveis químicas da água, conforme atestado por SIPAÚBA-TAVARES (1995); ELER (1996, 2000).

5.5 Interação das Comunidades Biológicas em Viveiros

A produtividade aquática está diretamente relacionada com a composição e abundância do fitoplâncton e zooplâncton. São muitos os fatores que interferem no

estudo do estado trófico e na caracterização de um ambiente aquático, dentre os quais podemos destacar a climatologia, morfometria, formação geológica e impactos humanos realizados neste ambiente (SIPAÚBA-TAVARES; COLUS, 1997).

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 aos padrões requeridos pelo mercado consumidor. Na Figura 49 pode ser visto um esquema básico de cadeia alimentar simples em sistemas de criação de peixes.

O plâncton constitui a unidade básica de produção de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos. Na presença de nutrientes adequados e suficientes, os componentes do plâncton são capazes de acumular energia luminosa sob a forma de compostos químicos energéticos através da fotossíntese. O oxigênio gerado neste processo representa uma parte substancial do que é consumido pelos organismos na respiração. As zonas de maior abundância em pescado são aquelas onde o plâncton também é abundante, uma vez que o mesmo é essencial para a dieta de muitos peixes (INFANTE, 1988).

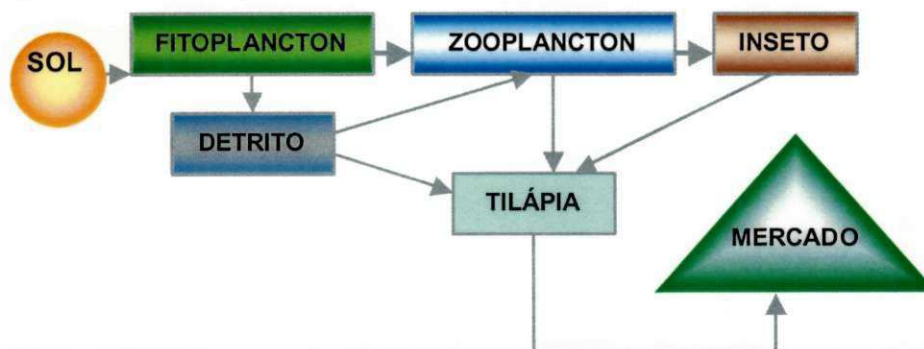


Figura 49 Exemplo de cadeia alimentar simples, comum em sistemas de criação de peixes (Modificado de Boyd, 1997)

Os efeitos da produção de peixes sobre as comunidades planctônicas manifestam-se de diferentes maneiras nos ecossistemas de água doce, podendo se destacar as alterações nas condições físicas e químicas do meio (concentração de nutrientes, pH e concentração de oxigênio dissolvido), na composição e biomassa do fitoplâncton e na composição e diversidade do zooplâncton (ELER, 2000).

A Figura 50 mostra a variação nas densidades dos organismos do fitoplâncton e zooplâncton nos quatro viveiros de criação implantados no presente experimento, podendo-se observar as relações existentes entre as comunidades no decorrer do período de criação.

Nos viveiros 1 e 4, por exemplo, verificou-se relação inversa de abundância entre fitoplâncton e zooplâncton, com densidade de fitoplâncton mais elevada em relação ao zooplâncton, cuja densidade apresenta variações e aumenta, alcançando o valor mais alto em março. 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, favorecendo novo aumento populacional na comunidade do fitoplâncton, como pode ser observado nas coletas de fevereiro e março.

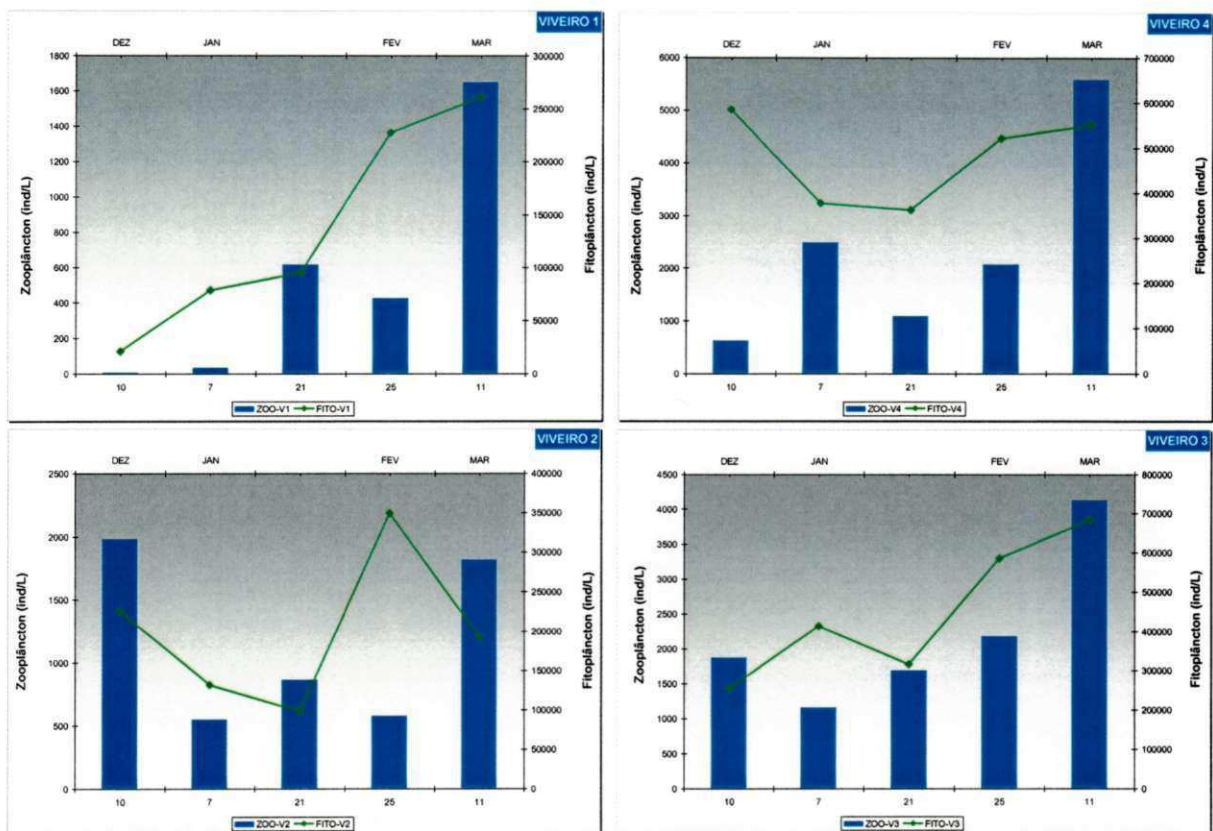


Figura 50 Variação temporal da densidade total de Fitoplâncton e de Zooplâncton nos viveiros implantados para criação de Tilápia (*O. niloticus*) linhagem chitralada.

Avaliando-se os diversos ambientes, verificou-se que se estabelece uma espécie de mecanismo de controle populacional entre fito e 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, passa a exercer uma maior pressão de herbivoria aumentando a competição por recursos alimentares, e diante desta redução de alimento, pode ocorrer uma redução na densidade de zooplâncton. Também foi possível observar que, mesmo em situações de reduzida densidade

populacional do zooplâncton, o fitoplâncton pode crescer de forma significativa, fato este observado no viveiro 1, nas primeiras coletas.

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 da 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.

No enfoque da qualidade da 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 do 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 pode levar à morte de peixes pela toxicidade da amônia e pela falta de oxigênio para respiração do peixe e, mesmo que não ocorra mortalidade, indivíduos submetidos a baixas concentrações de oxigênio deixam de se alimentar, contribuindo para a diminuição do ganho de peso, que conseqüentemente representaria prejuízo para a atividade.

No que se refere ao mecanismo de controle das comunidades, tem-se verificado que o controle da biomassa do fitoplâncton pode ser feito via peixes herbívoros e zooplâncton (*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 hipótese de Carpenter (1988).

Segundo Delincé (1992) o controle pelo efeito cascata resulta da dependência para independência e de alta para baixa pressão de predação, incluindo pressão igual à produção, mostrando que o zooplâncton afeta a biomassa de fitoplâncton. O processo predominante em todo o controle da produção primária é estabelecido pela relação entre fitoplâncton e zooplâncton. O controle da população do fitoplâncton é feito pelo tamanho da população de zooplâncton, pelo efeito da 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 (ELER, 2000).

Além do zooplâncton, o controle pode ser feito pelos peixes (*top down*). No caso dos viveiros deste experimento, os peixes aparentemente não estão controlando o zooplâncton, pois como evidencia o conteúdo estomacal, se alimentaram preferencialmente de algas.

Em viveiros de criação, considerados ambientes altamente perturbados, 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 é função de ambas as comunidades, e está sujeita a frequentes 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 (ELER, 2000).

Hutchinson (1961), apresentou questionamentos sobre a coexistência de espécies em ambientes aparentemente homogêneos, em trabalho sobre o “paradoxo do plâncton”, considerado um clássico nesta temática”. De forma contrária, o princípio de exclusão competitiva defendido por Gause, frequentemente tem registrado um grande número de espécies que coexistem.

A teoria da competição encontra como justificativa o fato de que, havendo aumento gradual do nicho, como consequência ocorrerá a eliminação de algumas espécies, então poucas espécies sobreviveriam, e as que ficam teriam desenvolvido um amplo grau de tolerância e de adaptação. E nesta situação, a coexistência das espécies é regulada pela disponibilidade de recursos. Uma segunda justificativa mostra que a coexistência das espécies que compartilham um mesmo recurso é permitida pela variabilidade ambiental, alcançada mediante redução no tamanho do nicho, resultando numa fauna maior, com alto grau de seletividade.

Existe ainda a hipótese do distúrbio intermediário, desenvolvida por Connell (1978), que busca explicar a presença de grande diversidade de espécies em ambientes tão perturbados e inóspitos como os bancos de corais, nas áreas de marés. Adaptada para a comunidade do fitoplâncton por Sommer et al., (1993), esta hipótese vem a complementar as alternativas conhecidas sobre a coexistência das espécies.

De acordo com Reynolds (1993), a hipótese de Connell (1978), é satisfatória porque, além da variabilidade ambiental imposta pelos sistemas biológicos, discute a

organização gradual e progressiva atinentes às interações interespecíficas dos organismos em comunidade.

O conceito de estratégias para o fitoplâncton, que são distintas e não necessariamente excludentes, relacionando os organismos C-estrategistas (competidores), R- estrategistas (espécie ruderal) e S-estrategistas (tolerante ao estresse), é atualizado por Reynolds (1988) que conclui, o aumento da instabilidade na coluna d'água favorece o crescimento das espécies R-estrategistas, e com a diminuição da turbulência, essas espécies serão substituídas pelas C-estrategistas que, com aumento da estabilidade física e o esgotamento dos recursos, serão substituídas pela S-estrategistas, as quais dominarão o ambiente até o início de uma nova função de força no sistema.

As alterações provocadas pelos peixes podem exercer um efeito direto (predação e herbivoria) ou indireto (disponibilidade de nutrientes) sobre as comunidades planctônicas. O efeito sobre o zooplâncton é bem conhecido, os peixes selecionam as presas de maior tamanho e exercem uma pressão de predação suficiente para eliminar estas grandes espécies e neste caso, somente as espécies de menor porte estarão habilitadas a coexistir com os peixes zooplanctófagos. (BACA; DRENNER, 1995).

A teoria ecológica e experimental que expressa estas interações, denominada efeito cascata, sugere que os consumidores detêm a habilidade para regular a estrutura das comunidades no ecossistema (ELER, 2000).

A dominância ou não de cladóceros, rotíferos e/ou copépodos sobre o plâncton em piscicultura depende, portanto, do tipo de criação (manejo) adotado e do estágio de desenvolvimento do peixe (idade e tamanho).

Segundo Margalef (1983), os organismos planctônicos funcionam como sensores refinados das variáveis ambientais e refletem melhor que qualquer artefato tecnológico o valor dessas variáveis na sua composição e interação sobre os diversos períodos de tempo. A interação existente entre a qualidade da água, a comunidade planctônica e os peixes criados em viveiros fornecem subsídios para maximizar as interações sinérgicas: peixe-meio ambiente e peixe-peixe, otimizando a produção pesqueira aquícola (NUNES et al., 2001).

Alguns organismos planctônicos respondem mais rapidamente às alterações ambientais, outros possuem a habilidade de explorar o meio ambiente de forma mais ampla e, dessa maneira, alteram a cadeia alimentar do meio estudado (SIPAÚBA-

TAVARES; COLUS, 1997). Os mesmos autores enfatizam que a eutrofização afeta a composição específica do zooplâncton através de alterações na natureza química da água, que por sua vez, modifica a composição do fitoplâncton, acarretando alterações na qualidade e quantidade de alimento disponível ao zooplâncton. A análise do fitoplâncton e zooplâncton como entidades associadas numa mesma comunidade possibilita identificar importantes interfaces que atuam no sistema como um todo.

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 e oxigênio, nitrogênio, fósforo e demais nutrientes em biomassa é um dos objetivos no manejo e gerenciamento dos recursos naturais na economia global do mundo contemporâneo (ELER, 2000).

Além das atividades diretas de herbivoria dos peixes em relação às algas, e as indiretas, através da predação do zooplâncton, a estrutura da comunidade planctônica pode ser regulada, em parte, pelos efeitos do suprimento de nutrientes.

As interações entre peixes e fatores bióticos são de extrema importância para o equilíbrio ecológico dos sistemas aquáticos, mas são também de grande complexidade, o que dificulta as interpretações sobre as influências diretas ou indiretas dos peixes sobre a qualidade da água, e devido a essa complexidade, nem sempre é possível distinguir entre estes dois tipos de influência no contexto do campo experimental, mesmo em sistemas eutrofizados (que são relativamente simples do ponto de vista das comunidades), estabelecendo certa polêmica, já que muitos resultados são contraditórios. Estas contradições se devem, em parte à diversidade de condições físicas, químicas e biológicas sob as quais as investigações foram realizadas.

5.5.1 Comunidade Fitoplanctônica, Clorofila *a* e Feofitina

O estudo da produtividade primária é de grande valor, pois se refere à transferência de energia no ambiente aquático, a partir dos organismos fitoplânctônicos (FRACÁCIO; SIPAÚBA-TAVARES; VERANI, 1999). Todos os organismos, plantas e animais de um viveiro formam uma biocenose que pode servir de alimento para várias espécies de peixes. Estes organismos interagem entre si, mantendo uma relação presa/predador que realizam competição pelo alimento e espaço (HEPHER, 1988).

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, são as características físicas e químicas da água (ELER, 2000).

Viveiros de piscicultura são ecossistemas complexos que envolvem inúmeras interações biológicas e ecológicas que podem ser benéficas ou prejudiciais à qualidade da água e para propósitos de obtenção de bom rendimento de peixes. Um dos problemas mais difíceis de serem resolvidos em tais sistemas é a necessidade da manutenção de um equilíbrio estável entre produção (autotrofia) e consumo (heterotrofia). Não havendo um balanço favorável entre a quantidade de produtores e consumidores, os resultados serão sempre prejudiciais tanto para a eficiência de produção de biomassa como para a qualidade da água, através de ineficiente fluxo de energia (MATHEUS, 1986).

A avaliação da comunidade fitoplanctônica nos seis períodos amostrados indica que ocorreram as mesmas divisões de algas, no entanto, os ambientes foram diferenciados pela maior riqueza de espécies na lagoa, cuja água abastecia o par de viveiros 2 e 3.

De acordo com a distribuição espacial dos taxa nos ambientes estudados, observa-se que todos os organismos identificados ocorreram na lagoa, tendo sido este, certamente, o ambiente fonte de dispersão de organismos para os viveiros. Entre os viveiros, houve uma ocorrência de 23 taxa no viveiro 2, 16 no viveiro 3 e o par de viveiros 1 e 4 apresentaram 14 organismos cada um. Destaca-se, nesta distribuição espacial dos organismos, a ampla dispersão das várias espécies de *Scenedesmus* igualmente distribuídas em todos os ambientes. Este fato deve-se sobretudo à representatividade quantitativa destes organismos, que se constituiu no gênero de maior densidade em todos os ambientes.

Há prováveis evidências que, na ocorrência de pH acima de 8,0 como verificado em determinadas coletas nos viveiros 2 e 4, a fotossíntese e o crescimento de várias algas (*Scenedesmus* sp.) sejam inibidos pelas concentrações de NH_4^+ íon amônio, o que também foi relatado por Uehara; Vidal (1992).

As algas constituem o componente mais importante do alimento natural de organismos planctônicos e herbívoros filtradores, principalmente Cladocera, ocupando a posição central na cadeia alimentar (HARDY; CASTRO, 2000). Nos viveiros de tilápias geralmente se observa o florescimento de pequenas algas (menor que 10μ), conforme Milstein; Svirsky (1996).

De acordo com Sterner (1989), a taxa de consumo do fitoplâncton pela população do zooplâncton da água é semelhante ou mais rápida que a taxa de crescimento do fitoplâncton. Este 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 do próprio fitoplâncton.

Um dos aspectos mais indesejáveis em viveiros de criação de peixes é o desenvolvimento descontrolado do fitoplâncton. O crescimento excessivo do fitoplâncton pode afetar negativamente as condições da água pela decorrente geração de déficit crônico de oxigênio dissolvido (OD) nos períodos noturnos, uma vez que os peixes entram em competição com outros organismos pelo consumo de oxigênio na coluna de água, pois as algas são os principais organismos consumidores de oxigênio à noite, bem como produtores de detritos que são posteriormente decompostos por bactérias às custas, também, da demanda do OD, e além disto, geralmente o florescimento vem acompanhado do aumento do pH e amônia (BOYD, 1973; BOYD; DRATHER; PARKS, 1978; SIN; CHIU, 1982). Segundo Boyd (1982), este quadro levaria à 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 redução do ganho de peso, o que representa prejuízo para o sistema de produção.

Boyd (1990), relata que a principal consequência do florescimento de algas no ambiente de criação é a queda dos teores do OD e aumento de nutrientes, devidos à respiração e à decomposição. De acordo com Chang; Ouyang (1988), a fotossíntese é a maior fonte de OD 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 entra em colapso, imediatamente ocorre a queda do OD, de maneira suficiente para causar a morte dos peixes.

As comunidades fitoplanctônicas dos viveiros apresentam mudanças periódicas em sua composição, comportamento semelhante ao das comunidades de água doce de ambientes naturais, ocasionados principalmente pelas renovações parciais de água nestes ambientes e influenciados pelas flutuações que ocorrem na densidade da comunidade do zooplâncton, que estão intimamente relacionadas com as do fitoplâncton. Isto acontece porque grande parte dos organismos da comunidade

zooplanctônica são herbívoros filtradores, hipótese validada por Bachion; Sipaúba-Tavares (1992), Eler (1996, 2000) em estudo experimental desenvolvido em viveiros de piscicultura, quando se observou estreita relação entre as duas comunidades, principalmente no que se refere ao domínio do grupo Chlorophyta, principal alimento das espécies zooplanctônicas herbívoras, sobre o fitoplâncton. Resultados semelhantes foram obtidos no presente trabalho. A divisão Chlorophyta predominou durante todo o período experimental, promovendo uma disponibilidade de alimentos de bom paladar para o zooplâncton herbívoro, que esteve representado principalmente por Rotíferos, Cladóceros e algumas espécies de Copépodos.

As Chlorophyta são o maior e mais variado filo de algas, caracterizadas pela coloração verde atribuída aos pigmentos, clorofila a e b, carotenóides α , β e λ além de diversas xantofilas. São as que mais se assemelham às plantas superiores, baseando-se nos pigmentos fotossintéticos, estocagem de amido e organização estrutural dos cloroplastos, e possuem vida livre ou colonial, com os flagelos temporários ou ausentes (ESTEVES, 1998; HAPPEY-WOOD, 1988)

De acordo com Boyd (1984), não são conhecidos procedimentos que permitam a obtenção de um tipo particular de comunidade planctônica, mesmo em viveiros próximos e submetidos ao mesmo tratamento, e nessa condição, a composição fitoplanctônica de viveiros difere gradualmente. No presente estudo, entretanto, esta assertiva não se confirmou, dado que as composições fitoplanctônicas dos quatro viveiros mostram-se bastante semelhantes, fato que poderia ser atribuído à dispersão pelo vento, como fator decisivo para o caráter cosmopolita das Chlorophyceae, conforme relatado por Esteves (1998).

Esta constatação vem a reforçar a hipótese que poderia explicar a maior representatividade quantitativa do gênero *Scenedesmus*, admitindo-se que estas algas estariam vindo, ainda que indiretamente, da lagoa junto aos viveiros, cuja água abastecia os viveiros 2 e 3, sendo a lagoa o local dominante e ambiente fonte de dispersão de organismos para os viveiros. E, para o par de viveiros com esta captação, as algas entrariam diretamente através do cano de abastecimento e por isso, sua densidade nos viveiros seria bem mais alta que na lagoa, o que de fato se verifica para o viveiro 3, bem mais eutrofizado, em relação aos demais.

Nos viveiros, a falta de sucessão observada demonstra a estabilidade desses ambientes, onde a dinâmica da produção e decomposição (ciclagem) de materiais nos viveiros permaneceram em um patamar ótimo para o gênero dominante.

Outros fatores também devem ser considerados na análise da diversidade de espécies. Além da latitude e longitude, o grau de trofia do sistema também afeta a diversidade de espécies fitoplanctônicas em um corpo de água. Ambientes oligotróficos geralmente apresentam maior diversidade e poucas espécies dominando a comunidade devido à baixa disponibilidade de nutrientes, ao contrário de ambientes eutrofizados (ELER, 2000).

Em estudos ecológicos deve-se buscar, sempre que possível, uma análise da diversidade de espécies presentes 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.

Segundo Eler (1996), o fitoplâncton mostra-se mais abundante na presença de peixes, e também é influenciado pelo fluxo contínuo da água no viveiro. Isto se deve, muito provavelmente, ao aumento da disponibilidade de nutrientes através da eliminação das fezes na água. Os peixes são responsáveis ainda pelo aumento do microzooplâncton, uma vez que, ao se alimentarem das espécies maiores, provocam o aumento dos pequenos organismos. Restos de carcaças de peixes constituem outra fonte de nutrientes (KRAFT, 1991). Esta relação aplica-se a este trabalho, onde se verificou que o aumento da taxa de nutrientes teria contribuído para o aumento da produção primária na água.

Milstein et al. (1995), constataram que a abundância do fitoplâncton nos viveiros de piscicultura aumenta proporcionalmente com as concentrações de nutrientes na água, acarretado principalmente pela utilização da ração. De acordo com Sampaio (1996), o crescimento de alguns gêneros de clorófitas é limitado pela concentração de fósforo, como por exemplo o gênero *Scenedesmus*, que requer uma concentração de 500,0µg/L. Em conformidade com esta constatação, verificou-se que *Scenedesmus* foi dominante na composição do fitoplâncton para o par de viveiros 2 e 3, onde níveis de fósforo máximos alcançados foram de 530,0 e 520,0µg/L, respectivamente. Verificou-se ainda a abundância de clorófitas do gênero *Scenedesmus* na comunidade planctônica mesmo para teores de fósforo mais baixos, da ordem de 400,0µg/L, como ocorreu no viveiro 4.

De acordo com Vanni; Findlay (1990), a presença de peixes provoca realmente um aumento da taxa de crescimento do fitoplâncton, com abundância de Cyanophyta e das algas verdes do grupo das Chlorococcales. Segundo Reynolds (1984), as espécies destes grupos necessitam altas concentrações de fósforo para crescer. Esta

constatação não se confirmou no presente experimento, pois a contribuição de Cyanophyta na composição do fitoplâncton foi desprezível, mesmo naqueles ambientes com maior teor de fósforo. Ou, os níveis de fósforo alcançados, da ordem de 400,0 – 530,0µg/L, podem não ter sido elevados o suficiente a ponto de favorecer o desenvolvimento deste tipo de alga.

O tempo de retenção da água nos quatro viveiros foi bastante alto, pois a água de suprimento que neles entrava diariamente destinava-se basicamente à reposição das perdas por evaporação e por infiltração. É possível que este fator tenha influenciado a biomassa de fitoplâncton nos referidos ambientes.

Nesta pesquisa, os peixes também influenciaram a densidade e a concentração fitoplanctônica, não somente por interferir na ciclagem dos nutrientes na água, como também através de um efeito direto, ao se alimentarem dessas algas, como demonstrado na análise do conteúdo estomacal, onde se constatou a ingestão de algas, juntamente com outros itens alimentares.

As técnicas mais empregadas em piscicultura para avaliação da biomassa fitoplanctônica são a análise da clorofila a e a contagem direta dos organismos. Komárková (1979), encontrou, em viveiros de criação de peixes, em 1976 e 1977, pequenas diferenças entre as concentrações médias de clorofila, respectivamente de 86,0mgCl.a/m³ e 94,7mgCl.a/m³, comparando com as diferenças marcantes verificadas na transparência, de 0,27m e 0,40m, respectivamente, nos experimentos realizados em 1976 e 1977. A magnitude das diferenças verificadas entre as concentrações médias de clorofila a para os viveiros objeto do presente estudo é da ordem de 60,0mgCl.a/m³, tendo sido observadas variações médias de 16,7 a 79,5mgCl.a/m³. Igualmente significativa foi a amplitude da diferença das variações observadas no presente estudo para a transparência da água dos viveiros, em torno de 0,5m.

A clorofila a também indica o grau de trofia dos viveiros de piscicultura semi-intensiva, que em função do manejo empregado, tendem a ser de eutróficos a hipereutróficos, com concentrações de clorofila a entre 100,0 e 200,0mg/m³ (Nunes, 2000). Neste experimento, os valores máximos de clorofila a (entre 110,0 e 130,0mg/m³) e feofitina (0,09 a 0,10mg/m³) ocorreram no viveiros 3 e 4, onde a biomassa e os valores de produtividade foram mais elevados, verificando-se que a presença do peixe contribuiu como agente reciclador através da excreção e ressuspensão do sedimento, permitindo desta forma um maior aporte de nutrientes para a coluna d'água, fato também observado por Fracácio; Sipaúba-Tavares (1998).

Em viveiros de piscicultura, a visibilidade do Disco de Secchi - VDS e a cor da água são geralmente utilizadas para aferir o sucesso do regime de fertilização praticado e ainda como indicador da produção de fitoplâncton, no entanto, quando a fonte primária de turbidez nos viveiros não for o fitoplâncton, e sim devida a partículas do solo em suspensão, é questionável o uso generalizado e continuado das medidas de VDS como indicador da concentração de fitoplâncton ou para o gerenciamento das populações algais (ALMAZAN; BOYD, 1978). Os mesmos autores questionam que a aplicação da VDS pode ser apropriada somente quando permanece constante a turbidez não algal ou quando esta representa parcela relativamente pequena da turbidez total da água, destacando que, nestas condições, a VDS pode ser usada como indicador de clorofila a e concentração de fitoplâncton em viveiros, uma vez que alterações na VDS podem ser atribuídas a mudanças na clorofila a. Um aspecto em destaque na abordagem dos autores mencionados, sobre o uso do VDS, é a necessidade de minimizar as influências de fatores exógenos, padronização dos métodos como uniformidade nos horários de coleta e ação de um mesmo operador.

A observação dos resultados obtidos no presente experimento mostra que os ambientes que apresentavam maior presença de fitoplâncton e concentração de clorofila a mais elevada foram os que tiveram menor VDS, explicando daí a origem planctônica da turbidez. Os maiores registros de VDS no viveiro 1 estão em compatibilidade com as baixas concentrações encontradas de clorofila a.

Alguns autores verificaram uma relação inversa entre a concentração de amônia e o crescimento do fitoplâncton em tanques de criação (BOYD, 1982; KROM; NEORI; RIJN, 1989; SIPAÚBA-TAVARES; MORENO, 1994), o que também se observou na evolução temporal dos valores de clorofila a e amônia no presente trabalho, embora Sampaio (1996), tenha constatado que o crescimento do fitoplâncton ocorria concomitantemente com o aumento nas concentrações do íon amônio.

Boyd (1973), refere-se a concentrações numa faixa de 5,0 a 30,0µg/L e de 20,0 a 130,0µg/L, respectivamente, para viveiros não fertilizados e fertilizados, respectivamente.

De acordo com compilação feita por Sipaúba-Tavares (1995), foram relatados por Boyd (1990), em Israel concentrações de clorofila a variando de 8,8 a 115,5µg/L em viveiros não fertilizados, e viveiros fertilizados com nitrogênio e fósforo, foram obtidos valores de 103,4 a 212,3µg/L e nos Estados Unidos, valores em torno de 2,9µg/L para viveiros não fertilizados, e como resultado das altas taxas de fertilização com nitrogênio e fósforo, pigmentos na faixa de 102,2µg/L.

As concentrações de clorofila a no viveiro 3 (36,7 a 126,7µg/L) e viveiro 4 (10,7 a 109,5µg/L), cujas concentrações médias foram de 79,5 e 66,9µg/L, respectivamente, diferem das observações feitas por Hino (1985), em tanques fertilizados, de 150,0 a 689,0µg/L e das concentrações de 23,2 a 245,0µg/L encontradas por Takino; Cipólli (1988). Contudo esses valores estiveram dentro da faixa das medidas de 20,0 a 80,0µg/L observadas por Oliveira; Sipaúba-Tavares; Duringan (1992) e Sipaúba-Tavares; Gaglianone (1993).

O aumento das concentrações de nutrientes na água dos quatro viveiros estudados, provavelmente, levou ao aumento dos valores da clorofila a ao longo do experimento. Assim, as medidas do fósforo total, ortofosfato e íon amônio fizeram com que a falta de circulação da água retivesse a matéria orgânica, propiciando o florescimento de algas.

Os organismos fotossintetizantes têm uma composição diversa, com vários pigmentos, porém todos possuem clorofila a, o único pigmento no centro da reação, composto-chave na captura de energia luminosa para a fotossíntese (PARANHOS, 1996). O emprego como indicador da condição trófica é cada vez mais frequente. Green; Teichert-Coddington; Hanson (1994), em viveiros de engorda da tilápia, arraçoados e adubados com "cama de galinha" e fertilizantes químicos, porém com renovação mínima da água, encontraram valores médios de clorofila a até 888,0mg/m³.

De modo geral, os valores de feofitina no presente estudo foram mais elevadas do que as de clorofila a, demonstrando que a taxa de decomposição no sistema foi muito alta e neste caso, a cadeia de detritos pode ter sido importante como fonte de transferência de energia, o que está de acordo com a biomassa de fitoplâncton, concluindo-se que nas águas em que estes parâmetros oscilaram ao longo do tempo tiveram como origem a presença de um maior teor orgânico em suspensão, que podem estar associados à biomassa do fitoplâncton e dos organismos zooplancônicos, que apresentaram densidade elevada. No viveiro 2, que apresentou a maior carga de material orgânico em suspensão, esta grandeza não está compatível com a maior biomassa de fitoplâncton.

Ao comparar os resultados deste trabalho com os de Sampaio (1996), nota-se que as concentrações de feofitina por ele obtidas (458,0µg/L) foram muito superiores aos valores deste experimento.

5.5.2 Comunidade Zooplantônica

O zooplâncton, devido à sua posição intermediária entre os autótrofos (fitoplâncton) e outros heterótrofos (peixes e outros carnívoros), representa um importante elo na cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos (HARDY; CASTRO, 2000; SIPAÚBA-TAVARES, 1988; TELVIN; BURGIS, 1979).

A importância desses organismos nos diferentes ecossistemas aquáticos é evidenciada por sua ocorrência quase universal nos corpos de águas naturais. O zooplâncton de água doce é predominantemente constituído por Protista, Rotifera e Crustacea, sendo este último grupo representado principalmente pelos Copepoda e Cladocera, e a diversidade de espécies e a abundância de cada um destes grupos variam bastante entre os diferentes corpos de água, a depender de um complexo de fatores físicos, químicos e bióticos (ROCHA; SIPAÚBA-TAVARES, 1994).

Durante as coletas realizadas ao longo deste experimento, pode-se expressar que a comunidade zooplantônica está representada pelos três principais grupos, rotíferos, copépodos e cladóceros, com baixa diversidade, característica considerada normal em zooplâncton de água doce, de acordo com Esteves (1998). Em todo o período amostral os rotíferos+náuplios foram os mais abundantes, com contribuição de copépodos ciclopoideis e calanoides em algumas coletas, e pequena participação de cladóceros. Esta dominância de rotíferos está relacionada com o estado trófico dos ambientes objeto do presente estudo, já que os rotíferos são mais abundantes em águas que se apresentem em um estado trófico mais evoluído (MATVEEVA, 1991; CRISPIM, 1993, 1994). Adicionalmente, Margalef (1983) ressaltou que o número de espécies de rotíferos é maior em águas menos eutróficas e menos mineralizadas, mas que esta quantidade volta a diminuir na medida em que o processo de eutrofização evolui, isto é, quando o ambiente se torna hipereutrófico, que se assemelha, em parte, aos ambientes de criação de peixes.

Também deve ser considerada a característica oportunista dos rotíferos, relatada por Allan (1976), que abordou ainda as vantagens reprodutivas desse grupo em relação aos demais, e sua facilidade de adaptação em ambientes perturbados.

A predominância de rotíferos encontrada nos resultados da presente pesquisa, também foi constatada por Moredjo (1998), avaliando populações zooplantônicas de açudes paraibanos, e por Carneiro (2000), em tanques de criação instalados em Bananeiras/PB, sendo que este último também associou a abundância de rotíferos

nos tanques a um estado trófico mais evoluído, em similaridade com o observado no presente estudo.

Os rotíferos são elementos importantes na cadeia trófica dos ambientes aquáticos continentais, cuja densidade sofre variações temporais relacionadas com a elevada capacidade de tolerância face a alterações ambientais. Nos viveiros estudados, a adição da ração para a criação dos peixes pode ter favorecido o desenvolvimento de rotíferos, devido às características que muitos *taxa* apresentam. Estes organismos zooplancônicos de menor tamanho estariam mais aptos a se alimentar de pequenas partículas, como bactérias e detritos orgânicos, geralmente abundantes em sistemas eutróficos. Entre os microcrustáceos, observou-se a presença de copépodos ciclopoídes, e os copépodos calanoídes foram detectados apenas no viveiro 1. Os cladóceros não constituíram elementos frequentes nos viveiros pesquisados. Estes resultados apresentam certa distinção em relação ao observado por Cacau; Caleffi; Beyruth (2001).

Os peixes em ambientes naturais capturam presas por vezes muito pequenas, pertencentes ao zooplâncton, principalmente crustáceos, selecionando entre estes preferencialmente os indivíduos maiores (ANNE-METTE; JEPPESEN, 1992; CRISPIM, 1997a; HANAZATO; IASUNO; HOSOMI, 1989), ou portadores de ovos, que se tornam mais facilmente visíveis (CRISPIM, 1997b). Apesar da predação ser visual, alguns grupos menores, como os rotíferos, podem ser predados diretamente pelos peixes (STENSON, 1982).

A alta densidade de rotíferos deve ter influenciado a densidade de cladóceros nos viveiros, pois essas duas populações apresentam relação inversa. Os copépodos ciclopoídes foram mais frequentes que os calanoídes nos viveiros, e no conteúdo estomacal foram encontrados rotíferos, ovos de rotíferos, copépodos juvenis e apêndices de copépodos.

Fregadolli (1990), afirmou que os grupos de organismos de menor porte, tais como Rotífero e Cladocera, são os preferidos pelas larvas de peixes em comparação com os de maior tamanho, e esta relação está associada aos mecanismos de locomoção, bastante eficiente nos Copépodos, que se utilizam da corona ou coroa ciliar, que tem como funções principais a alimentação e a locomoção (ESTEVES, 1998).

Nos viveiros experimentais do sistema implantado no NUPPA/UFPB, onde a eutrofização foi se tornando mais intensa, houve uma diminuição de cladóceros, e os rotíferos foram dominantes. Os Cladocera nadam por meio de suas antenas, com

movimento quase sempre vertical, rápido e aos saltos; são filtradores e se alimentam de plâncton ou detritos (BARNES, 1980), e, de acordo com alguns autores (INFANTE, 1988; ZARET, 1980) constituem-se itens alimentares indispensáveis na dieta de diferentes espécies de peixes porque constituem presa de fácil captura nos estágios em que a predação é eminentemente visual, sendo o tamanho, forma e movimento dos cladóceros características fundamentais e determinantes para a predação exercida pelos peixes sobre esses organismos.

Os predadores visuais selecionam visualmente e atacam suas presas planctônicas, e são ativos predadores do zooplâncton, cuja seletividade depende essencialmente da visibilidade das presas (tamanho, forma, contraste, pigmentação, locomoção), e sua seletividade cresce com a visibilidade, geralmente proporcional ao tamanho das presas, sendo portanto, altamente eficazes na captura do zooplâncton maior e o mais móvel (ESTEVES, 1998). O mesmo autor complementa, citando Brooks (1968), que entre os crustáceos zooplanctônicos, os cladóceros de maior tamanho são selecionados preferencialmente aos copépodos, que são capazes de efetuar movimentos muito rápidos ao mesmo tempo em que mudam constantemente de direção.

Para Zaret (1972), outro fator importante para a predação visual dos peixes é a pigmentação das presas em contraste com a água, como ocorre com olhos em Cladocera.

A ausência de Cladocera está associada à eutrofização, por isso nos viveiros 1 e 4 eles aparecem e nos outros dois viveiros não. Esta situação também foi identificada por Crispim, Leite, Watanabe; 2000. Outra leitura para a predominância de rotíferos nos viveiros objeto deste experimento, com quase exclusão de cladóceros, leva à hipótese da "eficiência seletiva por tamanho" desenvolvida por Brooks; Dodson (1965), proposta para explicar a relação inversa que estes autores haviam observado nos lagos entre a abundância do zooplâncton herbívoro de grande e pequeno porte.

Nos viveiros de piscicultura, mesmo quando os peixes são arraçoados, estes também utilizam o zooplâncton, seres vivos, como fonte de alimento. Quando a qualidade e a quantidade da ração adicionada ao viveiro é a mesma ao longo da criação, se houver diferenças nas taxas de crescimento do peixe, elas deverão estar relacionadas com esta forma de suplementação alimentar (alimento natural). Sobretudo no que se refere à riqueza nutricional dos componentes do alimento natural, pois este geralmente contém níveis elevados de proteína, variando na ordem de 50,0 a 60,0% tendo os Rotíferos 64,3%, os Copépodos 52,3%, os Cladóceros com 56,5% e os outros

organismos, como Ostracodas 41,5%, Oligoquetos 49,3%, Aracnídeos e larvas de insetos de 52,9% a 68,0% como teor de proteína bruta, com base na matéria seca (Hepher, 1988). Um organismo pode ser considerado alimento quando existe em quantidade suficiente e é constantemente renovado (WOYNAROVICH, 1985).

Em análises realizadas em viveiros de tilápia na região Sudeste do Brasil, Pamplim; Moreno (1996), observaram uma sazonalidade na composição do zooplâncton. Durante o período frio, predominaram as formas jovens de copépodos e no período quente, houve o predomínio de rotíferos.

De acordo com Sterner (1989), a preferência alimentar nos organismos zooplanctônicos é variada, havendo diferenças de acordo com cada grupo em particular. O zooplâncton, que se alimenta do seston, excreta P-solúvel e amônia na água. Esses nutrientes são utilizados pelas algas e bactérias. Quando o suprimento de fósforo estiver baixo, essa fonte de P-reciclado pode se tornar crítica para o crescimento e a sucessão do fitoplâncton. O zooplâncton e os peixes podem excretar N e P em razões estequiométricas distintas da razão da composição do fitoplâncton e assim favorecer algumas espécies em detrimento de outras, bem como, podem influir na composição do fitoplâncton (VANNI; FINDLAY, 1990; VANNI; LAYNE; ARNOTT, 1987).

A idéia de que a variação temporal de Rotifera, Cladocera e Copepoda nos viveiros de piscicultura pode estar relacionada com os efeitos diretos ou indiretos das variáveis ambientais, principalmente do fluxo de água e de densidade de estocagem de peixes é defendida por Pereira (1998).

Baixas densidades zooplanctônicas são típicas de ambientes com grandes perturbações hidrológicas, submetidas a constantes renovações da água. Em sistemas de fluxo contínuo, na medida em que se procede à renovação, a própria taxa de renovação representa um dificultador às formas de adaptação e habilidade de manutenção dessas comunidades (MARGALEF, 1983).

Segundo Diana; Lin; Schneeberger (1990), existe uma grande dificuldade na análise das influências entre as espécies, pois muitos peixes são onívoros e podem consumir organismos de vários níveis tróficos. Este é um fato verdadeiro para organismos zooplanctônicos pequenos, como os rotíferos. Indivíduos com peso aproximado de 35,0g comem principalmente o zooplâncton de maior tamanho. Após esta fase ocorre uma drástica mudança para hábitos filtradores. Nesta condição, eles comem principalmente fitoplâncton, detritos e pequenos organismos do zooplâncton.

Aparentemente, grandes organismos zooplanctônicos evitam seu mecanismo de filtração.

Portanto, diferentes classes de tamanho de tilápias utilizam diferentes tipos de alimento e assim, promovem efeitos variáveis sobre a comunidade de presas. Devido a esta particularidade, este peixe pode desempenhar sozinho o papel de várias espécies de peixes juntas em sistemas de policultivo, pois cada fase do seu desenvolvimento caracteriza-se por hábitos alimentares diferentes. Além disso, como já foi citado, a tilápia também se alimenta de detritos, completando desta forma o seu envolvimento com o meio.

Esta situação provavelmente também ocorreu nesta pesquisa, e nos viveiros 2 e 3 as tilápias migraram da lagoa para os viveiros pelo cano de junção, se reproduziram, aumentando a quantidade de indivíduos jovens (larvas e alevinos), os quais tiveram grande influência sobre a comunidade planctônica. Nos ambientes analisados no presente estudo, a quantidade de rotíferos foi dominante.

Segundo Zagarese (1990), o aumento de rotíferos em sistemas com peixes parece ser um efeito direto da supressão dos ciclopoidea predados pelos peixes.

De modo geral, a explicação para a elevada ocorrência de copépodos, como também de outros crustáceos em todos os viveiros do sistema experimental de criação de peixes no presente experimento, pode estar relacionado com a eutrofização.

De acordo com Ivanova (1969) e Walby (1969) apud Matheus (1993), elevados valores de pH influenciam negativamente a sobrevivência e reprodução do zooplâncton. Estes autores encontraram um limite superior de 10,5 a 11,5 para a sobrevivência de cladóceros. Hessen; Nielsen (1985), verificaram que a mudança de pH de 9,5 para 10,5 foi a principal razão para o desaparecimento desses animais em um lago. Nesta conformidade, altos valores de pH são seletivos, e por este motivo poderiam diminuir a reprodução e a sobrevivência do zooplâncton (filtradores e predadores) e conseqüentemente, sua quantidade em sistemas hipereutróficos.

Por outro lado, estas mesmas faixas de pH são favoráveis aos rotíferos. O gênero *Brachionus*, por exemplo, organismo do zooplâncton mais comum neste sistema experimental é característica de águas duras e alcalinas (EDMONDSON, 1963 apud MATHEUS, 1993).

Matheus (1993) citando, Mitchell; Joubert (1980) afirma que rotíferos apresentam maior tolerância a valores altos de pH e por este motivo dominam sistemas hipereutróficos. Os resultados da atual pesquisa, onde os viveiros com água de

variado valores de pH sempre apresentaram dominância de rotíferos. O aumento dos rotíferos é uma resposta ao extermínio dos grandes crustáceos ou seja, seus competidores e predadores naturais.

5.6 Entomofauna Bentônica

A composição da fauna de insetos bentônicos dos ambientes estudados apresenta características típicas das regiões litorâneas, formadas por insetos, Díptera (Chironomidae), Coleoptera (Hydrophilidae, Dytiscidae), Odonata (Gomphidae, Libellulidae), Hemiptera (Naucoridae) e Ephemeroptera. Os Chironomidae, insetos tolerantes ao enriquecimento orgânico (BARBOSA; CALLISTO, 1999), foram os mais abundantes em todos os ambientes, chegando a contribuir com 100,0% do total da da entomofauna bentônica em alguns viveiros durante o período da coleta. A observação dos resultados obtidos mostra que, antes da introdução dos peixes, o viveiro 4 apresentava valores superiores a 1200 indivíduos por área amostral, contribuindo com uma abundância relativa de 96,1%.

Os Odonata são os grandes predadores na fase aquática (ninfa). Depois dos dípteros, foram os que mais contribuíram para o total da da entomofauna bentônica. Dados coletados antes do peixamento indicam que no viveiro 4, a abundância relativa deste grupo era de 2,8%.

Em conformidade com os resultados obtidos neste experimento, Spataru (1976), relata que as larvas de insetos quironomídeos são importantes habitantes do macrozoobentos de *Tilápia aurea*, e Zur (1980), constatou que as larvas de quironomídeos são os habitantes que predominam nos viveiros de criação de carpas e de tilápias.

Spataru (1982), cultivando *Sarotherodon niloticus* x *S. aureus*, além de larvas de quironomídeos, também observou oligoquetas e ostrácodes como componentes da comunidade bentônica. Vale ressaltar a importância nutricional destes organismos na dieta dos peixes criados, em relação aos teores de proteína alcançados (50,0 a 60,0%), sendo da ordem de 59,0% o teor de proteína bruta para os quironomídeos e 49,3% para os oligoquetas, com base na matéria seca, segundo Hepher (1988).

É importante destacar que todos os viveiros encontravam-se em estado elevado de eutrofização, tendo sido verificados altos níveis de compostos nitrogenados e uma grande proliferação de algas do início ao fim do experimento. As principais causas desse enriquecimento trófico dos viveiros estão relacionadas com a captação das

águas da lagoa, que também se encontrava rica em nutrientes, pela deposição das rações balanceadas, e em virtude da percolação e das infiltrações entre a lagoa e os viveiros.

Alguns estudos têm documentado respostas dos efeitos da eutrofização sobre as comunidades de macrobentos em lagos e reservatórios. Em águas eutróficas, o zoobento tende a ser mais homogêneo e, portanto, a diversidade das espécies decresce em águas fortemente ricas em nutrientes (HERGENRADER; LESSIG, 1980).

Em sua totalidade, os macroinvertebrados bentônicos encontrados nos quatro viveiros de piscicultura objeto deste trabalho foram representados pelos insetos. Isso vem a ser justificado pelo processo de recolonização por organismos adultos, através da deposição de ovos nesses corpos aquáticos.

O fato de não ter se constatado a presença de moluscos associados ao sedimento dos viveiros, provavelmente, é devido aos baixos valores de pH da água (mínimo de 4,3 no viveiro 1), desfavoráveis à sobrevivência. Por outro lado, nas condições em que se desenvolveu o experimento, não havia nenhum afluente que pudesse introduzir espécies adultas.

Mudanças nas variáveis físicas e químicas da água, também associadas a um aumento na quantidade de matéria orgânica nos sedimentos, produzem um decréscimo na biomassa da comunidade bêntica, e neste sentido, a presença de Chironomidae pode ser um bom indicador do enriquecimento orgânico do sedimento (POPP; HOAGLAND, 1995).

De maneira geral, ambientes severos ou imprevisíveis apresentam baixa diversidade. Odum (1983), mostrou que em ambientes poluídos, o índice de diversidade para a fauna bentônica varia de 2,4 (para ambientes altamente poluídos), 2,8 (para os moderadamente poluídos) e 3,3 (para os oligotróficos). Com o fitoplâncton esta oscilação não é muito diferente.

Nos viveiros estudados, ocorreu uma intensa redução dos insetos bentônicos, chegando a desaparecer por completo ao final do experimento. Uma das possíveis causas teria sido a presença dos peixes, que provavelmente atuaram como predadores, ou mesmo um efeito indireto, já que a tilápia é detritívora e poderia reduzir a população desses organismos, uma vez que estes vivem enterrados no sedimento rico em detritos orgânicos. Era possível observar, em várias etapas de coleta, a predação de odonatos adultos no momento em que depositavam seus ovos no corpo d'água.

Outro fator de influência que pode explicar o desaparecimento da fauna de insetos bentônicos foi a grande quantidade de girinos presente nos viveiros, que podem ter atuado com competidores/predadores desses organismos bentônicos.

5.7 Aspectos Zootécnicos de Desempenho, Crescimento, Rendimento e Composição Química do Músculo

5.7.1 Conteúdo Estomacal

A plasticidade alimentar da tilápia tem sido comprovada por diversos autores, como Lowe-McConnell (1982), Fitzsimmons (2000) e Sipaúba-Tavares (2000). Popma; Lovshin (1994), referem-se ao hábito alimentar da tilápia no fundo dos viveiros como não sendo tão agressivo quanto o da carpa comum, e que a tilápia se alimenta de invertebrados bentônicos e de detritos colonizados por bactérias. Matheus et al (1997), também enfatizaram a ingestão, pela tilápia, de detritos depositados no sedimento dos viveiros.

Nos sistemas de criação (extensivo e semi-intensivo), nos quais os peixes dependem do alimento natural produzido nos viveiros, o fitoplâncton é de fundamental importância, pois constitui a base da cadeia alimentar desses ecossistemas sendo que, a abundância de fitoplâncton nos viveiros de piscicultura aumenta em resposta ao aumento das concentrações de nutrientes na água, acarretado principalmente pela aplicação da ração (MILSTEIN, 1992).

Foi demonstrado por Starling et al. (2000), que o estímulo do crescimento do fitoplâncton pela superpopulação de tilápia no lago Paranoá (Brasília/DF), deveu-se à superpopulação de tilápia via excreção e ingestão de fósforo presente no sedimento orgânico do fundo, que se acumulou durante décadas de eutrofização e proibição da pesca.

Analisando o conteúdo estomacal da tilápia vermelha (*O. niloticus* x *O. aureus*), na fase de alevinagem e de engorda, Apolinário; Correia; Pinzon (1999), observaram, na segunda fase, maior frequência de fragmentos vegetais (66,7%) e microalgas clorofíceas (72,2%), presentes na maior parte dos estômagos analisados, seguidos por diatomáceas (62,6%), e verificaram que foi frequente a presença de matéria orgânica (23,6%) e areia (33,3%) nos estômagos dos espécimes estudados, e evidenciaram não ter havido seletividade, dada a variedade de itens alimentares encontrados, confirmando o hábito omnívoro da tilápia, concluindo pela importância da

alimentação natural para a nutrição em sistemas semi-intensivos. Entre os principais grupos da biomassa bentônica dos viveiros de criação, foram identificados pelos autores os grupos *Annelida Oligochaeta* (94,11%), *Arthropoda Insecta Chironomidae* (3,32%), *Mollusca Gastropoda* (1,33%), *Mollusca Bivalvia* (0,46%) e *Crustacea Ostracoda* (0,78%).

A tilápia na fase juvenil, obtém melhores índices de crescimento em ambientes adubados e ricos em fitoplâncton conjugado à adição de ração de boa qualidade, concluindo que o alimento natural complementa a dieta da espécie (LEITE et al., 1999).

No que se refere à forma de alimentação dos peixes plânctófagos, Lazzaro (1987), identificou dois tipos, o predador visual e o filtrador, caracterizando o predador visual como o que, ao atacar as presas planctônicas solitárias, selecionadas visualmente na coluna de água, engolfam certo volume de água, contendo organismos-alimento, e as presas planctônicas são retidas através da passagem da água pelo aparato de filtração (rastros branquiais, microespinhos branquiais e placa com dentículos). Além dos fatores físicos e da presença de peixes no viveiro, o zooplâncton também pode causar um grande impacto na comunidade fitoplanctônica (DRENNER et al., 1984; MOSS, 1988; VANNI; FINDLAY, 1990).

A espécie criada nos viveiros experimentais era do tipo filtrador que se alimenta essencialmente do fitoplâncton, tanto que a comunidade zooplanctônica era dominada pelos pequenos filtradores pertencentes ao grupo Rotifera. Nos estômagos dos exemplares amostrados, além das microalgas, cianofíceas e diatomáceas, foram identificados alguns itens do zooplâncton, ovos e fragmentos de zooplâncton.

As tilápias ingerem grande quantidade de organismos em ambiente natural, incluindo plâncton, plantas aquáticas, organismos bentônicos, invertebrados aquáticos, larvas de peixes e matéria orgânica, e mesmo em viveiros com suplementação alimentar, o alimento natural participa com 30,0 a 50,0% do crescimento da tilápia. (POPMA; LOVSHIN, 1994).

Estudando o conteúdo estomacal de *Tilápia aurea*, Spataru (1976), encontrou algas unicelulares, especialmente *Scenedesmus*, *Euglena* e *Phacus* e algas filamentosas *Spirogyra* e *Oscillatoria*, além de zoobentos, oligoquetas, larvas de quironomídeos, ostrácodes assim como areia e detritos, detectando, em menor escala, a presença de rotíferos e briozários.

Examinando as características nutritivas de *Chlorella* sp. e *Scenedesmus* sp. produzidas artificialmente, Kawai; Grieco; Jureidini (1984), verificaram que as células desses microrganismos são ricas em proteínas, sais minerais, vitaminas A, B1 e B2 e que a maioria dos lipídeos e aminoácidos encontrados são equivalentes aos encontrados na carne de peixe e soja.

A análise do conteúdo estomacal dos exemplares criados, ao final do experimento, mostrou como itens mais frequentes, além das microalgas cianofíceas (38,8%), que estiveram presentes na maior parte dos estômagos analisados, detritos e fragmentos de ração (16,4%) e diatomáceas (11,9%), verificando-se também, com certa frequência, a presença de itens do zooplâncton, rotíferos (11,9%) e ovos de Rotifera (10,4%) e restos de vegetais (7,5%) nos estômagos dos espécimes estudados. Vasconcelos-Filho; Galiza (1983), examinando o conteúdo estomacal de *S. niloticus* em viveiros de água doce na região estuarina de Itamaracá/PE, obtiveram resultados similares aos encontrados neste trabalho.

Criando tilápia (*O. niloticus*) em tanques de terra e alimentados artificialmente, Beyruth; Fusco (1999), observaram na presença dos itens alimentares naturais a proporção significativa, dos macrobentônicos Chironomidae, das macrófitas *Salvina auriculata*, dentre os zooplâncton, Cladocera- *Moina micrura* e *Daphnia* sp. e no grupo dos fitoplânctons as algas *Scenedesmus opoliensis*, *Coelastrum pseudomicroporum*, *Crucigenia tetrapedia* e *C. astroideum*.

Milstein; Svirsky (1996), ressaltam que em condições de elevada densidade de tilápia, quando o alimento natural está exaurido, a tilápia aumenta a participação de detritos na sua dieta alimentar, principalmente os oriundos do fundo dos viveiros. Isto vem a atestar a maior diversidade de itens alimentares encontrados nos exemplares do viveiro 3, mais populoso.

5.7.2 Desempenho Zootécnico e Avaliação do Crescimento

O crescimento é o aspecto quantitativo do desenvolvimento dos peixes, processo que se inicia com a eclosão e que acompanha o animal até o final de sua vida (FONTELES-FILHO, 1989). Embora prontamente observável e aparentemente fácil de ser medido, o crescimento é uma das atividades mais complexas do organismo. Representa o produto líquido de uma série de processos comportamentais e fisiológicos que têm início na ingestão do alimento e terminam com a deposição de matéria orgânica no organismo do animal, modificando sua forma e tamanho (BRETT, 1979).

O crescimento deve ser visto como uma série de acréscimos e produtos de determinado organismo, resultado do metabolismo, que irá aumentar não apenas seu tamanho em certo tempo, mas também a extensão e tamanho de sua dinâmica interna, adicionando a sua estrutura ou potencial para formação de novos organismos (WEATHERLEY; ROGERS, 1978).

Todo animal cresce tanto em comprimento quanto em peso e a relação entre essas duas variáveis vem sendo utilizada na aquicultura como meio de estimar o peso de um indivíduo em função de seu crescimento e como indicador de sua condição nutricional, reprodutiva e de bem estar geral (ROSSI-WONGTSCHOWSKI, 1977). O mesmo autor relata que a relação peso/comprimento total em peixes é comumente analisada como informação biológica, sob dois aspectos ou objetivos diferentes: facilitar a estimativa do peso dos indivíduos através do conhecimento de seu comprimento, e como medida da avaliação do peso esperado para o comprimento de um peixe ou grupo de indivíduos, indicando suas condições gerais, ou seja, acúmulo de gordura, bem estar geral e desenvolvimento gonadal .

Considerando a crescente exploração dos recursos naturais, o estudo do crescimento de peixes é de fundamental importância para o conhecimento dos ecossistemas envolvidos, podendo fornecer subsídios para a preservação, manejo e produção de ecossistemas naturais e artificiais (SÁ, 1989).

O crescimento geralmente é considerado um incremento, em função do tempo, qualquer que seja a unidade adotada, e pode ser aplicado a parte de um organismo, ao indivíduo como um todo ou a uma população de qualquer animal sendo influenciado por fatores endógenos e exógenos durante o seu desenvolvimento, desde o embrião até a senilidade (ROYCE, 1972). Espécies diferentes podem variar em termos do potencial de crescimento, entretanto, variações consideráveis podem existir entre indivíduos ou grupos de uma mesma espécie, e os fatores que afetam as taxas de crescimento podem ser de origem endógena, relacionada com características genéticas, sexo, estado fisiológico, hormônios, desenvolvimento gonadal, etc, citando, dentre os exógenos, as condições ambientais de qualidade de água (temperatura, oxigênio dissolvido, luz, salinidade), o suprimento alimentar (qualidade e quantidade), e a densidade dos indivíduos durante a criação (HEPHER, 1990). Bowering (1978), afirma que dentre os fatores que interferem no crescimento, o suprimento de alimento é o mais importante, porque somente quando o alimento disponível é suficiente o peixe pode atingir seu tamanho máximo nas condições ambientais existentes, destacando que fatores como temperatura, dependência da densidade e abundância

das espécies competidoras, atuam indiretamente sobre a suficiência no suprimento de alimentos.

Em aquicultura, é importante determinar o crescimento dos indivíduos, para verificar o efeito da densidade populacional e conseqüentes efeitos da competição por alimento, uma vez que o crescimento (em comprimento e em peso) depende do suprimento alimentar, o qual está intimamente relacionado com a densidade. Espécies que crescem mais que outras nas mesmas condições ambientais, proporcionam um maior rendimento por área, o que torna imprescindível a determinação dos parâmetros envolvidos para fins comparativos (BORGES, 1979). O aumento no número de peixes da mesma espécie em tanques de criação remove a competição intraespecífica, com conseqüente diminuição de seu crescimento individual (REICH, 1975).

A capacidade de suporte de um local de criação é o nível máximo de produção que ele sustenta. Em regimes de criação semi-intensiva, depende da produtividade natural do sistema e da quantidade e qualidade do alimento suplementar (BEVERIDGE, 1991). Ao se atingir tal situação, o alimento natural está exaurido ou não mais atende aos requerimentos nutricionais, devendo portanto ser estocado em menor densidade, em viveiros maiores nesta fase de vida dos peixes.

A eficiência reprodutiva da tilápia pode vir a ser uma fonte de problemas, porque a multiplicação não controlada dentro de um ambiente limitado, em situações de competição por alimento e espaço, é responsável pela produção de populações anãs de peixes, tornando-se prejudicial na medida em que aumenta a competição por alimento e espaço, em detrimento do tamanho individual (JALABERT; ZOHAR, 1982). No presente experimento, os viveiros 2 e 3 podem ter atingido a capacidade de suporte, prejudicando o crescimento nestes ambientes, em relação aos demais. Espaço físico e abundância de alimento natural podem ter contribuído para essa diferença no crescimento, nos viveiros em que foi possível o controle da densidade populacional (WEATHERLEY, 1972). Outra possibilidade, de acordo com Zimmermann (2000), é que em situação de privação de alimentos, mesmo durante um curto período de tempo, poderá haver modificações na morfologia intestinal e na atividade enzimática, influenciando o consumo subsequente de alimentos e a taxa de crescimento.

A representação gráfica das relações "W x t" e "L x t" evidencia superioridade quanto ao desempenho zootécnico da criação no par de viveiros 1 e 4, quando comparados aos viveiros 2 e 3. O que ocorreu que nos viveiros 2 e 3 foi a migração de alguns peixes, vindos da lagoa pela tubulação de ligação, e mesmo após a despesca

realizada para reduzir a população de intrusos, é possível que tenha restado alguns exemplares, que conseguiram reproduzir-se, apesar das características atrofiadas e, corroborando com o constatado por Zimmermann (2000), as desovas nos viveiros possuem efeitos significativos no crescimento dos peixes. De acordo com Verani (1980), variações inter e intra-específicas podem estar relacionadas a diferentes condições ambientais e aspectos biogenéticos inerentes a cada espécie.

Neste experimento, os resultados médios obtidos na biometria realizada ao final dos 120 dias da criação a uma estocagem de 1 ind/m², mostram que nos viveiros 1 e 4 os exemplares alcançaram respectivamente, peso de 491,1g e 539,5g, e comprimento de 27,3 e 28,3cm, em contraponto aos 177,1g (viveiro 2) e 88,5g (viveiros 3). Souza; Macedo-Viegas (2000) estudaram o crescimento de tilápia Chitralada revertida criada em tanques de alvenaria, com densidade de 2 ind/m², verificaram que ao final de 118 dias, o peso médio alcançado foi de 375,8 g.

Recentes Informes mostram que tilápias da linhagem Chitralada revertidas sexualmente, quando cultivadas a temperatura controlada de 29°C, pode se alcançar ganho de peso médio de 470g, em 91 dias de criação, em viveiros fertilizados. Em gaiolas flutuantes, e nesse mesmo período de cultivo, o ganho é de 400g (ZIMMERMANN, 2000).

Dentro da linhagem Chitralada podem ser encontradas diferenças significativas nos padrões de crescimento, fato que justifica um esquema de seleção para manter plantel de alta performance de crescimento (NOGUEIRA, 2003). Neste sentido, é de se recomendar o controle efetivo dessa linhagem de tilápia e observações científicas mais intensas, a fim de verificar o efeito contínuo dos resultados aqui obtidos, especialmente no que se refere à performance de crescimento observada.

Dados sobre peso e crescimento de peixes têm sido comumente analisados como informação biológica, descrevendo matematicamente a relação, de modo que um elemento possa avaliar a obtenção do outro, e com medida da variação do peso esperado para o comprimento de um peixe ou grupos de indivíduos, indicando sua condição para as diferentes necessidades (ROSSI-WONGTOSCHOWSKI, 1977).

A realização de amostragens representativas em experimentos de aquicultura constitui uma das medidas mais importantes, não só quando se pretende realizar análise quantitativa, mas também como forma de orientar o manejo e principalmente o arraçoamento, contudo, segundo Bernadino; Melo (1989), em grande parte dos experimentos em aquicultura, o dimensionamento do tamanho da amostra é feito

arbitrariamente. A amostragem periódica de determinado número de indivíduos é outra condição básica para a boa aplicabilidade dos modelos de crescimento, além de essencial para a orientação do manejo em geral. Na prática, quando se faz uma amostragem, devem-se evitar tanto amostras muito pequenas, que produzem estimativas com pouca acuidade e, por questões de praticidade, amostras muito grandes, que podem às vezes ser operacionalmente inviáveis (BERNADINO; MELO, 1989). Para Centeno (1982), o pesquisador tem de decidir, em última análise, sobre a magnitude do erro que se pode admitir em função das suas condições e/ou necessidades de tempo, trabalho ou custo e risco.

Neste experimento, devido às condições operacionais nas experimentações, utilizou-se o mesmo percentual de população como limite amostral, na tentativa de evitar distorções dessa ordem, bem como o mesmo apetrecho de pesca em todas as capturas.

Segundo Weatherley (1976), o crescimento dos peixes depende das taxas de ingestão, digestão e assimilação das rações. Parker (1987), cita vários fatores que podem influenciar na conversão do alimento, tais como: idade dos indivíduos, taxa de estocagem, temperatura da água, frequência da alimentação, hora em que o alimento é fornecido, palatabilidade, etc. De acordo com Hepher (1978), se o total de alimento não satisfizer às necessidades nutricionais dos peixes, o coeficiente de conversão alimentar aumentará rapidamente, inviabilizando as criações.

As perdas que ocorrem devido ao desperdício do alimento oferecido, diferenças de composição dos ingredientes empregados na alimentação e as perdas metabólicas ocorridas quando da transformação do alimento em tecido animal, são alguns dos aspectos que diminuem sua importância biológica (SOSINSKY, 1996). No caso de peixes criados em viveiros, as diferenças podem ser ainda maiores, já que ocorrem perdas de nutrientes por lixiviação na medida em que o alimento permanece na água sem ser consumido ou ainda o excedente do consumo no instante em que foi ministrado, uma vez depositado no fundo do viveiro, além de não ser mais utilizado, passa a repercutir negativamente na qualidade da água. Em se tratando de tilápia, existe um outro agravante, pois em se tratando de um peixe filtrador e planctófago, fica difícil mensurar a quantidade efetiva de ração consumida. Tal observação, inclusive, é corroborada por Green; Phelps; Alvarenga (1989), quando afirmam que as proteínas de crescimento da tilápia estão sempre disponíveis no alimento artificial bem como no alimento natural, ingredientes empregados na alimentação e as perdas metabólicas. A alimentação natural representa uma apreciável porção de proteínas e

outros nutrientes necessários aos peixes, diminuindo assim os custos com a suplementação destes nutrientes (MILSTEIN et al., 1995).

Existem diversos trabalhos com foco sobre equações de crescimento, que abrangem uma grande quantidade de expressões possíveis, entretanto nenhuma equação parece ser inteiramente satisfatória em todas as situações possíveis, haja vista não se acreditar que uma fórmula matemática seja capaz de descrever o crescimento de um só peixe durante parte de sua vida (BARBIERI; PEREIRA; VERANI, 1981).

Uma possibilidade a destacar, no início do presente experimento, é o efeito da predação por garças e paturis sobre a população estocada, visto que, inicialmente, o tamanho ainda pequeno dos peixes, somado à elevada transparência da água, tornavam estes organismos muito vulneráveis às aves predadoras.

5.7.3 Rendimento de Carcaça e de Filés

A tilápias criadas no Nordeste brasileiro apresentam quase sempre, corpo alto e espesso e cabeça relativamente pequena (na tilápia do Nilo, a cabeça corresponde a 22,3% do corpo nas fêmeas e 21,0% nos machos (FREITAS; GURGEL; MACHADO, 1979). Entre as diversas variedades de tilápia beneficiadas na região, a literatura relata que o aproveitamento da carne da tilápia do Nilo capturada nos açudes nordestinos oscila entre 40,0 e 41,0%. Freitas; Gurgel (1984), comparam a *O. niloticus*, que apresenta cabeça menor, com a *T. rendalli*, tendo verificado que a cabeça representa, respectivamente, 21,7% e 24,3% do peso corporal. Dados de rendimento obtidos considerando a retirada de cabeças, nadadeiras, escamas e vísceras para a tilápia do Congo apontam para perdas da ordem de 44,0%, enquanto que para a tilápia do Nilo este percentual correspondeu a 40,3%, podendo ser considerado bom o rendimento em filé desta espécie (GURGEL; FREITAS, 1973).

A padronização das técnicas de filetagem e a definição do tamanho economicamente ideal são parâmetros a serem ainda estabelecidos. De certa forma, o rendimento do filé depende, além da eficiência das máquinas filetadoras e da capacitação e destreza manual do operário, da forma anatômica do corpo, do tamanho da cabeça e peso das vísceras, pele e nadadeiras (CONTRERAS-GUZMÁN, 1994).

Quanto à forma anatômica do corpo, Eyo (1993), realizou um estudo com dez espécies de peixes e constatou que o rendimento é um reflexo da estrutura anatômica, ou seja, peixes com cabeça grande em relação ao corpo apresentam menor rendimento na filetagem, se comparado aos de cabeça pequena em relação ao

corpo. Segundo Marengoni (1999), a tilápia do Nilo fornece filés de alta qualidade e bom tamanho, carne firme com poucas espinhas, bom sabor e apropriada para consumo fresco, desidratado, salgado ou defumado.

Os resultados das medições efetuadas nos exemplares coletados no presente experimento mostram que a porcentagem da pele bruta, não diferiu ($P > 0,05$) para os exemplares criados nos diferentes ambientes (10,8%, 10,0%, 11,2% e 10,2%, respectivamente, para os viveiros 1, 2, 3 e 4), o que também se verifica em relação ao percentual médio de resíduos (57,3%, 61,1%, 62,8% e 59,3%, respectivamente, para os viveiros 1, 2, 3 e 4). De acordo com Contreras-Guzmán (1994), a pele perfaz em média 7,5% do peso dos peixes teleósteos, o que parece compatível com os resultados obtidos para a tilápia Chitralada neste experimento, considerando que os percentuais de pele bruta incluem também as escamas e restos de músculo aderidos à pele.

As médias de resíduos neste estudo, calculados considerando somente a retirada do filé, entre 60,2 e 72,0% para peixes com peso variando entre 111,7 e 515,0g, foram inferiores aos resultados obtidos por Souza (1996), que trabalhou com tilápia do Nilo pesando entre 324-513g e observou rendimentos de carcaça com cabeça entre 88,4 e 89,1%. O mesmo ocorreu com relação ao verificado por Macedo-Viegas et al. (1998), que obteve rendimentos de 86,3 e 92,2% para exemplares de tilápia pesando entre 250-450g.

As porcentagens médias de rendimento de filé neste experimento, expurgados os resultados obtidos para o viveiro 3 ($21,6 \pm 4,5\%$), situaram-se em torno de 28,0%, e podem ser considerados equivalentes ao calculado para exemplares da mesma espécie com classes de peso 150-350g e 351-550g por Ribeiro et al (1998), cujos rendimentos foram $31,5 \pm 1,5\%$ e $31,9 \pm 2,5\%$, respectivamente. Estes autores trabalharam com uma amostra de 129 tilápias criadas em tanques de alvenaria com ração extrusada, capturados na caixa de coleta, selecionados ao acaso, abatidos por choque térmico em água com gelo e submetidos a filetagem manual, sem prévia evisceração, separando as peles da musculatura após a obtenção dos dois filés, calcularam o rendimento dos filés em percentagem do peso total, enquadrando os resultados obtidos em quatro lotes, de acordo com as classes de peso: $31,49 \pm 1,5\%$ (Classe 1 = 150-350g); $31,9 \pm 2,50\%$ (Classe 2 = 351-550g); $32,5 \pm 2,25\%$ (Classe 3 = 551-750g); $33,7 \pm 3,04\%$ (Classe 4 = 751-950g).

Diferentemente dos resultados obtidos no presente trabalho, Souza; Viegas; Kronka (1997) alcançaram melhor rendimento de filé em tilápias, em função do tamanho dos peixes, cujos valores foram de 37,3%, 36,4% e 32,0%, respectivamente, para a faixa de 250-300g, 301-350g e 351-400g.

Um aspecto a ser observado no processo de filetagem empregado no presente experimento foi a grande quantidade de musculatura aderida à pele e à carcaça. Se corrigida esta falha de processamento, os rendimentos de filé poderiam ter apresentado valores mais elevados que os obtidos nestas condições.

Testando o rendimento de quatro diferentes métodos de filetagem no processamento de tilápias, Souza; Macedo-Viegas (2000), obtiveram resultados na faixa de 33,7% a 36,6%.

Existe certa diversidade de referências na literatura quanto ao rendimento de filé para tilápia do Nilo, relacionado ao peso bruto do peixe. Vários são os autores que publicaram resultados com valores diferenciados, como se segue: Clement (1992), citou rendimentos da ordem de 33,0% e 37,3% para a classe de 250-300g. Berman (1997), informa ter encontrado rendimento de 30,0 a 35,0% conforme o tipo de corte para a mesma espécie. Na região sul do Brasil, Souza; Maranhão (1998), relataram rendimento do filé em função do tamanho dos peixes, observando melhor rendimento (37,3%) para a classe de 250-300g.

Macedo-Viegas et al.(1998), estudaram a influência do tempo de estocagem em gelo antes do filetagem, e concluíram que este tempo não afetou a percentagem dos resíduos, cabeça, carcaça e vísceras, embora tenham ressaltado que a porcentagem de pele aderida ao filé aumentou para os espécimes cujo filetagem se procedeu após tempo mais longo de estocagem. Os autores observaram ainda que não houve diferenças entre exemplares filetados durante o tempo de duração do *rigor-mortis* estocados em gelo, e destacaram que períodos acima de 72 horas não são apropriados em função dos evidentes sinais de deterioração já presente nos peixes.

Trabalhando na engorda de tilápias com quatro diferentes tipos de ração de uso comercial utilizadas na região oeste do Paraná, Makrakis et al. (2000), encontraram resultados que não demonstraram diferenças significativas quanto à eficiência destas dietas em relação ao rendimento em filé (32,6-35,0%), pele e vísceras.

Filetando um lote de aproximadamente 300,0kg, utilizando tilápias com peso médio de 500,0g, Pereira; Campos (2000), obtiveram o seguinte rendimento no processamento:

40,0% de filé, 13,0% de cabeça, 5,0% de pele, 3,0% de barriga, 16,0% de vísceras e 22,0% de carcaça.

A máxima de um sistema ideal de criação é crescer mais tilápias, em número e tamanho, com menor quantidade de água, menos alimento e menor tempo de cultivo, para assim prover duplo benefício, pela redução dos custos de crescimento e redução na poluição ambiental (Fitzsimmons, 1997). Embora seja extremamente importante a qualidade nutricional do pescado, também é necessário verificar a produção, através do rendimento do processamento do peixe, ou seja, rendimento da carcaça, filé, músculos abdominais, partes comestíveis totais (filé e músculos abdominais).

Na indústria, o importante é a carcaça do peixe, principalmente quanto à preparação do produto, tipos de corte, produção e rendimento de filé, enfim, aos processos que vão desde o abate até o processamento e apresentação do produto ao consumidor, enquanto que para o produtor, somente interessa o peso do peixe a ser entregue à indústria (SANTOS; MELO; LOPES, 1995),

Quanto à produção de peixes, Contreras-Guzmán (1994), apresentou valores do rendimento de partes comestíveis de 29 espécies marinhas e 13 fluviais, analisadas por vários pesquisadores brasileiros, destacando que o corpo limpo ou carcaça representa em média 62,6% do peso dos peixes marinhos e de água doce, e que, embora através desta porcentagem possibilite comparar as espécies, avaliar fatores críticos e visualizar o potencial de industrialização, o mais importante é conhecer o rendimento de filé, que é um produto pronto para industrializar, e cujo valor comercial é superior aos demais tipos de cortes (tronco limpo ou carcaça, músculos abdominais, peixe inteiro eviscerado, entre outros). O mesmo autor cita que o rendimento de filé com pele em espécies marinhas e de água doce encontra-se entre 32,8 e 59,8%, com uma média de 50,5%, e que a retirada da pele para preparo do produto mais elaborado reduz o rendimento para 43,0%.

5.7.4 Composição Química Proximal

O conhecimento da composição química do pescado *in natura*, além do aspecto nutricional, constitui ponto importante aspecto tecnológico, e representa um indicativo para a piscicultura, no que se refere ao aproveitamento destas espécies (MAIA, JR., 2000).

As características naturais da carne de pescado podem variar de acordo com a estação do ano, condições de desova, idade, local de captura e regime alimentar,

fatores estes que influenciam especialmente o teor de lipídeos e o grau de saturação dos ácidos graxos presentes no peixe gordo, e o sabor final dos peixes.

A análise proximal dos teores de umidade, proteína, lipídeos e cinzas vem sendo rotineiramente empregada em estudos com peixes. O conhecimento da composição corporal e os fatores afetos permitem avaliar a eficácia na transferência dos nutrientes do alimento para o peixe e predizer modificações na carcaça (SHEARER, 1994).

Vários são os fatores que interferem a composição corporal podendo ser classificados em endógenos- genéticos, morfológicos e fisiológicos (tamanho, sexo, estágio do ciclo de vida) e exógenos (composição da dieta, frequência e taxa de alimentação, temperatura, salinidade, etc) (CONTRERAS-GUZMÁN, 1994; HAARD, 1992). Dentre os fatores endógenos, o único item que poderia ter exercido qualquer influência nos resultados obtidos no presente estudo é o tamanho do peixe.

O músculo de peixe possui certa similaridade com o músculo de mamíferos terrestres, no que se refere à sua funcionalidade. Porém, estruturalmente, difere quanto ao arranjo das células musculares e ao alinhamento em relação ao tecido conectivo (MACKIE, 1983). A carne de peixe é composta principalmente por músculo estriado, organizado de maneira simétrica, que pode ser dividido em músculo ordinário (carne branca ou clara) e músculo escuro (carne vermelha ou escura) (SUZUKI, 1987; SIKOSKI, 1990; CONTRERAS-GUZMÁN, 1994). Há uma grande variação entre as espécies de peixes no que se refere à presença de músculo escuro em relação ao claro. Contreras-Guzmán (1994), observou haver distinção entre espécies sedentárias e migratórias, destacando que nos peixes sedentários, e a tilápia se insere neste grupo, o músculo escuro constitui uma fina camada sob a pele, ou se localiza próximo à coluna vertebral (septo longitudinal), perfazendo apenas 5,0% do peso dos filés.

Diferentes tipos de pescado com hábitos alimentares também diferentes, e a proporção do tipo de músculo, branco ou escuro, podem ser os fatores responsáveis pelos valores de proteínas desses peixes (MAIA; RODRIGUEZ-AMAYA; AMAYA-FARFAN, 1983).

Twibell; Brown (1998), testaram diversos níveis de concentração de proteína em ração, em híbridos de tilápia *O. niloticus* x *O. aureus*, e consideraram 32,0% como sendo o mínimo relacionado com ganho de peso, eficiência alimentar (PER) e composição proximal, valor esse utilizado na ração de terminação deste experimento.

Classicamente, tem sido utilizada para composição proximal dos macro constituintes do pescado os resultados encontrados por Simnhuber; Law (1974), para o peixe

inteiro, cujas médias foram 74,8% para umidade, 19,0% para proteína, 5,0% para lipídeos e 1,2% para cinzas. As diferenças mais significativas entre estes valores e os obtidos no presente trabalho estão nos lipídeos, o que pode ser explicado pelas características de constituição da tilápia classificada como peixe magro de alto valor protéico.

Para Gurgel; Freitas, (1973), o teor de proteína bruta em peixes de água doce encontrados no Nordeste brasileiro, varia de 12,0 a 28,0%, sendo a água o principal constituinte, com valores variando entre 66,0 e 84,0%, os lipídeos variam de 0,1 a 22,0% e as substâncias minerais, de 0,8 a 2,9%. Estes valores são compatíveis com os resultados de composição química proximal encontrados no presente trabalho, em valores médios, com o teor de proteína bruta variando entre 18,6 e 21,4% e umidade de 78,5 a 78,8%, e uma variação de 0,9 a 1,5% para os lipídeos e de 1,1 a 1,3% para as substâncias minerais.

Deve-se considerar que a matéria-prima analisada é resultado da criação em sistema semi-intensivo com uso suplementar de ração. Saliente-se que o menor resultado da fração lipídica observado para o viveiro 3 pode ter sido influenciado pela insuficiência da ração protocolada para este ambiente, onde se observou que a população final era superior à quantidade implantada no viveiro. Os valores obtidos neste trabalho para umidade, cinzas, proteína e lipídeos pode caracterizar o tipo de amostragem, pois foi realizada usando somente filé (sem pele) congelado.

Freitas; Gurgel (1979), estudando a composição química da tilápia do Nilo, observaram variações acentuadas no teor de cinzas, entre 0,7-3,1%, e quanto ao teor de proteína, os exemplares apresentaram valores entre 14,3-21,1%.

Analisando a composição do híbrido de *Tilápia nilótica* com *T. hornorum*, Freitas et al., (1982), verificaram que a proteína apresentou valores entre 17,5 e 17,6%, umidade, de 74,3 a 75,6%, cinzas, de 1,7 a 2,3% e para lipídeos, valores de 3,7 a 7,4%. Segundo os autores, uma maior variação no teor de lipídeos deve-se à presença de gordura captada, em diferentes proporções, nas amostras analisadas. Em amostragens realizadas nos meses de março, junho e novembro, com exemplares do híbrido da tilápia criados em São Paulo.

Flavia Netto (1984), encontrou os seguintes resultados para proteína - 18,6%, lipídeos - 1,4 a 2,2%, umidade - 77,5 a 79,8% e cinzas - 1,1%. Outros autores, citados por Maia Jr. (1998), em trabalhos com tilápia, encontraram, respectivamente, para umidade, proteína bruta, gordura e cinzas: 81,0%, 15,1%, 2,5% e 0,8% (FINNE,

1980); 76,0-80,0%, 16,0-19,0%, 2,0-2,3% e 1,1-1,5% (FERREIRA, 1987); 77,0%, 19,0%, 2,0% e 1,9% (AKANDE, 1989); 76,5%, 20,0%, 2,0% e 1,2% (CONTRERAS-GUZMÁN, 1994); 77,5 a 79,0%; 19,2 a 18,40%; 2,2 a 1,9% e 1,1 a 1,0% (MARCHI, 1997).

A água, constituinte de maior proporção na carne fresca do pescado, apresenta-se inversamente proporcional ao teor lipídico, e juntos somam cerca de 80,0% de todos os constituintes e, de modo geral, o teor de água é mais elevado nos músculos claros e na zona caudal dos peixes (MACKIE, 1983; CONTRERAS-GUZMÁN, 1994). O pescado magro apresenta alto conteúdo de água, podendo chegar até 83,0%, enquanto que no gordo a quantidade de água não ultrapassa 58,0% (OGAWA; MAIA, 1999; SIKOSKI, 1990).

5.8 O Ambiente como Fonte de Contaminação Microbiológica.

As bactérias são ubiqüitárias em ambientes aquáticos, onde desempenham importante papel nos processos de síntese e degradação, daí a importância da bacteriologia de peixes. Os microrganismos (bactérias, fungos e algas), encontram-se em interações complexas nesses ecossistemas, apresentando os mais diversos processos de adaptação à ambientes desfavoráveis, além de desempenharem um papel muito importante na reciclagem dos elementos e dos nutrientes (IBRAM, 1992).

As bactérias heterótrofas cumprem seus ciclos vitais nos ambientes aquáticos mineralizando a matéria orgânica dissolvida e particulada, processo no qual obtêm a energia para o seu metabolismo e os constituintes para suas estruturas celulares (MARIÑELARENA; MAZZI, 1995). A contagem de bactérias aeróbias e facultativas mesófilas em água, apesar de ser uma medida empírica, reflete indiretamente a quantidade de matéria orgânica presente e pode fornecer uma informação semelhante à determinação da DBO₅ (SANTOS, 1980).

Quando corpos aquáticos recebem poluentes orgânicos a atividade das bactérias heterótrofas aumenta. Existindo poluentes tóxicos a atividade bacteriana pode ser inibida e a autodepuração prejudicada. Portanto, a enumeração dessas deve ser utilizada como indicativo da extensão da poluição, mostrando zonas de impacto pela entrada de matéria orgânica no ambiente aquático. A extrema sensibilidade destas heterótrofas auxilia no acompanhamento microbiológico dos corpos d'água que recebem cargas poluidoras (GOULDIER et al., 1980; de OLIVEIRA, 1990; MARIÑELARENA; MAZZI, 1995). Um outro aspecto importante é a influência inibidora

de alguns microrganismos, que quando presentes em números elevados podem impedir a detecção de coliformes, seja devido à produção de fatores inibitórios, ou pela competição (CEBALLOS; KONIG, 1996).

Apesar das inúmeras restrições ao método da Colimetria para medir a qualidade da água (ROSZAK; COLWELL, 1987), permanece como aceito e preconizado pelas autoridades mundiais (APHA e CONAMA). Na determinação do Número Mais Provável de bactérias do grupo dos coliformes é feita uma diferenciação entre os coliformes de origem fecal e não fecal. Algumas bactérias do grupo coliformes são encontradas no solo e em vegetais, e têm a capacidade de se multiplicar na água com relativa facilidade. Entretanto, foi constatado que entre os coliformes há bactérias que são comprovadamente de origem fecal, que não proliferam com facilidade no ambiente externo e têm sobrevivência similar à das bactérias patogênicas (SÃO PAULO, 1978).

A presença de coliformes fecais no ambiente aquático está associada à poluição por fezes e esgotos e, portanto, indicam risco de contaminação por microrganismos patogênicos de veiculação hídrica. *E. coli* é um membro do subgrupo das bactérias coliformes e segundo alguns autores é o integrante mais numeroso do grupo, e sua presença na água indica, sem dúvida, que a mesma foi contaminada por material fecal de animais de sangue quente (CEBALLOS, 1990; EATON; CLESCERI; GREENBERG, 1995).

A Organização Mundial de Saúde (1989) sugere ser de 1000 coliformes fecais por 100mL o limite em águas residuárias para que possam ser utilizadas em piscicultura. De acordo com Muratori (2000), águas de nascente devem ser rigorosamente analisadas e tratadas, antes de serem utilizadas em projetos de piscicultura, dada a possibilidade de contaminação microbiana e/ou por poluentes acima do recomendado para abastecimento de viveiros com segurança e qualidade sanitária.

A ação microbiana é, sem dúvida, um dos principais fatores responsáveis pela deterioração do pescado. Após a morte, as defesas naturais cessam, propiciando a invasão de microrganismos nos tecidos (LISTON, 1980). Antes do término do *rigor mortis* praticamente não há início de ação microbiana, devido à rigidez muscular e ao pH, que não é propício ao desenvolvimento dos microrganismos (LEITÃO, 1977). Alguns estudos indicam que o processo de penetração dos microrganismos no músculo leva cerca de seis dias após a morte do peixe (SHEWAN, 1962).

A deterioração microbiana provoca uma queda na palatabilidade do pescado. Em alguns casos, há produção de sabores e odores desagradáveis devido a metabólitos

como aminas, amônia, indol, escatol, mercaptanas, gás sulfídrico, ácidos graxos inferiores e aldeídos (LISTON, 1980).

Ao estudar a influência da temperatura ambiental e o potencial deteriorador da microbiota bacteriana na água e em tilápia do Nilo (*Sarotherodon niloticus*) em viveiros de criação, na região de Pindamonhangaba/SP, Leitão; Silveira (1993), constataram que houve sensível predominância de microbiota mesófila, comparativamente à piscicrotófila. Os resultados para bactérias aeróbias mesófilas variaram entre 17 e $1,9 \times 10^4$ UFC/cm² nas superfícies das tilápias ao longo dos diferentes meses dos dois anos amostrados. Entretanto não foram observadas variações mínimas de temperatura que não tenham alcançado os 10°C, colocando em destaque que a presença de *Aeromonas hydrophila* e de microrganismos produtores de H₂S mostrou-se constante nas diferentes épocas do ano, embora as populações na água e muco superficial dos peixes tenham sido normalmente muito reduzidas. Estes autores constataram ainda o efeito da temperatura prevalecente no ambiente aquático original, em relação à velocidade de multiplicação dos microrganismos contaminantes, quando incubados a 4°C, observando que, quanto mais baixa a temperatura original, maior era a velocidade de multiplicação da microbiota contaminante. Outro fato interessante foi a contaminação da água ($1,2 \times 10^3$ a $1,8 \times 10^4$ UFC/cm²) Ter superado a do peixe, já que freqüentemente ocorre o contrário, devido ao fato dos peixes concentrarem os microrganismos em sua superfície, trato intestinal e guelras.

A microbiota bacteriana dos peixes é reflexo da microbiota da água em que estes vivem, e o excesso de matéria orgânica na água é um meio ideal para o crescimento de muitas espécies de bactérias (ISHIKAWA, 2000).

Estudos realizados por Buras; Duek; Niv (1985), e Buras, (1990), já associavam a qualidade dos peixes ao conteúdo bacteriano das águas em que foram criados. Este último autor, em experimento realizado com carpa prateada e tilápia, encontrou que: (a) a partir de 10^5 UFC/mL (concentração crítica), o músculo do peixe tornava-se contaminado, pois as bactérias penetravam nos peixes através do trato digestivo, invadindo vários órgãos, e chegavam aos músculos, e para concentração de bactérias de 10^6 a 10^7 UFC/mL, o número de bactérias encontrado nos órgãos e músculo foi maior; (b) quando a concentração de bactérias na água foi menor, pequeno número de bactérias foi encontrado no rim, baço e fígado, mas nunca no músculo dos peixes amostrados; (c) somente quando o número de bactérias no peixe alcançou um certo nível (10^6 a 10^7 UFC/mL), foram encontradas bactérias no músculo. Este valor, segundo o mesmo autor, seria o limite da capacidade de atuação do sistema retículo

endotelial (SER), não sendo mais efetiva a ação da barreira endotelial, facilitando a penetração de bactérias ou vírus da água nos músculos de peixes.

A contagem de bactérias viáveis totais na bacteriologia da água no sistema implantado para criação de tilápias neste experimento alcançou valores máximos de $1,1 \times 10^4$ ao longo do período de criação, situando-se, portanto, bem abaixo da referência SER de biossegurança. A atual legislação brasileira (BRASIL, 2001), não prevê limites para bactérias aeróbias mesófilas uma vez que foi observado que alguns pescados que apresentavam número elevado das mesmas na sua microbiota externa não tinham características sensoriais alteradas, enquanto outras amostras que apresentavam números sensivelmente baixos, eram desclassificadas na análise sensorial (VIEIRA, 1989). Os valores de bactérias aeróbias mesófilas encontrados no presente trabalho não podem ser comparados a nenhum padrão sendo, porém importantes quando interpretados juntos a outros microrganismos que constem na legislação vigente.

Estudando a microbiota superficial e das vísceras de tilápias e outros espécimes aquidulcícolas, capturadas em rios e lagos do Estado de São Paulo, Leitão; Teixeira Filho; Baldini (1985), realizaram testes de contagem padrão, contagem de coliformes totais e fecais e pesquisa de *Salmonella* sp. As contagens revelaram aeróbios mesófilos entre 10^2 e 10^4 UFC/cm², idênticos aos relatados por Lima dos Santos (1982). Já as vísceras, as contagens variaram em função de estarem ou não repletas de alimentos, alcançando valores de 10^2 até superiores a 10^6 UFC/g, quando cheias. A microbiota visceral evidenciou a predominância de coliformes totais e fecais, com a constatação de *Salmonella* sp. em, 6,5 % das amostras dos peixes fluviais. A presença de coliformes parece ser extremamente comum ao pescado fluvial e lacustre. As contagens variaram na faixa de 10^2 a 10^4 NMP/g. A presença de coliformes fecais, embora em número inferior, foi igualmente constante. Na concepção de alguns autores, a microbiota presente na superfície corporal dos peixes, brânquias e tubo digestivo está relacionada, qualitativa e quantitativamente, com o tipo de microbiota presente no ambiente (DOYLE, 1991; LEUNG; HUANG; PANCORRO, 1992; NICKELSON II; FINNE, 1992; YOUSSEF; EL-TIMAWY; AHMED, 1992; TIETJEN; FUNG, 1995; REILLY; KAFERSTEIN, 1997).

Em sistemas de multicultivo integrado à suinocultura, no estado de Santa Catarina, Tomazelli, Jr.; Casaca (1996), estudaram sistemas de policultivo com várias espécies, tendo a carpa comum como espécie principal e policultivadas com carpa chinesa, tilápia do Nilo, bagre africano, pacu e cascudo em consórcio com 50-60 suínos/ha. Os

resultados da análise dos efluentes dos sistemas ficaram dentro dos padrões preconizados pela legislação para águas classe II do CONAMA (1000 coliformes fecais/100mL), sem jamais excederem a este limite.

A família *Enterobacteriaceae* ou bactérias entéricas, como são comumente chamadas, inclui um grupo de bactérias que habita o intestino humano e de outros animais. Algumas espécies residentes são permanentes, outras são encontradas somente em uma fração da população, e há ainda aquelas presentes somente em agentes causadores de doenças. Para este grupo, no presente experimento, foi encontrado o número mais provável máximo de 17,0 coliformes fecais/mL nos viveiros 2, 3 e 4, e 11,0 coliformes fecais/mL no viveiro 1. Os valores encontrados refletem, provavelmente, as condições higiênico-sanitárias das águas de onde procederam as amostras estudadas, que possuíam baixas concentrações destes microrganismos.

No presente estudo, apesar dos valores de coliformes fecais estarem dentro dos padrões exigidos pela legislação (10^2 UFC/g), resultados contrários foram encontrados por Leitão (1984) e Muratori (1991) que pesquisando tais bactérias em peixes frescos de água doce no Nordeste do Brasil observaram que 40,0% e 52,0%, respectivamente estavam fora dos padrões sanitários exigidos.

Na condição inicial, antes da estocagem dos peixes, não foram detectados microrganismos na análise da água do poço, e o par de viveiros 1 e 4, preenchidos com água desta fonte, apresentaram praticamente a mesma contagem, com indicação de presença de coliformes fecais, provavelmente associada à presença de animais como vetor de contaminação do solo dos viveiros. Houve semelhança entre os resultados encontrados para o par de viveiros 2 e 3 e a lagoa, sendo que, neste caso, os microrganismos já estavam presentes na fonte de captação.

No decorrer do período experimental, não foi detectada a presença de *E. Coli* em nenhum dos ambientes observados. As contagens médias de microrganismos no par de viveiros 2 e 3 guardaram semelhança com a fonte de captação respectiva (lagoa). Para o par de viveiros 1 e 4, preenchidos com água do poço, verifica-se que praticamente foram mantidas as condições iniciais, no que se refere à contagem de microrganismos. Apenas em uma das coletas se teria identificado a presença de microrganismos na água do poço, permitindo inferir, por este achado, a possibilidade de falha nos procedimentos, caracterizando-se este resultado como um “acidente de laboratório” ou ainda, decorrente da contaminação acidental da amostra durante o plaqueamento.

A partir dos resultados das determinações efetuadas, pode-se relacionar a microbiologia ambiental com o lavado da superfície dos peixes. Para Coliformes totais, verificou-se que os valores médios na água dos viveiros foram bastante superiores aos encontrados na superfície dos peixes, o que também ocorreu para Coliformes fecais. Porém, estes baixos valores podem ser explicados pela elevada condutividade elétrica da água dos viveiros, pois estas tendem a inibir o crescimento de microrganismos do trato entérico, visto que estes não estão adaptados a altas concentrações salinas (CEBALLOS et al., 1997). Uma outra causa possível para os baixos valores de coliformes fecais podem ser os valores elevados de oxigênio dissolvido, visto que este gás submetido a forte radiação solar, origina radicais livres que atacam a membrana bacteriana (KAPUCINSKY; MITCHELL, 1981) ou ao pH elevado que afeta a membrana e também contribui para a morte bacteriana. Desta forma, as águas dos viveiros se mostraram agressivas às enterobactérias, visto que o pH, o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica devem ter agido sinergicamente, afetando a integridade celular.

Gaspar Jr; Vieira; Tapia (1997), analisaram coliformes totais e fecais e contagem padrão em placas de doze peixes de origem marinha e doze de água doce incluindo a tilápia do Nilo, adquiridas em feira livre em Fortaleza/Ceará. Os peixes de águas marinhas apresentaram valores de coliformes fecais de 62,0% acima do limite permitido, e a média aritmética dos valores da contagem padrão de 4,4UFC/g, contra 58,3% e 3,6UFC/g detectado nas amostras provenientes de águas doces. Resultados semelhantes foram obtidos por Telles; Vieira; Vieira (1975), para a pescada do Piauí (*Plasgioscion squamosissimus*, Heckel), proveniente de açudes no Ceará, que apresentou valores médios de 2,7 UFC/g.

Numa avaliação da qualidade de tilápias (*O. niloticus* e *Tilápia rendalli*) no Estado do Rio de Janeiro, Gherardi; Figueiredo; Silva (1997), obtiveram como resultado um aumento na contagem total de microrganismos aeróbios mesófilos de $1,7 \times 10^4$, na primeira análise, para $8,0 \times 10^6$ UFC/g, na terceira análise; os NMP/g de coliformes totais variaram de 21 a $1,1 \times 10^5$, de coliformes fecais de menor que 1 a $2,4 \times 10^4$, de *E. coli* de não detectado a 2,0, *Salmonella* sp. ausente e *S. aureus* de $5,0 \times 10$ a $1,6 \times 10^5$ UFC/g, respectivamente. Os autores concluíram que o aumento dos aeróbios mesófilos deveu-se ao incremento nas populações de coliformes e *S. aureus* e que apesar da elevada contagem de coliformes e da detecção de *E. coli* não foi isolada *Salmonella* sp.

Trabalhando com carpas contaminadas artificialmente por *Salmonella typhimurium*, mantendo os animais vivos em depuração por 29 dias para verificar se haveria redução da quantidade de bactérias no tubo digestivo, Bocek; Brady; Rogers (1992), constataram ser possível isolar as bactérias presentes e viáveis no trato, fator que favoreceu a contaminação da musculatura dos peixes na ocasião da evisceração. Youssef; El-Timawy; Ahmed (1992) e Pal; Gupta (1992), isolaram *Salmonella* sp. dos órgãos e pele de peixes capturados em rios e no esgoto municipal de Calcutá/Índia que são utilizados para piscicultura. Os resultados acima diferem das determinações da presente pesquisa, visto que não foram isolados *Salmonella* sp nem *Staphylococcus aureus*. coagulase positiva no lavado da superfície dos exemplares amostrados.

Corroborando com o observado na criação implantada para o presente experimento, Eves; Turner; McMillin (1995), e Khalil; Hussein (1997), relataram não ter sido isolada *Salmonella* em peixes produzidos em uma estação de tratamento de esgoto. Pulella; Fernands; Flick (1998), também obtiveram resultado semelhante em diferentes sistemas de recirculação de água.

Avaliando o músculo e a pele de tilápias (*O. niloticus*) em monocultivo (16.200 ind./ha) e em policultivo (6.800 ind/ha) experimentais, Mendes et al. (1999), não encontraram evidências de correlação entre a carga microbiológica presente na água e a verificada na pele dos peixes, verificando que, decorridos 186 dias de cativeiro, passando os peixes por uma depuração em água corrente por 48 horas, também não havia correlação entre a carga microbiológica verificada na pele e no músculo dos peixes. Estes autores enfatizaram não haver diferenças entre a carga microbiológica da carne do pescado alimentado com ração, e do que havia recebido dejetos suínos como suplementação alimentar, inclusive quando alteraram a relação de 45 para 60 suínos/ha de área alagada sem, entretanto, repercutir na microbiologia da pele e músculo, e concluíram que todos os sistemas estavam dentro dos padrões microbiológicos de qualidade exigidos pela Portaria N.º 451/97-DINAL/SNVS/MS.

No Sudeste do Brasil, em criação de peixes consorciados a suínos, Cornejo Mujicai (1988), observou em exemplares capturados em viveiro experimental, a presença de *Salmonella* nas brânquias e músculo, tanto para amostras armazenadas em gelo como em temperatura ambiente, decorridas nove horas após o armazenamento dos peixes. O autor ressalta que a presença da bactéria não foi verificada imediatamente após o abate e nas três e seis horas seguintes.

Pesquisando as possíveis fontes de contaminação por *Salmonella* em dois criatórios e quatro “pesque-pague” na região sudeste do Brasil, Linder; Nogueira Pinto; Roça (1999), identificaram nas amostras das rações e dos sedimentos dos seis ambientes pesquisados a presença de *Salmonella*, nas fezes de alguns peixes oriundos de dois dos “pesque-pague” e no sedimento de um terceiro, e concluíram não ter sido a ração a fonte de origem de *Salmonella* e sim a “cama de frango” utilizada como fonte de nutrientes para aumentar a produção do fitoplâncton, sendo este o vetor contaminante da origem da *Salmonella* encontrada tanto nos sedimentos quanto nas fezes dos peixes. Outra possível suspeita como vetor de contaminação para esses autores seria a presença de roedores ou mesmo de aves aquáticas utilizadas na ornamentação dos viveiros.

No que se refere à contagem total de bactérias mesófilas, embora tenha sido constatado que os peixes criados no par de viveiros 1 e 4, abastecidos com água do poço, apresentaram no lavado da superfície contagem dez vezes inferior à contagem total da água destes viveiros, diferente da similaridade observada entre o lavado da superfície dos peixes e a água no par de viveiros 2 e 3, preenchidos com água da lagoa, as águas das respectivas fontes de captação apresentavam-se em condições semelhantes, quanto à contaminação por bactérias. Resultados semelhantes foram também obtidos por Molinari et al. (2000), quanto à lavagem final dos espécimes na fase adulta, na finalização do experimento, sendo que estes autores destacaram a maior resistência dos adultos às bactérias presentes no ambiente, conferido pelo desenvolvimento imunológico.

Vieira et al.(1998), avaliando a relação entre a qualidade microbiológica da água e a qualidade microbiológica de peixes em dois sistemas de piscicultura extensiva em pequenos açudes, na cidade de Campina Grande/PB, observaram para a água, uma contaminação de 78 UFC/100mL para Coliformes totais (CT), 3 UFC/100mL para Coliformes fecais (CF), 2 UFC NMP/100mL para *E. coli* e 10×10^2 UFC de bactérias aeróbias mesófilas (CP)/g, destacando a presença de *Salmonella* sp. em 33,0% das amostras, e a ausência de *S. aureus*. Na análise dos peixes recém coletados, as concentrações foram 5 CT/g, 4 CF/g, 3 *E. coli*/g, 5×10^3 CP/g, 4 *S. aureus*/g, e presença de *Salmonella* sp. em 8,0% das amostras. Os autores concluíram que a qualidade microbiológica das águas dos açudes era muito boa, em relação a coliformes fecais, embora suscitando dúvidas em relação à presença de *Salmonella* sp., tanto na água como nos peixes, apesar da baixa concentração de coliformes fecais. E, finalmente, questionaram a validade de se utilizar a contagem de coliformes fecais como indicador

de patógenos pois mesmo expressando baixos resultados poderia, representar um fator de risco aos usuários.

Procurando avaliar a influência do ambiente de criação na carga microbiana da carne e pele de peixes cultivados no estado de Santa Catarina, com diferentes sistemas de suplementação alimentar, Boll; Mendes; Batista (1999), pesquisaram em quatro tratamentos distintos, policultivo de peixes alimentados com ração; policultivo de peixes alimentados com dejetos de suínos equivalente a 45 suínos/ha; policultivo de peixes alimentados com dejetos suínos equivalente a 60 suínos/ha; e monocultivo de tilápia alimentados com ração, procedendo à análise para detecção de coliformes totais, coliformes fecais, *Salmonella* sp. e *S. aureus*, sendo que, ao final do cultivo, os peixes foram submetidos ao processo de depuração e reavaliados. Esses autores verificaram que não houve diferença entre a composição microbiológica de peixes cultivados com ração e o sistema consorciado com suínos (nas relações 45-60 suínos/ha), independente da estação do ano verão, outono e inverno, e que a depuração dos peixes por 48 horas mostrou não trazer benefícios quanto à diferença na presença de microrganismos na pele e músculo dos espécimes investigados, e que todos os sistemas estavam atendendo à Portaria N.º 451/97-DINAL/SNVS/MS, em vigor naquela época.

Molinari et al. (2000), estudando as condições ambientais que influem na microbiota residente de tilápia do Nilo em três sistemas semi-intensivos de criação em Maringá/PR, analisaram amostras da água do tanque e da ração e encontraram, para a água, coliformes fecais (NMP= 80 células/mL) e totais (NMP= 275 células/mL), e quanto à contagem das bactérias totais, foram determinados 4.300 UFC/mL para a ração, 1.540 UFC/mL para o lavado da superfície dos peixes, 1.710 UFC/mL para o tecido muscular e para o intestino, um total de 8.750 UFC/mL bactérias mesófilas heterotróficas, e atribuíram, como prováveis origens de contaminação, a presença de pássaros, cães e outros animais (cavalos), e mesmo aos trabalhadores que auxiliaram a pesquisa, que entravam na água.

Mckeon et al. (2000), delimitando os riscos microbiológicos em sete sistemas de criação no Arizona/USA, encontraram em cinco destes, após um mês da coleta de dados, *E. coli*, *Clostridium perfringe*, *Enterococci* e coliformes fecais, porém não detectaram *Salmonella*, informaram que não foram detectadas as fontes destes microrganismos e recomendaram a necessidade de monitoramento das instalações em sistemas de criação, e também os cuidados com a higiene pessoal dos trabalhadores em contato com os sistemas.

Não existe legislação específica do Ministério da Agricultura nem recomendação pertinente por parte da ANFAL (Associação Brasileira de Fabricantes de Rações Aquáticas) quanto à presença ou não e de quais microrganismos e seus padrões utilizados para a classificação da qualidade microbiológica de rações para animais aquáticos. Tomando por base a apresentação física das três rações utilizadas nesta pesquisa, foram determinados os microrganismos que poderiam indicar a qualidade higiênica da ração, fornecendo uma idéia sobre o seu tempo útil de conservação, e que pudessem causar algum risco de contaminação ambiental e, por conseguinte, serem transferidos para o animal em criação.

A detecção de grande número de bactérias em rações para uso em criação de peixes pode ser indicativo de matérias-primas excessivamente contaminadas, condições de higiene na produção, condições inadequadas de tempo/temperatura durante a produção ou conservação da ração (MOLINARI et al., 2000). Pelos resultados das determinações para os três tipos de ração utilizadas, fica descartada a possibilidade de contribuição microbiológica proveniente das rações. Mesmo porque, é pouco provável que as rações tenham atuado como vetor de contaminação nos ambientes de criação. Deve-se considerar, ainda, as elevadas temperaturas envolvidas no processo de fabricação dos *pellets*.

Observa-se que nas águas dos quatro viveiros, mesmo que as análises não tenham seguido o número de coletas preconizado pelo CONAMA, foram obtidos resultados abaixo dos valores recomendados para águas Classe II, o mesmo ocorrendo para as duas águas de captação. Quanto à superfície do pescado criado nas condições deste experimento, em função dos resultados analíticos estarem situados abaixo dos estabelecidos para amostra representativa, segundo a Resolução RDC n.º 12, de 2 de janeiro de 2001, da ANVISA, o produto está em condições sanitárias satisfatórias. O mesmo pode se dizer das rações, com base nos padrões microbiológicos indicados no Item 10 da referida Resolução, para farinhas, massas alimentícias e produtos de panificação e similares.

6 Conclusões

Com base no conjunto de dados obtidos neste trabalho, são elencadas algumas considerações quanto aos aspectos em foco.

1 Características Ambientais: Fatores Climatológicos e Edáficos

- ✓ os fatores meteorológicos atuaram de forma igual sobre os viveiros implantados, em virtude dos mesmos apresentarem a mesma morfometria (tamanho, forma e profundidade) e estarem escavados lado a lado;
- ✓ não foram observadas diferenças marcantes entre os quatro viveiros, no que se refere aos resultados das análises físicas, químicas e de fertilidade do solo;

2 Influência da Tilápia sobre as Variáveis Limnológicas da Água dos Viveiros

2.1 Temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido e Transparência

- ✓ a qualidade da água que entra no sistema tem identidade química própria e passou por alterações de acordo com o manejo empregado, a saber: controle do fluxo de entrada de água, calagem, características da espécie criada e uso de alimentação artificial;
- ✓ a temperatura, como fator isolado, foi favorável ao desenvolvimento dos peixes, não exercendo influência negativa sobre o comportamento biológico dos peixes pois sua variação manteve-se na faixa propícia ao crescimento destes organismos;
- ✓ os valores de pH nos quatro viveiros estiveram dentro da faixa recomendada como ideal para a piscicultura, ultrapassando um pouco o limite superior;
- ✓ o padrão da distribuição do oxigênio dissolvido (OD) guardou relação direta com as mudanças de temperatura, sendo detectados valores inferiores ao padrão recomendado nos viveiros 2 e 4, em coletas consecutivas no início da manhã, na semana que se seguiu ao peixamento, repetindo-se tal depleção por uma única vez ao longo do período de criação, não acarretando mortalidade de peixes, confirmando a característica oxi-conformista da tilápia;
- ✓ a transparência foi mais elevada no par de viveiros 1 e 4, sendo que o viveiro 1 apresentou maior transparência e também as variações mais significativas. No par de viveiros 2 e 3, em determinadas medições a transparência ficou abaixo do valor mínimo

recomendado, semelhante à fonte de captação, e estes baixos valores estão associados com a eutrofização por produção intensa de algas filamentosas e coloniais, além do crescimento do zooplâncton, contribuindo para aumentar a turbidez da água. Também foram observados os efeitos de interferência da precipitação, pelo carreamento de materiais para dentro do sistema, diminuindo a transparência da água, por lixiviação.

2.2 Variáveis Físicas e Químicas (Amostras Coletadas com Frequência Semanal)

- ✓ as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) estiveram representadas principalmente por organismos planctônicos vivos e matéria orgânica morta, que constituem importantes fontes de nutrientes para a produção fotossintética das algas, e este parâmetro também é utilizado para verificar a possibilidade de degradação anaeróbia e estimar o conteúdo orgânico do sedimento. Pelos valores determinados, a carga de matéria orgânica em suspensão foi maior que a inorgânica, o que permite inferir que a atividade biológica foi bem mais elevada;
- ✓ a transparência da água, influenciada pela carga de sólidos suspensos (SST), resultou em turbidez excessiva e ambiente muito turvo, e quando a densidade planctônica apresentava baixos valores, a turbidez era reduzida e a transparência elevada;
- ✓ a coloração da água nos viveiros acompanhou as flutuações de pH, e ao final do período de observação, a cor da água era praticamente a mesma, ocorrendo aumento na intensidade da cor após o peixamento, notadamente no par de viveiros 2 e 3;
- ✓ com exceção do viveiro 1, os ambientes apresentavam condutividade elétrica inicial próximo do limite máximo de $3.000\mu\text{S}/\text{cm}$, considerado inadequado à criação de peixes, diminuindo no decorrer da criação para valores compatíveis com o grau de eutrofização dos ambientes, sem afetar o desenvolvimento dos peixes. O viveiro 1, com renovação quase que contínua da água do poço, apresentou maior estabilidade no comportamento da condutividade e as menores concentrações de clorofila a;
- ✓ a dureza apresentou flutuações mais acentuadas no viveiro 4, devido às características iniciais da água e à calagem efetuada neste ambiente. Na classificação do grau de dureza, as águas dos viveiros no presente estudo são caracterizadas como águas moles (0 - $75,0\text{mg}$ de CaCO_3/L);
- ✓ os valores de pH estiveram a maior parte do tempo na faixa de pH neutro, com tendência de redução dos valores de alcalinidade no decorrer da criação no par de viveiros 2, 3 e no viveiro 4, e as concentrações de alcalinidade total abaixo de $20,0\text{mg}/\text{L}$

demonstram a baixa capacidade de tamponamento do sistema, explicando as significativas flutuações diárias de pH, em função dos processos fotossintéticos e respiratórios. Os índices registrados no viveiro 1, abaixo deste patamar, limitaram as flutuações de pH da água neste ambiente, que permaneceu na faixa de pH ácido;

- ✓ os pontos máximos de DBO_5 foram registrados imediatamente após o peixamento, decaindo ao longo do período de criação. Os menores valores observados no viveiro 3, que teve a população de peixes afetada pela migração, são explicados pela combinação entre decomposição da matéria orgânica no sedimento e a respiração bentônica;
 - ✓ a relação DQO/DBO_5 máxima ficou entre 7,0 e 10,0% e, após o peixamento, houve elevação da DQO, seguida por períodos de flutuações e decaimento, alcançando certa estabilidade em torno do patamar inicial ao final do período de coleta;
 - ✓ as medidas de amônia situaram-se no intervalo abaixo da concentração considerada letal à tilápia e do valor inadequado ao crescimento dos peixes, e apesar do acréscimo observado após o peixamento, podem ser consideradas baixas. Estas concentrações foram mais elevadas no viveiro 2, fato que, associado aos níveis de pH acima de 7,0 explica a mortalidade de alguns animais neste ambiente;
 - ✓ as concentrações de nitrato e nitrito na água indicam que a nitrificação não se desenvolveu com grande intensidade. Entre os compostos nitrogenados, o nitrito foi o que apresentou melhor resposta ao manejo empregado, situando-se abaixo do recomendado pela literatura, e o aumento observado durante a criação está relacionado com a excreção dos peixes e/ou a decomposição da matéria orgânica;
 - ✓ o teor médio de fósforo lançado pelos efluentes gerados em cada viveiro é impróprio para ser lançado diretamente no rio que permeia a área onde estão localizados os viveiros e, se for considerada a soma dos efluentes dos quatro viveiros, o valor lançado foi cinco vezes mais elevado que o permitido pela legislação para rios de classe 2 (CONAMA). Em relação às concentrações de fósforo total indicadoras do grau de trofia para sistemas aquidulcícolas, os ambientes analisados são considerados eutróficos, e o aumento gradativo do fósforo total observado após o peixamento está relacionado com as excreções dos peixes e o efeito de ressuspensão do material pela movimentação dos peixes, e restos de ração depositados no fundo dos viveiros;
 - ✓ as concentrações de ortofosfato nos ambientes estudados foram baixas, e a decomposição da matéria orgânica, com liberação de compostos fosfatados influenciaram os elevados teores de fósforo total e ortofosfato no par de viveiros 2 e 3;
-

- ✓ os resultados encontrados para salinidade da água são considerados típicos para águas doces. Os teores de cloreto foram elevados, como era de se esperar para viveiros localizados no litoral;
- ✓ a presença das tilápias foi o principal fator das flutuações espaço-temporais nas características físicas, químicas e biológicas nos viveiros, e os resultados obtidos mostram que a piscicultura interfere na qualidade da água e, a depender da extensão do cultivo, a atividade passa a ser impactante, requerendo estudos mais detalhados quanto à forma de manejo mais adequada.

2.3 Variações Nictemerai nos Viveiros

- ✓ as variações nictemerai da temperatura ocorreram em função da radiação solar e de acordo com as horas do dia, sendo as temperaturas extremas registradas, respectivamente, no período da tarde e durante a madrugada;
- ✓ os valores de pH estão relacionados com os fatores climáticos (vento e chuva) e com os processos biológicos (fotossíntese, respiração e decomposição), e os valores extremos ocorreram nos períodos diurnos, após a introdução dos peixes. O alto valor da razão área de superfície/volume indica uma baixa capacidade para tamponar efeitos ambientais externos que atuam na superfície;
- ✓ a variação diurna dos valores de oxigênio dissolvido revela um padrão típico, com concentrações menores pela manhã, aumentando gradativamente na parte da tarde, com máxima às 15:00 horas, devido à radiação solar, respiração noturna e aos processos oxidativos. Os maiores valores ocorreram nos ambientes com maiores concentrações fitoplantônicas (clorofila a), e a quantidade de matéria orgânica acumulada nos viveiros não comprometeu a criação;
- ✓ a observação das medidas nictemerai de transparência da água mostra que os valores foram reduzindo na medida em que se dava o maior desenvolvimento de fitoplâncton nos ambientes;
- ✓ o pequeno fluxo contínuo de água que foi provido nos viveiros, para prevenir eventuais depleções de OD e compensar as perdas por evaporação e infiltração teve importância fundamental sobre a qualidade da água, dado que o fluxo contínuo de entrada, e neste caso, sem saída, atuou como diluidor sobre as variáveis químicas da água.

3 Interação das Comunidades Biológicas em Viveiros

- ✓ os valores máximos de clorofila a e feofitina ocorreram nos viveiros onde a eutrofização e os valores de produtividade foram mais elevados, expressando a contribuição da

tilápia como agente reciclador através da excreção e ressuspensão do sedimento, e o aporte de nutrientes para a coluna d'água. Observou-se que os ambientes que apresentavam maior presença de fitoplâncton e concentração de clorofila a mais elevada tiveram menor VDS, explicando a origem planctônica da turbidez, sendo encontrados os maiores registros de VDS no viveiro 1, em compatibilidade com as baixas concentrações de clorofila a neste ambiente;

- ✓ no geral, as taxas de feofitina foram mais elevadas do que as de clorofila a, demonstrando que a taxa de decomposição no sistema foi muito alta, o que mostra a importância da cadeia de detritos como fonte de transferência de energia, o que está de acordo com a clorofila a;
- ✓ as algas pertencentes à divisão Chlorophyta foram dominantes no fitoplâncton dos viveiros durante todo o período experimental, com ampla distribuição das espécies de *Scenedesmus*, promovendo uma disponibilidade de alimentos de bom paladar para o zooplâncton herbívoro, que esteve representado predominantemente por rotíferos+náuplios, dado o estado trófico dos ambientes, com contribuição de copépodos ciclopoidea e calanoida, este último só no viveiro 1, além de pequena participação de cladóceros;
- ✓ a entomofauna bentônica reflete as características típicas das regiões litorâneas, verificando-se que os insetos Diptera (Chironomidae) foram os mais abundantes, por tolerarem enriquecimento orgânico, seguido dos Odonata, Coleoptera (Hydrophilidae, Dytiscidae), Odonata (Gomphidae, Libellulidae), Hemiptera (Naucoridae) e Ephemeroptera. A característica detritívora da tilápia contribuiu para a redução desta fauna, associada à grande quantidade de girinos carnívoros presente, que atuaram como competidores/predadores desses organismos bentônicos.

4 Aspectos Zootécnicos de Desempenho, Crescimento, Rendimento e Composição Química do Músculo

- ✓ os alimentos identificados nos estômagos dos exemplares amostrados confirmam o hábito alimentar omnívoro da tilápia, com presença essencial do fitoplâncton, microalgas, cianofíceas e diatomáceas, zooplâncton, ovos e fragmentos de zooplâncton;
- ✓ no que se refere ao crescimento médio por exemplar ao final da criação, houve diferenças significativas entre os resultados alcançados no par de viveiros abastecidos com água da lagoa e os viveiros preenchidos com água do poço, o que está relacionado, em parte, com o fenômeno de migração de intrusos para estes ambientes, afetando o equilíbrio da população;

- ✓ os exemplares criados no par de viveiros que não foi afetado pela migração de intrusos alcançaram peso médio de 491,1 e 539,5g e comprimento de 27,3 e 28,3cm, respectivamente, ao final dos 120 dias do experimento.
- ✓ as porcentagens médias de rendimento de filé situaram-se em torno de 28,0%, expurgando os resultados obtidos para o viveiro 3 ($21,6 \pm 4,5\%$), mais afetado pelo fenômeno da migração, e a porcentagem da pele bruta e resíduos ficou entre 60,2 e 72,0%, para peixes com peso variando entre 111,7 e 515,0g;
- ✓ os resultados da composição proximal situaram-se entre 18,6 e 21,4%, para o teor de proteína bruta, de 78,5 a 78,8% para umidade, com uma variação de 0,9 a 1,5% para os lipídeos e de 1,1 a 1,3% para as substâncias minerais. Em relação aos macro constituintes as diferenças mais significativas estão nos lipídeos. O par de viveiros 1 e 4 apresentou valores proteicos ligeiramente superiores aos demais.

5 O Ambiente como Fonte de Contaminação Microbiológica

- ✓ a bacteriologia da água mostra que a contagem de bactérias viáveis totais alcançou valores máximos bem abaixo da referência SER de biosegurança, mas como a atual legislação brasileira (Resolução RDC nº 12/2002 - ANVISA) não prevê limites para bactérias aeróbias mesófilas, os valores encontrados no presente trabalho não podem ser comparados a nenhum padrão de referência, sendo importantes quando interpretados junto a outros microrganismos;
- ✓ o número máximo de Coliformes Fecais esteve dentro dos padrões exigidos pela legislação, expressando os baixos teores destes microrganismos nas águas de captação, e os valores médios na água dos viveiros foram superiores ao encontrado no lavado da superfície dos peixes, o mesmo ocorrendo para Coliformes Fecais, o que pode estar relacionado com a elevada condutividade elétrica da água dos viveiros, que tende a inibir o crescimento de microrganismos do trato entérico, que não estão adaptados a altas concentrações salinas, e mesmo com os elevados valores de oxigênio dissolvido e pH;
- ✓ não foram isolados *Salmonella* sp nem *Staphylococcus aureus* coagulase positiva no lavado da superfície dos exemplares de tilápia amostrados. No que se refere à contagem total de bactérias mesófilas, os peixes criados no par de viveiros 1 e 4, abastecidos com água do poço, apresentaram no lavado da superfície contagem dez vezes inferior à contagem total da água, diferente da similaridade observada para o par de viveiros 2 e 3, preenchidos com água da lagoa.

7 Recomendações

Alguns resultados desta pesquisa possibilitam recomendar a adoção de medidas visando otimizar o manejo dos viveiros de criação, dentre as quais podem ser destacadas:

- ✓ o enchimento dos viveiros deve ser precedido de estudos do sedimento, para que se possa determinar o pH do solo e nutrientes disponíveis a fim de quantificar as dosagens de calcário e fertilizantes a serem empregados;
- ✓ a drenagem dos viveiros deve ser melhor avaliada, no que concerne ao aproveitamento de todos os materiais e da biomassa planctônicas e bentônicas que vivem nas suas águas;
- ✓ a calagem, bem como a fertilização inicial, deve preceder a introdução dos peixes, até que o sistema entre em homeostase;
- ✓ é importante estabelecer um sistema de monitoramento ambiental das principais variáveis físicas, químicas e biológicas, tais como pH, oxigênio dissolvido, transparência da água e temperatura deverão ser medidos diariamente. Os nutrientes, inclusive a relação PO_4 Total: NH_4^+ , para que os sistemas não funcionem com nutrientes limitantes à produção primária. Condutividade elétrica, abundância do plâncton e dureza deverão ser medidos pelo menos mensalmente. Concomitantemente deverá ser feito o balanço dos sistemas de nutrientes nitrogenados;
- ✓ a qualidade da água de suprimento dos viveiros deve ser conhecida e monitorada, de modo a controlar o ingresso de efluentes da agricultura e da indústria;
- ✓ o fluxo de entrada e o tempo de residência da água devem ser manipulados, a fim de trazer impactos positivos à qualidade, pela remoção do excesso de nutrientes, promovendo níveis adequados de oxigênio, diluindo os produtos de excreção e evitando a formação de *blooms* de algas;
- ✓ efetuar o controle do tempo de residência da água nos viveiros de modo a possibilitar a geração de pulsos, especialmente aqueles referentes à circulação de nutrientes na coluna de água;
- ✓ no planejamento dos viveiros deve ser prevista a exploração de vários nichos ecológicos, considerando que o monocultivo pode levar ao desperdício, devendo se

incluir peixes de hábitos alimentares distintos, provendo um melhor uso dos viveiros, possibilitando um maior aproveitamento dos diferentes tipos de alimentos naturais. Desta maneira, o produtor poderá reduzir o custo da produção ao diminuir o uso de ração artificial;

- ✓ buscar o melhor aproveitamento da produção primária sustentada, visando possibilitar melhores rendimentos na criação de peixes, com o mínimo uso de ração artificial, através de cultivo combinado de várias espécies de peixes de hábitos alimentares e comportamentos diferentes, para a exploração múltipla e gradual de vários nichos ecológicos;
- ✓ considerando a piscicultura como um dos usos da água e, neste propósito, sujeita aos instrumentos de gestão dispostos na Lei nº 9433/97, como cobrança de encargos e outorga, é importante o desenvolvimento de estudos com abrangência sobre as condições observadas na presente pesquisa em relação à legislação ambiental.

Perspectivas futuras

Acredita-se que o presente trabalho possa abrir caminhos para uma série de outros estudos na área de recursos naturais (Engenharia Ambiental), que permitam melhor compreensão da Limnologia dos viveiros de criação de peixes, e assim contribuir efetivamente para os múltiplos usos dos diferentes tipos de corpos hídricos. Neste sentido, despontam algumas linhas de pesquisa e mesmo sugestões para outros trabalhos:

- ✓ é importante que outras pesquisas limnológicas sejam realizadas abrangendo períodos mais longos e um número maior de coletas, envolvendo as mesmas comunidades;
 - ✓ devem ser investigados os efeitos de diferentes densidades em monocultivo, e proporções entre espécies de peixes em policultivo;
 - ✓ é importante o aprofundamento da exploração múltipla dos vários nichos ecológicos existentes nos viveiros à luz da ecotecnologia;
 - ✓ desenvolver estudos que visem a otimização do tempo de residência dos viveiros, para definição de parâmetros que possibilitem a concepção de ambientes que sejam estáveis e que apresentem uma boa reciclagem de nutrientes;
 - ✓ desenvolver experimentos de criação de peixes em viveiros que recebam efluentes de atividades agro-industriais e resíduos de agricultura;
-

- ✓ aprofundar o conhecimento sobre a criação de peixes nas lagoas de tratamento de esgotos, dando ênfase aos aspectos bio-sanitários desses organismos antes de serem colocados no mercado;
 - ✓ há necessidade de desenvolver experimentos para o reaproveitamento da água dos viveiros de peixes, antes da drenagem, quer em criações sucessivas, quer na fertilização de lavouras.
-

Referências

ABELIOVICH, A.; AZOV, Y. Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. **Applied Environment Microbiology**, n.31, p. 801-806, 1976.

AL-AMOUDI, M. M. Acclimation of commercially cultured *Oreochromis* species to sea water- an experiment study. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 65, p. 333-342, 1987.

ALABASTER, J. S.; LLOYD, R. **Water quality criteria for freshwater fish**. 2. ed. London: Butterworth Scientific, 1982. 361 p.

ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. **American Nature**, v. 110, n. 971, p. 165-180, 1976.

ALLAN, G. M.; MAQUIRE, G. B. The effects of water exchange on production of *Metapeneus macleayi* and water quality in experimental pools. **Journal World Aquaculture Society**, v. 24, n. 3, p. 321-328, 1993.

ALLISON, L. E. Organic carbon. In: BLACK, C. A. (ed.). **Methods of Soil Analyses**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 1372-1376.

ALMAZAN, G; BOYD, C. E. Evaluation of Secchi disk visibility for estimating plankton density in fish ponds. **Hydrobiologia**, v. 65, p. 601-608, 1978.

_____. Plankton production and tilapia yield in ponds. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 23, p. 85-92, 1978.

ANDERSON, J.; et al. Effects of dietary carbohydrate and fibre on the tilapia *Oreochromis niloticus* (LINN.). **Aquaculture**, Amsterdam, v. 37, p. 303-314, 1984.

ANDREWARTHA, M. C.; BIRCH, L. C. **The ecological web: more on the distribution and abundance of animals**. Chicago: The University of Chicago Press, 1986.

ANNE-METTE, H.; JEPPESEN, V. Changes in the abundance and composition of cyclopoid copepods following fish manipulation in eutrophic Lake Vaeng, Denmark. **Freshwater Biology**. v. 28, p. 183-193, 1992.

APOLINÁRIO, M. O.; CORREIA, E. S.; PINZON, V. C. A. Avaliação do conteúdo estomacal da Tilápia Vermelha (*Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus*) em duas fases de cultivo semi-intensivo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 11, CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ENGENHARIA DE PESCA, 1, 1999, Recife. **Anais...** Recife: FAEP-BR, 1999. v. 1, p. 171-176.

- ARIAS, A. M.; DRAKE, P. Evolución de las condiciones fisicoquímicas de um esterco y su relación com los ciclos de estancamiento y renovación del agua. **Investigacion Pesquera**, v. 51, n. 1, p. 79-59, 1987.
- ASSAD, L. T.; BURSZTYN, M. Aquicultura Sustentável. In: Valenti, W. C. et al (ed.). **Aquicultura no Brasil**; bases para um desenvolvimento sustentável. Brasília, DF [s. n.], 2000. p. 181-195.
- AUBURN UNIVERSITY. **Reproductive biology of *Oreochromis niloticus***. Auburn: International Center for Aquaculture and Aquatic Environments, 1996. 5 p.
- AVNIMELECH, Y. et al. A method for the evaluation of conditions in a fish pond sediment. **Aquaculture**, Amsterdam. v. 23, p. 361-365, 1981
- AVNIMELECH, Y.; ZOHAR, G. The effect of local anaerobic conditions on growth retardation in aquaculture systems. **Aquaculture**, Amsterdam. v. 58, p. 167-174, 1986
- AVNIMELECH, Y. et al. Organic matter recycling and nitrogen transformation in circulated fish ponds. **Fish and Fish Breeding in Israel**, v. 21, p. 3-16, 1988.
- _____. Circulated ponds as efficient bioreactors for single cell protein production **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 41, p. 58-66, 1989.
- AVNIMELECH, Y.; MOZES, N.; WEBER, B. Effects of aeration and mixing nitrogen and organic matter transformations in simulated fish ponds. **Aquacultural Engineering**, v. 11, p. 157-169, 1992.
- BACA, R. M.; DRENNER, R. W. Do the effect of piscivorous largemouth bass cascade to the plankton? **Hydrobiologia**, v. 316, p. 139-151, 1995.
- BALARIN, J. D. Development planning for tilapia farming in Africa. In: R. S. V. PULLIN et al.(ed.), **THE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURE**, 2, 1988, Manilla **Conference Proceedings**: Manilla; [s. n.],. 1988. 623 p.
- BALARIN, J. D.; HATTON, J. P. **Tilápia**: a guide to their biology and culture in Africa. Stirling: Unit of Aquatic Pathobiology, University of Stirling, 1979. 174 p.
- BANERJEE et al. Evaluation of nutrient loss from sewage fed fish ponds **Environmental Ecology**, (8(18) 450-453. 1990
- BARBIERI, G.; PEREIRA, J. A.; VERANI, J. R. Estudos biológicos quantitativos aplicáveis à pesca e à aquicultura. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 2., 1981, Recife. **Anais...** Recife: Associação dos Engenheiros de Pesca do Estado de Pernambuco. 1981. p 53-57.
- BARD, J. et al. **Manual de Piscicultura para a América e África Tropicais**. Nogent-sur-Marne, França: Centre Technique Forestier Tropical, 1974. 183p.1974
-

BARDACH, J. Keynote address: aquaculture in SUSTAINABLE DEVELOPMENT. IN: PACIFIC CONGRESS ON MARINE SCIENCE AND TECHNOLOGY, **Proceedings** Hawaii. p. 1-7. 1997.

BARNES, R. S. K. **Coastal Lagoons**. Cambridge: Cambridge University Press, 106p. 1984

BARRIONUEVO, W. R. **Respostas fisiológicas de *Prochilodus scrofa* (Steindachner, 1881) a variações de temperatura e oxigênio**: aclimação térmica, temperaturas letais, tensões letais de O₂ e taxa metabólica, relacionadas ao crescimento da espécie em cultivo semi-intensivo. 1991. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BEADLE, L. **The inland waters of tropical Africa**. New York: Longman Inc. 1974.

BERNADINO, G.; MELO, J. S. C. de. Estimativa do tamanho mínimo da amostra de *Piaractus mesopotamicus*. Holmberg, 1887 em monocultura em viveiros experimentais. **Boletim Técnico do CEPTA/IBAMA**, Pirassununga, v.2, p. 75-89, 1989. número único.

BERRA, T. M. **An atlas of the distribution of freshwater fish families of the world**. Lincoln: University of Nebraska Press. 1981

BEVERIDGE, M. C. M., et al. The ingestion of bacteria in suspension by the common carp *Cyprinus carpio*. **Journal of Fish Biology**, v. 39, n. 2, p. 825-831, 1991.

BEYRUTH, Z.; FUSCO, S. M. M. Utilização de alimentos naturais por *Oreochromis niloticus* cultivados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7, **Resumos...**, [s. l.]: [s. n.], 1999. v. 2, p. 595.

BICUDO, D.C et al. Escala de amostragem e variabilidade de fatores limnológicos em reservatório eutrofizado. In: HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu, FUNDIBIO/FAPESP, 1999, 800p.

BLAKE, G. R. Bulk density. In: BLACK, C. A. **Methods of Soil Analyses**. In: Physical and mineralogical properties including static of measuring and sampling. Madison: American Society of agronomy, 1965. p. 374-390 (Agronomy).

BLAKE, G. R. Particle density. In: BLACK, C. A. **Methods of Soil Analyses**. In: Physical and mineralogical properties including static of measuring and sampling. Madison: American Society of agronomy, 1965. p. 371-373 (Agronomy).

BOCEK, A. J.; BRADY, Y. J.; ROGERS, W. A. Exposure of silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, to *Salmonella typhimurium*. **Aquaculture**, v. 103, n. 5, p. 9-16, 1992

BOKIL, S. D.; AGRAWAL, G. D. Stratification in laboratory simulation of shallow stabilization ponds. **Water Research**, v.11, p. 1025-1030. 1977

BORGES, G. de A. **Aspectos quantitativos do cultivo do camarão *Pennaeus melicertus brasiliensis* (Latreille, 1817)** 1979. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos

Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BOLL, M. G.; MENDES, S. D. C.; BATISTA, C. R. V. Avaliação microbiológica preliminar da carne e pele de peixes cultivados em diferentes sistemas de suplementação alimentar. In: Simpósio Latino Americano de Ciência de Alimentos.,3 .1999. Centro de Convenções da UNICAMP/S. Paulo. **Livro de Programa e Resumos...** . p. 92-99.

BOSCARDIN BORGHETTI, N R.; OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R. **Aquicultura**: uma visão sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no mundo. Curitiba: FIEP. 2003, 129p.

BOTTRELL, H. H. et al. A review of some problems in zooplankton production studies. **Norway Journal of Zooplankton**, v. 24, p. 419- 456.

BOULDIN, D. R. et al. Losses inorganic nitrogen from aquatic systems. **Journal of Environmental Quality**, v. 3, p. n. 107-114, 1974.

BOUYOUCUS, G. J. A. Recalibration of the hydrometer method for making analysis of soils. **Journal of Agronomy**, Madison, v. 43, n. 9, p. 434-437, 1951.

BOWEN, S. H. Digestion and assimilation of periphytic detritus aggregate by *Tilápia mossambica*. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 10, p. 241-247, 1981.

_____. Feeding, digestion and grow – qualitative considerations. In: PULLIN, R. S. V.; LOWE_CONNELL, R. H (ed.), **The Biology and Culture of Tilapias ICLARM. CONFERENCE 7**, 1982, Manila, **Proceedings...** Manila 1982. p. 141-156.

BOYD, C. E. Summer algal communities and primary productivity in fish ponds. **Hydrobiologia**, v. 41, p. 357-390, 1973.

_____. Predicting early morning dissolved oxygen concentrations in channel catfish ponds. **Transaction America Fish Society**, n.107, p. 484-492, 1978.

_____. **Water quality in warmwater fish culture**. Alabama: Auburn University, 1979. 359 p.

_____. Nitrogen fertilization of pond. In: BOYD, C. E. **Water quality management for ponds culture**. New York: Elsevier Science Publishing Company, 1982

_____. **Water quality management for ponds fish culture**. New York: Elsevier Science Publishing Company, 2. 1984. 318 p.

_____. Chemical budgets for channel catfish ponds. **Transactions American Fisheries Society**, v. 114, p. 291-298, 1985.

_____. **Water quality management and aeration in shrimp farming**. Auburn: Auburn University, 1989. 83 p. (Fisheries and Allied Aquaculture Department Series No 2).

_____. **Water quality in ponds for aquaculture.** Alabama; Auburn University, Alabama Agricultural Experiment Station, 1990. 482 p.

_____. Empirical modeling of phytoplankton growth and oxygen production in aquaculture ponds. In: BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (ed.). **Advances in World Aquaculture: aquaculture and water quality.** Baton Rouge, The World Aquaculture Society, 1991. v. 3, p. 363-395.

_____. **Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para a aquicultura.** Campinas: Associação Americana de Soja (ASA), 55 p., 1997.

_____. Reduction in environmental impact of pond aquaculture through proper site, design and construction. In **AQUA'2000.** World Aquaculture Societ, European Aquaculture Society, **Special Publication, n.28,** p. 89.

BOYD, C. E.; QUEIROZ, J. Aquaculture pond effluent management. **Aquaculture Asia,** april/june. p. 43-46, 1997.

BOYD, C. E.; DAVIS, A.; JOHNSTON, E. Die-off of the blue-green algae *Anabaena variabilis* in fish ponds. **Hydrobiologia,** v. 6, p. 129-133, 1978.

BOYD, C. E.; MUSIG, Y. Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment. **Aquaculture,** Amsterdam, v. 22, p. 165-173, 1981.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. Sustainability of channel catfish farming. **World Aquaculture,** v. 26, n. 3, p. 45-53, 1995.

BOWERING, W. R. Age and growth of the Greenland halibut *Reinhardtius hippoglossoides* (Walbaum). **International Community Atlantic Fisheries** In: ICNAF- SUBAREAS, 2-4. **Research Bulletin,** v. 13, p. 5-10, 1978.

BRABAND, A.; FAAFENG, B. A.; NILSSEN, J. P. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. **Canadian Journal of Fisheries Science,** v. 47, p. 364-372, 1990.

BRAGA, R. A.; CHACON, J. de O.; GRANJEIRO, B. M. F. Alimento de *Tilapia melanopleura* Dum., 1847, em pequenos açudes nos rios Ceará e Pacoti, Estado do Ceará, Brasil (Pisces; Cichlidae). **Boletim Técnico do DNOCS,** Fortaleza, v. 28, n. 2, p. 31-48, jul./dez., 1970.

BRANCO, S. M. **Poluição.** Rio de Janeiro: Ao livro Técnico S. A., 1972.

BRANCO, S. M. ; ROCHA, A. A. **Poluição, proteção e usos múltiplos de represas.** São Paulo: Edgard Blücher, CETESB, 1977. 185p.

BRASIL. Resolução n.20 de 18 de julho de 1986. 2. , Brasília/DF. CNMA/SEMA, 1986. 98 p

_____. Portaria nº 451 de 19 de setembro de 1997. Estabelece normas para análises microbiológicas de alimentos. **Diário Oficial,** República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 22 set. 1997a. Seção 1, p. 21005-21012.

_____. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Departamento de Pesca e Aquicultura. **Programa Nacional de Apoio à Competitividade e à Sustentabilidade da Cadeia da Tilápia**. Brasília, DF. 2000. 35 p

_____. Resolução RDC nº12 de 02 de Janeiro de 2001. Brasília, DF. ANVISA/MS, 2001, xp.

_____. Estatística da Pesca. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente. Brasil: grandes regiões e unidades da federação. Brasília/DF, 17p., 2002.

BRETT, J. R. Environmental factors and growth. In: HOAR, W. S; RANDALL, D. J.; BRETT, J. R. (ed.). **Fish Physiology: bioenergetics and growth**, San Diego: New York: Academic Press, 1979. v. 8, p. 599-675.

BROCKETT, G. D. Nitrogen compounds in facultative oxidation pond sediments. **Water Research**, v. 11, p. 11-16, 1977.

BROEK, M. J. M.; MOSSEL, D. A.; MOL, H. Microbiological quality of retail fresh fish filets in the Netherlands. **International Journal of Food Microbiology**, v. 1, n. 2, p. 53-61, 1984.

BROOKS, J. L. The effects of prey size selection by lake planktivores. **Systems Zoology**. N. 17, p. 272-291, 1968.

BROOKS, J. L.; DODSON, E. S. I. Predation, body size and composition of plankton. **Science**, v. 150, p. 28-35, 1965.

BURAS, N. L.; DUEK, S. NIV. Reactions of fish to microorganisms in wastewater. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 50, p. 992-994, 1985.

BURAS, N. L. Bacteriological guidelines for sewage-fed fish culture. In: EDWARDS, P.; PULLIN, R. S. V. Wastewater-fed Aquaculture; International Seminar on Wastewater Reclamation and Reuse for Aquaculture, **Proceedings...** Bangkok, ENSIC, 1990, p. 223-236.

BURNS, R. P.; STICKNEY, P. R. Growth of tilápia aurea in ponds receiving poultry wastes. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 20, p. 117-121, 1980.

CACAU, C. R.; CALEFFI, S.; BEYRUTH, Z. Avaliação das condições limnológicas e da disponibilidade e utilização de alimentos naturais em tanques de aquicultura. In; CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 8, **Resumos...** João Pessoa 2001. p 219.

CAPOBIANCO, J. P. R. Ética no uso da água. **Revista Banas Ambiental**, Banas, ano 1 n. p. 38, ago., 1999.

CARMOUSE, J. P. **O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Blucher, 1994. 254 p.

CARPENTER, S. R. **Complex interactions in lake communities**. New York: Springer Verlag, 1988, 283 p.

CARVALHO FILHO, J. Editorial. **Panorama da Aquicultura**, v. 5, n. 27, p. 3, 1995.

CASTAGNOLLI, M. C. **O efeito de corretivos da acidez da água e dos adubos inorgânicos na biomassa fitoplanctônica de tanques de criação de peixes**. 1990. Monografia (Graduação em Agronomia)- Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

CAVALHEIRO J. M. O. **Avaliação do desenvolvimento do Camurim *Centropomus parallelus* (Poey, 1860) em água doce, submetido à alimentação artificial**. 2000. 173 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade de São Paulo, São Carlos.

CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido**. 1995, SP, 192 f. Tese (Doutorado em Microbiologia), Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A. **Manual de técnicas de laboratório**. Campina Grande UFPB/CCT/.Pró-Reitoria de Assuntos do Interior/ Departamento de Engenharia Civil/ Laboratório de Engenharia Sanitária e Saneamento/ AESA, 1996.

CEBALLOS, B. S. O. et al. Variabilidade da qualidade das águas de açudes nordestinos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. , 19 **Anais...** p. 2080-2091, 1997.

CENTENO, A. J. **Curso de estatística aplicada à biologia**. Goiânia: UFG, 1982. 188 p. (Coleção Didática n. 3)

CHANG, W. Y. B. Practical methods for treating fish during oxygen stress in ponds. **Aquaculture Magazine**, v. 12, p. 20-21, 1986.

CHANG, W. Y. B.; OUYANG, H. Dynamics of dissolved oxygen and vertical circulation in fish ponds. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 74, n. 3/4, p. 263-276, 1988.

CHERVINSKI, J.; Environmental physiology of tilápias. In: In: PULLIN, R. S. V.; LOWE-MCCONNELL, R. H. (ed.). **The Biology and Culture of Tilapias**. ICLARM CONFERENCE, 7, 1982, Manila, **Proceedings...** Manila 1982. p. 119.

CHIMITS, P. Tilápia and its culture: A preliminary bibliography. **FAO Fisheries Bulletin**, Rome, v. 8, n. 1, p. 1-33, 1995.

CÓ, L. M. **Distribuição de Oligochaeta na Represa do Lobo (Estado de São Paulo, Brasil)**. 1979. 169 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

COCHE, A. **Pisciculture continentale- Le sol. Méthodes simples pour l'aquaculture**. Rome, 1986 174 p. Collection FAO: Formation n. 6 FAO.

COCHRAN, W. G. **Sampling Techniques**, London:Wiley Sons, 1977

COLE, G. A. **Manual de Limnologia**. Buenos Aires: Hemisfério Sur, 1988. 405 p.

COLE, J. PACE, L. M. Bacterial secondary production in oxic and anoxic freshwaters. **Limnology and Oceanography**, v. 40, p. 1019-1027, 1995

COLT, J. Aquacultural production systems. **Journal of Animal Science**, v. 69, p. 4183-4192, 1991.

CONNEL, H. J. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, v. 199, n. 24, 1978.

CONTRERAS-GUSMAN, E. S. **Bioquímica de pescados e derivados**. Jaboticabal: FUNEP, 1994, 409 p.

CORNEJO MUJICAI, P. I.; PEREIRA, A. S. Avaliação organoléptica, química e microbiológica de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) mantida à temperatura ambiente e sob gelo. In : CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS, 15, 1996, Poços de Caldas. **Anais...** Poços de Caldas: SBCTA, 1996. p. 152-153. (Resumo).

CORREIA, E. S. **Influência da alimentação natural no cultivo semi-intensivo do camarão de água doce *Macrobrachium rosebergii* (De Man, 1879)**. 1998. 192 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

COSTA NETO, J. P. **Bases limnológicas para o manejo de tanques de cultivo de peixes**. 1990. 162 f. 2 v, Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

COSTA NETO, J. P.; TUNDISI, J. G. Conteúdo de calor e estabilidade térmica de cultivo de peixes em Pirassununga-SP. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8, São Carlos, 1996. **Resumos...** São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1996. p. 448.

CRISPIM, M. C. **Estudo do impacto do esvaziamento da albufeira do Maranhão sobre a comunidade zooplânctônica. Principais relações bióticas que afetam os Cladóceros**. 1997. 183 f. Tese (Doutorado em Ciências).- Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.

CRISPIM, M. C. ; BOAVIDA, M. J. Impacto do esvaziamento da albufeira do Maranhão sobre a comunidade zooplâncton. In: CONFERENCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE DO AMBIENTE, 4, Lisboa, 1994. **Anais...** v. 1, p E51-E52.

CRISPIM, M. C.; LEITE, R. L.; WATANABE, T. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no Nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplânctônica. In: V SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO, Vitória/ES, 2000. **Anais...** v. 3, p 422-430.

CROWDER, L. B.; RAPPORTEUR; DRENNER, R. W. Food web interactions in lakes. In: CARPENTER, S. R.(ed.) **Complex interactions in lake communities**. Berlim: Springer-Verlag, 1988. 283 p.

CROSSETI, D.; SOLA, L.; BRUNNER, P. Cytogenetical characterization of *Oreochromis niloticus*, *O. Mossambicus* and their hybrid. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA IN AQUACULTURE, 2, 1988, Bangkok. **Proceedings...**, Manila: ICLARM, 1988. p. 143-15.

DAY, P. R. Particle fraction and particle size analysis. In: BLACK, C. A. (ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. pt: 1, p. 545-567.

de MOOR, F. C.; WILKINSON, R. C.; HERBST, H. M. Food and feedings habits of *Oreochromis mossambicus* (Peters) in hypertrophic Hartbeespoort Dam, South Africa. **South African of Zoology**, v. 43, p. 385-392, 1993.

DELINCË, G. **The ecology of the fish pond ecosystem. with special reference to Africa**. Development in Hydrobiologia 72. DUMONT, H. J. (ed.) London: Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1992. 230 p.

DEMPSTER, P. W.; BEVERIDGE, M. C. M.; BAIRD, D. J. Herbivore in the Tilápia *Oreochromis niloticus*: a comparison of feeding rates on phytoplankton and periphyton. **Journal of Fish Biology**, v. 43, p. 385-392, 1993.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA. **Relatório do DNOCS**. João Pessoa, 1996.

DIANA, J. S.; FAST, A. W. The effects of water exchange rate and density on yield of the walking catfish, *Clarias fuscus*. **Aquaculture**, Amsterdam, n. 78, p. 267-276, 1989.

DIANA, J. S.; LIN, C. K.; SCHNEEBERGER, P. J. Relationship among nutrient inputs, water nutrient concentration, primary production, and yield of *Oreochromis niloticus* in ponds. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 96, p. 323-341, 1991.

DIANA, J. S. et al. Water quality in ponds. In: EGNA, H. S.; BOYD, C. E. (ed.). **Dynamics of Pond Aquaculture**. Boca Raton: CRC, 1997. p. 53-72.

DICKMAM, M. La produccion de la tilápia en la provincia de Guanacaste, Costa Rica. **Revista Latina de Acuicultura**, v. 13, p. 20-30. 1982.

DONK, E. V. A.; GULLATI, R. D.; GRIMM, M. P. Restoration by biomanipulation in small hypertrophied lake: first year results. **Hydrobiologia**, v. 191. p. 285-295. 1990.

DOUDET, T. Brackish water tolerance of some species and hybrids of *Oreochromis* for use in lagoon aquaculture (Ivory Costa). **Aquaculture**, Amsterdam, v. 102, p. 275-288, 1992.

DOURADO, O. F. **Principais peixes e crustáceos dos açudes controlados pelo DNOCS**. Fortaleza: DNOCS, 1981. 40 p.

DOWNES, M. T. The production and consumption of nitrate in a eutrophic lake during early stratification. **Archive Hydrobiologia**, v. 112, p. 257-274, 1991.

DOYLE, M. P. Pathogenic *Escherichia coli*, *Yersinia enterocolitica* and *Vibrio parahaemolyticus*. In: WAYTES, W. M., ARBUTHNOTT, J.P. **Foodborne Illness: a lancet review**. Londres: Edward Arnlet, 1991. p.77-85.

DRENNER, R. W. et al. Particle-grazing and plankton community impact of an omnivorous Cichlid. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 113, p. 397-402, 1984.

DRENNER, R. W. et al. Particle ingestion by *Tilapia galilaea* is not affected by removal of gill rakes and microbranchiospines. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 116, p. 272-276, 1987.

DURINGAN, J. G.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; OLIVEIRA, D. B. S. Estudos limnológicos em tanques de piscicultura, parte1: variação nictemeral de fatores físicos, químicos e biológicos. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 4, p. 211-223, 1992.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 19 ed. Baltimore, Maryland:: American Public Health Association, 1995.

EDDY, F. B.; WILLIAMS, E. M. Nitrite and freshwater fish. **Chemical Ecology**, v. 3, p. 1-38, 1988.

EDMONDSON, W. T. Secondary production. **Mitt. International Verein. Limnology**, v .20, p. 229-272. 1974.

EDWARDS, P. A review of recycling organic wastes into fish, with emphasis on the tropics. **Aquaculture**, Amsterdam, v.21, n. 3, p. 261-279, 1980.

_____. Wastewater-fed aquaculture: state-of-the-art. In: JANA, B. B (ed.) **Waste Recycling Resource Management in the Developing World**, University of Kalyani, India, International Ecological Engineering Society, Switzerland, 2000. p. 37-44.

ELER, M. N. **Influência do Pacu (*Piaractus mesopotamicus*, HOLMBERG, 1887) e do fluxo contínuo da água nas características limnológicas de viveiros de piscicultura**. 1996. 158 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

_____. **Efeito da densidade de estocagem de peixes e do fluxo contínuo de água na qualidade da água e na sucessão do plâncton em viveiros de piscicultura**. 2000. 258 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo., São Carlos.

ELER, M. N. et al. Avaliação da qualidade da água e do balanço das formas de carbono em viveiros de piscicultura. In: AQUICULTURA BRASIL'98, 1998, Recife. **Resumos/Abstract...** Recife, FINEP/ABRAq/ WORLD AQUACULTURE SOCIETY/ABCC, 1998, 195 p.

EMERSOM, K. et al. Aqueous ammonia equilibrium calculation effects of pH and temperature. **Journal of Fishery Research Board. Canada**, v. 32, p. 2379-2383, 1975.

EREZ J.; KROM, M. D.; NEUWIRTH, T. Daily oxygen variations in marine fish ponds, Eilat, Israel. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 84, n. 3/4, p. 289-305, 1990.

ESPÍNDOLA, E. L. G. **Dinâmica da associação congênica das espécies de *Notodiptomus* spp na represa de Barra Bonita, São Paulo**. 1994. 363 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade de São Paulo, São Carlos.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 575 p.

EVES, A. TURNER, C.; YAKUPITIYAGE, A. The microbiological and sensory quality of septage-raised Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Aquaculture**, Amsterdam, v. 132, p. 261-272, 1995.

FAPOHUNDA, A. et al. Growth of selected cross-contaminating bacterial pathogens on beef and fish at 15 and 35°C. **Journal of Food Protection**, v. 57, n. 4, p. 337-340, 1994.

FANA, R. Contribution to the biology on common carp. In: KOMÁRKOVÁ et al. (ed.). Influence of the watershed and fishstock upon the fish pond biocenoses. **Szech. Academy Science Limnologica**, v.23, n. 17/2, p. 333-354. 1979.

FERNANDES, M. N.; RANTIN, J. T. Thermal acclimation *Oreochromis niloticus* (PISCES: CICHLIDAE). **Revista Hidrobiologia Tropical**, v. 19, n. 3-4, p. 163-168, 1986.

_____. Gill morphometry of cichlid fish, *Oreochromis (Sarotherodon) niloticus* (Pisces-Teleostei). **Ciência e Cultura**, v. 38, p. 192-198, 1986.

_____. Respiratory responses of *Oreochromis niloticus* (PISCES, CICHLIDAE) to environmental hypoxia under different thermal conditions. **Journal of Fish Biology**, v. 35, p. 509-519, 1989.

_____. Relationships between oxygen availability and metabolic costs of breathing in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*): aquacultural consequences. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 127, p. 339-346, 1994.

FERNANDES, R. L. F.. **Açude São Salvador, aspectos sanitários e físico-químicos da água represada e de seu tributário principal**. Proposta de manejo para retardo da eutrofização, 1997. 158 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) –Centro de Ciências e de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.

FERRARA, R.; AVCI, C. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. **Journal Water Pollution Control**, v. 54, p. 362-369, 1982.

FINEMAN, KALIO, A. S. Preliminary observations on the effect of salinity on the production and growth of freshwater Nile tilapia *Oreochromis niloticus*, (L), cultured in brackish water ponds. **Aquaculture and Fisheries Management**, v. 19, p. 313-320, 1988.

FITZSIMMONS, K. Introduction to Tilapia Aquaculture- **Proceedings**. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 4, 1997 Orlando. **Proceedings...** New York: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1997. p. 3-5.

_____. Tilápia: The most important aquaculture species of the 21st century. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5, 2000, Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Panorama da Aquicultura, 2000. p.3-10.

FONSECA, C. P. **Estudo das flutuações de curta duração na comunidade zooplanctônica, Barra Bonita, médio Tietê, SP.** 1990. 174 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS The definition of aquaculture and collection of statistics. *Aquaculture Minutes*, Rome, n. 7, 1990.

_____. **Fishery Statistical Databases** (Fishat Plus, atualizado em 18/março/2003. Disponível em: http://fao.org/fi/nems/news/detail_news.asp?lang=en&event_id=14205), 2003. Disponível: <http://www.fao.org/fi/statis/FISOFT/FISHPLUS.asp>. Acesso em 19/março/2003.

FRACACIO, R.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; VERANI, J. R. O. O efeito do manejo na produtividade em sistemas de cultivo de peixes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 7, Resumos... [s.l.]: [s.n.], 1999, v. 2, p. 595.

FREITAS, J. V. F.; GURGEL, J. J. S.; MACHADO, Z. L. Estudos de alguns parâmetros biométricos e da composição química, inclusive sua variação sazonal, da tilápia do Nilo, *Sarotherodon niloticus* (L.), do açude "Paulo Sarasate" (Reriutaba, Ceará, Brasil), durante os anos de 1978 e 1979. **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v. 37, n. 2, p. 135-151, jul/dez. 1979.

FREITAS, J. V. F.; GURGEL, J. J. S. Estudos experimentais sobre a conservação da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (L., 1766) Trewavas, armazenada no Gelo. **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v. 42, n. 2, p. 153-178, jul./dez. 1984.

FREGADOLLI, C. H. **Estudo comparativo alimentar da larva de pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) e Tambaqui, *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) em laboratório.** 1990. 173 f. (Mestrado) -, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

FROSSARD, H. **A variação nictemeral dos perfis verticais de variáveis limnológicas em tanques de cultivo e a influência destas sobre o crescimento da tilápia vermelha.** 1999. 80 f. Tese (Doutorado em Ciências da Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 1999.

FRYER, G., YLES, T. D. **The Cichlid Fishes of the Great Lakes of Africa: Their Biology and Evolution.** Edinburgh: Oliver; Boyd, 1972.

GARCIA-BADDELL, J. J. **Tecnología de las explotaciones piscícolas.** Madrid: Mundi-Prensa, 1985, 326 p.

GASPAR JÚNIOR, J. C.; VIEIRA, R. H. S. F.; TAPIA, M. S. R. Aspectos sanitários do pescado de origem de água doce e marinha comercializado na feira de Gentilândia, Fortaleza-CE. **Higiene Alimentar**, v. 11, p. 2932, 1997.

GAVILAN-DIAZ, R. A. **Flutuações nictemeraias dos fatores ecológicos na Represa de Serra Bonita - Médio Tietê**. 1990. 157 f (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

GETACHEW, T. A Study on an herbivorous fish, *Oreochromis niloticus* L., diet and its quality in two Ethiopian Rift Valley Lakes, Awasa and Zwai. **Journal of Fish Biology**, v. 30, p. 439-449, 1987.

_____. The composition and nutritional status of the diet of *Oreochromis niloticus* in Lake Chamo, Ethiopia. **Journal of Fish Biology**, v. 42, p. 865-874, 1993.

GHERARDI, S. R. M.; FIGUEIREDO, A. A.; SILVA, P. P. O. Avaliação da qualidade microbiológica no processo de elaboração de bases protéicas desidratadas, formuladas com tilápias (*Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*). **Higiene Alimentar**, v. 11, p. 46-55, 1997.

GODOY, M. P. de. **Criação de Peixe**. 2 ed. Pirassununga: Estação Exploratória de Biologia e Piscicultura, 1959. 24 p. (Publ., 2).

GOLDMAN, N. J. C. Outdoors algal mass cultures. II. Photosynthetic yields limitations. **Water Research**, v. 13, p. 119-136, 1979.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAND, M. A. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. 2. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978. 213 p. (IPB Handbook, n.8).

GOMES, F. P. **A estatística moderna na pesquisa agropecuária**. Piracicaba: Potafos, 1995. 160p.

GONZALES CORRE, K. Polyculture of the tiger shrimp (*Penaeus monodon*) with Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in brackish water fishponds. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURE, 2, 1988 ICLARM, **Proceedings....** 1988. 623p.

GREEN, B. W.; PHELPS, R. P.; ALVARENGA, H. R. The effect of manure and chemical fertilizers on the production of *Oreochromis niloticus* in earthen ponds. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 76, p. 37-42, 1989.

GREEN, B. W. TEICHERT-CODDINGTON, D.; HANSON, T. R. Development of semi-intensive aquaculture technologies in Honduras. **ICAAERD. Series**, Auburn, n. 39, p. 48, Nov. 1994.

GUERRERO III, R. D. Control of Tilapia reproduction. In: PULLIN, R. S. V.; LOWE-MCCONNELL, R. H. (ed.). **The Biology and Culture of Tilapias**. ICLARM CONFERENCE, 7, 1982, Manila, **Proceedings...** Manila 1982. p. 309-316.

GURGEL, J. J. S. Potencialidade do cultivo da tilápia no Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE PRODUÇÃO ANIMAL, 1998, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Sociedade Nordestina de Produção Animal, 1998. p. 345-352.

GURGEL, J. J. S.; FREITAS, J. V. F. Aproveitamento final do pescado dos açudes do Nordeste brasileiro após beneficiado. **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v. 31, n. 1, p. 37-44, jan./jun. 1973.

HAARD, N. F. Control of chemical composition and food quality attributes of cultured fish. **Food Research International**, v. 25, p. 289-307, 1992.

HANAZATO, T. IASUNO, M.; HOSOMI, M. Significance of a low oxygen layer for a *Daphnia* population in lake Yunoko, Japan. **Hydrobiologia**, v. 185, p. 19-27, 1989.

HAPPEY-WOOD, C. M. Ecology of freshwater plankton green algae. In: SANDGREN, C. D. (ed.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Syndicate of the University of Cambridge, 1988. p. 175-226.

HARDY, E. R. Diferentes respostas de *Moina reticulata* e *Daphnia gessneri* à turbidez e níveis de alimento. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8, São Carlos, 1996. **Resumos...**, São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1996. p. 287

HARDY, E; CASTRO, J. G. D. Qualidade nutricional de três espécies de clorófitas cultivadas em laboratório. **Acta Amazonica**, v. 30(1), p. 39-47, 2000.

HEPHER, B. Primary production in fishponds and its application to fertilization experiments. **Limnology and Oceanography**, v. 7, p. 131-136, 1958.

_____. Primary production in fishponds and its application to fertilization experiments. **Limnology and Oceanography**. v. 7, n. 2, p.131-136, 1962.

_____. Ecological aspects of warm-water fish-pond management. In: GERKING, S. D. (ed.), **Ecology of Freshwater Fish Production** [s. l.] Blackwell Scientific Publications. 1978. p. 519.

_____. **Nutrition of pond fish**. Cambridge: Cambridge University Press. 388 p. 1988.

_____. Ingestion, digestion and absorption of food. In: HEPHER, B. **Nutrition of Pond Fish**. Cambridge: Cambridge Academic Press, 1990. p.16-63.

HEPHER, B.; SCHROEDER, G. L. Wastewater utilization in Israeli aquaculture. In: **Wastewater Renovation and Reuse**. New.York: Marcel Becker Inc, 1977. p. 529-559.

HEPHER, B; et al. The effect of fish density and species combination on growth and utilization of natural food in ponds. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 20, n. 1, p. 59-57, 1989.

HERGENRADER, G. L; LESSIG, D. C. ; Eutrophication of the Valley reservoirs, 1968-73 III, The macroinvertebrate community : its development, composition and change in response to eutrophication. **Hydrobiologia**, v. 75, p 7-25, 1980.

HESSEN, D. D.; NIELSSEN, J. P. Factors controlling rotifer in a Norwegian eutrophic lake: a experiment study. **Annually Limnology**, v. 32, p. 97-105, 1985.

HILSDORF, A. W. S. Genética e cultivo de tilápias vermelhas: uma revisão. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 22, n. 1, p. 73-84, 1995.

HINO, K. Mixing patterns and productivity of phytoplankton in a small artificial pond. **Ciência e Cultura**, v. 37, n. 8, p. 1331-1340, 1985.

HOPKINS, J. S. et al. Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent characteristics and nitrogen of intensive shrimp ponds. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 24, n. 3, p. 304-320, 1993

HOPKINS, J. S.; SANDIFER, P. A.; BROWDY, C. L. Sludge management in intensive pond culture of shrimp: effect of management regime on water quality, sludge characteristics, nitrogen extinction and shrimp production. **Aquacultural Engineering**, v. 13. p. 11-30, 1994.

HORA, S. L.; PILLAY, T. V. R. Biomanipulation, new perspective for restoration of shallow, eutrophic lakes in the Netherlands. **Hydrobiology Bulletin**, v. 23, p. 5-10, 1962.

HORWITZ, W. **Official Methods of analysis of AOAC-INTERNATIONAL**. in: ASSOCIATION OF OFFICIAL AGRICULTURAL CHEMISTRY, Maryland vol. II, 2002.

HOSPER, S. H. Biomanipulation, new perspectives for restoration of shallow, eutrophic lakes in the Netherlands. **Hydrobiology Bulletin**, v. 23, p. 5-10. 1989.

HOWARTH, R. et al. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. Rates and importance. **Limnology Oceanography**, v. 33, p. 668-687, 1988.

HUET, M. **Tratado de piscicultura**. 2. ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1978. 745 p.

HUGES, G. M. Respiratory responses to hypoxia in fish. **American Zoology**, v. 13, p. 475-789, 1973.

HUTCHINSON, G. E. The paradox of plankton. **American Nature**, v. 95, p. 137-147, 1961.

HYNES, H. B. N The food of fresh water sticklebacks *Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*, with a review of methods used in studies of the food of fish. **Journal of Animal Ecology**, Cambridge, n. 19 v.1 p. 36-8, 1950.

IDELOVITCH, E.; MICHAIL, M. Nitrogen removal by free ammonia stripping from pH ponds. **JWPCE**, v. 53, p. 1391-1401, 1989.

INFANTE, A. G. **El plâncton de las aguas continentales**. Washington: the General Secretariat of the Organization of American States, 1988. 130 p.

ISHIKAWA, C. M. Doenças bacterianas. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE PATOLOGISTAS DE ORGANISMOS AQUÁTICOS, 6, ENCONTRO LATINO AMERICANO DE PATOLOGISTAS DE ORGANISMOS AQUÁTICOS, 2 **Resumos...** Florianópolis-SC, 2000.

JALABERT, B.; ZOHAR, V. Reproductive physiology in cichlid fish, with particular reference to *tilapia* and *Sarotherodon*. In: PULLIN, R. S. V.; LOWE-McCONNEL, R. H. (ed.). **The Biology and Culture of Tilapia**. ICLARM CONFERENCE 7, 1982 Manila, **Proceedings...** Manila 1982.

JAVORNICKY, J. A. Density-dependent effects. In LECREN, E. D.; LOWE-McCONNEL, R. H. (eds.). **The Functioning of Freshwater Ecosystems**. Cambridge University Press, Cambridge, p. 170-174., 1980.

JENKINS, M. C.; KEMP, W. M. The coupling of nitrification and denitrification in two estuarine sediments. **Limnology Oceanography**, v. 29, p. 609-619, 1984.

JINSONG, Y.; HONGL, Y. Integrated fish culture management in China- **Ecotechnology Mitsch S. E. Jorensen 8 W Mitsc** . 1989.

JOLY, A. B. Gêneros de algas doce da cidade de São Paulo e arredores. **Rickia, Suplemento**, São Paulo, v. 1. 188p. 1963.

KAWAI, H. GRIECO, V. M.; JUREIDINI, P. A study of the treatability of pollutants in high rate photosynthetic ponds and the utilization of the proteic potential of algae which proliferate in the ponds. **Environmental Technology Letters**, v. 5, p. 505-516, 1984.

KAWASAKI, L. Y. et al. Agricultural approaches to recycling of dissolved nutrient in secondary treated domestic wastewater. I nutrient uptake and release by artificial food chains. **Water Research**. v. 16, p. 37-49, 1982.

KENITIRO, S. Introdução à sedimentologia. [s. l.]: Edgard Blucher, 1973., 317 p.

KHALIL, M. T.; HUSSEIN, H. A. Use of waste for aquaculture: a experimental field study at a sewage-treatment plant, Egypt. **Aquaculture Research**, v. 28, p. 859-865, 1997.

KIBRIA, G. et al. Aspects of phosphorus pollution from aquaculture. Naga, **The ICLARM Quarterly**. p. 20-24, july, 1996.

KIBRIA, G. et al. Can nitrogen pollution from aquaculture be reduced? **The ICLARM Quarterly**, jan./-mar. p 17-25, 1998.

KING, D. L. **Carbon limitation in sewage lagoons. Nutrient and eutrophication: the limiting nutrient controversy**. In: LINKENS, G. E. (ed.). SPECIAL SYMPOSIUM AMERICAN SOCIETY OF LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY. p. 98-110, 1972.

KIRK, R. G. A review of recent developments in tilapia culture, with special reference to fish farming in the heated effluents of power stations. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 1, n. 1, p. 45-60, 1972

KNUD-HANSEN, C. F. Pond history as a source of error in fish culture experiments: a quantitative assessment using covariate analysis. **Aquaculture**, Amsterdam. v. 21, p105, 1992.

KNUD-HANSEN, C. F.; BATTERSON, T. R.; McNABBY, C. D. Nitrogen input primary productivity and fish yield in fertilized freshwater ponds in Indonesia. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 94, n. 1, p. 49-63, 1991.

KOMÁRKOVA, J. et al. Influence of the watershed and livestock upon the fish pond biocenoses. **Szech. Academy Science Limnologica**, v. 23, n. 17/2, p. 334-354, 1979.

KOZEN, E. A. **Manejo e utilização dos dejetos de suíno**. Concórdia: EMBRAPA, 1983. 32 p.

KROM, M. D.; PORTER, C.; GORDIN, H. Causes of fish mortalities in the semi-intensive operated seawater ponds in Eilat, Israel. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 49, p. 159-177, 1985.

KROM, M. D.; NEORIA, A.; van RIJN, J. Importance of water flow rate incontrolling water quality processes in marine and freshwater fish ponds. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v.42, n. 1, p. 23-33, 1989

KUBITZA, F. **Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial**. Piracicaba: Degaspari. 1999, 289 p.

KUBITZA, F. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões** Piracicaba: Degaspari. 2003, 229 p.

LANDAU, M. **Introduction to aquaculture**. New York: John Wiley; Sons, 1992. 440 p.

LAZZARO, X. A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviors, selective, and impacts. **Hydrobiologia**, n. 146, p. 96-167. 1987.

LAWSON, T. B. **Fundamentals of aquacultural engineering**. New York: Chapman; Hall, 1995. 355 p.

LEITÃO, M. F. F. Microbiologia do pescado e controle sanitário no processamento. **Boletim do ITAL**, v. 50, p. 1-35, 1977.

LEITÃO, M. F. . Deterioração microbiana de pescado e controle sanitário no processamento. **Boletim do ITAL** v. 1, p. 143-152, 1984.

LEITÃO, M. F. F.; SILVEIRA, N. F. A. Influência da temperatura ambiental na natureza e potencial deteriorador da microbiota bacteriana de peixes em ambientes lacustres tropicais. **Coletânea do ITAL**, v. 23, p. 85-97, 1993.

LEITÃO, M. F. F.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; BALDINI, V. L. S. Microbiota bacteriana em espécies de peixes fluviais e lacustres no Estado de São Paulo. **Coletânea do ITAL**, v. 15, p. 91-111, 1985.

LEITE, J. A. et al. Influência do alimento natural no crescimento da tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) em sua fase juvenil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 11 e CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ENGENHARIA DE PESCA 1, 1999, Recife. **Resumo...** Recife: FAEP-BR, 1999, p. 58.

LEUNG, C. K.; HUANG, Y. W.; PANCORRO, O. C. Bacterial pathogens and indicators in catfish and pond environments. **Journal of Food Protection**, v. 55, n. 6, p. 424-427, 1992.

LEVIN, S.A. the problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**, 73: 1943-1967, 1992.

LEWIS, W. M. JR.; MORRIS, D. P. Toxicity of nitrate to fish: a review. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 115, p. 183-195, 1986.

LIAO, I. C.; CHANG, S. L. Studies on the feasibility of red tilapia culture in saline waters. In: L. FIHEKSON; Z. ZARON (ed.). **INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURA, Proceedings...** Israel: Tel Aviv University, Tel Aviv, 1983. 624 p.

LI, S. Energy structure and efficiency of a typical Chinese integrated fish farm. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 65, p. 105-118, 1987.

LI, M.; LOWELL, R. T. Effect of dietary protein concentration on nitrogenous waste in intensively fed catfish ponds. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 23, n. 2 p. 122-127, 1992.

_____. Nutrition and feeding of tilapia. In: SIMPÓSIO CENTRO AMERICANO DE ACUACULTURA, 4, 1997, Tegucigalpa. **Anais...** Tegucigalpa, 1997, p. 94-107.

LIMA, D. **Estrutura das comunidades zooplanctônica e fitoplanctônica do Lago Recreio-Pantanal de Barão de Melgaço- MT.** 1996. 209 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

LINKENS, G. E. Eutrofication and aquatic ecosystems. **SPECIAL SYMPOSIUM: NUTRIENTS AND EUTROPHICATION. Limnology Oceanography**, v. 1, p. 3-13, 1972.

LISTON J. Microbiology in fishery science. In: CONNELL, J. J. (ed.), **Advances in Fish Science and Technology**. Surrey, England: Fishing News Books Ltd., 1980. p. 138-195.

LITTLE, D.; MUIR, J. **A guide to integrated warm water aquaculture.** Scotland: Institute of Aquaculture Publications/University of Stirling, 1987. 237 p.

LIU, K. M.; CHANG, W. Y. B. Bioenergetics modeling of effects of fertilization, stocking density, and spawning on the growth of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.). **Aquaculture and Fish Management**, v. 23, p. 291-301, 1992.

LOSORDO, T. M. Stratification and mixing in shadow aquaculture ponds. In: BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (ed.). **Advances in World Aquaculture: aquaculture and water quality.** Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. v. 3, p. 396-535.

LOVELL, R.T. **Nutrition and feeding of fish.** New York: van Nostrand Reinhold, 1989. 260 p.

_____. Feeding Tilapia. **Aquaculture Magazine**, p. 87-91, may/june, 1995.

- LOVSHIN, L. L. Sumário dos métodos para cultivo de tilápias. Fortaleza: DNOCS, 1976. 5 p.
- LOVSHIN, L. L. Red Tilapia or Nile Tilapia: Which is the Best Culture Fish?. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE PEIXES, 2., 1998, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba, 1998. 19 p.
- LOVSHIN, L.L. Tilapia Culture in Brazil. In: COSTA-PIERCE, B. A. (Ed.). **Tilapia Aquaculture in the Americas**. Baton Rouge, USA: World Aquaculture Society, 2000. v. 2, 14 p.
- LOVSHIN, L. L.; da SILVA, A. B.; FERNANDES, J. A. The intensive culture of the all-male hybrid of *Tilapia hornorum* (male) X *T. nilotica* (female) in Northeast Brazil. In: SYMPOSIUM OF AQUACULTURE IN LATINO AMERICA. 1974 **Proceedings...** FAO/CARPAS. 1974, p. 18.
- LOVSHIN, L. L.; SILVA da, A. B. Culture of monosex and hybrid tilapia. In: SYMPOSIUM OF AQUACULTURE IN AFRICA. 1975, Accra, Ghana. **Proceedings...** FAO-CIFA. FAO-SR 9, 1975, p. 1-16.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Fish communities in tropical freshwater: their distribution ecology and evolution**. New York: Longman, 1975. 337 p.
- _____. Tilapia in fish communities. In: PULLIN, R.S.T; LOWE-McCONNELL, R. H. (ed.). **The Biology and Culture of Tilapia**. ICLARM CONFERENCE, 7, 1982, Manila, **Proceedings...** Manila 1982. p. 83-113..
- LOWE-McCONNEL, R.H.; PULLIN, R.S.T. **The Biology and Culture of tilapias**. In: ICLARM CONFERENCE, 7., 1987, Manila, Philippines. **Proceedings...** Manila, Philippines: ICLARM, 1987.432 p.
- LOWSON, T. B.; ROMAIRE, R. P.; EDLING, R. J. **Water quality and quantity for crawfish production**. [s. l.]: American Sciences Agriculture Engineer, 1983.
- LUCAS, A. F. B. **Química da água**. Pirassununga: CEPTA/IBAMA, 1993. 15 p. mimeografado.
- LUCAS, A. F. B.; NASCIMENTO, V. M.; MELO, J. C. de. Variação nictemeral e sazonal da temperatura e oxigênio dissolvido em viveiros e tanques do CEPTA. **Boletim Técnico do CEPTA/ IBAMA**, Pirassununga, v.1, n.2, p. 37-45, jul./dez. 1988.
- LUND, J.W.G., KPLING, C. & LECREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical bases of estimating by counting. **Hydrobiologia**, v.11, p. 143-170, 1958.
- MACEDO-VIEGAS, E. M. et al. Carcass yield of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), processed at different periods after ice storage. In: AQUICULTURA BRASIL'98, 1998, Recife. **Resumos/Abstract...** Recife: FINEP/ABRAq/ WORLD AQUACULTURE SOCIETY/ABCC, 1998. 323 p.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods. In: MACHADO, S. A. (ed.). **Methods for Limnologists**. England: Dorset, Freshwater Biology. Scientific Publication. 1978. 121 p.

MacQUEEN, D. J.; POST, J. R.; MILLS, E. L. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. **Canadian Journal Fish Aquatic Science**, v. 43, p. 1571-1581. 1989.

MAIA, JR. W.M. **Adequação do processamento de silagens de resíduos de tilápia (*Oreochromis (Oreochromis) Niloticus (Linnaeus)*):** Caracterização química e funcional da fração seca em pó e lipídeos. João Pessoa, 1998. 78f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos), Universidade Federal da Paraíba.

MAIA, JR. W.M. **Características aquícolas, químicas, nutricionais e alterações pós-colheita da tilápia** Apóstila, UFPB, Campina Grande, 72f.. 2000.

MAINARDES-PINTO, C. S. R. **Estudo comparativo do crescimento em cultivos monosexo de *Oreochromis (Osteichthyes, Cichlidae)*.** São Paulo, 1985. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de São Paulo

MAIR, G. C. Recent advances in all-male tilapia seed production. In: AQUACULTURE'96, Annual Meeting of The World Aquaculture Society, 27., 1996, Bangkok. **Abstracts...** Baton Rouge: WAS, 1996, p. 243-244.

MAITIPE, P.; SILVA, S. S. de. Switches between zoophagy, phytophagy and detritivory of *Sarotherodon mossambicus* (Peters) populations in twelve man-made Sri Lanka lakes. **Journal of Fish Biology**, v. 26, p. 49-61, 1985.

MAKRAKIS, S. et al. Avaliação do rendimento de filé, pele, vísceras, cabeça, carcaça e resíduos, utilizando-se diferentes dietas balanceadas na engorda de Tilápia (*Oreochromis niloticus*). In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5, 2000, Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Panorama da Aquicultura, 2000 . p. 435-439.

MAN, H. S. H.; HODGKISS, I. J. Studies on the ichthyo-fauna in plover cover reservoir in Hong Kong: feeding and food relations. **Journal of Fish Biology**, v. 11, p. 1-13. 1977.

MARA, D.; CAIRNCROSS, S. **Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture:** measures for public health protection. World Health Organization. Genebra: FAO, 1989.

MARGALEF, R. **Ecologia.** Barcelona: Omega,. 1978.

MARGALEF, R. **Limnologia.** Barcelona: Omega, 1983, 1010 p.

MARGALEF, R. Características de las aguas de represa como indicadoras del estado de los ecosistemas terrestres de las respectivas cuencas. In: REUNIÓN SOBRE ECOLOGIA E PROTECCIÓN DE AGUAS CONTINENTALES. São Carlos, São Paulo:, **Anais...** São Paulo: OEA/UNESCO/MAB-USP 1981. p. 39-109.

MARINS, M. A.; RANTIN, F. T. Como os teleósteos respondem à hipoxia ambiental- uma revisão. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 3, 1984, São Carlos. **Anais...** São Carlos, ABRAq, 1984

MATHEUS, C. E. Aspectos do crescimento e reprodução de *Sarotherodon niloticus* (Tilápias do Nilo) em lagoas de estabilização e sua influência no tratamento biológico. 1984. 148 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

_____. A tilápia do Nilo (*Sarotherodon niloticus*) um peixe de características desejáveis para ser utilizado em ambientes organicamente poluídos. **Revista DAE**, v. 46, n. 145, p. 169-170. 1986.

_____. Policultivo de peixes em efluentes de indústria de processamento de frutas cítricas e efeitos na qualidade de água. 1993. 375 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

MATHEUS, C. E. et al Sistema ecotecnológico de policultivo de peixes e tratamento de resíduos agro-industriais. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8, São Carlos, 1996. **Anais...** São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1997. p. 377-390.

MATSUMARA-TUNDISI et al. Predation on *Ceriodaphnia corunuta* and *Brachionus calyciflorus* by two *Mesocyclops* species coexisting in Barra Bomita reservoir (SP?Brazil). **Hydrobiologia**. v. 198, p. 141-150. 1990

McCARTHY, J. J.; TAYLOR, W. R.; TAFT, J. L. Nitrogenous nutrition of the plankton in the Cheese Peak Bay. I nutrient availability and phytoplankton preference. **Limnology Oceanography**, v. 22, p. 996-1011, 1977.

McFETERS, G. A.; BISSONNETTE, G. K.; JEZESKI, J. J. Comparative survival of indicator bacteria and enteric pathogens in well water. **Applied Microbiology**, v. 27, n. 5, p. 823-829, 1974.

McGARRY, M. G. Domestic wastes as a economic resource biogas and fish culture. In: FLACHEN, R.; McGARRY, M. G.; MARA, D. D. (ed.) **Wastes and Health in Hot Climates..** New York: John Willey and Sons, 1977. 399 p.

McGEACHIN, R. B. et al. Growth of *Tilapia aurea* in saltwater cages. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 18, p. 31-34, 1987.

McKAYE, K. R. Explosive speciation; the cichlid fishes of lake Malawi. **Discovery**. n. 13, v. 1. 1978.

MEADE, J. W. Allowable ammonia for fish culture. **Program Fisheries Culture**, v. 47, p. 135-146, 1985.

MELO J. S. C. de. Efeitos de técnicas de manejo no crescimento de *Brycon cephalus* (Pisces, Characidae) em viveiros. 1999. 78 f. Tese (Doutorado em Ciências da Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

MELO J. S. C. de; NASCIMENTO, V. M. da C. Análise quantitativa de plâncton em experimentos do zooplâncton em viveiros de reprodução de pacu, *colossoma mitrei* (BERG, 1895). **Relatório de atividades do Projeto Aquacultura-Brasil**, 3p. 760001/CIID, 1988 (informe interno).

_____. Estimativa da abundância de plâncton através de métodos ópticos. **Acta Limnológica Brasiliensi**, v.2, p. 469-476, 1988.

MILSTEIN, A et al. Combined effects of fertilization rate, manuring and feed pellet application on fish performance and water quality in polyculture ponds. **Aquaculture Research**, v. 26, p. 55-65, 1995.

MILSTEIN, A; SVIRSKY, F. Effect of fish species combinations on water chemistry and plankton composition in earthen fish ponds. **Aquaculture Research**, v. 27, p. 79-90, 1996.

MILSTEIN, A; ZORAN, M.; AVNIMELECH, Y. Effect of different management practices on water quality of tilapia intensive culture systems in Israel. In: AQUA`2000.Nice. **Abstracts...** Nice: European Aquaculture society/WAS, 2000 Especial Publications n.28.

MOLINARI, L. M. et al. Flora bacteriana de tialpias do Nilo cultivadas em sistema semi-intensivo. INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5, 2000. Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro, Panorama da Aquicultura, 2000. p. 499-503.

MORALES, J. C. **Acuicultura marina animal**. Madrid: Mundi-Prensa, 1983, 670 p.

MOREDJO, A. **A avaliação dos efeitos da atividade humana sobre o estado trófico de açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade de zooplâncton como bio indicador**. 1998. 136 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente) – Programa de Desenvolvimento do Meio Ambiente - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa,

MORIARTY, D. J. W. The physiology of digestion of blue-green algae in the cichlid fish *Tilapia niloticus*. **Journal of Zoology**, v. 171, p. 25-40, 1973.

_____. Physiology. In: PULLIN, R. S. V.; LOWE-McCONNELL, R.H. (ed.) **The Biology and Culture of Tilapias**. ICLARM CONFERENCE, 7, 1982, Manila, **Proceedings...** Manila, 1982. p. 115-117.

MORIARTY, C. M.; MORIARTY, D. J. W. Quantitative estimation of the daily ingestion rate of phytoplankton by *Tilapia nilotica* and *Haplochromis nigripinnis* in Lake George, Uganda. **Journal of Zoology**, v. 171, p. 15-23, 1973.

MORIARTY, D. J. W.; PULLIN, R. S. V. Detritus and microbial ecology in aquaculture. In: ICLARM CONFERENCE, 1987 Manila **Proceedings...** 14, Manila, Philippines. [s. n.], 1987. 420 p.

MOSS, B. **Ecology of Fresh Waters: man and medium**. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1988, 417 p.

MOTA ALVES, M. I.; LIMA, S. X. Considerações sobre a reprodução de *Oreochromis (Oreochromis) niloticus* (Linnaeus).. **Ciências Agrônômicas**, Fortaleza, v. 18, n. 2, p. 51-56, dez. 1987.

MOTA ALVES, M.I.; SOARES FILHO, A.A . Peixes do estuário do rio Jaguaribe (Ceará, Brasil): Aspectos fisiológicos. **Ciências . Agrônômicas**, Fortaleza, v. 27, n. 1/2, p. 5-16, 1996.

MURATORI, M. C. S. **Avaliação higiênico-sanitária de *Curimatus cilliatus* "in nature" e salgado artificialmente em Teresina-PI.** 1991. Dissertação (Mestrado em Veterinária) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.

_____. **Consórcio suíno peixe: riscos ambiental e sanitário proposta alternativa para descontaminação.** 2000. 71 f. Tese (Doutorado em Ciência Animal- Nutrição Animal) – Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2000.

NASCIMENTO, V. M. da C. **Caracterização limnológica e efeito de vários usos do solo na qualidade de água do Córrego da Barrinha, Pirassununga/SP.** 115 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) - Universidade de Brasília, DF,. 1994.

NASH, C. E.; BROWN, C. L. A theoretical comparison of waste treatment processing and fish production ponds receiving animal wastes. In: PULIN, R. S. V.; SHEHADEH, Z. H. (ed.). **Integrated Agriculture– Aquaculture Farming Systems.** Manila: ICLARM CONFERENCE, 4 **Proceedings...** p. 87-97. Philippines,. Manila, 1980.

NATARAJAN, K. V. Toxicity of ammonia to marine diatoms. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 42,p. 184-190, 1970.

NEDOLUHA, P. C.; WESTHOFF, D. Microbiological analysis of striped bass (*Morone saxatilis*). **Journal of Food Protection**, v. 58, n. 12, p. 1363-1368, 1995.

NEEDHAM, J. G.; NEEDHAM, P. R. **Guia para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces.** Reverté, Espana, 131p. 1978.

NEILL. W. H.; BRYAN, J. D. Responses of fish to temperature and oxygen, and response integration through metabolic scope. In: BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (ed.). **Advances in world aquaculture: aquaculture and water quality.** Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. v. 3, p. 30-57.

NICKELSON II, R.; FINNE, G. Fish, crustaceans and pre-cooked seafood. In: VANDERZANT, SPLITTSTOESSER (ed.) **Compendium of Methods for the Microbiological Examination of Foods.** 3. ed. Washington: American Public Health Association, 1992. 1219 p.

NOGUEIRA, J. A. **Aspectos da biologia reprodutiva e padrões de crescimento da tilápia *Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758, (linhagem Chitralada) em cultivos experimentais.** 2003. 74f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

NOGUEIRA, M. G. **Dinâmica das populações planctônicas e fatores físico-químicos de um pequeno sistema artificial raso (represa do Monjolinho, São Carlos, São Paulo)**. 1990. 244 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos.

NOGUEIRA, M. G.; MATSUMARA_TUNDISI, S. D. T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho-São Carlos, SP): I- Dinâmica das variáveis físicas e químicas. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 44, n. 1, p. 147-159, 1994.

NORTHCOTT, M. E. M. BEVERIDGE, M. C. M.; ROSS, L. G. A. Laboratory investigation of the filtration and ingestion rates of the tilápia *Oreochromis niloticus* feedings on two species of blue-green algae. **Environmental Biology of Fishes**, v. 31, p. 75-85, 1991.

NUNES, M. Z. **Interações entre peixes onívoros: proposta de um policultivo para pequenos açudes do semi-árido nordestino**. 2000. 256 f. Tese (Doutorado em Ciências da Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

NUNES, M. Z. et al. Modificações na composição iônica da água em viveiros abastecidos por poços salinizados. **Boletim do Instituto de Pesca** v. 24 (Especial) p. 1-9, 1997.

NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigmente determination. **Archieve. fur Hydrobiology**, v. 14, p. 14-36. 1980.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara. 434 p. 1998.

OKANO, W. Y. **Análise da estrutura e dinâmica zooplanctônica de um reservatório artificial (Represa de Monjolinho, São Carlos/SP)**. 1994, 128f. (Tese de Doutorado em Recursos Naturais) Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

OKEYO, D. O. Herbivore in freshwater fishes: a review. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 41, p. 79-97, 1989.

OKPOKWASILI, G. C.; OBAH, O. O. Relationship between water quality and bacteria associated with the brown patch disease of tilapia fingerlings reared in tropical freshwater culture ponds. **Journal of Aquaculture Tropical**, v. 6, p. 157-172, 1991.

OLIVEIRA, D. B. S.; SIPAÛBA_TAVARES, L. H.; DURINGAN, J. G. Estudo limnológico de piscicultura. Parte II: Variação semanal de fatores físicos químicos e biológicos,. **Acta Limnológica Brasiliensi**, v. 4, p. 123-137, 1992.

OPUSZYNSKI, K. Comparison of the usefulness of the silver carp and the bighead carp as additional fish in carp ponds. **Aquaculture**, v. 25. P. 223-233, 1981.

ORDÖG, V.; NUNES, Z. M. P. Sensibilidade de peixes à amônia livre. In: SIMPÓSIO LATINO AMERICANO DE AQUICULTURA, 6 E SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 5 Florianópolis, 1988. **Anais...** Florianópolis: A. L. A./ABRAq, 1988. p.169-174.

PÁDUA, H. B. Conhecimento e utilização das variáveis físicas, químicas e biológicas na aquicultura dulcícola brasileira. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 4, CONGRESSO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 1, João Pessoa, **Anais...** [s. l.], MCR-Aquicultura, 1993. p.315-361.

_____. Principais variáveis físicas e químicas da água na aquicultura. In: LUCAS, F. B. (ed.), WORKSHOP SOBRE QUALIDADE DE ÁGUA NA AQUICULTURA, 1, Pirassununga, **Anais...**, Pirassununga: CEPTA, 2000. p.17-23.

PAMPLIM, P. A. Z.; MORENO, I. H. Distribuição sazonal da comunidade zooplânctônica em tanques de piscicultura com diferença no grau de trofia. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8, 1996, São Carlos, **Resumos...** São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1996. p.416.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 54, p. 344-351, 1982.

PANORAMA DA AQUICULTURA. **Aspectos relevantes da biologia e do cultivo das tilápias.**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 27, p. 8-13, jan./fev. 1995.

PANORAMA DA AQUICULTURA. **Tilápia no Paraná: Novos hábitos alimentares; novas opções no campo.** v. 5, n. 27, p. 19-21, jan./fev., 1995.

PANORAMA DA AQUICULTURA. **Tilápia: o vigor híbrido.** Panorama da Aquicultura, Rio de Janeiro, v. 9, n. 52, p. 13-19, mar./abr. 1999.

PANORAMA DA AQUICULTURA. **Notícias & Negócios.** , Rio de Janeiro, v. 13, n. 75, p. 10, jan./fev. 2003.

PARKER, N. C. **Feed conversion indices: controversy or conversion?** Program Fish-Culture, [S. l.] Pauly, v. 49, n. 3, p. 161-166, 1987.

PARANHOS, R. **Alguns métodos para análise da água.** Rio de Janeiro: UFRJ/ Pró-Reitoria de Ensino de Graduação e Corpo Discente/SR-1, 1996. 200p. (Cadernos Didáticos, UFRJ, n.19).

PAULY, D.; PEIM, M.; HOSKINS, K. D. Multiple regression analysis of aquaculture experiments based on the "extended Gulland-and-Holt plot". Model derivation, data requirements and recommended procedures. In: PREIN, D.; HULATA, G.; PAULY, D. **Multivariate methods in aquaculture research: case studies of tilapias in experimental and commercial systems.** Manila: ICLARM Study Review, n. 20, 1993, p.13-23

PAYNE, A. I. Physiological and ecological factor in the development of fish culture. In: SYMPOSIUM OF SOCIETY OF ZOOLOGY, **Proceedings...** London. v. 44, p. 383-415, 1979.

_____. **The ecology of tropical lakes and rivers.** Chinchester: John Wiley; Sons, 1986, 301 p.

PERDOMO, C. C. Impacto da suinocultura sobre o meio ambiente. In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE PRODUÇÃO E INDUSTRIALIZAÇÃO DE SUÍNOS, 2, 1996, Campinas. **Anais...** Campinas: CTC-ITAL: 1996. p. 87-97.

PEREIRA, A. K. C. Estudo do rendimento de carcaça de tilápia (*Oreochromis niloticus*), após a obtenção do filé e estudo do aproveitamento do espinhaço para a produção de surimi. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5, 2000, Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Panorama da Aquicultura, 2000. p. 440-445.

PEREIRA, J. A. **Cultivo monossexo de machos de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1957) e de machos híbridos de σ^6 hornorum (Trewawas, 1966) (machos) x σ^6 niloticus (fêmeas), em sistema intensivo. Aspectos quantitativos (Pisces, Osteichthyes, Cichilidae).** 1986. 99 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1986.

PEREIRA, J. A.; da SILVA, A. L. N.;CORREIA, E. S. Situação atual da aquicultura na região Nordeste. In: VALENTI, W. C. et al. **Aquicultura no Brasil - Bases para um desenvolvimento sustentável.** Brasília. DF. [s. n.], 2000..p. 267-288.

PEREIRA, R. G. H. **Dinâmica das populações de Cladocera em viveiros de piscicultura e sua relação com o fluxo de água e densidade de estocagem peixes.** 1998. 137 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1998.

PHILIPPART, J. C. I.; RUWET, J. I. Ecology and distribution of tilápias. In: PULLIN, R. S. V.; LOWE-MCCONNEL, R. H. (ed.), **The Biology and Culture of Tilapia, ICLARM CONFERENCE, 7, 1982, Manila: Proceedings...**, Manila: 1982. p. 15-60.

PIEDRARITA. R. H.; SELAND, A. Calculation of pH in fresh and sea water aquaculture systems. **Aquacultural Engineering.** V.. 5, p. 115-121, 1986.

PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and environment.** Oxford: Fishing News Books/ Blackwell Scientific Publications Ltd.. 1992. 189p.

PINZÓN V, C. A.; CORREIA, E. S.; APOLINÁRIO, M. O. Avaliação da fauna bentônica em duas fases de cultivo semi-intensivo da tilápia vermelha (*Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus*). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 11 E CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ENGENHARIA DE PESCA, 1. 1999, Recife. **Anais...** Recife, FAEP/AEP-PE. 1999. v. 1. p. 166-170.

POLI, C. R. Correção do pH dos viveiros: uma prática discutível. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 5, 1988, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: ABRAq, 1990. p. 60-67.

POPMA, T.J.; LOSVHIN, L.L. World-wide prospects for commercial production of tilápia In: PRUGININ, Y (ed.) Auburn,. **The culture of carp and Tilapia hybrids in Uganda. FAO Fisheries. Report.** v. 44, n. 4, p. 223-229, 1968.

_____. **World-wide prospect for commercial production of tilapia.** Auburn: Alabama: International Center for Aquaculture and Aquatic Environments- ICLARM/ , Auburn University, 1994. 40p.

- POPMA, T. J.; PHERLPS, R. P. Stratus report to commercial tilapia producers on monosex fingerling production techniques. In: AQUICULTURA BRASIL'98, 1998, Recife. **Anais...** Recife: FINEP/ABRAq/ WORLD AQUACULTURE SOCIETY/ABCC, 1998. v. 1, p. 127-145.
- POST, J. R.; McQUEEN, D. J. The impact of planktivorous fish on the structure of a plankton community. **Freshwater Biology**, v. 17, p. 79-89. 1987.
- POPP, A.; HOAGLAND, K.D. Changes in benthics community composition in response to reservoir aging. *Hydrobiologia*, v. 306, p.159-171, 1995.
- PULLELA, S.; FERNANDES, C. F.; FLICK, G. J. Indicative and pathogenic microbiological quality of aquacultured finfish grow in different production systems. **Journal of Food Protection**, v. 61, n. 2, p. 205-210. 1998.
- PULLIN R. Tilápias: every man's fish. **Biologist**, n. 32, v.2, p. 84-88, 1985.
- PULLIN, R. S. V.; LOWE-McCONNEL. The biology and culture of tilapias. In: PULIN, R. S. V.; LOWE-McCONNEL, R. H. (ed.). **The Biology and Culture of Tilapias**. Manila, Philippines: ICLARM CONFERENCE 7 1982, Manila, **Proceedings...** Manila 1982. 432p.
- PULLIN, R. S. V. et al. Environmental impacts of tilapias. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA AQUACULTURE, 4, 1997, Orlando. **Proceedings...** Florida, 1997. p. 554-557.
- RANDALL, D. The impact of variations in water pH on fish. In: BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (ed.). **Advances in World Aquaculture: aquaculture and water quality**. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. v. 3, p. 90-104.
- RAPPAPORT, V.; SARIG, S. The results of intensive growth of fish at Ginosar (Israel) Station Ponds in 1975. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 27, p. 75-82, 1975.
- REDNER, B.; STICKNEY, R. R. Acclimation to ammonia by *Tilapia aurea*. **Transactions America Fisheries Society**, v. 108, p. 383-388, 1979.
- REEVES, T. Nitrogen removal: a literature review. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 44. p. 1895, 1972.
- REICH, K. Multispecies fish culture (polyculture) in Israel. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 27, n. 4, p. 85-89, 1975.
- REIDI, G. K.; WOOD. R. D. **Ecology of inland waters and estuaries**. 2. New York: D. van Nostrand Company, 1976, 485 p.
- REILLY, A.; KAFERSTEIN, F. Food safety hazards and the application of the principles of the hazard analysis and critical control point (HACCP) system for their control in aquaculture production. **Aquaculture Research**, v. 28, p. 735-752. 1997.
-

REYNOLDS, C. S. Fractional morphology and adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREEN, C. D. (ed.)- **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 1988 p. 388-433.

REYNOLDS, C. S.; PADISAK, 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.

REY, J.; VASQUEZ, E. Cladocères de quelques corps d'eaux du bassin moyen de l'Orénoque (Venezuela). **Annis Limnologie**, v. 22, n. 2, p. 137-168. 1986.

RIBEIRO, L. P. et al. Efeito do peso e do operador sobre o rendimento de filé em tilápia vermelha *Oreochromis* sp. In: AQUICULTURA BRASIL'98, 1998, Recife. **Anais/Proceedings...** Recife, FINEP/ABRAQ/ WORLD AQUACULTURE SOCIETY/ABCC, 1998, p. 773-778.

RIERA, P. M. C. et al. Resultados de um ensaio sobre policultivo de carpa espelho, *Cyprinus carpio* L., 1758 vr. *specularis*, e tilápia do Congo, *Tilapia rendalli* Boulenger, 1912, em viveiro do Centro de Pesquisas Ictiológicas "Rodolpho von Ihering" (Pentecoste, Ceará, Brasil). **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v. 43, n. 1, p. 83-108, jan./jun. 1985.

RIETZLER, A. C. **Alimentação, ciclo de vida e análise da coexistência de espécies de Cyclopoida na Represa de Barra Bonita, São Paulo**. 1994. 385 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade de São Paulo, São Carlos. 1994.

RIJN, J. V. et al. Chemical, physical and biological parameters of superintensive concrete fish ponds. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 34, n. 3, p. 87-100, 1982.1986

RIMON, A.; SHILO, M. Factors which affects the intensification of fish breeding in Israel: 1. physical, chemical and biological characteristics of intensive fish ponds in Israel. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 34, n. 3, p.101-114, 1982.

RIVERA, I. N; MARTINS, M. T. F. Bactérias enteropatogênica no ambiente aquático. **Revista Ciências Farmacêuticas**, p. 64. 1996.

ROBINETTE, H. R. Effect of selected sublethal levels of ammonia on the growth of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). **The Progressive Fish Culturist**, v. 38, p. 26-29, 1976.

ROBINSON, R. L. et al. Comparison of the ingestion rates of three tilapia species fed on a small plankton algae. **Journal of Fish Biology**, v. 36, p. 269-270, 1990.

ROCHA, O. Limnologia e aquicultura. In: CASTAGNOLI, N. (ed.). **Aquicultura para o ano 2000-** CNPq. Brasília/DF: CNPq, 1996. P. 1-12.

ROCHA, O; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Cultivo em larga escala de organismos planctônicos para alimentação de larvas e alevinos de peixes: II Organismos zooplanctônicos, **Biotemas**, v. 7, n. 100, p. 94-109, 1994.

RODIER, J. **L'Analyse de l'eau**: eaux naturelles, eaux résiduales, eaux de mer. 5^{ed} Paris: Dunod (ed.) v.1.1975. 692p.

ROMAIRE, R. P.; BOYD, C. F.; COLLIS, W. J. Predicting nighttime dissolved oxygen decline in ponds used for tilapia culture. **Transactions American Fisheries Society**, v. 107, n.6, p. 804-808, 1978.

ROSS, J., **Práticas de Ecologia**. Barcelona: Omega, 181p. 1979,

ROSS, B.; ROSS, L. G. The oxygen requirements of *Oreochromis niloticus* under adverse conditions. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF TILÁPIA AQUACULTURE, 1, 1983, Nazareth. **Proceeding...** Israel, 1983.

ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. Del B. Estudo das variações da relação peso total/comprimento total em função do ciclo reprodutivo e comportamento da *Sardinella brasiliensis* (Steindacher, 1879) da costa do Brasil entre 23° S e 28° S. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 131-180, 1977.

ROYCE, W. F. **Introduction to fishery the science**. New York: Academic Press, Incorporation, 1972, 351 p.

SÁ, M. F. P. **Efeito da adubação orgânica sobre o crescimento de *Cyprinus carpio*, *Prochilodus cearensis* e *Colossoma macropomum* em experimento de policultivo**. 1989. 162 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

SAMPAIO, E. V. **Composição e abundância da comunidade zooplanctônica em tanques de cultivo de peixes, enriquecido com efluente de indústria de processamento de frutas cítricas (CITROSUCO S/A: Matão, SP)**. 1996. 211 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 1996.

SANTOS, E. P. **Dinâmica de populações aplicadas à pesca e à piscicultura**. São Paulo; Hucitec, 1978. 129p.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P.L. M.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. Singapore: McGraw-Hill, 1994. 658 p.

SCHAFFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Ed. Universitária/UFRS, 1984. 532 p.

SCHROEDER, G. L. Nighttime material balance for oxygen in fish ponds receiving organic waste. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 27, n.3, p. 65-74, 1974.

_____. Agricultural wastes in fish farming. A commercial application of the culture of single cell organisms for protein. **Water Research**, v. 11, p. 419-420, 1975.

_____. Autotrophic and heterotrophic production of microorganisms in intensely-manured fish ponds and related fish yields. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 14, p. 303-325, 1978.

SEIM, W. K.; BOYD, C. E.; DIANA, J. S. Environmental considerations. . In: EGNA, H. S.; BOYD, C. E. (ed.). **Dynamics of pond aquaculture**. New York; CRC Press, 163-182p. 1997.

SENGUPTA, S.; JANA, B. B. Effect of aeration on the primary productivity of phytoplankton in experimental tanks. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 62, p. 131-142, 1987.

SHAPIRO, J.; WRIGHT, A. Blue-green algae dominance in lakes: the role and management significance of pH and CO₂. **Hydrobiologia**, v. 69, n. 6, p. 765-780, 1984.

SHAPIRO, J.; et al. **Experimental and experiences in biomanipulation**: study of ways to reduce algal abundance and eliminate bluegreens. Washington DC: Environmental Protection Agency. 1982. (EPA – 600/3 – 82 -096),

SHAPIRO, J.; WRIGHT, D. I. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. **Freshwater Biology**, v. 14, p. 371-383. 1984.

SHEARER, K. D. Factors affecting the proximate composition of cultured fishes with emphasis on salmonids. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 119, p. 63-88, 1994.

SHEVGOOR. L.; KNUD-HANSEN, C. F.; EDWARDS, P. An assessment of the role of buffalo manure for pond culture of tilápia III. Limiting factors. **Aquaculture**, Amsterdam v. 126, p. 107-118, 1994.

SHILO, M.; RIMON, A. Factors which affected the intensification of fish breeding in Israel. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 34, n. 4, p. 101-113, 1982.

SIDDIQUI, A. Q.; HOWLADER, M. S. Growth of the Nile tilápia, *Oreochromis niloticus* (L.), in response to winter feeding. **Journal Aquaculture Tropical**, v. 6, p. 153-156, 1991.

SIDDIQUI, A. Q.; HOWLADER, M. S.; ADAM, A. E. Effect of water exchange on *Oreochromis niloticus* (L) growth and water quality in outdoor concrete tanks. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 95, p. 67-74, 1991.

SIEBURTH, J. Mc N.; SMETACEK, V.; LENZ, J. Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. **Limnology. Oceanography**. v. 23, p.1256-1263. 1978.

SILVA, A. B. da **Dados sobre a biologia e criação da *Tilapia nilótica* Linnaeus**. Fortaleza: DNOCS, [198?] 6 p.

SILVA, A. L. N. **Tilápia vermelha (híbrido de *Oreochromis* spp.) e camurim, *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792)**: aspectos biológicos e cultivo associado na região nordeste do Brasil. 1996. 200 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SILVA, J. W. B. e. **Recursos pesqueiros de águas interiores do Brasil, especialmente do Nordeste**. Fortaleza: DNOCS, 1981. 98 p.

_____. **Contribuição das tilápias (*Pisces Cichlidae*) para o desenvolvimento da piscicultura no nordeste brasileiro especialmente no estado do Ceará**. 2001.194f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

SILVA, J. W. B. e; Figueiredo, J. J. C. B. de. Situação do cultivo de *Colossoma* e *Piaractus* no Nordeste brasileiro: janeiro 1988 a junho 1991. In: REUNIÃO DO GRUPO DE TRABALHO DE COLOSSOMA E PIARACTUS, 2, Pirassununga, 1991. **Anais...** Pirassununga: CEPTA/IBAMA, 1988. p. 67-102.

SILVA, J. W. B. e et al. Cultivo da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (L., 1766), com manejo na densidade de estocagem e do peso dos peixes na sexagem. **Ciências Agrônômicas**, Fortaleza, v. 23, n 1-2, p. 75-83, jun./dez. 1992.

SILVA, N. R.; LIMA, A. M. C. Aspectos sanitários da criação de tambaqui, *Colossoma macropomum*, em consorciação com suínos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 9, 1996, Sete Lagoas. **Anais...** Sete Lagoas: ABRAPOA, 1996, p.156.

SIN, A. B.; CHIU, M. T. Summer and winter kills in fish ponds of Hong Kong and possible prediction. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 29, p. 125-135, 1982.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Utilização do plâncton na alimentação de larvas e alevinos de peixes**. 1988. 173 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais), Universidade de São Paulo, São Carlos.

_____. **Limnologia aplicada à piscicultura**. Jaboticabal: Centro de Aquicultura da UNESP FUNEP., 1995, 72 p. Boletim Técnico, n. 1

_____. Ecologia geral de viveiros e tanques de criação. In: LUCAS, F. B.(org.), WORKSHOP SOBRE QUALIDADE DE ÁGUA NA AQUICULTURA, 1, Pirassununga, **Anais...** Pirassununga: CEPTA/IBAMA, 2000. p. 3-6.

_____. Utilização de biofiltros em sistemas de cultivo de peixes. **Informe Agropecuário**, v. 21, p. 38-43, 2000.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; COLUS, D. S. O; BACHION, M. A.. Estudo da comunidade plantônica e sua importância na piscicultura. **Ciência Zootécnica**. v. 7, n. 2, p. 6-9, 1992.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DURINGAN, J. G.; LIGEIRO, S. R. Caracterização de algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura em dois períodos do dia. **Revista da UNIMAR**, v. 16, p. 217-227, 1994. suplemento 3.

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 scabripinus paranae* (Lambari). **Revista da UNIMAR**, v. 16, suplemento 3, p. 189-201, 1994.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DURINGAN J. G. Variação dos fatores abióticos e pigmentos totais em dois viveiros de criação de peixes em regime semi-intensivo. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 7, p. 10-22, 1985.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GAGLIANONE, M. C. Estudo preliminar dos parâmetros físico, químico e biológico em dois viveiros de piscicultura. **Peces-Revista Regional de Acuicultura**, v.7, n. 1, p. 8-12, 1993.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MORENO, S. Q. Variação dos parâmetros limnológicos em um viveiros de piscicultura nos períodos de seca e chuva. **Revista UNIMAR**, v. 6, n. 3, p. 229-242, 1994.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DURINGAN, J.G.; MORENO, S. Q. Variação dos parâmetros limnológicos em um viveiro de piscicultura nos períodos de seca e chuva. **Revista UNIMAR**, v. 16, n. 4, p. 229-242, 1994.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; COLUS, D. S. O. Estudo da variação nictemeral em um viveiro de piscicultura no período de seca. **Revista da UNIMAR**, v. 17, n. 2, p. 225-236, 1995.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; YOSHIDA, C. E.; BRAGA, F. M. S. Effects of continuous water exchange on the Limnology of tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture tanks. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5, 2000. Rio de Janeiro **Proceedings...** Rio de Janeiro, Panorama da Aquicultura, 2000. p. 631.

SMITH, D. W.; PIEDRAHITA, R. H. The relation between phytoplankton and dissolved oxygen in fish ponds. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 68, p. 249-265, 1988.

SOLOMON, M. E. **Dinâmica de Populações**. São Paulo: Pedagógica e Universitária, 1980. 78 p.

SOMMER, U. et al. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. **Hydrobiologia**, n. -3, v. 249. P. 1-7. 1993.

SOUSA, C. L. de L. **Isolamento e caracterização de *Escherichia coli*, de ambientes aquáticos protegidos, pelos perfis plasmidais e de resistência aos antibióticos, na região Norte, Belém - Pará**. 1996. 149 f. (Mestrado em Ciências Biológicas) Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém

SOUZA, M. L. R.; MACEDO-VIEGAS, E. M.; KRONKA, S. N. Efeito do método de filetagem e categorias de peso sobre o rendimento de carcaça, filé e pele de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 34, **Anais...** Juiz de Fora: SBZ, 1997a.

_____. Estudo da carcaça da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em diferentes categorias de peso. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 34, **Anais...** Juiz de Fora: SBZ, 1997b.

SOUZA, M. L. R.; MARANHÃO, T. C. F. Influence of live weight on carcass, fillet yield and by-product of fillet processing of *Oreochromis niloticus*. In: AQUICULTURA BRASIL'98, 1998, Recife. **Resumos/Abstract...** Recife: FINEP/ABRAq/ WORLD AQUACULTURE SOCIETY/ABCC, 1998, 322p.

SOUZA, M. L. R et al. Influence of head cut type and live weight on fillet processing of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). In: AQUICULTURA BRASIL'98, 1998, Recife. **Resumos/Abstract...** Recife: FINEP/ABRAq/ WORLD AQUACULTURE SOCIETY/ABCC, 1998, 327p.

SOUZA, M. L. R.; MACEDO-VIEGAS, E. M. Effects of filleting methods on processing yield of Nile tilapia. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5, 2000, Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Panorama da Aquicultura, 2000, p.451-460.

SPATARU, P. A. Natural feeding of *Tilapia áurea* (Steindachner) in polyculture with supplementary feed and intensive manuring. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 28, n. 3, p. 57-63, 1976.

_____. The feeding habits of *Tilapia galilae* in lake Kinneret (Israel). **Aquaculture**, Amsterdam, v. 9, p. 47-59, 1976.

_____. A contribution to the study of the natural food of *Sarotherodon* hybrids grown under condition of polyculture, supplementary feed and intensive fertilization. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**, v. 34, n. 4, p. 144-157, 1982.

SPATARU, P. A.; GOPHEN, M. Feeding behavior of silver carp *Hypophthalmichthys motrix* Val. and its impacts on the food web in Lake Kinneret, Israel. **Hydrobiologia**, n. 120, p. 53-56. 1985.

SPENCER, C. N.; KING, D. C. Regulation of blue green algal buoyancy and bloom formation by night, inorganic nitrogen, CO₂ and trophic level interactions. **Hydrobiologia**, n. 144, p. 183-192, 1987.

STARLING, F. L. R. et al. Large-scale extensive tilapia production in a tropical eutrophic reservoir (Lago Paranoá, Brasília, Brasil), environmental and socio-economical benefits from manipulation. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5, 2000, Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro, Panorama da Aquicultura, 2000. p. 631.

STENSON, J. A. E. Fish impact on rotifer community structure-interactions among piscivores, planctivores and plankton. **Ecology**, v. 71, n. 6, p.2241-2254, 1990.

STERNER, R. W. The role of grazers in phytoplankton succession. In: SOMMER, U. (ed.). **Plankton Ecology**. Succession in plankton communities. London: Springer-Verlag. 1989. P. 368.

STICKNEY, R. R., **Principles of warmwater aquaculture**. New York: John Wiley Sons, 1979. 375p.

_____. **Principles of aquaculture**. New York: John Wiley Sons, 1994. 502p.

STICKNEY, R. R. et al. Growth of *Tilapia nilotica* in ponds with differing histories of organic fertilization. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 17, p. 189-194, 1979.

SURESH, A. V.; LIN, C. K. Tilapia culture in saline waters: a review. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 106, p. 201-226, 1992.

SWINGLE, H. S. Relationship of pH of pond waters to their suitability for fish culture. **Proceedings...** Pacific Science Congress, v. 10, p. 72-75, 1961.

TACON, A. G. J. Feeding tomorrow's fish. **World Aquaculture Magazine**, v. 27, n. 3, p. 20-32, 1996.

TAKAHASHI, M.; SAIJO, Y. Nitrogen metabolism in lake Kizaki, Japan. IV. Ammonia maximum layer in the metalimnio. **Archive of Hydrobioly**, v. 97, n. 2, p. 180-195, 1993.

TAKINO, M.; CIPOLLI, M. N. Caracterização limnológica em tanques de cultivo de tilapia, *Oreochromis niloticus*: parâmetros físicos, químicos e clorofila *a*. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 15, n. 2, p. 237-245, 1988.

TAVE, D. Genetics and breeding of tilapia: a review. In: International Symposium on Tilapia in Aquaculture, 2., 1988, Bangkok. **Proceedings...** Manila ICLARM, p.285-293, 1988.

TEDESCO, M. J.; VOLKWEISS, S.; BOHEN, H. **Análises do solo, plantas e outros materiais**. Porto alegre: UFRGS/Faculdade de Agronomia, 1985, 188 p.

TEICHERT-CODDINGTON, D. R.; POPMA, T. J.; LOVSHIN, L. L. Attributes of tropical pond cultured fish. In: EGNA, H. S.; BOYD, C. E. (ed.). **Dynamics of pond aquaculture**. New York; CRC Press, 183-198p. 1997.

TEICHERT-CODDINGTON, D. R.; GREEN, B. W. Comparison of two techniques for determining community respiration in tropical fish ponds, **Aquaculture**, Amsterdam, v. 105, p. 297, 1992.

TELVIN, M. P.; BURGIS, M. J. Zooplankton Ecology and Pollution studies. In: RAVERA, O (ed.). **Biological Aspects of freshwater Pollution**. Oxford: Pergamon, 1979. p. 19-39.

THURSTON, R. V.; RUSSO, R. C.; VINOGRADOV, G. A. Ammonia toxicity to fish effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. **Environmental Science Technology**, v. 15, n. 7, p. 837-840, 1981.

TIETJEN, M.; FUNG, D. Y. C. *Salmonellae* and food safety. **Critical Reviews in Microbiology**, v. 21, n. 1, p. 53-83, 1995

TREWAVAS, E. Generic groupings of tilapiini used in aquaculture. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 27, p. 79-81, 1982.

_____. Tilapias: taxonomy and speciation. In: PULLIN, R. S. V.; LOWE-McCONNELL, R.H. (ed.). **The Biology and Culture of Tilapias**. ICLARM CONFERENCE 7, 1982, Manila, **Proceedings...** Manila 1982. p. 3-12.

_____. **Tilapiini fishes of the genera *Sarotherodon*, *Oreochromis* and *Danikilia***. London: British Museum of Natural History, 1983.

TSADIK, G. G.; KUTTY, M. N. **Influence of ambient oxygen on feeding and growth of the tilápia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus)**. Nigeria: UNDP/FAO/NIOMR, Port Harcourt, 1987. 13p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMARA TUNDISI, T. Limnology and eutrofication of Barra Bonita reservoir, São Paulo State, Southern Brazil. **Archive Hydrobiologia, Beingh. Ergebn. Limnology**, v. 33, p. 661-675, 1990.

TUNDISI, J. G.; MATSUMARA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Limnologia de águas interiores, impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. In: . REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA B.; TUNDISI, J. G. (ed.). **Águas Doces no Brasil** - capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escritura, 2000. p.195-223.

TURNER, A.; MITTELBACH, G. G. Predator avoidance and community structure: interactions among piscivores, planktivores, and plankton. **Ecology**, v. 16. n. 71, p. 2241-2254, 1990.

TWIBELL, R. G.; BROWN, P. B. Optimal dietary protein concentration for hybrid tilápia (*Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus*) fed all-plant diets. **Journal of the World Aquaculture Society**, Baton Rouge, v. 29, n. 1. p. 9-16, 1998.

ULHMANN, D. Limnology and performance of wastes treatment lagoons. **Hydrobiologia**, v. 72, p. 21-30, 1980.

VALENTI, W. C. Introdução. In: VALENTI, W. C (ed.) **Aquicultura no Brasil** - Bases para um desenvolvimento sustentável. Brasília, DF. 2000. p. 25-32.

VANNI, M. J. Competition in zooplankton communities: suppression of small species by *Daphnia pulex*, **Limnology Oceanography**, v. 31, n. 5, p. 1036-1056, 1986.

_____. Effects of food availability and fish predation on a zooplankton community. **Ecology Monograph**,. n. 57, p. 61-88, 1987.

_____. Effects of nutrients and zooplankton size on the structure of the phytoplankton community. **Ecology Monograph**,. n. 68 p. 624-635, 1987.

_____. Indirect effect of predators on age-structured prey populations: plantktivorous fish and zooplâncton. In KERFOOT, C. W.; SIH, A. (ed.). **Predation, direct and indirect impacts on aquatic communities**. London: University Press of New England, 1987. p. 149-160.

VANNI, M. J.; FINDLAY, D. L. Trophic cascades and phytoplankton community structure. **Ecology**, n. 71, p. 921-937, 1990.

VANNI, M. J.; LYNE, C. D.; ARNOTT, S. E. "Top-down" trophic interactions in lakes: effects of fish on nutrient dynamics. **Ecology**, n. 78, p. 1-20, 1997.

WEATHERLEY, A. H.; ROGERS, S. C. Some aspects of age and growth. In: GERKING, S. D. (ed.). **Ecology of Freshwater Fish Production**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978, p. 52-74.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1993. 919p.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 2ed. New York: W. B. Saunders Company, 1991. 391p.

WEY, S. L.; LAWS, E. A. Spatial and temporal variation of water column measurements in aquaculture ponds. **Aquaculture**, Amsterdam v. 78, p. 253-266, 1989.

WHEATON, F. W. **Aquacultural engineering**. New York: Wiley Interscience, 1977. 708p.

WOHLFARTH, G. W. Potential benefits of manure in aquaculture - a note qualifying the conclusions from our paper on the dominance of algal - based food webs in fish ponds. **Aquaculture**, Amsterdam n. 94, p. 307-308, 1991.

WOHLFARTH, G. W.; HULATA, G. I. **Applied genetics of tilapias**. Manila: ICLARM.1981. 26p. ICLARM Studies and Reviews, n.6

WOYNAROVICH, E. **Manual de piscicultura**. Brasília, DF, CODEVASF, 1985. 71 p.

YAMAOKA, K. Feedings relationships. In: KEENLEYSIDE, M. H. A. (ed.), **Cichlid Fishes. Behavior, Ecology and Evaluation**, London: Chapman and Hall, 1991. p. 151-172.

YOSHIDA, C. E. **A dinâmica dos fatores físico-químico em três tanques de piscicultura com renovação contínua, sem renovação da água e aeração artificial**. 1996. 91 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) Universidade Estadual de São Paulo, Jaboticabal, 1996.

YOUSSEF, H.; EL-TIMAWY, K.; AHMED, S. Role of aerobic intestinal pathogens of fresh water fish in transmission of human diseases. **Journal of Food Protection**, v. 55, n. 9, p. 739-740, 1992.

ZAGARESE, H. E. Effect of selective planktivory by fry *Rhamdia sapo* (Pimelodus. Pisces) on zooplankton community structure. **Freshwater Biology**, v. 24, p. 557-562, 1990.

ZANIBONI FILHO, E. O desenvolvimento da piscicultura brasileira sem a deterioração da qualidade da água. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 57, n. 1, p. 3-9, 1997.1990.

ZARET, T. M. Predators, invisible prey, and the nature of Polymorphism in Cladocera (class crustacea). **Limnology Oceanography**. n. 17, p. 171-184, 1972

ZARET, T. M. **Predation and freshwater communities**. New Havana: Yale University Press, 1980

ZIEMANN, D. A. et al. Survey of water quality characteristics of effluent from Hawaiian aquaculture facilities. **Journal of World Aquaculture Society**, v. 23, n. 3, p. 180-181, 1992.

ZIMMERMANN, S. Incubação artificial - técnica permite a produção de tilápias do Nilo geneticamente superiores. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 54, p. 15-21, jul./ago. 1999.

ZIMMERMANN, S. Observações sobre o crescimento de Tilápias Nilóticas (*Oreochromis niloticus*) da linhagem Chitralada em dois sistemas de cultivo e três temperaturas. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5, 2000. Rio de Janeiro **Proceedings...** Rio de Janeiro, Panorama da Aquicultura, 2000. p 323-327.

ZIMMERMANN, S.; LITTLE, D. C. Regional and national impacts of the introduction of the Chitralada strain of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) to Brazil. In: WORLD AQUACULTURE'2003 Salvador **Abstracts...** 2003. Salvador, WORLD AQUACULTURE SOCIETY, 854p.

ZOHAR, G. Efficiency of transfer of oxygen to the water in fish ponds by different aerators. **Fish and Fish Breeding in Israel**, v. 21, p. 17-51, 1989.

ZOHAR, G. et al. Intensive growth of fish with minimal water exchange and vertical water circulation 1988. . **Fish and Fish Breeding in Israel**, v. 21, p. 6-15, 1988.

ZUR, O; SARIG, S. Observations in the feeding of common carp (*Cyprinus carpio*) of chironomid larvae. **Bamigdeh - The Israeli Journal of Aquaculture**. v. 32, n. 1, p. 25-26. 1980.