

MAÍRA PAULA DE SOUSA

**ORGANISMOS PLANCTÔNICOS DE SISTEMAS DE LAGOAS DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS COMO ALIMENTO
NATURAL NA CRIAÇÃO DE TILÁPIA DO NILO**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das exigências
do Programa de Pós- Graduação em Zootecnia,
para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2007

MAÍRA PAULA DE SOUSA

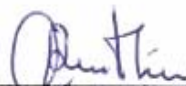
**ORGANISMOS PLANCTÔNICOS DE SISTEMAS DE LAGOAS DE
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS COMO ALIMENTO
NATURAL NA CRIAÇÃO DE TILÁPIA DO NILO**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das exigências
do Programa de Pós- Graduação em Zootecnia,
para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 2 de março de 2007



Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos
(Co-orientador)



Prof. Paulo Cesar Brustolini
(Co-orientador)



Prof.^a Rosane Maria de Aguiar Euclides



Prof. Walter Yoshizo Okano



Prof. Eduardo Arruda Teixeira Lanna
(Orientador)

"Dê-me, Senhor, agudeza para entender, capacidade para reter, método e faculdade para aprender, sutileza para interpretar, graça e abundância para falar. Dê-me, Senhor, acerto ao começar, direção ao progredir e perfeição ao concluir"
(Santo Tomás de Aquino)

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Eduardo Arruda Teixeira Lanna, pela orientação, confiança, paciência e disponibilidade dedicada durante todas as etapas do curso: letivo, experimental e mesmo à distância, além de toda a compreensão e amizade.

Ao CNPq e à Capes, pelo apoio à capacitação e ao projeto, através da concessão da Bolsa de Mestrado.

À FINEP pelo financiamento do projeto no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB, Edital 4), em cujo âmbito foi desenvolvido o presente estudo.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV) e ao Departamento de Zootecnia (DZO), pela formação propiciada através do curso de pós-graduação em Zootecnia.

Ao Laboratório de Nutrição de Peixes do Departamento de Zootecnia da UFV e ao Laboratório de Controle de Qualidade de Água da Divisão de Água e Esgotos da UFV, por toda a infra-estrutura e suporte oferecidos à realização experimental.

Ao Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos do Departamento de Engenharia Civil da UFV, como co-orientador e pela colaboração e parceria para realização do projeto.

Ao Prof. Paulo Cesar Brustolini, do Departamento de Zootecnia da UFV, como co-orientador, pelo apoio e incentivo durante todo o curso.

À Prof^a. Rosane Maria de Aguiar Euclydes do Departamento de Biologia Vegetal da UFV, pelo auxílio para coleta, identificação e quantificação do fitoplâncton.

Ao Prof. Walter Yoshizo Okano, do Departamento de Biologia Animal da UFV, pelo auxílio para coleta, identificação e quantificação do zooplâncton.

A Gina Vazquez Sebastian, Gerente de Biotecnologia e Tratamentos Ambientais do Centro de Pesquisas e Desenvolvimento da Petrobras, que possibilitou a continuidade e conclusão dos trabalhos experimentais e todo o incentivo e apoio à finalização da tese.

A todos os colegas de trabalho, verdadeiros amigos, que me ajudaram em todos os momentos, durante as disciplinas, no laboratório e período experimental, por todos os momentos de trabalho, dificuldades, alegrias e descontração. Ao Marcos, pela amizade, pelos vários e contínuos ensinamentos e discussões, e todo o incentivo e confiança; à Claudia, por toda a disponibilidade e realização de várias análises experimentais; ao Anderson, pela incomparável ajuda principalmente no trabalho experimental de campo; à Sanae, amiga-irmã, por todos os momentos, seja no trabalho, em casa ou qualquer

outro lugar, pelo carinho, dedicação, preocupação, alegria, companhia e muito mais; ao Alaor, pelo incentivo em vários momentos; ao Moisés, pela sinceridade e companheirismo inconfundíveis; ao Felipe, pela recepção e incentivo no início do curso e chegada ao laboratório; ao Wagner, pela descontração e alegria que trazia ao trabalho, estando sempre disposto a ajudar, mesmo nos trabalhos mais cansativos e ao Fernando, por toda a amizade, disponibilidade e interesse.

A vários amigos, que de forma direta ou indireta, contribuíram com o desenvolvimento e realização deste trabalho em diferentes momentos e sob diferentes circunstâncias, em especial à amiga Shirley, a Luiz Fernando, Renato, Cláudia, Bianca, e sobretudo, a alguém muito especial, Marcelo, pelo carinho, incentivo, compreensão e tempo, nos momentos finais e talvez mais exaustivos.

A meus pais, Antônio e Regina, ao meu irmão André e a todos meus familiares, que se preocuparam e contribuíram em todos os momentos, cada um a sua maneira.

A Deus... sem o qual nenhum dos agradecimentos anteriores seria possível.

Sinceramente Obrigada!

BIOGRAFIA

MAÍRA PAULA DE SOUSA, filha de Antônio Ivanir de Sousa e Regina Maria Pupin de Sousa; nascida em Ribeirão Preto, Estado de São Paulo, Brasil, no dia 19 de setembro de 1981.

Licenciada em Ciências Biológicas pela Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, da USP - Universidade de São Paulo, em 2002.

Bacharel em Ciências Biológicas pela Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, da USP - Universidade de São Paulo, em 2003, com Monografia na área de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos – Limnologia.

Admitida no programa de Pós-Graduação em Zootecnia, da UFV - Universidade Federal de Viçosa, no nível de Mestrado, em 2004, com pesquisa na área de Limnologia aplicada à Piscicultura e Saneamento Ambiental.

Atualmente, atua como Bióloga no CENPES - Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo Américo Miguez de Mello, da PETROBRAS - Petróleo Brasileiro S.A., na área de Biotecnologia e Tratamentos Ambientais.

Submeteu-se aos exames finais de defesa de tese do Mestrado, em março de 2007.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS.....	ix
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. O tratamento de efluentes sanitários com vistas à sua utilização em piscicultura.....	3
2.1.1. Tratamento anaeróbio em reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB).....	6
2.1.2. Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB em biofiltros aerados submersos.....	7
2.1.3. Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB em lagoas de polimento	8
2.2. Utilização de efluentes sanitários em piscicultura.....	10
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
3.1. Descrição da unidade experimental.....	15
3.2. Coleta e análise de amostras.....	18
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
4.1. Parâmetros físicos e químicos de qualidade da água.....	22
4.1.1. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	22
4.1.2. Demanda química de oxigênio (DQO)	22
4.1.3. Sólidos suspensos totais (SST).....	24
4.1.4. Temperatura	24
4.1.5. Oxigênio dissolvido (OD).....	25
4.1.6. pH.....	27
4.1.7. Clorofila- <i>a</i>	29
4.1.8. Nitrogênio (N) e fósforo (P).....	30
4.2. Caracterização do fitoplâncton nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura.....	32
4.2.1. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos nas lagoas de polimento	41
4.2.2. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos nos reservatórios.....	42
4.2.3. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos nos tanques de criação de peixes.....	43
4.2.4. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos no efluente final	43
4.3. Caracterização do zooplâncton nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura.....	44
4.3.1. Ocorrência de organismos zooplanctônicos nas lagoas de polimento	50
4.3.2. Ocorrência de organismos zooplanctônicos nos reservatórios.....	51

4.3.3. Ocorrência de organismos zooplactônicos nos tanques de criação de peixes.....	51
4.3.4. Ocorrência de organismos zooplactônicos no efluente final.....	52
4.4. Caracterização dos organismos planctônicos ingeridos pelos peixes	53
4.4.1. Ocorrência de organismos fitoplactônicos no conteúdo estomacal, no conteúdo intestinal e nas fezes dos peixes.....	53
4.4.2. Ocorrência de organismos zooplactônicos no conteúdo estomacal, no conteúdo intestinal e nas fezes dos peixes.....	55
4.5. Desempenho zootécnico	56
5. CONCLUSÕES	59
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Configuração das lagoas de polimento, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).....	17
Tabela 2. Parâmetros físicos e químicos de qualidade da água nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura, médias e desvios padrão, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).....	23
Tabela 3. Valores médios e desvios padrão de temperatura da água (°C), nos reservatórios e tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).....	24
Tabela 4. Valores médios e desvios padrão de OD (mg L ⁻¹) nos reservatórios e tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	26
Tabela 5. Valores médios e desvios padrão de pH nos reservatórios e tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	28
Tabela 6. Classes, Famílias e Gêneros dos principais representantes do fitoplâncton encontrados nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	32
Tabela 7. Média das densidades de células (cels mL ⁻¹), dos principais representantes do fitoplâncton, nas lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4), nos reservatórios (Rs), nos tanques de criação de peixes pequenos (TpP) e grandes (TpG) e no efluente final (EF), outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	40
Tabela 8. Média das densidades (ind L ⁻¹) dos principais representantes do zooplâncton nas lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4), nos reservatórios (Rs), nos tanques de criação de peixes pequenos (TpP) e de peixes grandes (TpG) e no efluente final (EF), outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	49
Tabela 9. Frequência de representantes do fitoplâncton, observados no conteúdo estomacal (CE), no conteúdo intestinal (CI) e nas fezes (F), de peixes pequenos e grandes.	53
Tabela 10. Frequência de representantes do zooplâncton observados no conteúdo estomacal (CE), no conteúdo intestinal (CI) e nas fezes (F) de peixes pequenos e de peixes grandes.	55
Tabela 11. Desempenho zootécnico dos grupos de peixes pequenos e de peixes grandes criados com efluentes sanitários tratados em lagoas de polimento, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	56

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma típico de um sistema de tratamento de esgotos por reatores UASB. Fonte: Chernicharo et al. (2006).	6
Figura 2. Fluxograma do sistema composto por reator UASB e biofiltro aerado submerso. Fonte: Chernicharo et al. (2006).	8
Figura 3. Ilustração esquemática da configuração e dos processos predominantes em lagoas facultativas. Fonte: Rios (2007).	9
Figura 4. Ilustração esquemática da configuração reator UASB seguido por lagoas de polimento em série. Fonte: Rios (2007).	10
Figura 5. Reator UASB e biofiltro aerado submerso, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).	15
Figura 6. Sistema de lagoas de polimento, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).	16
Figura 7. Ilustração esquemática do reator (UASB), do biofiltro aerado submerso (BF) e das lagoas de polimento, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).	16
Figura 8. Ilustração esquemática das lagoas 3 e 4, reservatórios e tanques de criação de peixes, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).	17
Figura 9. Reservatórios e tanques de criação de peixes, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).	18
Figura 10. Cubas coletoras de fezes e peixes no interior da cesta de acondicionamento. A. Cuba utilizada para o grupo de peixes pequenos. B. Cuba utilizada para o grupo de peixes grandes. C. Peixes no interior da cesta de acondicionamento.	20
Figura 11. Variação dos valores médios de temperatura da água (°C), ao longo de 12 horas nos tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	25
Figura 12. Variação dos valores médios de OD, ao longo de 12 horas nos tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	27
Figura 13. Variação dos valores médios de pH ao longo de 12 horas nos tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).	28
Figura 14. <i>Geitlerinema sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	33
Figura 15. <i>Spirulina sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	33
Figura 16. <i>Chlamydomonas sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	34

Figura 17. <i>Ankistrodesmus sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	34
Figura 18. <i>Chlorella sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	35
Figura 19. <i>Oocystis sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	35
Figura 20. <i>Scenedesmus sp</i> , imagens digitais obtidas em microscópio óptico (aumento: 400x). A. Colônias com células fusiformes. B. Colônias com células ovaladas.	36
Figura 21. <i>Trachelomonas sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	37
Figura 22. <i>Cryptomonas sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	37
Figura 23. <i>Fragilaria sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	38
Figura 24. <i>Amphora sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	38
Figura 25. <i>Pinnularia sp</i> , imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).	39
Figura 26. Protozoários ciliados, imagens digitais obtidas em microscópio óptico (aumento: 200x).	44
Figura 27. Rotífera I, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 200x).	45
Figura 28. Rotífera II, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 100x).	45
Figura 29. Rotífera III, imagens digitais obtidas em microscópio óptico (aumento: 200x). A. Rotífera com o pé retraído. B. Rotífera com o pé estendido.	45
Figura 30. Cladocera <i>Moina minuta</i> , imagens digitais obtidas em microscópio óptico (aumento: 40x). A. Cladocera em vista lateral. B. Cladocera em vista ventral.	46
Figura 31. Copepoda <i>Thermocyclops decipiens</i> , imagens digitais obtidas em microscópio óptico. A. Náuplio (aumento: 100x). B. Adulto com ovisacos (aumento: 40x).	47
Figura 32. Larva de Insecta observada na superfície da água, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 40x).	48

RESUMO

SOUSA, Máira Paula de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2007.
Organismos planctônicos de sistemas de lagoas de tratamento de esgotos sanitários como alimento natural na criação de tilápia do Nilo. Orientador: Eduardo Arruda Teixeira Lanna. Co-orientadores: Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Paulo Cesar Brustolini.

Uma das alternativas para o reúso de água é a utilização de efluentes sanitários tratados para o abastecimento de tanques de piscicultura. Em sistemas integrados de lagoas de estabilização/polimento e piscicultura, as lagoas promovem a produção de alimento natural (plâncton) para os peixes, e os tanques de piscicultura podem contribuir com a melhoria de qualidade da água descartada, minimizando o processo de eutrofização nos corpos d'água receptores. O conhecimento dos parâmetros físicos e químicos e da composição da comunidade planctônica nestes sistemas torna-se relevante para a prática da piscicultura, uma vez que, para a viabilidade de produção, é necessário determinar não só a quantidade, mas também a qualidade do alimento, bem como avaliar o aproveitamento do alimento natural pelas espécies de peixes de interesse de criação. Neste trabalho, um sistema integrado de lagoas de polimento e tanques de piscicultura em escala piloto foi avaliado com os objetivos de (i) identificar e quantificar os principais grupos de organismos fito e zooplanctônicos encontrados em efluentes sanitários tratados em lagoas de polimento e utilizados em tanques de criação de peixes; (ii) identificar quais desses organismos são ingeridos, digeridos (total ou parcialmente), ou não digeridos, por indivíduos da espécie *Oreochromis niloticus* (Tilápia do Nilo) de diferentes tamanhos; e (iii) avaliar a qualidade da água descartada como efluente final, após sua utilização em tanques de piscicultura. Concluiu-se que, a maior parte dos organismos fito e zooplanctônicos encontrados nos efluentes utilizados é consumida e aproveitada como fonte de alimento natural pelas tilápias; e que, o sistema de piscicultura contíguo às lagoas de polimento, atua como uma etapa de tratamento, contribuindo com a melhoria da qualidade da água descartada como efluente final.

ABSTRACT

SOUSA, Máira Paula de, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2007.

Planktonic organisms from polishing lagoons of the sewage treatment system as natural food to Nile Tilapia culture. Adviser: Eduardo Arruda Teixeira Lanna.

Co-Adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos e Paulo Cesar Brustolini.

One alternative for water reuse is the utilization of establishing/polishing lagoons wastewater treated to supply pisciculture tanks. In establishing/polishing lagoons integrated to pisciculture system, the lagoons produce natural feed (plankton) to the fishes, and pisciculture tanks contribute with the better discarded water quality, reducing the eutrofization process in water receiver system. The knowledge of physical and chemistry parameters and the constitution of plankton community in this systems is very important, already that to production viability, is necessary determinate not only the quantity, but the quality from food, thus like evaluate the digestible efficiency of this natural food on culture fish species. In this research, a polishing lagoons system integrated to pisciculture tanks in pilot scale was evaluated with the objectives to (i) identify and quantify the most important phytoplankton and zooplankton organisms groups finding on wastewater treatment and pisciculture systems; (ii) identify which organisms are ingested, digested (all or partially), or no digested, by different sizes of *Oreochromis niloticus* (Nile Tilapia); and (iii) evaluate the effluent quality after its use in pisciculture tanks. Concluded that, the majority phytoplankton and zooplankton organisms finding on effluent treated were consume and digested, constituting fountain of natural food to Nile Tilapia; and that, the pisciculture system integrated to polishing lagoons system, act like one phase to the treatment, contributing with the final effluent's better water quality.

1. INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água é um dos fatores mais importantes a diversas atividades humanas, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos, exigindo atenção cada vez maior às necessidades de uso para as mais diversas finalidades (Mancuso & Santos, 2003). O Brasil conta com consideráveis reservas de recursos hídricos, cerca de 8% do total de água doce do planeta, entretanto, desigualmente distribuídos no território nacional e, muitas vezes, distantes dos principais centros populacionais e industriais do país, os quais demandam água em quantidade e qualidade cada vez maiores (Luz, 2005). Por isso, cresce no país a consciência em torno da importância do uso racional da água, da necessidade de controle de perdas e desperdícios e do reúso da água.

O reúso de água é definido como o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original. O reúso pode ser classificado em reúso potável e não potável, este último, incluindo a utilização de efluentes sanitários em aquicultura, a qual consiste na produção de peixes e plantas aquáticas visando a obtenção de alimento e/ou energia, utilizando-se os nutrientes presentes nos efluentes tratados (Mancuso & Santos, 2003).

A utilização de excretas humanos em piscicultura constitui uma prática muito antiga, principalmente na Ásia. O desenvolvimento do reúso de água para a aquicultura se deu inicialmente como técnica complementar ao tratamento de esgotos por meio da utilização de plantas aquáticas, sendo posteriormente adotado a criação de peixes com o objetivo de produção de proteína (Edwards, 1992; Moscoso *et al.*, 1992). Exemplos desta prática são encontrados em várias partes do mundo, na Europa, África, Ásia, América Latina e Oriente Médio; registros de projetos de dimensões consideráveis datam do início do século passado (Índia e Alemanha), ou mais recentes, porém em grande intensidade, a exemplo de Israel (Bastos *et al.*, 2003a).

A associação de sistemas de lagoas para o tratamento de esgotos com a atividade de piscicultura é particularmente interessante, pois o aporte contínuo de nutrientes nas lagoas favorece o desenvolvimento de uma comunidade planctônica, que por sua vez pode ser aproveitada como alimento natural pelos peixes.

O conhecimento dos organismos planctônicos presentes nos efluentes pode contribuir para o melhor manejo do sistema, favorecendo o aproveitamento do alimento natural na alimentação dos peixes e o aumento da produção com economia de insumos (fertilizantes e ração) e redução de custos. Neste sentido é importante avaliar aspectos de aceitação e digestibilidade de diferentes organismos fito e zooplanctônicos por parte de espécies de peixes com potencial econômico e que possam consumir organismos planctônicos em alta quantidade.

Além disso, com um manejo adequado, o sistema de piscicultura passa a agir como uma etapa do processo de tratamento, atuando na remoção complementar de sólidos, matéria orgânica e na reciclagem de nutrientes, contribuindo para a melhoria da qualidade do efluente final e para a minimização do impacto sobre os corpos receptores.

Entretanto, no Brasil são relativamente escassas as informações sobre piscicultura com efluentes sanitários e, neste sentido, idealizou-se esse trabalho, com os objetivos de: (i) identificar e quantificar os principais grupos de organismos fito e zooplanctônicos encontrados em efluentes sanitários tratados em lagoas de polimento e utilizados em tanques de criação de peixes em escala piloto; (ii) identificar quais desses organismos são ingeridos, digeridos (total ou parcialmente) ou não digeridos por indivíduos da espécie *Oreochromis niloticus* (Tilápia do Nilo) de diferentes tamanhos; e (iii) avaliar a qualidade da água descartada como efluente final, após sua utilização em tanques de piscicultura.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. O tratamento de efluentes sanitários com vistas à sua utilização em piscicultura

O tratamento de efluentes sanitários para o lançamento em corpos d'água receptores visa o cumprimento de três objetivos principais: (i) o controle da poluição, por meio da remoção de matéria orgânica carbonácea; (ii) o controle da eutrofização, por meio da remoção de nutrientes, mais especificamente nitrogênio e fósforo; (iii) o controle da veiculação de doenças, por meio da remoção de organismos patogênicos (von Sperling, 2005).

Os efluentes sanitários contêm nitrogênio e fósforo provenientes das fezes, urina, restos de alimentos e produtos de limpeza domésticos. O esgoto bruto pode conter cerca de 30 - 50 mg N L⁻¹ e 10 - 20 mg P L⁻¹. Já no esgoto tratado, as formas nas quais o nitrogênio está presente (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) depende das técnicas de tratamento empregadas (von Sperling, 2005).

A legislação brasileira - Resolução CONAMA nº 357 / 2005 (Brasil, 2005) - estabelece padrões de lançamento de efluentes e padrões de qualidade das águas a serem mantidos nos corpos d'água. Para o nitrogênio é estabelecido um padrão de lançamento de 20 mg N-NH₃ L⁻¹ e um limite a ser mantido no corpo d'água de 0,5 - 13,3 mg N-NH₃ L⁻¹ dependendo de sua condição de enquadramento e do pH da água. Para o fósforo, são estabelecidos limites a serem mantidos no corpo d'água de 0,02 - 0,15 mg P L⁻¹, dependendo da condição de enquadramento e do tipo de ambiente aquático (lêntico ou lótico). São, portanto, padrões rigorosos e nem sempre de fácil atendimento por meio do tratamento dos esgotos, o que, por sua vez, induz à prática do reúso como forma de reciclagem de nutrientes.

Os nutrientes presentes no esgoto sanitário favorecem o desenvolvimento do plâncton - a base de toda cadeia alimentar em ambientes aquáticos. O nitrogênio (N) é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos devido principalmente à sua participação na formação de proteínas, componente básico da biomassa (Esteves, 1998). O equilíbrio do ciclo bioquímico do N é regulado principalmente pela atividade biológica, a maior parte do N é assimilada pelo fitoplâncton que, após seu ciclo de vida, é depositado como matéria orgânica, a qual, ao ser decomposta, libera, sobretudo, nitrogênio amoniacal (N-NH₃) para a

coluna d'água. Por outro lado, as diversas espécies de N são tóxicas aos peixes, em particular a amônia na forma livre, não ionizada (NH_3). Em geral, os níveis letais são: amônia: 0,6 - 2,0 mg L⁻¹; nitrito: 0,5 mg L⁻¹ nitrato: 5,0 mg L⁻¹ (Sipaúba-Tavares, 1995).

O ciclo biológico do fósforo (P) regula a produtividade no ambiente, uma vez que é imediatamente incorporado à cadeia alimentar via fitoplâncton e zooplâncton, propiciando a sucessão e o desenvolvimento dessas populações no sistema aquático (Sipaúba-Tavares, 1995). Seu ciclo é muito rápido, o P de organismos planctônicos rapidamente torna-se disponível após a decomposição. Segundo Infante (1988), cerca de 50% do P que forma o corpo de um organismo zooplanctônico fica livre 4 horas após a morte do organismo e, dessa forma, o P pode ser novamente incorporado no sistema via decompositores.

Apesar do P ser um dos constituintes presentes na água em menores concentrações, sua importância biológica é extremamente relevante, pois, é considerado um elemento que freqüentemente limita a produtividade primária em ecossistemas aquáticos (Sipaúba-Tavares, 1995).

Os efluentes sanitários contêm ainda concentração relativamente elevada de matéria orgânica carbonácea, expressa usualmente em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ou demanda química de oxigênio (DQO). O esgoto contém cerca de 300 - 500 mg DBO L⁻¹ e 400 - 1.000 mg DQO L⁻¹, o que denota um efluente de fácil biodegradabilidade. As concentrações no esgoto tratado dependerão também das técnicas de tratamento empregadas (von Sperling, 2005), porém não há grandes dificuldades de atendimento aos padrões estabelecidos em legislações ambientais, mesmos aqueles mais rigorosos, como o da legislação de Minas Gerais – 60 mg DBO L⁻¹ ou no mínimo 85% de remoção (Minas Gerais, 1987).

As cargas orgânicas afluentes aos tanques de piscicultura influem na oxigenação da água. Bartone (1990), citado por Bastos *et al.* (2003a), sugere que de forma a garantir um adequado equilíbrio entre a produtividade, crescimento dos peixes e demanda de oxigênio, as taxas de aplicação superficial de matéria orgânica devem situar-se em torno de 10 - 20 kg DBO₅ ha⁻¹ dia⁻¹.

Por fim, é importante destacar que os esgotos sanitários em geral contêm elevadas concentrações de organismos patogênicos diversos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos) e, portanto, constituem veículo de diversas doenças via contaminação de águas utilizadas para recreação e de fontes de abastecimento de

água para consumo humano, irrigação e piscicultura. Mais uma vez, a técnica de tratamento empregada determinará a qualidade do efluente tratado, a qual, devido às dificuldades de monitoramento rotineiro dos patógenos, é geralmente expressa pela concentração remanescente de organismos indicadores de contaminação (da eficiência de tratamento) – na maioria das vezes as bactérias do grupo coliforme (Bastos *et al.*, 2003b).

A Resolução CONAMA nº 357 / 2005 não estabelece padrão de lançamento de efluentes em termos de coliformes, mas fixa limites a serem mantidos no corpo receptor dependendo da condição de enquadramento e do uso da água. Para a aquicultura é estabelecido um padrão de qualidade da água de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mL.

A Organização Mundial da Saúde (OMS) propõe as seguintes diretrizes sanitárias para o uso de efluentes sanitários tratados em aquicultura: (i) $\leq 10^3$ *E.coli* por 100 mL no tanque de piscicultura ou $\leq 10^4$ *E.coli* por 100 mL no afluente ao tanque; (ii) ausência de ovos de trematóides e ≤ 1 ovo nematóides L⁻¹ (WHO, 2006). Como sintetizado em Bevilacqua *et al.* (2006), tais recomendações visam a proteção da saúde dos consumidores, trabalhadores e do público com acesso às áreas de cultivo e têm como base os seguintes pressupostos: (i) estima-se uma redução de 1 log₁₀ no tanque de piscicultura; (ii) patógenos de origem entérica (fecal) humana (bactérias, vírus e protozoários) podem ser transportados para as escamas, as guelras, o líquido intraperitoneal, as vias digestivas e os músculos dos peixes; (iii) a colonização do músculo por bactérias só ocorre quando sua densidade na água estiver acima de 10⁴-10⁵ organismos por 100 mL; isto porque existiriam mecanismos de defesa natural no organismo dos peixes, impedindo que as bactérias consigam romper a barreira do trato intestinal e penetrar nos tecidos.

Portanto, o tratamento de efluentes sanitários com vistas à sua utilização em piscicultura deve alcançar: (i) remoção de DBO compatível com a manutenção da adequada oxigenação em tanques de piscicultura; (ii) efetiva remoção de nitrogênio, em particular de amônia, devido à elevada toxicidade deste elemento aos peixes; (iii) remoção de organismos patogênicos e indicadores de contaminação compatível com a qualidade da água recomendada para a piscicultura. A remoção de fósforo de fato não é desejada, em virtude do potencial fertilizante deste elemento em viveiros de peixes.

2.1.1. Tratamento anaeróbio em reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB)

Nos últimos anos ganhou destaque no Brasil a aplicação dos reatores UASB para o tratamento de efluentes sanitários, dentre outras, pelas seguintes razões: (i) baixos custos de implantação e operação; (ii) operação e manutenção relativamente simples; (iii) pequena demanda de área; (iv) elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos (Chernicharo, 1997).

O processo anaeróbio ocorre em quatro etapas, onde grupos específicos de bactérias atuam em etapas dinamicamente inter-relacionadas, gerando dióxido de carbono, metano e lodo parcialmente digerido como produtos finais. Na primeira etapa, a matéria orgânica complexa é transformada em compostos mais simples como ácidos graxos, aminoácidos e açúcares, pela ação dos microorganismos hidrolíticos. Na segunda, as bactérias acidogênicas, e na terceira, as bactérias acetogênicas transformam os ácidos e açúcares em compostos mais simples como ácidos graxos de cadeia curta, ácido acético, hidrogênio molecular e dióxido de carbono. E na última, os microrganismos metanogênicos finalmente transformam esses substratos em metano e dióxido de carbono. A remoção de sólidos se dá através de separação física por meio da adsorção das partículas suspensas e posterior sedimentação dos grânulos de lodo no interior do reator. O processo de tratamento acima descrito se dá pelo contato do esgoto em fluxo ascendente através de uma região de elevada concentração de microrganismos anaeróbios com alto tempo de detenção celular – a manta de lodo (Chernicharo, 1997). Na Figura 1 ilustra-se, esquematicamente, a configuração típica de um reator UASB.

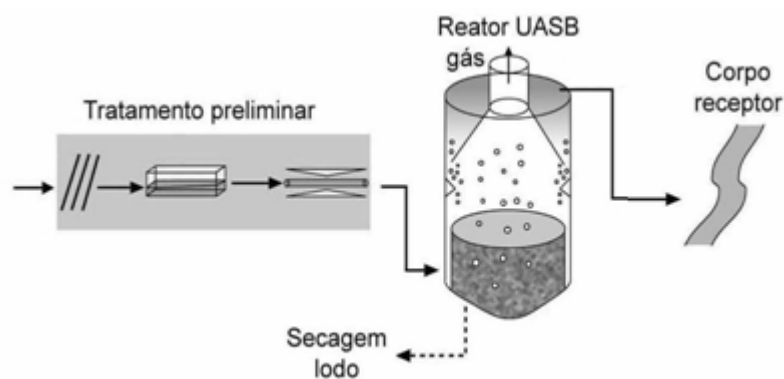


Figura 1 - Fluxograma típico de um sistema de tratamento de esgotos por reatores UASB. Fonte: Chernicharo et al. (2006).

Reatores UASB apresentam 65% - 75% de eficiência de remoção de DBO, DQO e de sólidos suspensos totais (SST). No entanto, o efluente de um reator UASB ainda exige algum tipo de pós-tratamento para a remoção complementar de matéria orgânica e, principalmente, para a remoção de nutrientes e de organismos patogênicos. Em relação ao nitrogênio, de fato nos reatores UASB ocorre aumento da concentração de amônia, ou amonificação do efluente - processo pelo qual os microrganismos utilizam proteínas e aminoácidos para seu crescimento e liberam o excesso de nitrogênio na forma de amônio (NH_4^+) (Chernicharo, 1997, Chernicharo, 2001).

Segundo Chernicharo *et al.* (2006), praticamente todos os processos de tratamento de esgotos podem ser usados como pós-tratamento dos efluentes do reator UASB (biológicos, aeróbios ou anaeróbios, ou físico-químicos, com adição de coagulantes). A eficiência global do sistema é em geral similar à que seria alcançada se o processo de pós-tratamento fosse aplicado ao esgoto bruto. No entanto, os requisitos de área, volume e energia, bem como a produção de lodo, são bem menores.

2.1.2. Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB em biofiltros aerados submersos

Um biofiltro aerado submerso (BF) é composto por um leito de material inerte (por exemplo, brita) onde microrganismos se mantêm aderidos e se desenvolvem na forma de um filme biológico (biofilme). O meio poroso, através do qual fluem esgoto e ar insuflado, é mantido sob imersão pelo fluxo hidráulico. Os biofiltros aerados submersos com meios granulares, realizam, no mesmo reator, a remoção de compostos orgânicos solúveis e de partículas em suspensão, pois além de servir de meio suporte para os microrganismos, o material granular constitui um eficaz meio filtrante. Uma das vantagens da combinação UASB + BF é o fato de que o lodo em excesso, removido pela lavagem dos filtros, é retornado ao reator UASB, onde sofre adensamento e digestão conjuntamente com o lodo anaeróbio. O sistema UASB + BF promove remoção complementar de DBO, DQO e SST (80 - 95%), mas a remoção de nutrientes e patógenos permanece limitada (Gonçalves *et al.*, 2001; Chernicharo *et al.*, 2006). A Figura 2 ilustra esta concepção de tratamento.

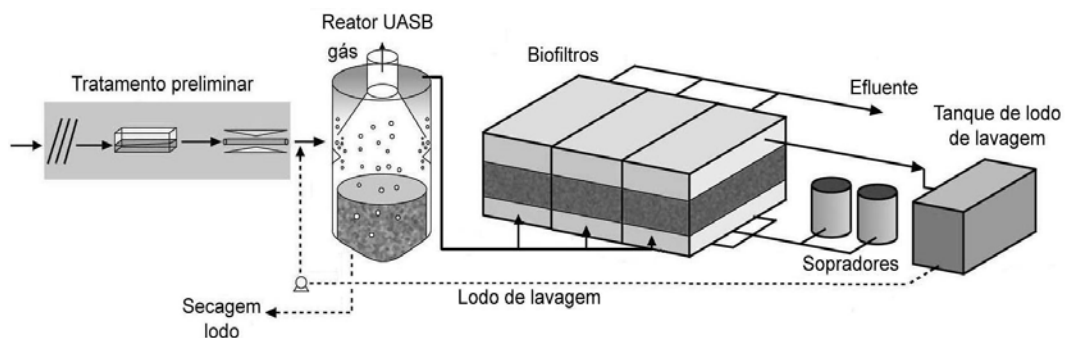


Figura 2 - Fluxograma do sistema composto por reator UASB e biofiltro aerado submerso. Fonte: Chernicharo et al. (2006).

2.1.3. Pós-tratamento de efluentes de reatores UASB em lagoas de polimento

As lagoas de estabilização têm como principal objetivo transformar o material orgânico presente na água em produtos mineralizados (estabilização da matéria orgânica carbonácea).

O termo lagoa facultativa refere-se ao fato de que neste tipo de lagoa predominam as bactérias facultativas devido ao estabelecimento de dois ambientes: um predominantemente anaeróbio mais ao fundo, decorrente da sedimentação da matéria orgânica particulada mais densa e da formação de uma camada de lodo; outro aeróbio, mais à superfície, onde se estabelece um equilíbrio das atividades metabólicas dos microrganismos fotossintetizantes e das bactérias - através da fotossíntese, o fitoplâncton produz oxigênio, que é utilizado pelas bactérias na degradação da matéria orgânica. Os subprodutos da digestão anaeróbia podem retornar à coluna líquida, onde, em conjunto com o material particulado mais fino e a matéria orgânica solúvel, serão degradados por processos aeróbios (von Sperling, 2002). A figura 3 ilustra esquematicamente a configuração e os processos predominantes em uma lagoa facultativa.

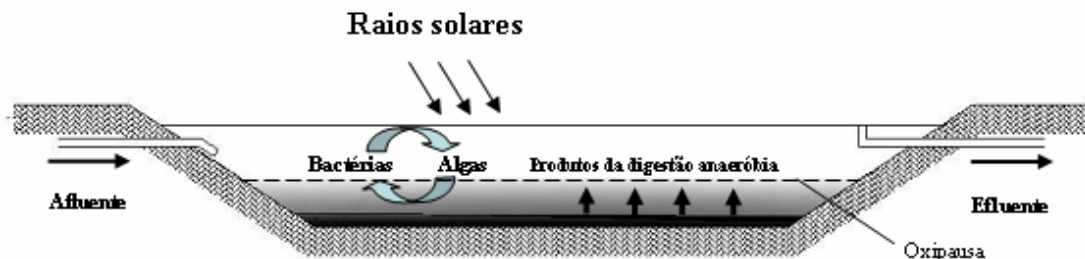


Figura 3 - Ilustração esquemática da configuração e dos processos predominantes em lagoas facultativas. Fonte: Rios (2007).

Além das lagoas de estabilização e facultativas, existem as lagoas de maturação, cuja principal função é a remoção de organismos patogênicos. As lagoas de maturação são geralmente projetadas com profundidades mais reduzidas, permitindo a penetração da luz solar em toda a coluna líquida, acentuando a atividade fotossintética e elevando a produção de oxigênio dissolvido, o consumo de gás carbônico e, conseqüentemente, a elevação do pH, condições que, por sua vez, intensificam a ação bactericida e viricida dos raios solares ultravioleta. Ovos de helmintos e oocistos de protozoários são removidos por sedimentação (von Sperling, 2002; von Sperling *et al.*, 2003).

Lagoas de polimento é o termo utilizado para as unidades de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, pois estas têm ainda a função de remoção complementar de matéria orgânica. Estas lagoas podem ser dimensionadas como lagoas de maturação devido à elevada remoção de DBO que ocorre nos reatores anaeróbios e, portanto, os problemas de sobrecarga orgânica na primeira lagoa da série são reduzidos. Assim como nas lagoas de maturação, por serem projetadas com baixas profundidades, a atividade fotossintética nas lagoas de polimento se intensifica, o que as torna mais eficientes na remoção de patógenos e também de nutrientes, principalmente nitrogênio.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio amoniacal nas lagoas são a assimilação pelo fitoplâncton e, principalmente, a volatilização. Como já referido, a atividade fotossintética promove uma elevação do pH, com o que um percentual maior da amônia total estará sob a forma gasosa, livre, volátil, não ionizada (NH_3), em detrimento da forma ionizada (NH_4^+) (von Sperling, 2002).

A eficiência das lagoas de polimento é maximizada quando concebidas como unidades em série, em geral três ou quatro unidades com tempo de detenção

hidráulica total de 10 – 20 dias (von Sperling, 2002; von Sperling *et al.*, 2003). A figura 4 ilustra esquematicamente a configuração do reator UASB seguido por lagoas de polimento em série.

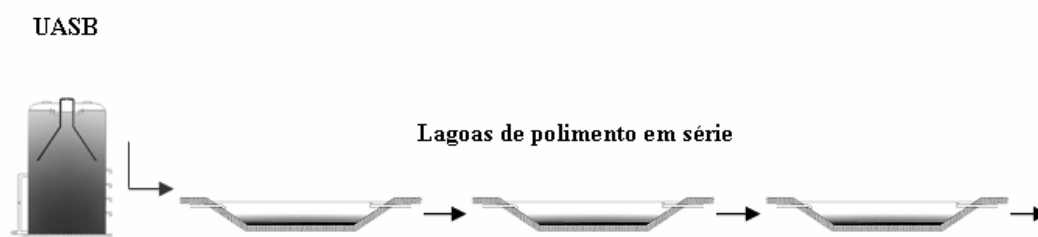


Figura 4 - Ilustração esquemática da configuração reator UASB seguido por lagoas de polimento em série. Fonte: Rios (2007).

2.2. Utilização de efluentes sanitários em piscicultura

Um dos atrativos para a utilização de efluentes sanitários na piscicultura é a oferta de água. Considerando uma contribuição per capita de esgotos de 150 a 200 L hab⁻¹ dia⁻¹ e uma demanda de água para a piscicultura de 10 L s⁻¹ ha⁻¹, constata-se que o esgoto produzido por uma pessoa seria suficiente para suprir uma área de cultivo de peixes de 1,7 a 2,3 m²; ou seja, uma população de 10.000 habitantes produziria “água” para o cultivo de peixes em cerca de 2 ha (Bastos, *et al.*, 2003a).

Um dos fatores mais importantes para o sucesso na produção de peixes é a utilização do plâncton como alimento natural, porque, independentemente do hábito alimentar do peixe na fase adulta (incluindo o alimento artificial), nos estágios iniciais de desenvolvimento os peixes consomem o plâncton como principal fonte de alimento; além disso, em muitas espécies o peixe adulto ainda apresenta grande capacidade de aproveitamento do plâncton (Sipaúba-Tavares, 1995).

Portanto, a associação de lagoas de estabilização / polimento com a atividade de piscicultura é particularmente interessante devido ao fato de que a produção de plâncton é um aspecto inerente a este processo de tratamento de esgotos, além de sua eficiência na estabilização da matéria orgânica e na remoção de amônia e de organismos patogênicos. Aliás, como observado por Bastos *et al.* (2003a), as lagoas de estabilização, e particularmente as lagoas de polimento e de maturação, são ambientes bastante similares aos tanques de piscicultura, em termos de morfometria e de dinâmica da qualidade da água.

Em linhas gerais, as seguintes características do plâncton são determinantes na seleção alimentar: tamanho e visibilidade, mobilidade e capacidade de flutuação, abundância, facilidade de captura, valor nutricional, palatabilidade, facilidade de absorção e digestão (Roche & Rocha, 2005; Sipaúba-Tavares, 1995; Sipaúba-Tavares & Rocha, 2001). A preferência por fitoplâncton ou zooplâncton varia entre as espécies de peixes; Souza e Teixeira Filho (1985) citam que larvas de tilápia consomem preferencialmente fitoplâncton, enquanto os juvenis de tilápia parecem basear sua alimentação igualmente em fito e zooplâncton. Portanto, o conhecimento dos organismos planctônicos presentes nos efluentes e a seleção criteriosa das espécies de peixes a serem cultivadas são fatores-chave para o melhor aproveitamento da associação tratamento de esgotos - piscicultura.

Valores de clorofila-*a* são geralmente utilizados como indicativos da biomassa de fitoplâncton; em viveiros de peixes não-fertilizados e fertilizados podem ser encontrados valores de, respectivamente, 3 - 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 100 – 800 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Sipaúba-Tavares, 1995). Em lagoas de estabilização facultativas, as concentrações de clorofila-*a* dependem da carga orgânica aplicada e da temperatura, podendo-se citar valores na faixa de 500 a 3.000 $\mu\text{g L}^{-1}$ (von Sperling, 2002).

Em sistemas de lagoas associadas à atividade de piscicultura, Moscovo, *et al.* (1992) observaram, no Peru, predomínio dos gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus* e *Chlamydomonas*.

Monitorando um sistema de lagoas de polimento na Paraíba, com temperatura média de 25°C, Cavalcanti (2003) observou na comunidade fitoplanctônica a predominância dos gêneros *Euglena*, *Chlorella* e *Phacus*; em menores proporções ocorreram os gêneros *Chlorococcum*, *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys*, além da cianobactéria do gênero *Oscillatoria*.

Ruas e Dornelas (2006) em trabalhos realizados anteriormente na mesma unidade experimental do presente estudo, encontraram onze gêneros de organismos fitoplanctônicos predominantes: *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Chroomonas*, *Coelastrum*, *Coenochloris*, *Gleocystis*, *Euglena*, *Phacus*, *Scenedesmus*, *Selenastrum* e *Diatoma*. Organismos pertencentes à Divisão Cyanophyta (cianobactérias), do gênero *Oscillatoria* também foram identificados durante o período de estudo, porém em números muito baixos (Bevilacqua *et al.*, 2006; Ruas & Dornelas, 2006).

Em outro trabalho, Konig (1984) refere-se ao gênero *Euglena* como dos mais tolerantes a cargas orgânicas e dos mais abundantes em lagoas de tratamento de esgotos sanitários.

O zooplâncton de água doce é constituído principalmente por Protozoa, Rotífera e Crustácea, este último, representado principalmente pelos microcrustáceos dos grupos Copepoda, Cladocera e Ostracoda (Rocha, 2000). Moscoso *et al.* (1992) observaram uma proliferação intensa de ciliados, rotíferos, copépodes e cladóceros em lagoas de estabilização no Peru; Guerrin (1988) e Nandini (1999) citam populações de rotíferos e cladóceros de 3.000 e 300 indivíduos L⁻¹, respectivamente, em lagoas de tratamento de esgotos; Kibria *et al.* (1997), analisando a composição bioquímica do plâncton coletado em lagoas de estabilização, ressaltaram seu grande valor nutricional para as primeiras fases de vida de diversas espécies de peixes; e, Laws (1993) e Arauzo (2003) notaram que elevados teores de amônia, enxofre e DBO podem comprometer o desenvolvimento da biomassa zooplanctônica, em particular dos rotíferos.

Nos já referidos trabalhos conduzidos no mesmo sistema de tratamento utilizado no presente trabalho foram encontrados cinco gêneros da comunidade zooplanctônica: *Brachionus* (Rotífera), *Moina* e *Daphnia* (Cladocera), *Mesocyclops* e *Thermocyclops* (Copepoda). Em todas as unidades predominaram os rotíferos, sendo, por vezes, os únicos organismos encontrados. Quando o sistema foi operado com tempo de detenção hidráulica mais elevado, isto favoreceu o desenvolvimento de microcrustáceos com ciclo de vida mais longo (Cladocera e Copepoda). Durante o período considerado (18 meses), embora nem sempre, verificou-se uma relação inversa entre as populações planctônicas ao longo da série de lagoas, sugerindo uma relação de pastagem entre zôo e fitoplâncton (Bevilacqua *et al.*, 2006; Ruas & Dornelas, 2006).

As espécies de peixes em geral sugeridas para o cultivo com águas residuárias são aquelas capazes de suportar condições mais desfavoráveis em termos de concentrações de oxigênio dissolvido (mais baixas) e de amônia (mais elevadas), ou variações mais amplas destes parâmetros (condição tipicamente encontrada em lagoas de estabilização); neste aspecto destacam-se espécies mais robustas, por exemplo, de carpa e tilápia. As tilápias (*Oreochromis sp*) são consideradas as com maior potencial (Buras *et al.*, 1987; Jana, 1998), particularmente a Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) por tolerar baixos valores de OD e altas concentrações de

amônia tóxica, comparativamente à maioria dos outros peixes (Santos *et al.*, 2006); além disso, esta espécie apresenta grande habilidade em filtrar partículas do plâncton e, assim, quando cultivada em viveiros adubados geralmente supera em crescimento e conversão alimentar as demais espécies de tilápia (Kubitza, 2000).

A associação tratamento de esgotos - piscicultura pode se dar pelo peixamento das lagoas ou pela utilização do efluente das lagoas em tanques de piscicultura. Porém, segundo Edwards (1992), nem sempre se consegue conjugar os objetivos do tratamento dos esgotos e o da produtividade piscícola em um único ambiente, pois a introdução de peixes nas lagoas provoca alterações na comunidade planctônica e na qualidade da água. Na opinião de Bastos *et al.* (2003a), tanques de piscicultura contíguos às lagoas possibilitam um melhor manejo da qualidade da água, por meio do controle de vazões afluentes para a taxa de renovação de água desejada.

A produtividade é ainda influenciada pela taxa de estocagem dos peixes, pois elevadas densidades, com a manutenção das taxas de crescimento, dependem da disponibilidade e qualidade do alimento e das condições ambientais da água do viveiro (Proença & Bittencourt, 1994).

Diversos estudos (em escala real, piloto ou de demonstração) têm demonstrado a viabilidade econômica e uma considerável produção de peixes (em geral, tilápias) com efluentes de, ou em lagoas de estabilização: Olah (1980) na Hungria, Srinivasan (1980) na Índia, Sharma *et al.* (1987) na Tailândia, Moscoso *et al.* (1992) no Peru.

Entretanto, outros estudos sugerem que para além das fases iniciais de desenvolvimento dos peixes o alimento natural pode não ser suficiente para proporcionar ganhos de peso satisfatório, quando comparados ao cultivo convencional com fornecimento de ração (Pereira, 2000; Bastos *et al.*, 2003c). Não obstante, os resultados foram interpretados por estes autores como indicativos da viabilidade técnico - econômica do cultivo de tilápias com efluentes de lagoas, com ênfase na fase de alevinagem.

Os estudos de Bastos *et al.* (2003c), realizados na mesma unidade experimental do presente trabalho, demonstraram que durante o primeiro estágio de alevinagem (Tilápia do Nilo), com densidade inicial de 10 peixes por m³ (densidade final de 3 peixes por m³) e taxa de renovação de água nos tanques de 10% ao dia, o tratamento que recebeu o efluente das lagoas (plâncton como única fonte de

alimento) apresentou ganho de peso superior ao grupo controle (cultivado em água e com ração comercial). Concluiu-se que o plâncton produzido nas lagoas mostrou-se de excelente qualidade (valor nutritivo), porém insuficiente em termos quantitativos, principalmente nas fases de crescimento mais avançadas e para as densidades mais elevadas de peixes (densidades iniciais de 20 e 30 peixes por m³).

Em trabalhos subsequentes na mesma unidade estes resultados foram de certa forma confirmados, verificando-se ainda a influência da taxa de renovação diária de água (5, 10, 15 e 20%) e da densidade de estocagem (10, 20, 30 e 40 peixes por m³); foi observado que a taxa de renovação de água não influenciou o desempenho dos alevinos de Tilápia do Nilo, porém o maior ganho de peso e a maior produtividade em termos de biomassa foram obtidos com as menores densidades - 10 e 20 peixes por m³, respectivamente (Freitas, 2006).

Por fim deve-se considerar que além da produção de proteína, com um manejo adequado, a associação de estações de tratamento de esgotos à piscicultura pode contribuir na melhoria da qualidade do efluente final com a remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica (Deboer & Lindstedt, 1985; Haylor, 1994). Dessa forma, o sistema de piscicultura passa a agir como uma etapa do processo de tratamento, atuando na reciclagem de nutrientes e na mitigação do impacto eutrófico do efluente final descartado nos corpos d'água receptores.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição da unidade experimental

O trabalho experimental foi realizado na Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes, localizada no Bairro da Violeira, no município de Viçosa, Minas Gerais. Esta unidade foi instalada no âmbito do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), financiado pela FINEP, sob a coordenação do Departamento de Engenharia Civil e com a participação do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

A unidade de tratamento é constituída por um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) e um biofiltro aerado submerso (BF), em escala real, pré-fabricados em aço (Figura 5), seguidos de três lagoas de polimento (L1, L2 e L3) em série, e uma quarta lagoa (L4), em paralelo à terceira, todas em escala piloto e pré-fabricadas em fibra de vidro (Figuras 6 e 7).



Figura 5 - Reator UASB e biofiltro aerado submerso, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).

O sistema de tratamento recebe uma contribuição de esgotos sanitários de aproximadamente 600 habitantes, sendo que a vazão encaminhada para as lagoas varia de 1,5 a 2,3 m³ d⁻¹.



Figura 6 - Sistema de lagoas de polimento, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).

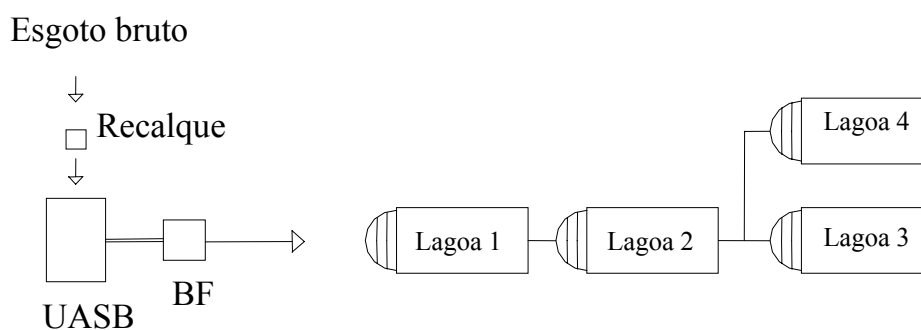


Figura 7 - Ilustração esquemática do reator (UASB), do biofiltro aerado submerso (BF) e das lagoas de polimento, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).

O experimento foi realizado no período compreendido entre o final de outubro e o início de dezembro de 2005. A tabela 1 apresenta a configuração das lagoas de polimento quanto à vazão, tempo de detenção hidráulica (TDH), lâmina d'água e volume útil durante o período deste estudo. As lagoas 3 e 4 operavam em paralelo, com profundidade superior às das unidades precedentes. Há que se esclarecer que esta não é uma configuração típica de séries de lagoas de polimento e que tal arranjo se deve ao fato de que, não ocasião, em outro estudo simultâneo, a lagoa 4 era utilizada em experimentos de piscicultura.

Tabela 1 - Configuração das lagoas de polimento, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Parâmetro	L1	L2	L3	L4
Vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	1,5	1,5	0,75	0,75
TDH (d)	5,1	4,1	18,5	18,5
Lâmina (m)	0,50	0,40	0,90	0,90
Volume útil (m^3)	7,7	6,2	13,9	13,9

O efluente das lagoas 3 e 4 era armazenado em quatro reservatórios de fibra de vidro com capacidade de 1.000 L (R1, R2, R3 e R4), os quais abasteciam tanques piloto de criação de peixes - 32 caixas de fibra de vidro com capacidade de 1.000 L, dotadas de sistemas individuais de abastecimento de água e escoamento de fundo (Figuras 8 e 9). Durante estes experimentos os tanques de criação de peixes foram utilizados com uma lâmina d'água de aproximadamente 60 cm (volume útil = 600 L) e uma renovação volumétrica diária de água de 5%, realizada por volta das 8:00 h, utilizando-se uma bomba de $\frac{1}{4}$ CV.

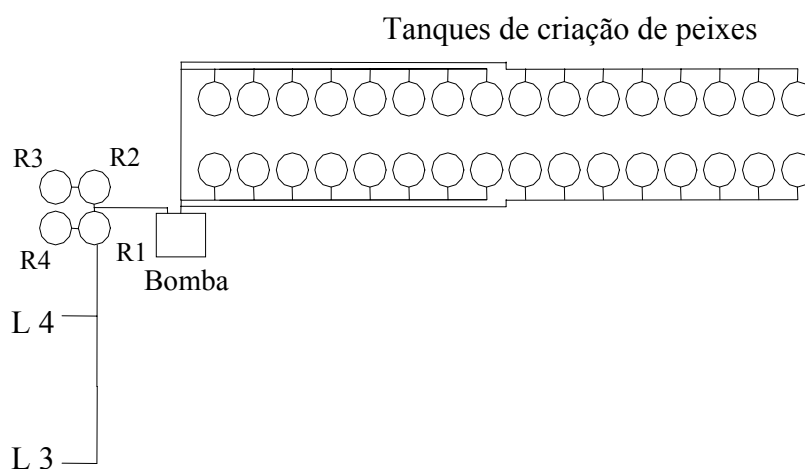


Figura 8 - Ilustração esquemática das lagoas 3 e 4, reservatórios e tanques de criação de peixes, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).



Figura 9 - Reservatórios e tanques de criação de peixes, Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira (Viçosa, MG).

3.2. Coleta e análise de amostras

Durante o período experimental foi realizada a seleção, a adaptação e a criação de indivíduos da espécie *Oreochromis niloticus* (Tilápia do Nilo) nos tanques de criação de peixes. Ao longo desse período foram realizados o levantamento de parâmetros físicos e químicos de qualidade da água e a coleta de amostras planctônicas nos sistemas de tratamento e de piscicultura. No decorrer do período experimental também foi realizada a coleta de fezes dos peixes e, ao final dos experimentos, os peixes foram abatidos e dissecados para a coleta do conteúdo estomacal e intestinal.

Foram utilizados 192 indivíduos de Tilápia do Nilo, divididos em dois grupos diferenciados por tamanho, denominados “peixes pequenos” (peso médio inicial de $1,89 \pm 0,04$ g) e “peixes grandes” (peso médio inicial de $26,63 \pm 6,67$ g). Foram utilizados 16 tanques de criação, cada grupo foi distribuído em oito tanques, sendo colocados 12 indivíduos em cada tanque. Considerando-se o volume útil de 600 L nos tanques de criação, a densidade de estocagem foi de 20 peixes por m^3 . Os peixes permaneceram por um período de 32 a 39 dias nos tanques para adaptação e aproveitamento do plâncton como única fonte de alimento.

A temperatura da água foi medida diariamente, às 8:00 e às 18:00 h. Semanalmente foram medidos os seguintes parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), oxigênio dissolvido (OD), pH, clorofila-*a*, nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$),

fósforo total (P-tot) e fósforo solúvel (P-sol). Durante o período experimental foi determinado semanalmente o perfil de temperatura, OD e pH ao longo de 12 horas, nos reservatórios e tanques de criação de peixes.

As análises físicas e químicas foram realizadas no Laboratório de Controle de Qualidade de Água da Divisão de Água e Esgotos da UFV, conforme os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Amostras para identificação e quantificação dos principais organismos planctônicos, foram coletadas após o período de adaptação dos peixes. Foram coletadas amostras de água em 14 pontos, sendo: uma amostra em cada uma das quatro lagoas de polimento; uma amostra em cada um dos quatro reservatórios; uma amostra coletada aleatoriamente em dois tanques de criação contendo peixes grandes; uma amostra coletada aleatoriamente em dois tanques de criação contendo peixes pequenos; e duas amostras no efluente final. A amostra do efluente final representava a água após passar pelos tanques de criação de peixes e antes de ser descartada no corpo d'água.

Foram coletadas 14 amostras de fitoplâncton, utilizando-se rede de fitoplâncton com abertura de malha = 20 μm e 14 amostras de zooplâncton utilizando-se rede de zooplâncton com abertura de malha = 70 μm . Para cada amostra planctônica foram filtrados, aproximadamente, os seguintes volumes de água: lagoas 1 e 2 = 304 L; lagoa 3 = 107 L; lagoa 4 = 318 L; reservatórios = 50 L; tanques de criação de peixes = 42 L; efluente final = 60 L. As amostras foram armazenadas em recipientes de vidro. Parte foi utilizada para a identificação “in vivo” e outra parte foi fixada para a quantificação. O fitoplâncton foi fixado em formol 4%, e o zooplâncton em formol 10%, ambos na proporção de 1:1 (v/v).

Em todas as amostras os principais grupos fito e zooplanctônicos foram identificados e quantificados, obtendo-se imagens dos organismos mais representativos através de um sistema de captura de imagens digitais acoplado ao microscópio óptico. O fitoplâncton foi identificado e quantificado em microscópio óptico, utilizando a metodologia de contagem em câmara de Fuchs - Rosenthal por campos aleatórios, sendo a densidade populacional expressa em células por mililitro de água (cels mL^{-1}). O zooplâncton foi identificado em lupa e microscópio óptico e quantificado em lupa utilizando cubetas de acrílico com fundo quadriculado, sendo a densidade populacional expressa em indivíduos por litro de água (ind L^{-1}).

Os organismos fitoplanctônicos foram identificados com base na classificação de Bicudo & Menezes (2005).

As amostras de fezes foram coletadas utilizando-se cubas coletoras (Figura 10). Foram obtidas 16 amostras de fezes, representativas dos 16 tanques de criação de peixes. Em cada coleta de fezes foram retirados 10 peixes dos referidos tanques e colocados dentro da cuba coletora, a qual foi abastecida no momento da coleta com água tratada para evitar a proliferação de organismos planctônicos e a descaracterização da amostra. Os peixes permaneciam na cuba ao longo da noite para defecação e a coleta de fezes era realizada pela manhã.



Figura 10 - Cubas coletoras de fezes e peixes no interior da cesta de acondicionamento. **A.** Cuba utilizada para o grupo de peixes pequenos. **B.** Cuba utilizada para o grupo de peixes grandes. **C.** Peixes no interior da cesta de acondicionamento.

Ao final do período experimental, 10 peixes, de cada tanque de criação, foram insensibilizados e abatidos em água e gelo e, em seguida, dissecados. O conteúdo estomacal desses 10 peixes foi removido e fixado, constituindo uma amostra, assim como o conteúdo intestinal. Foram obtidas 16 amostras do conteúdo estomacal e 16 amostras do conteúdo intestinal, representativas de cada um dos 16 tanques de criação de peixes.

As amostras de fezes, do conteúdo estomacal e do conteúdo intestinal foram armazenadas em recipientes de vidro, em formol 4% na proporção de 1/1 (v/v), para posterior identificação e quantificação dos organismos planctônicos presentes (intactos ou parcialmente digeridos).

Devido à dificuldade de amostrar um volume definido para o conteúdo estomacal, conteúdo intestinal e fezes dos peixes, a quantificação dos organismos fito e zooplancônicos nessas amostras foi expressa em termos de frequência, ou seja, indicando a frequência com que determinado organismo era observado em relação aos demais. Essa frequência foi representada em quantidade de “x” variando de um a cinco; ou seja, uma marcação com cinco “x” expressa uma quantidade muito alta do organismo na amostra.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Parâmetros físicos e químicos de qualidade da água

A tabela 2 apresenta os resultados dos parâmetros físicos e químicos monitorados no sistema de tratamento de efluentes sanitários e no sistema de piscicultura, expressos em termos de médias e desvio-padrão.

Em linhas gerais pode-se afirmar que o sistema de tratamento de efluentes, apresentou bom desempenho durante todo o período experimental e que o sistema de piscicultura contribuiu com a melhoria da qualidade do efluente final.

4.1.1. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

O sistema de tratamento, até as lagoas 3 e 4, apresentou remoção média de DBO de aproximadamente 90%, sendo isto alcançado, essencialmente, no conjunto UASB + BF (Tabela 2). A DBO remanescente é, portanto, um material de mais difícil degradabilidade e, assim, o sistema de lagoas pouco (ou nada) contribuiu com remoção adicional, bem como o sistema de piscicultura. Registre-se que o parâmetro medido ($DBO_{5\text{ total}}$) representa o material carbonáceo de mais fácil degradação.

4.1.2. Demanda química de oxigênio (DQO)

A remoção de DQO até o conjunto UASB + BF foi de aproximadamente 80%. No sistema de lagoas se alguma tendência pode ser observada é de incremento, seguido de um pequeno decréscimo no efluente final (Tabela 2). Cabe agora o registro de que o parâmetro medido (DQO_{total}) aproxima-se do total de matéria orgânica presente e inclui as células planctônicas. Assim a tendência acima observada estaria de acordo com o desenvolvimento de plâncton nas lagoas e nos reservatórios e seu consumo nos tanques de peixes.

Tabela 2 - Parâmetros físicos e químicos de qualidade da água nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura, médias e desvios padrão, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Ponto de amostragem	DBO (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	T° (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH	Clorofila- <i>a</i> (µg L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	P-tot (mg L ⁻¹)	P-sol (mg L ⁻¹)
Esgoto bruto	266,9 ± 55,2	789,0 ± 216,2	244,5 ± 60,6	-	-	6,89 ± 0,25	-	19,97 ± 1,21	8,95 ± 1,91	-
Reator anaeróbio	57,6 ± 8,8	220,3 ± 90,0	76,1 ± 8,8	-	-	6,92 ± 0,10	-	50,36 ± 6,04	9,08 ± 0,95	-
Biofiltro	28,9 ± 9,0	130,7 ± 55,0	38,6 ± 29,0	-	-	7,15 ± 0,15	-	51,78 ± 3,56	9,54 ± 0,44	7,03 ± 0,95
Lagoa 1	19,1 ± 7,0	157,7 ± 33,9	46,5 ± 15,5	26,6 ± 0,9	3,42 ± 1,21	7,46 ± 0,22	391,2 ± 152,9	36,03 ± 3,09	8,16 ± 0,96	6,78 ± 1,20
Lagoa 2	24,9 ± 2,8	212,4 ± 39,8	100,4 ± 11,9	25,4 ± 1,2	8,76 ± 2,11	7,69 ± 0,58	611,6 ± 264,7	25,69 ± 6,67	8,77 ± 1,76	5,49 ± 1,88
Lagoa 3	20,2 ± 10,9	139,4 ± 21,7	51,7 ± 18,0	-	4,66 ± 1,12	7,50 ± 0,22	298,8 ± 168,5	7,35 ± 5,84	5,43 ± 2,16	4,88 ± 2,54
Lagoa 4	26,3 ± 4,9	163,4 ± 21,6	65,2 ± 17,8	25,1 ± 1,3	8,95 ± 0,94	7,73 ± 0,32	427,9 ± 233,5	11,19 ± 5,32	8,33 ± 0,84	6,21 ± 0,82
L3 + L4 ⁽¹⁾	23,3 ± 4,3	151,4 ± 17,0	58,5 ± 9,6	25,1 ± 0,0	6,8 ± 3,03	7,6 ± 0,16	363,4 ± 91,3	9,27 ± 2,72	6,88 ± 2,05	5,55 ± 0,94
Reservatórios	26,3 ± 0,5	170,5 ± 4,2	66,0 ± 4,4	26,3 ± 5,3	17,45 ± 8,61	8,19 ± 0,16	386,2 ± 148,6	9,95 ± 0,77	6,84 ± 1,26	5,86 ± 1,28
Tanques de criação de peixes	27,1 ± 0,5	164,3 ± 3,8	86,0 ± 4,5	27,1 ± 5,4	18,13 ± 7,89	8,31 ± 0,19	116,7 ± 78,5	8,95 ± 1,24	5,86 ± 0,98	5,25 ± 0,84
Efluente final	19,2 ± 0,8	126,4 ± 4,1	58,0 ± 3,8	27,2 ± 1,7	17,86 ± 1,43	8,26 ± 0,32	138,0 ± 93,3	9,11 ± 1,72	5,72 ± 1,43	5,22 ± 0,98

(1) média dos valores encontrados nas lagoas 3 e 4.

4.1.3. Sólidos suspensos totais (SST)

De maneira bastante similar à DQO, a remoção de SST até o conjunto UASB + BF foi de aproximadamente 80%, verificando-se algum incremento no sistema de lagoas, nos reservatórios e nos tanques de peixes e um ligeiro decréscimo no efluente final (Tabela 2). As mesmas especulações feitas em relação à DQO cabem também aqui, já que a medida de SST inclui o plâncton.

Avaliações anteriores nesta unidade (Freitas, 2006), utilizando a mesma densidade de peixes e a mesma taxa de renovação da água, apresentaram valores médios de SST semelhantes nos tanques de piscicultura (100 mg L^{-1}) e nas lagoas 3 (57 mg L^{-1}) e 4 (70 mg L^{-1}).

4.1.4. Temperatura

A temperatura da água no sistema de criação de peixes foi um pouco superior à das lagoas, provavelmente devido às menores dimensões dos reservatórios e tanques de fibra de vidro e, portanto, aquecimento mais acentuado (Tabela 2).

Durante todo o período experimental a temperatura média da água no sistema de piscicultura (Tabela 3), manteve-se dentro dos valores recomendados para a criação de tilápias, entre 25°C e 32°C (Halver & Hardy, 2002), sendo que maiores produtividades são observadas entre 29°C e 31°C (Moscoso *et al.*, 1992). Segundo Teixeira Filho (1991), a tilápia pode suportar temperaturas de até 15°C , entretanto, o crescimento nas faixas recomendadas, com oferta regular de alimento, pode ser até três vezes maior do que a 20°C (Popma & Lovshin, 1995), sendo que valores abaixo de 20°C provocam queda na produtividade devido à diminuição do metabolismo e conseqüente queda na ingestão de alimento (Baldisserotto, 2002).

Tabela 3 - Valores médios e desvios padrão de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), nos reservatórios e tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Ponto de amostragem	Mínima	Máxima	Média
Reservatórios	$20,8 \pm 1,1$	$32,7 \pm 0,8$	$26,3 \pm 5,3$
Tanques de Peixes	$21,5 \pm 0,9$	$33,5 \pm 0,8$	$27,1 \pm 5,4$

Ao longo de 12 horas, os maiores valores de temperatura nos tanques de piscicultura, foram observados nos períodos de maior intensidade luminosa, mantendo-se dentro da faixa recomendada durante a maior parte do dia, mas decaindo ao entardecer (Figura 11).

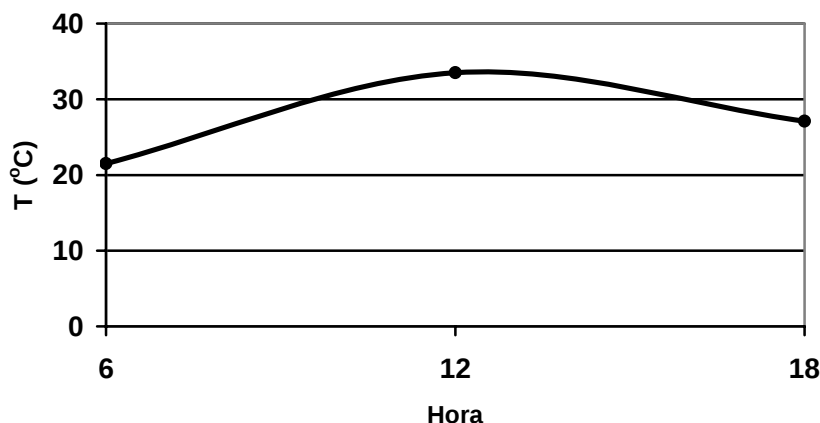


Figura 11 - Variação dos valores médios de temperatura da água (°C), ao longo de 12 horas nos tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

4.1.5. Oxigênio dissolvido (OD)

Na primeira lagoa foram observados os menores valores médios de OD, em torno de 3 mg L^{-1} , por se tratar da unidade que recebe as maiores cargas orgânicas. Nas unidades subseqüentes observa-se um crescimento acentuado de OD, devido ao desenvolvimento do fitoplâncton e diminuição da atividade de respiração bacteriana no processo de degradação da matéria orgânica. A lagoa 3 apresenta-se como uma exceção ao padrão acima descrito, o que carece de explicações plausíveis, visto que esta unidade funcionava em paralelo à lagoa 4 (Tabela 2).

Nos reservatórios e tanques de criação de peixes foram observados valores de supersaturação de OD, atingindo máximos por volta de 23 mg L^{-1} (Tabela 4). Segundo Pavanelli *et al.* (1999), a maioria dos peixes morre quando o teor de OD é igual ou inferior a 1 mg L^{-1} e existe uma faixa entre 1 e 3 mg L^{-1} que é considerada sub-letal, na qual os peixes gastam muita energia para respirar e não crescem; entretanto, de acordo com o estágio de vida, alguns peixes podem suportar até 300% de saturação de oxigênio, já outros não resistem e morrem devido a uma série de alterações decorrentes da chamada “síndrome das borbulhas”.

Tabela 4 - Valores médios e desvios padrão de OD (mg L⁻¹) nos reservatórios e tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Ponto de amostragem	Mínimo	Máximo	Médio
Reservatórios	8,45 ± 2,32	22,69 ± 2,14	17,45 ± 8,61
Tanques de criação de peixes	8,28 ± 1,87	23,37 ± 2,26	18,13 ± 7,89

A tilápia é uma espécie que tolera baixas concentrações de OD na água (Santos *et al.*, 2006). A mortalidade durante o período experimental (como será discutido posteriormente) foi baixa, em torno de 5%. Não foram observadas reações aparentes no comportamento dos peixes que pudessem evidenciar qualquer alteração pelo excesso de OD, ou seja, os peixes não apresentavam movimentação excessiva nos tanques durante o dia e, depois de abatidos, não foram observadas alterações nas brânquias ou vísceras; evidenciando a rusticidade da tilápia em diferentes fases de crescimento.

Segundo Arana (2004), as fontes de oxigênio em um tanque de piscicultura são: a renovação de água no sistema, a produção primária do fitoplâncton e a troca na superfície de contato água e ar.

A renovação da água provavelmente não justifica os elevados valores de OD nos tanques de piscicultura, uma vez que era realizada uma renovação de 5%, apenas uma vez ao dia e, como observado anteriormente por Freitas (2006) neste mesmo sistema, a renovação de água e a taxa de estocagem não influenciaram a concentração de OD nos tanques de piscicultura. A produção primária do fitoplâncton certamente influencia os valores de OD, principalmente nos períodos de maior intensidade luminosa, portanto, entre 12:00 e 18:00 h, o que, considerando o reduzido volume dos reservatórios e dos tanques de peixes, pode ajudar a explicar o encontrado. Além disso, os altos valores de OD podem estar relacionados com a troca de oxigênio na superfície de contato entre água e ar, uma vez que as medições foram realizadas a cerca de 20 cm da superfície da água.

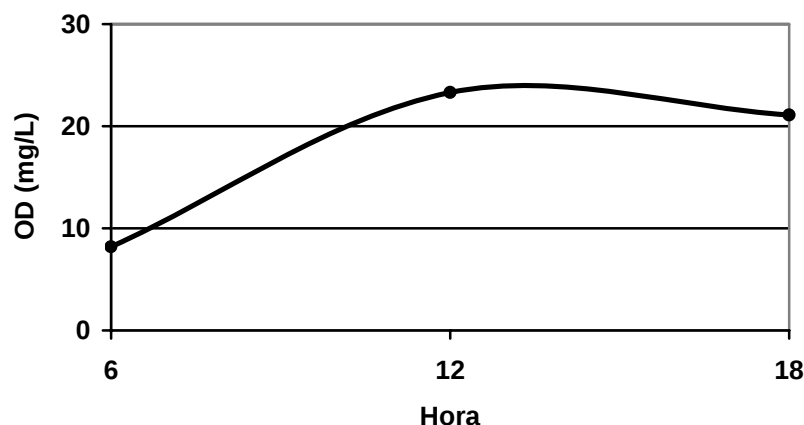


Figura 12 - Variação dos valores médios de OD, ao longo de 12 horas nos tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Freitas (2006), monitorando estes mesmos tanques de piscicultura ao longo de 18 horas, observou que os valores de OD à meia noite permaneciam altos, por volta de 12 mg L^{-1} , e nos demais horários (6:00, 12:00 e 18:00 h) os resultados foram semelhantes aos encontrados neste experimento (Figura 12). Durante a noite os peixes não foram observados na superfície da água em busca de oxigênio, sugerindo, portanto, que não houve queda acentuada de OD no período noturno.

4.1.6. pH

A partir do UASB + BF, nas lagoas o pH se eleva, sendo observados valores médios consistentemente acima de 7,5 (Tabela 2). Nos reservatórios e nos tanques de piscicultura o pH eleva-se ainda mais, alcançando valores médios acima de 8 (Tabela 5). Tais variações são típicas da atividade fotossintética verificada em sistemas de lagoas e, como já discutido anteriormente, de sua intensificação nos reservatórios e tanques de peixes de reduzido volume.

Os valores de pH relacionam-se com a atividade fotossintética, que consome gás carbônico (CO_2) do meio, reduzindo os teores de ácido carbônico (H_2CO_3) na água, conseqüentemente elevando o pH.

Tabela 5 - Valores médios e desvios padrão de pH nos reservatórios e tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Ponto de amostragem	Mínimo	Máximo	Médio
Reservatórios	7,2 ± 0,5	8,6 ± 0,2	7,8 ± 0,7
Tanques de criação de peixes	8,2 ± 0,7	9,8 ± 0,3	8,9 ± 1,1

Valores de pH entre 6 e 9 são considerados satisfatórios para a prática da piscicultura (Pereira, 2004), entretanto, valores de pH mais básicos são favoráveis pois, dentre outros fatores, influenciam nas proporções de nitrogênio amoniacal encontradas na forma ionizada (NH_4^+) e na forma não ionizada (NH_3). O NH_3 é extremamente tóxico para os peixes e quanto maior o pH, maior é a sua proporção no meio, entretanto, o NH_3 é volátil e, portanto, se dispersa rapidamente para a atmosfera, minimizando seu efeito tóxico no ambiente aquático. Os valores de N- NH_3 observados neste experimento e suas interações com outros fatores serão abordados com mais detalhes posteriormente.

Além disso, valores de pH elevados são favoráveis também por serem limitantes ao desenvolvimento de vários patógenos (von Sperling, 2002) e por aumentarem a solubilidade de fósforo (P), tornando-o disponível aos organismos, conseqüentemente favorecendo o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica (Arana, 2004).

A variação de pH ao longo de 12 horas nos tanques de piscicultura, acompanharam as variações de OD (refletindo a maior ou menor atividade fotossintética), porém, em menor amplitude (Figura 13).

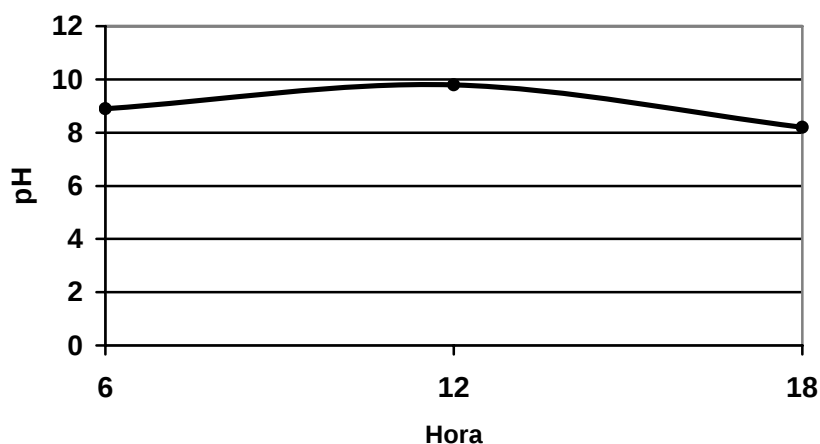


Figura 13 - Variação dos valores médios de pH ao longo de 12 horas nos tanques de criação de peixes, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

4.1.7. Clorofila-*a*

Considerando os valores de desvio-padrão, observam-se grandes oscilações nos valores de clorofila-*a* nas lagoas (Tabela 2). Tomando por base os valores médios, as variações ao longo da série encontram consistência nas seguintes considerações: na lagoa 1 a concentração relativamente mais baixa seria resultado das cargas orgânicas mais elevadas; na lagoa 2, com cargas já reduzidas e devido à baixa profundidade a atividade fotossintética se acentua; nas lagoas 3 e 4, não obstante as reduzidas cargas orgânicas, a profundidade é mais elevada, limitando comparativamente a produtividade primária. Assim como já observado em relação aos teores de OD, as concentrações de clorofila-*a* mais baixas na lagoa 3 carecem de explicações nítidas, visto que esta unidade funcionava em paralelo à lagoa 4. Há que se acrescentar que estes resultados podem ter sido afetados pela introdução de alevinos de tilápia na lagoa 4, porém dada a elevada mortalidade observada torna-se difícil uma discussão mais bem fundamentada (Ruas & Dornelas, 2006). De toda maneira observa-se que o padrão de variação de clorofila-*a* acompanha o de SST.

Nos reservatórios, os valores de clorofila-*a* encontraram-se por volta de 386 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Tabela 2), bem próximos à média nas lagoas 3 e 4 (362 $\mu\text{g L}^{-1}$), o que se apresenta como um resultado consistente, uma vez que os reservatórios recebem concomitantemente a água dessas lagoas.

A redução de clorofila-*a* observada nos tanques de piscicultura em comparação aos reservatórios, pode indicar o consumo de fitoplâncton pelos peixes.

Nos reservatórios, a ausência de peixes permite a fixação e o desenvolvimento da comunidade perifítica na parede das caixas, enquanto nos tanques de piscicultura, além de capturar o fitoplâncton através da filtração branquial, os peixes também se alimentam do perifíton, reduzindo os valores de clorofila-*a*.

Avaliações anteriores nos mesmos tanques de piscicultura, sob as mesmas condições de densidade de estocagem e renovação de água, encontraram valores similares de clorofila-*a*, por volta de 164 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Freitas, 2006). Este autor não observou variação de clorofila-*a* em função da densidade de estocagem dos peixes, nem em função da renovação da água nos tanques, o que o levou a especular que os peixes se alimentariam preferencialmente do zooplâncton; contudo, as densidades de organismos fitoplanctônicos e zooplanctônicos não foram avaliadas.

4.1.8. Nitrogênio (N) e fósforo (P)

Observa-se um aumento considerável nos valores de nitrogênio amoniacal (N-NH_3) no reator anaeróbio em comparação ao esgoto bruto (mais que o dobro), como resultado do processo de amonificação, típica da atividade microbiana anaeróbia (Chernicharo, 1997). No biofiltro (aeróbio) a concentração de amônia permanece praticamente inalterada, revelando uma capacidade reduzida de nitrificação nesta unidade.

No sistema de lagoas observa-se uma diminuição gradual de N-NH_3 , alcançando ao final da série (lagoas 3 e 4) remoção total média (em relação ao biofiltro) de cerca de 75% (Tabela 2). Esta remoção relativamente elevada é típica de lagoas de polimento rasas, sendo geralmente creditada ao mecanismo de volatilização da amônia livre (NH_3) (von Sperling, 2002). Entretanto, desempenhos melhores já foram observados neste mesmo sistema e sua configuração durante o período deste estudo (aumento progressivo de lâmina na série de lagoas) pode ter provocado uma queda de eficiência (Rios, 2007).

A partir dos efluentes das lagoas 3 e 4 a concentração de N-NH_3 pouco se altera nos reservatórios, tanques de piscicultura e no efluente final, permanecendo, entretanto, em torno de valores elevados para prática da piscicultura (9 mg L^{-1}).

A amônia livre (NH_3) em altas concentrações é extremamente tóxica aos organismos aquáticos, podendo causar altas taxas de mortalidade em peixes devido à interferência no processo de excreção. Segundo Sipaúba-Tavares (1995), consideram-se valores toleráveis de até $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ de NH_3 , entretanto, de acordo com Kubitza (1999), valores de NH_3 acima de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ já seriam suficientes para induzir toxicidade crônica e levar à diminuição do crescimento e da tolerância dos peixes a doenças; níveis de NH_3 entre $0,7$ e $2,4 \text{ mg L}^{-1}$, podem ser letais até mesmo quando os peixes são expostos por curtos períodos e a exposição contínua a níveis de amônia acima de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ pode causar intensa inflamação nas brânquias.

Como citado anteriormente, o N-NH_3 dissolvido na água encontra-se sob as formas ionizada (NH_4^+) e não ionizada (NH_3), as quais, relacionam-se por uma reação ácido-básica (Carmouze, 1994). A razão $\text{NH}_3 / \text{NH}_4^+$ depende do pH e de uma constante de equilíbrio em função da temperatura e da composição iônica da água. Quando o pH é inferior a 8,5, verifica-se que predomina o íon amônio (NH_4^+),

enquanto a amônia livre (NH_3) prevalece em pH acima de 10 (Pereira & Mercante, 2005).

Durante o experimento, o pH nos reservatórios e tanques de piscicultura permaneceu entre 8 e 9, ou seja, provavelmente a maior parte do N- NH_3 encontrava-se como NH_4^+ e portanto, não tóxico, o que explica a baixa mortalidade (5,21%) e o fato de não terem sido observadas inflamações nas brânquias após a dissecação dos peixes. Além disso, o NH_4^+ representa a principal fonte de nitrogênio para os produtores primários (Esteves, 1998) e, portanto, sua maior proporção favorece o desenvolvimento do fitoplâncton utilizado como alimento pelos peixes.

Entretanto, como as concentrações de N- NH_3 encontram-se elevadas, a proporção de NH_3 (tóxica), apesar de pequena, em comparação a NH_4^+ (não-tóxica), pode ter permanecido elevada influenciando no crescimento dos peixes, como será explicado posteriormente segundo os resultados de desempenho zootécnico. Contudo, deve-se considerar que o NH_3 é volátil e como a lâmina d'água nos tanques de criação é pequena (60 cm) o NH_3 se dispersa rapidamente para a atmosfera, minimizando seu efeito tóxico para os peixes (Esteves, 1998).

De qualquer forma, a tilápia apresenta uma grande tolerância a altas concentrações e oscilações de NH_3 na água (Buras, 1987; Jana, 1998 e Santos *et al.*, 2006), o que evidencia sua rusticidade e a relevância de sua criação em associação a sistemas de lagoas de polimento.

Os valores de fósforo total (P-tot) permaneceram praticamente inalterados ao longo de todo o sistema de tratamento, à exceção da lagoa 3. Em relação ao fósforo solúvel, observa-se uma ligeira queda dos valores médios ao longo da série de lagoas (Tabela 2). Do conjunto destes resultados poder-se-ia especular que a remoção de fósforo, por pequena que tenha sido, teve como principal mecanismo a assimilação pelo fitoplâncton.

Neste sentido, registra-se que o fósforo solúvel é a forma diretamente disponível para assimilação pelos organismos no ambiente aquático, e a solubilidade do fósforo aumenta em pH mais elevado (Arana, 2004). Por outro lado, os valores de pH nas lagoas não foram tão elevados que pudessem levar à precipitação de fosfatos inorgânicos: Cavalcanti *et al.* (2001) observam que isto só é alcançado de forma mais relevante em lagoas rasas ($h \leq 0,65$ m) e com valores de pH de no mínimo 9.

Nos tanques de criação de peixe os valores de P-tot caem em comparação às lagoas. Das lagoas 3 e 4 ao efluente final, passando pelo sistema de piscicultura,

ocorre uma remoção adicional de P-tot de cerca de 17%, o que sugere o consumo de plâncton pelos peixes. Rectenwald e Drenner (2000) observaram que em sistemas que utilizam efluente sanitário tratado integrado à criação de tilápias, com produção de perifiton como alimento natural, podem ser observadas remoções de P-tot de até 82%.

4.2. Caracterização do fitoplâncton nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura

Considerando toda a unidade experimental (sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura), dentre os principais organismos fitoplanctônicos encontrados predominaram treze Gêneros: *Geitlerinema*, *Spirulina*, *Synechococcus*, *Chlamydomonas*, *Ankistrodesmus*, *Chlorella*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Trachelomonas*, *Cryptomonas*, *Fragilaria*, *Amphora* e *Pinnularia*; distribuídos em sete Classes: Cyanophyceae, Chlamydomphyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Fragilariophyceae e Bacillariophyceae (Tabela 6).

Tabela 6 - Classes, Famílias e Gêneros dos principais representantes do fitoplâncton encontrados nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Classe	Família	Gênero
Cyanophyceae	Pseudanabaenaceae	<i>Geitlerinema</i>
	Phormidiaceae	<i>Spirulina</i>
	Synechococcaceae	<i>Synechococcus</i>
Chlamydomphyceae	Chlamydomonadaceae	<i>Chlamydomonas</i>
Chlorophyceae	Oocystaceae	<i>Ankistrodesmus</i>
		<i>Chlorella</i>
		<i>Oocystis</i>
	Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus</i>
Euglenophyceae	Euglenaceae	<i>Trachelomonas</i>
Cryptophyceae	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas</i>
Fragilariophyceae	-	<i>Fragilaria</i>
Bacillariophyceae	-	<i>Amphora</i>
	-	<i>Pinnularia</i>

O gênero *Geitlerinema* ocorre, usualmente, formando massas filamentosas perifíticas, entre macrófitas e outras microalgas ou sobre sedimentos (Bicudo & Menezes, 2005). Foram observados filamentos dispersos com cerca de 10 a 30 μm de comprimento (Figura 14).

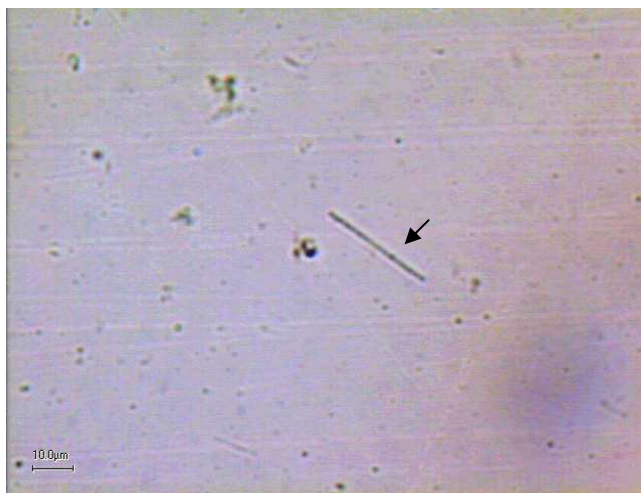


Figura 14 - *Geitlerinema* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

A maior parte das espécies do gênero *Spirulina* vivem em ambientes perifíticos ou bentônicos (Bicudo & Menezes, 2005). Foram observados filamentos espiralados, de 20 a 50 μm de comprimento (Figura 15).



Figura 15 - *Spirulina* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

Synechococcus é um gênero de cianofíceas constituído de indivíduos unicelulares, com células cilíndricas e de hábito principalmente planctônico (Bicudo & Menezes, 2005). Foram observados indivíduos com comprimentos menores que

10 μm , entretanto não foram obtidas imagens nítidas através do sistema de captura de imagens utilizado.

O gênero *Chlamydomonas* é constituído por indivíduos unicelulares monadóides (apresentam dois flagelos), portanto dotados de ligeira movimentação, com células de formato ovóide, parede celular nítida e cloroplasto parietal único. Geralmente encontram-se solitários e planctônicos (Bicudo & Menezes, 2005). Foram observados indivíduos solitários com aproximadamente 15 μm de comprimento (Figura 16).



Figura 16 - *Chlamydomonas* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

Ankistrodesmus consta entre os gêneros mais comuns e cosmopolitas e geralmente apresenta-se como células lunadas ou fusiformes, solitárias ou reunidas em tufo desarranjados ou feixes organizados (Bicudo & Menezes, 2005). Nas amostras analisadas foram observados em geral indivíduos solitários de 30 a 50 μm de comprimento (Figura 17).

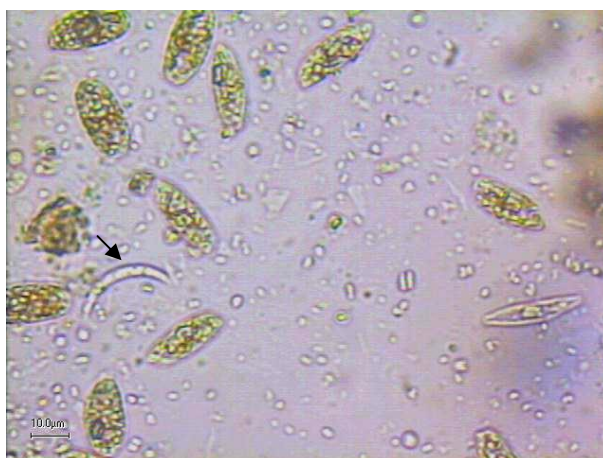


Figura 17 - *Ankistrodesmus* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

O gênero *Chlorella* sempre aparece como indivíduos solitários, de vida livre e hábito planctônico; a célula é em geral esférica, elipsóide ou ovóide com parede celular bem distinta e delgada, ocorrem principalmente, em ambientes de água parada como lagoas e reservatórios (Bicudo & Menezes, 2005). Foram observados muitos indivíduos livres e de formato arredondado, com menos de 10 μm de comprimento (Figura 18).

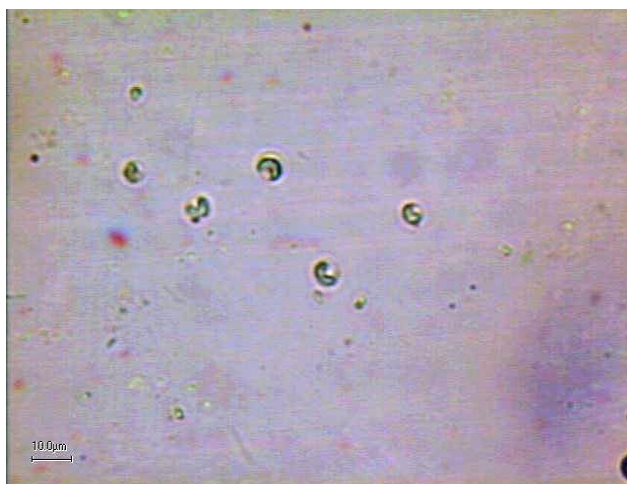


Figura 18 - *Chlorella* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

O gênero *Oocystis* é constituído por colônias de vida livre cujas células, geralmente ovóides, permanecem reunidas pelos restos da parede celular da célula mãe (Bicudo & Menezes, 2005). Foram observadas células dispersas com aproximadamente 15 μm de comprimento (Figura 19).



Figura 19 - *Oocystis* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

O gênero *Scenedesmus* é o mais comum e cosmopolita de todos os gêneros de microalgas verdes, principalmente em ambientes eutróficos. Tem hábito planctônico, sendo um dos primeiros a colonizar o ambiente e é representado normalmente por colônias de 2, 4, 8 ou 16 indivíduos dispostos lado a lado com seus eixos mais longos paralelos entre si; as células podem ser elipsóides, ovóides, fusiformes ou lunadas, sendo que há sempre um pirenóide mais ou menos central em cada célula (Bicudo & Menezes, 2005).

Foram observadas duas espécies diferentes, sendo uma de colônias com células fusiformes e a outra com células mais ovaladas. Ambas as colônias apresentaram comprimento entre 15 e 40 µm dependendo do número de células presentes (Figura 20).



Figura 20 - *Scenedesmus* sp, imagens digitais obtidas em microscópio óptico (aumento: 400x). A. Colônias com células fusiformes. B. Colônias com células ovaladas.

Trachelomonas é um gênero constituído por indivíduos euglenóides, solitários e de vida livre que se desenvolvem no interior de uma lorica de forma

extremamente variada, a qual pode impregnar sais do ambiente. Apresentam alta mobilidade no meio em função do flagelo (Bicudo & Menezes, 2005). Foram observados indivíduos solitários, de formato arredondado, com alta mobilidade tendo aproximadamente 20 μm de diâmetro (Figura 21).

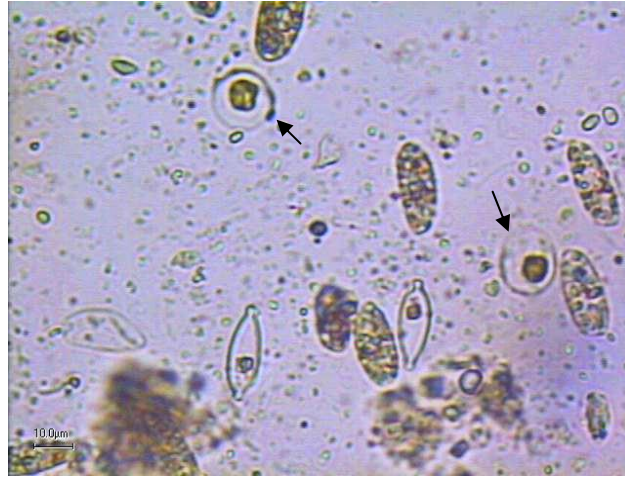


Figura 21 - *Trachelomonas* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

O gênero *Cryptomonas* apresenta indivíduos de vida livre, com células em geral achatadas e de formas muito variadas; ocorrem principalmente em ambientes com elevados teores de matéria orgânica em decomposição, freqüentemente no perifíton e no sedimento (Bicudo & Menezes, 2005). Foram encontrados diversos indivíduos livres, solitários, com alta mobilidade e comprimento variando de 40 a 70 μm (Figura 22).

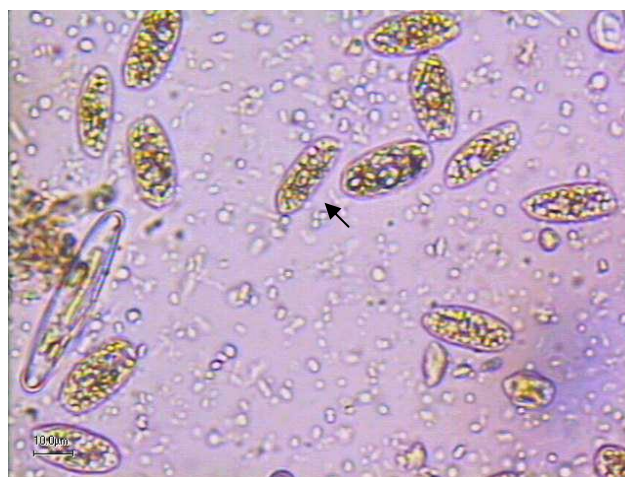


Figura 22 - *Cryptomonas* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

As diatomáceas (Divisão Bacillariophyta) constituem-se de indivíduos unicelulares ou coloniais, de vida livre, que se distinguem por apresentar a parede celular impregnada por sílica (Rocha, 2000). Foram observados três gêneros mais representativos: *Fragilaria*, *Amphora* e *Pinnularia*.

No gênero *Fragilaria*, foram observados indivíduos com valvas lineares, suave intumescência central, extremidades ligeiramente arredondadas e comprimento entre 40 e 70 μm (Figura 23).



Figura 23 - *Fragilaria* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

Do gênero *Amphora* foram observados indivíduos de aproximadamente 20 μm de comprimento e valvas assimétricas (Figura 24).



Figura 24 - *Amphora* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

No gênero *Pinnularia*, foram observados indivíduos solitários, com valvas lineares variando entre 50 e 90 μm de comprimento (Figura 25).



Figura 25 - *Pinnularia* sp, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 400x).

A Tabela 7 apresenta a média das densidades de células (cels mL^{-1}) dos principais representantes do fitoplâncton encontrados nas lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4), nos reservatórios (Rs), nos tanques de criação de peixes (TpP e TpG) e no efluente final (EF).

Tabela 7 - Média das densidades de células (cels mL⁻¹), dos principais representantes do fitoplâncton, nas lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4), nos reservatórios (Rs), nos tanques de criação de peixes pequenos (TpP) e grandes (TpG) e no efluente final (EF), outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Densidades (cels mL ⁻¹)	L1	L2	L3	L4	L3+L4 ⁽¹⁾	Rs	TpP	TpG	TpP+TpG ⁽²⁾	EF
Cyanophyceae										
<i>Geitlerinema sp.</i>	1,3 x 10 ⁴	2,0 x 10 ⁴	1,8 x 10 ⁴	1,0 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴	-	-	-	-	-
<i>Spirulina sp.</i>	-	-	-	-	-	5,0 x 10 ²	-	-	-	-
<i>Synechococcus sp.</i>	3,7 x 10 ⁵	4,1 x 10 ⁵	3,6 x 10 ⁵	3,9 x 10 ⁵	3,8 x 10 ⁵	1,0 x 10 ⁵	3,4 x 10 ³	3,3 x 10 ³	3,4 x 10 ³	3,3 x 10 ³
Chlamydomonadales										
<i>Chlamydomonas sp.</i>	1,3 x 10 ⁴	5,8 x 10 ⁴	8,0 x 10 ³	1,0 x 10 ⁵	5,4 x 10 ⁴	9,8 x 10 ⁴	1,8 x 10 ³	6,0 x 10 ²	1,2 x 10 ³	1,2 x 10 ³
Chlorophyceae										
<i>Ankistrodesmus sp.</i>	-	3,3 x 10 ⁴	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chlorella sp.</i>	4,3 x 10 ⁵	3,9 x 10 ⁵	3,6 x 10 ⁵	3,8 x 10 ⁵	3,7 x 10 ⁵	9,3 x 10 ⁴	3,3 x 10 ⁴	3,3 x 10 ⁴	3,3 x 10 ⁴	3,3 x 10 ⁴
<i>Oocystis sp.</i>	2,0 x 10 ⁴	3,8 x 10 ⁴	1,3 x 10 ⁴	1,5 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴	2,8 x 10 ³	-	-	-	-
<i>Scenedesmus sp.</i>	3,0 x 10 ³	-	-	3,0 x 10 ³	1,5 x 10 ³	2,8 x 10 ³	1,8 x 10 ⁴	1,8 x 10 ⁴	1,8 x 10 ⁴	8,4 x 10 ⁴
Euglenophyceae										
<i>Trachelomonas sp.</i>	1,5 x 10 ⁴	1,3 x 10 ⁴	5,0 x 10 ³	5,0 x 10 ³	5,0 x 10 ³	-	-	-	-	-
Cryptophyceae										
<i>Cryptomonas sp.</i>	1,8 x 10 ⁵	1,2 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁵	9,0 x 10 ⁴	1,3 x 10 ⁵	1,8 x 10 ³	3,0 x 10 ²	1,8 x 10 ³	1,0 x 10 ³	1,1 x 10 ³
Fragilariophyceae										
<i>Fragilaria sp.</i>	1,5 x 10 ⁴	5,0 x 10 ³	1,3 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴	2,3 x 10 ³	1,0 x 10 ¹	1,0 x 10 ¹	1,0 x 10 ¹	1,0 x 10 ²
Bacillariophyceae										
<i>Amphora sp.</i>	5,0 x 10 ³	3,0 x 10 ³	5,0 x 10 ³	2,0 x 10 ⁴	1,3 x 10 ⁴	8,0 x 10 ²	1,0 x 10 ²	1,0 x 10 ²	1,0 x 10 ²	1,0 x 10 ³
<i>Pinnularia sp.</i>	-	-	-	-	-	3,0 x 10 ²	1,0 x 10 ²	1,0 x 10 ²	1,0 x 10 ²	1,0 x 10 ³
TOTAL	1,1 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁶	9,4 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁶	8,7 x 10 ⁵	2,1 x 10 ⁵	5,7 x 10 ⁴	5,7 x 10 ⁴	5,7 x 10 ⁴	1,3 x 10 ⁵

(1) média dos valores encontrados nas lagoas 3 e 4.

(2) média dos valores encontrados nos tanques de peixes pequenos e grandes.

De modo geral, observou-se que das lagoas aos tanques de criação de peixes a densidade total de organismos fitoplanctônicos diminuiu, confirmando as indicações anteriores, com base nos teores de clorofila-*a*, do consumo alimentar desses organismos pelos peixes.

O número de gêneros observados também diminuiu das lagoas até o efluente final, entretanto, não se mantiveram os mesmos: alguns gêneros deixaram de ser observados em altas densidades, enquanto outros passaram a ser encontrados com maior frequência a partir dos reservatórios.

Ressalta-se o predomínio de Chlorophyta em relação a Cyanophyta, provavelmente devido à disponibilidade de nutrientes, sobretudo de N e P. Segundo Esteves (1998), as Cyanophyceae são consideradas os principais organismos fixadores de N nos ambientes aquáticos e geralmente predominam quando há maior disponibilidade de N em relação a P. Observa-se que a proporção de N para P é maior nas lagoas e diminuiu em direção ao efluente final (Tabela 2), assim como o número de gêneros e a densidade total de Cyanophyceae (Tabela 7).

O predomínio de Chlorophyta em relação a Cyanophyta pode ser considerado um aspecto favorável à utilização do efluente das lagoas de polimento na piscicultura, por minimizar os riscos à atividade piscícola e à saúde humana, uma vez que florações de muitas espécies de cianobactérias produzem metabólitos secundários - cianotoxinas - extremamente tóxicas a organismos aquáticos e ao ser humano.

4.2.1. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos nas lagoas de polimento

Em lagoas de estabilização, segundo diversos autores citados por Von Sperling (2002) e Edwards (1992), encontram-se comumente Chlorophyta dos gêneros *Chorella*, *Ankistrodesmus*, *Chlamydomonas*, *Scenedesmus*, *Euglena*, e *Phacus*; e Cyanophyta dos gêneros *Anabaena*, *Anacystis*, *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Phormidium*, sendo que Cyanophyta tende a predominar em períodos de temperaturas elevadas ou ambientes com baixos valores de nutrientes e pH.

Em sistemas de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por lagoas de polimento, Cavalcanti (2003) observou, na Paraíba, o predomínio dos gêneros fitoplanctônicos *Euglena*, *Chlorella*, *Phacus*, *Chlorococcum*, *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys* e *Oscillatoria*.

Em sistemas de lagoas associadas à atividade de piscicultura, Moscoso *et al.* (1992) observaram, no Peru, predomínio dos gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus* e *Chlamydomonas*; e Ruas e Dornelas (2006) observaram, na mesma unidade experimental deste trabalho, porém em outro período, predomínio dos gêneros *Euglena* e também *Chlorella* e *Scenedesmus*.

Neste trabalho, em todas as lagoas, as maiores densidades foram observadas para os gêneros *Chlorella*, *Synechococcus* e *Cryptomonas*. A predominância das duas primeiras, provavelmente, se deve ao seu hábito planctônico e tamanho diminuto, com aparecimento rápido desde o início da colonização do sistema. Já a predominância do gênero *Cryptomonas* se relaciona diretamente com os altos teores de matéria orgânica em decomposição, característicos das lagoas de tratamento de esgotos.

Ruas e Dornelas (2006), encontraram alguns dos mesmos gêneros observados no presente estudo, neste mesmo sistema de lagoas, como *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Scenedesmus* e as diatomáceas (não diferenciadas por gênero), mas também observaram outros gêneros aqui não encontrados, ou encontrados em densidades menores que 1 cel mL^{-1} , como *Euglena*, *Phacus*, *Gloeocystis* e *Coelastrum*.

No referido estudo, organismos fitoplanctônicos móveis como os gêneros *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Phacus* predominaram nas lagoas 1 e 2 (com destaque para *Euglena*), ocorrendo um decréscimo marcante nas lagoas 3 e 4, acompanhado pelo aumento de indivíduos pertencentes aos gêneros *Chlorella* e *Scenedesmus*. Ao longo das séries de lagoas constatou-se ainda um aumento no número de gêneros.

Estes autores também encontraram poucos gêneros e baixas densidades de Cyanophyceae, encontrando apenas o gênero *Oscillatoria* aderido às bordas das lagoas e à espuma eventualmente formada na superfície da água.

4.2.2. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos nos reservatórios

Nos reservatórios a predominância dos gêneros *Synechococcus* e *Chlorella* se manteve.

Alguns gêneros não foram mais observados, enquanto outros passaram a ser encontrados nos reservatórios, provavelmente, devido à transição de ambiente, que favorece alguns grupos em detrimento de outros; o que, associado ao menor tempo

de permanência nos reservatórios, diminui a possibilidade de adaptação e restabelecimento das populações desfavorecidas.

A partir dos reservatórios, os gêneros *Spirulina* e *Pinnularia* passaram a ser encontrados. O gênero *Trachelomonas* não foi mais observado e o gênero *Cryptomonas* reduziu bastante em densidade, provavelmente devido à diminuição na disponibilidade de nutrientes provenientes da matéria orgânica em decomposição. O gênero *Geitlerinema* também não foi mais encontrado, provavelmente devido a variações na disponibilidade de nitrogênio.

A densidade total de fitoplâncton permaneceu em mesma ordem de grandeza da densidade média das lagoas 3 e 4, sendo o mesmo observado para os valores de clorofila-*a*, garantindo a disponibilidade desses organismos como alimento à criação de peixes.

4.2.3. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos nos tanques de criação de peixes

Nos tanques de criação de peixes manteve-se o predomínio do gênero *Chlorella*. Com exceção do gênero *Scenedesmus*, as densidades dos demais gêneros, assim como a densidade total de organismos fitoplanctônicos, diminuíram. Tal redução acompanhou os valores de clorofila-*a* (que também reduziram nos tanques de criação) e que ocorre devido ao consumo alimentar dos peixes e redução da pastagem pelo zooplâncton, uma vez que este também é ingerido pelos peixes.

A elevação na densidade do gênero *Scenedesmus* provavelmente ocorreu devido à sua baixa digestibilidade pelas tilápias como será inferido posteriormente pela avaliação do conteúdo do trato digestivo e fezes dos peixes. O gênero *Spirulina*, que passou a ser encontrado nos reservatórios, já não foi observado nos tanques de criação de peixes, provavelmente devido à relação de N e P presente na água, que desfavorece as Cyanophyceae; dentre estas, apenas continuou sendo encontrando o gênero *Synechococcus*, porém em baixas densidades.

4.2.4. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos no efluente final

Em comparação aos tanques de criação de peixes, o efluente final apresentou um aumento na densidade total de organismos fitoplanctônicos, ocasionado pelo aumento nas densidades do gênero *Scenedesmus* e das diatomáceas. Tais densidades

mais elevadas ocorreram, provavelmente, devido à baixa digestibilidade desses organismos e, portanto, sua passagem pelo trato digestivo das tilápias e eliminação pelas fezes, o que reflete nas densidades de células no efluente final.

Contudo, em comparação à densidade média das lagoas 3 e 4, a densidade total do fitoplâncton diminuiu, portanto, a criação dos peixes não incrementa a densidade total da comunidade fitoplanctônica. Além disso, considerando que na ausência do sistema de piscicultura, a água das lagoas 3 e 4 seria descartada diretamente no corpo d'água receptor, pode-se dizer que o sistema de piscicultura contribui com a melhoria da qualidade da água descartada como efluente final por reduzir a densidade total do fitoplâncton.

4.3. Caracterização do zooplâncton nos sistemas de tratamento de efluentes sanitários e de piscicultura

Dentre os organismos zooplancônicos foram encontrados representantes dos grupos Protozoa, Rotifera, Cladocera, Copepoda e Insecta, contudo, não se encontrou grande diversidade de gêneros nem de espécies dentro dos grupos.

Quanto a Protozoa, foram observados poucos exemplares, em geral de protozoários ciliados de vida livres (Figura 26), cuja presença, muitas vezes, é considerada como indicativo biológico da qualidade da água por desempenharem papel fundamental na cadeia trófica (através do consumo, sobretudo, de bactérias), atuando nos processos de purificação em estações de tratamento de água e esgoto (Rocha, 2000).

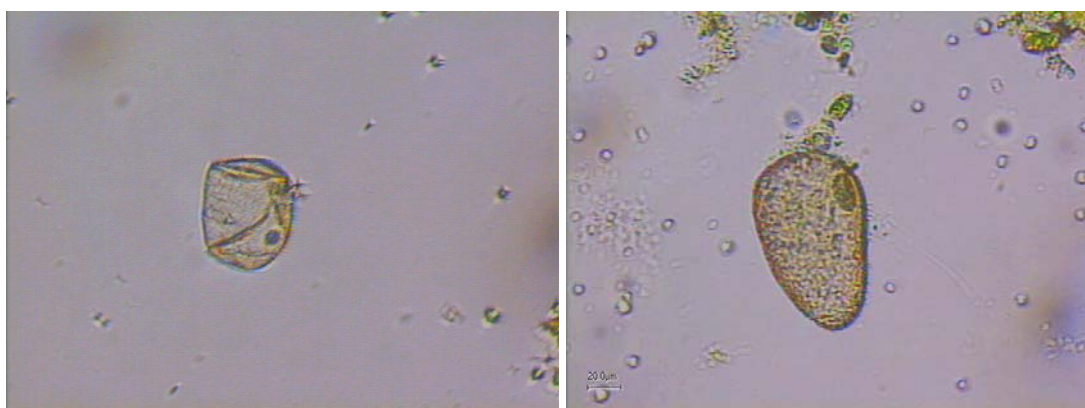


Figura 26 - Protozoários ciliados, imagens digitais obtidas em microscópio óptico (aumento: 200x).

Dentre Rotifera, foram observadas três diferentes espécies não identificadas, mas devido a sua representatividade nas amostras, foram separadas, sendo designadas de Rotifera I (Figura 27), Rotifera II (Figura 28) e Rotifera III (Figura 29). Os rotíferos foram os organismos zooplancônicos predominantes em todas as amostras, sendo que os Rotifera I e II foram encontrados em maior frequência nas amostras das lagoas e reservatórios; e, o Rotifera III foi encontrado em maior frequência nas amostras do conteúdo estomacal, intestinal e fezes dos peixes.



Figura 27 - Rotifera I, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 200x).



Figura 28 - Rotifera II, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 100x).

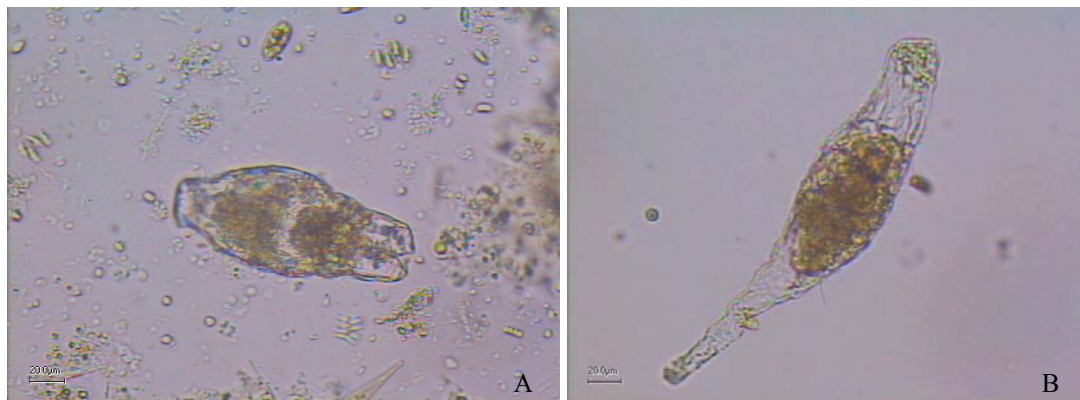


Figura 29 - Rotifera III, imagens digitais obtidas em microscópio óptico (aumento: 200x). **A.** Rotifera com o pé retraído. **B.** Rotifera com o pé estendido.

Quanto a Cladocera, foi encontrada apenas uma espécie, identificada como *Moina minuta* (Figura 30), que segundo a classificação de Ruppert *et al* (2005), pertence ao gênero *Moina*, família Moinidae, sub-ordem Anomopoda. Os Cladocera desse táxon são exclusivamente dulcícolas, apresentam o tronco curto recoberto pela carapaça bivalve bem desenvolvida e inarticulada, que serve como câmara incubadora dorsal, também apresentam desenvolvimento direto e podem formar ovos de resistência em efípios (Ruppert *et al.*, 2005).

Foram observados indivíduos entre aproximadamente 0,5 e 1 mm, tamanhos possivelmente bem visíveis aos peixes; também foram observadas algumas fêmeas efípias, indicando período de alternância entre a reprodução partenogênica e a sexual. As fêmeas efípias, devido ao seu tamanho e à carapaça podem se tornar mais visíveis e susceptíveis à predação por peixes (Arcifa & Meschiatti, 1996), entretanto, nesse período, os ovos de resistência produzidos, possivelmente garantem estabilidade e continuidade da população.

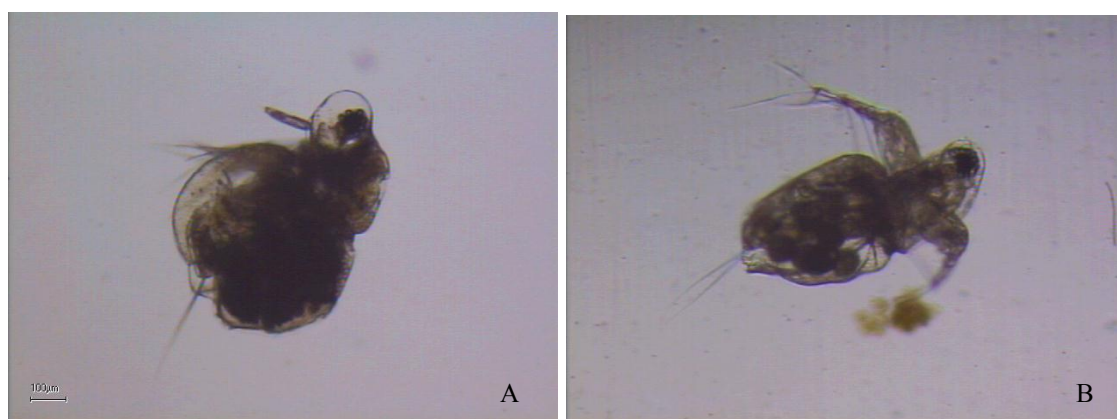


Figura 30 - Cladocera *Moina minuta*, imagens digitais obtida em microscópio óptico (aumento: 40x). A. Cladocera em vista lateral. B. Cladocera em vista ventral.

Os Copepoda, juntamente com os Cladocera, são os grupos mais representativos de microcrustáceos em água doce (Rocha, 2000). Foi encontrada apenas uma espécie de Copepoda, identificada como *Thermocyclops decipiens* (Figura 31), que segundo a classificação de Ruppert *et al* (2005), pertence ao gênero *Thermocyclops*, ordem Cyclopoida. Foram observados indivíduos adultos de até 2 mm de comprimento e diferentes fases de náuplio, de 20 a 70 µm de comprimento.

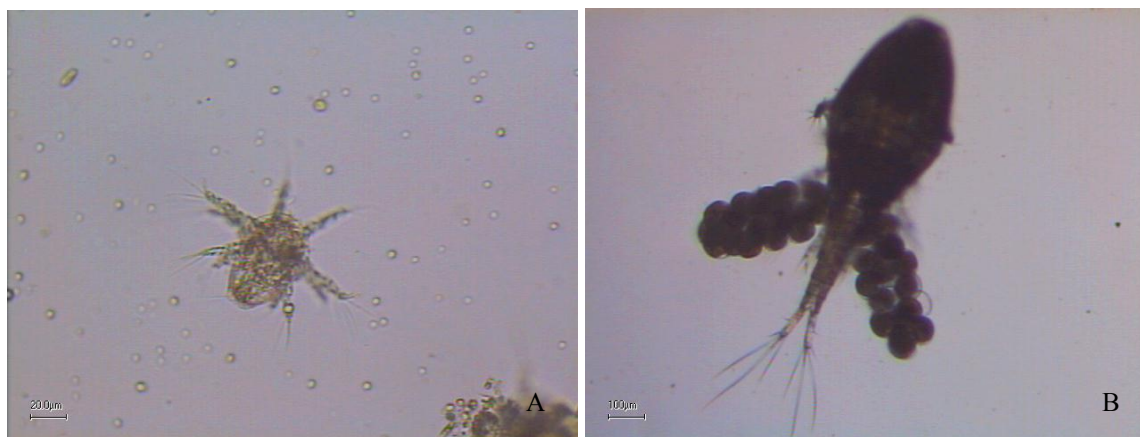


Figura 31 - Copepoda *Thermocyclops decipiens*, imagens digitais obtidas em microscópio óptico. A. Náuplio (aumento: 100x). B. Adulto com ovisacos (aumento: 40x).

Assim como os cladóceros, os copépodos ocupam níveis tróficos intermediários no ambiente aquático, alimentam-se principalmente de detritos, fitoplâncton e pequenos invertebrados (Reid, 1985). Devido ao seu tamanho relativamente maior, copépodos servem de alimento a diferentes espécies de peixes em diferentes estágios de desenvolvimento. Apesar de sua mobilidade, podem ser facilmente capturados visualmente por peixes, sobretudo quando se encontram em altas densidades ou aglomerados (Arcifa & Meschiatti, 1996); entretanto, devido à constituição de seu exoesqueleto, sobretudo quitina, podem apresentar baixa digestibilidade quando ingeridos pelos peixes.

Quanto a Insecta (Figura 32), foram observadas muitas larvas na superfície da água, principalmente nas lagoas.



Figura 32 - Larva de Insecta observada na superfície da água, imagem digital obtida em microscópio óptico (aumento: 40x).

A Tabela 8 apresenta a média das densidades (ind L^{-1}), dos principais representantes do zooplâncton nas lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4), nos reservatórios (Rs), nos tanques de criação de peixes pequenos (TpP) e de peixes grandes (TpG) e no efluente final (EF).

Tabela 8 - Média das densidades (ind L⁻¹) dos principais representantes do zooplâncton nas lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4), nos reservatórios (Rs), nos tanques de criação de peixes pequenos (TpP) e de peixes grandes (TpG) e no efluente final (EF), outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

Densidades (ind L ⁻¹)	L1	L2	L3	L4	L3 + L4 ⁽¹⁾	Rs	TpP	TpG	TpP+TpG ⁽²⁾	EF
Protozoa	8	5	-	4	2	-	-	-	-	
Rotifera I	1460	11060	20000	210	10105	8079	243	167	05	377
Rotifera II	240	2380	4940	70	2505	428	21	17	19	58
Rotifera III	60	320	780	10	395	118	2706	3776	3241	3275
Cladocera	1480	2860	16600	30	8315	219	20	160	90	180
Copepoda (nauplio)	80	580	720	20	370	1268	30	175	103	310
Copepoda (adulto)	80	680	2600	360	1480	429	60	440	250	340
Larvas de Insecta	280	180	1160	410	785	78	10	0	5	40
TOTAL	3680	18060	46800	1110	23955	10619	3090	4735	3913	4580

(1) média dos valores encontrados nas lagoas 3 e 4.

(2) média dos valores encontrados nos tanques de peixes pequenos e grandes.

4.3.1. Ocorrência de organismos zooplanctônicos nas lagoas de polimento

De modo geral, observou-se predomínio de rotíferos em todas as lagoas, sobretudo do Rotifera I; em seguida, as maiores densidades observadas foram as de cladóceros, depois de larvas de insetos, copépodos adultos, náuplios de copépodos em diferentes fases de desenvolvimento e por fim, protozoários, os quais foram encontrados apenas nas lagoas 1, 2 e 4, em densidades muito baixas (Tabela 8).

A lagoa 1 recebe diretamente o efluente do UASB + BF e, portanto, apresenta características menos favoráveis ao desenvolvimento de organismos zooplanctônicos, uma vez que estes se encontram em níveis tróficos superiores. Como citado anteriormente, na lagoa 1, as populações fitoplanctônicas (que servirão de alimento ao zooplâncton) começam a se desenvolver e a colonizar o sistema, como pode ser observado pelos valores mais baixos de clorofila-*a* (Tabela 2). Sendo assim, os organismos zooplanctônicos aparecem no ambiente acompanhando a disponibilidade de alimento, ou seja, acompanhando a quantidade de fitoplâncton, principalmente os organismos zooplanctônicos de menor porte e de rápido ciclo de desenvolvimento, o que explica o predomínio de rotíferos.

A lagoa 2 já apresentou melhorias nítidas de qualidade da água, por exemplo, o OD aumentou e a NH_3 diminuiu (Tabela 2), favorecendo o desenvolvimento dos organismos. Sendo assim, observou-se um aumento na densidade total do zooplâncton (Tabela 8), novamente acompanhando o desenvolvimento do fitoplâncton (Tabelas 7). Nesta lagoa os principais organismos zooplanctônicos aumentaram consideravelmente suas densidades, principalmente os rotíferos, que por terem sido os primeiros a se desenvolver, já se encontram melhor adaptados ao sistema.

Na lagoa 3 foram observadas as densidades mais elevadas de quase todos os organismos zooplanctônicos. Cladóceros destacaram-se pela presença de fêmeas efípias, que contribuem com tal aumento de densidade. O aumento considerável na densidade total do zooplâncton na lagoa 3 ajudaria a explicar a redução da densidade total de fitoplâncton (menos nítida) (Tabela 7) e de clorofila-*a* (mais nítida) (Tabela 2).

Na lagoa 4 (paralela à lagoa 3) foram observadas densidades bem menores de todos os organismos zooplanctônicos. Tal diferença pode estar relacionada com uma

eventual não uniformidade na distribuição da vazão proveniente da lagoa 2, o que poderia ter acarretado menor tempo de detenção e menor aporte de nutrientes e, por conseguinte, maior competição interespecífica, uma vez que não se observou redução na biomassa total de fitoplâncton (Tabelas 2 e 7). Por outro lado, como já mencionado, esta unidade (lagoa 4) recebeu alevinos de tilápia durante o período do presente trabalho.

4.3.2. Ocorrência de organismos zooplanctônicos nos reservatórios

Em comparação à média das lagoas 3 e 4, nos reservatórios as densidades de praticamente todos os organismos zooplanctônicos diminuíram, assim como a densidade total do zooplâncton (Tabela 8). Tal redução ocorre devido à própria configuração do sistema, pois como citado anteriormente, com a transição de lagoas para reservatórios, o volume de água e o tempo de detenção diminuem consideravelmente. Além disso, como a densidade total do fitoplâncton também diminuiu (Tabela 7), a comunidade zooplanctônica é diretamente afetada devido à redução na disponibilidade de alimento.

Nos reservatórios, rotíferos permaneceram como os organismos mais abundantes, sendo que o Rotífero I predominou. Ao contrário do que ocorre nas lagoas, os cladóceros apresentaram densidades menores em comparação aos copépodos, e estes, por sua vez, apresentaram densidades mais elevadas de náuplios, em comparação a adultos (Tabela 8), indicando que as novas condições encontradas nos reservatórios, favoreceram o desenvolvimento dos copépodos, uma vez que, foi encontrado um grande número de mudas de náuplios de diferentes fases, e grande parte de copépodos adultos portando ovisacos, indicativo de aumento da taxa de reprodução com conseqüente crescimento da população.

4.3.3. Ocorrência de organismos zooplanctônicos nos tanques de criação de peixes

A densidade total de organismos zooplanctônicos diminuiu consideravelmente nos tanques de criação de peixes (Tabela 8), indicando a utilização desses organismos como alimento natural pelos peixes.

A densidade total de rotíferos diminuiu, entretanto, ressalta-se que enquanto as densidades dos Rotífera I e II diminuíram, a densidade do Rotífera III aumentou

consideravelmente (Tabela 8). Tal aumento, provavelmente ocorreu, devido à sua baixa digestibilidade pelas tilápias (como será apresentado posteriormente na avaliação do conteúdo estomacal, intestinal e fecal dos peixes) e devido ao seu hábito de fixação ao substrato, ou seja, com a movimentação e a busca de alimento pelas tilápias, esses rotíferos foram desprendidos do perifiton na parede das caixas, permitindo amostragem em maiores quantidades.

Comparando os tanques de peixes pequenos e grandes, observaram-se densidades relativamente menores de cladóceros e copépodos nos tanques de peixes pequenos, o que pode ser um indicativo de uma predação visual mais intensa pelos peixes de menor tamanho (Arcifa & Meschiatti, 1996). Algo similar poderia explicar a menor densidade de larvas de insetos nos tanques de peixes grandes, ou seja, ocorre uma predação visual seletiva, proporcionada pelo atrativo da movimentação na superfície da água e do grande tamanho das larvas.

Provavelmente os peixes pequenos conseguem selecionar visualmente os organismos zooplancctônicos, tendo dificuldade na captura de larvas de inseto, por serem muito grandes, enquanto os peixes grandes não conseguem selecionar o zooplâncton devido ao pequeno tamanho dos organismos, capturando preferencialmente as larvas de insetos.

4.3.4. Ocorrência de organismos zooplancctônicos no efluente final

Os organismos zooplancctônicos apareceram em concentrações ligeiramente maiores no efluente final em comparação à média dos tanques de criação de peixes, sendo que se destacou a quantidade mais elevada de larvas de insetos que pouco apareceram nos tanques (Tabela 8). Tal aumento nas concentrações de organismos zooplancctônicos ocorre, provavelmente, devido aos tanques do sistema de piscicultura que não estavam sendo utilizados, uma vez que, ao passar pelas caixas que não continham peixes, a água proveniente dos reservatórios mantinha seus organismos, os quais então, encontravam um ambiente livre de predação, permitindo a manutenção da comunidade e a deposição de ovos por insetos.

Contudo, assim como ocorre com o fitoplâncton, a densidade total do zooplâncton diminuiu bastante quando comparada à densidade média das lagoas 3 e 4, portanto, a criação dos peixes reduziu a densidade total da comunidade zooplancctônica. Além disso, como apresentado anteriormente, ao considerar que na

ausência do sistema de piscicultura, a água das lagoas 3 e 4 seria descartada diretamente no corpo d'água receptor, o sistema de piscicultura, na realidade, contribuiu com a melhoria da qualidade da água descartada como efluente final por reduzir a densidade total do zooplâncton.

4.4. Caracterização dos organismos planctônicos ingeridos pelos peixes

4.4.1. Ocorrência de organismos fitoplanctônicos no conteúdo estomacal, no conteúdo intestinal e nas fezes dos peixes

A quantificação dos organismos fitoplanctônicos no conteúdo estomacal, no conteúdo intestinal e nas fezes dos peixes, foi expressa em termos de frequência, ou seja, indica a frequência em que um organismo foi encontrado na amostra, devido à dificuldade de amostrar um volume definido de material.

Foi possível observar células inteiras, não digeridas, ou carapaças vazias, tanto no conteúdo estomacal, quanto intestinal e também nas fezes, tanto dos peixes pequenos quanto grandes, de indivíduos dos gêneros *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Fragilaria*, *Amphora* e *Pinnularia* (Tabela 9). Aparentemente os gêneros e a frequência em que foram encontrados os organismos fitoplanctônicos não diferiram entre os tamanhos de tilápias utilizados, portanto, encontram-se expressos conjuntamente para peixes grandes e pequenos na Tabela 9.

Tabela 9 - Frequência de representantes do fitoplâncton, observados no conteúdo estomacal (CE), no conteúdo intestinal (CI) e nas fezes (F), de peixes pequenos e grandes.

Fitoplâncton	Peixes pequenos e grandes		
	CE	CI	F
Chlamydomonaceae			
<i>Chlamydomonas sp</i>	xx	xx	-
Chlorophyceae			
<i>Chlorella sp</i>	xxx	xxx	xxx
<i>Scenedesmus sp</i>	xxxx	xxxxx	xxxxx
Fragilariophyceae			
<i>Fragilaria sp</i>	x	x	X
Bacillariophyceae			
<i>Amphora sp</i>	xx	xx	xxx
<i>Pinnularia sp</i>	x	x	xx

A quantidade de "x" expressa a frequência com que o organismo foi encontrado na amostra, sendo que o número de "x" varia de um a cinco, ou seja, a marcação com cinco "x" expressa uma alta quantidade de organismos.

As tilápias, independentemente de seu tamanho, dificilmente conseguem fazer uma seleção minuciosa do fitoplâncton devido ao tamanho diminuto desses organismos. Os gêneros não observados no conteúdo estomacal, intestinal e fezes, provavelmente são ingeridos através da filtração branquial e rapidamente degradados e assimilados.

Quanto ao gênero *Chlamydomonas* foram observados alguns indivíduos no estômago e intestino, mas já não foram encontrados com tanta frequência nas fezes. Provavelmente as células foram totalmente digeridas na porção final do intestino.

O gênero *Chlorella* foi encontrado com frequência tanto no estômago, quanto no intestino e fezes, entretanto, isso provavelmente ocorreu devido a sua alta densidade no próprio ambiente, ou seja, a célula é ingerida em grandes quantidades e o tempo de passagem pelo trato digestivo é muito pequeno para processar um volume muito grande dessas células.

O gênero *Scenedesmus* destacou-se pelo aumento da frequência em que foi encontrado no conteúdo estomacal, intestinal e, sobretudo fezes, quando comparada às suas densidades na água. Este fato pode ser um indicativo de que as tilápias apresentam alguma dificuldade para digerir essas espécies, uma vez que, muitas possuem espinhos não palatáveis.

O mesmo provavelmente ocorre com as diatomáceas dos gêneros *Fragilaria*, *Amphora* e *Pinnularia*, porém, a frequência em que foram observadas no estômago, intestino e fezes é menor em comparação ao gênero *Scenedesmus*, talvez, devido às próprias densidades no ambiente. No caso das diatomáceas, a baixa digestibilidade dos organismos, se deve provavelmente à parede celular impregnada por sílica, característica desse grupo.

Segundo Sipaúba-Tavares e Rocha (2001) o fitoplâncton influencia no completo desenvolvimento do trato digestivo dos peixes, sendo assim, talvez não tenha sido diferenciada preferência alimentar e nem grau de digestibilidade entre os dois tamanhos de peixes, pois os pequenos ainda estão com o seu trato digestivo em formação e, portanto, precisariam de mais tempo para o desenvolvimento do trato digestivo e de seu sistema enzimático para o melhor aproveitamento do fitoplâncton; e, os peixes grandes, permaneceram em laboratório, recebendo alimentação artificial até serem transportados para o experimento, e portanto, não desenvolveram esse sistema enzimático capaz de aproveitar melhor o alimento natural.

4.4.2. Ocorrência de organismos zooplancônicos no conteúdo estomacal, no conteúdo intestinal e nas fezes dos peixes

Quanto ao conteúdo alimentar das tilápias, tanto pequenas, quanto grandes, notou-se a presença de partes e ovos de insetos, cistos e outros ovos, cladóceros e copépodos, mas, sobretudo, uma grande quantidade de rotíferos, principalmente do Rotifera III (Tabela 10).

Tabela 10 - Frequência de representantes do zooplâncton observados no conteúdo estomacal (CE), no conteúdo intestinal (CI) e nas fezes (F) de peixes pequenos e de peixes grandes.

Zooplâncton	Peixes pequenos			Peixes grandes		
	CE	CI	F	CE	CI	F
Rotifera I	xx	x	-	x	-	-
Rotifera II	x	-	-	x	-	-
Rotifera III	xxxxx	xxxxx	xxx	xxxx	xxxxx	xxx
Cladocera	x	x	-	x	X	-
Copepoda	x	x	-	x	X	-
Partes de Insecta	x	-	-	xx	X	-
Ovos de Insecta	x	-	-	xx	Xx	-
Cistos e outros ovos	x	xxx	x	xxx	Xxx	xx

A quantidade de “x” expressa a frequência com que o organismo foi encontrado na amostra, sendo que o número de “x” varia de um a cinco, ou seja, a marcação com cinco “x” expressa uma alta quantidade de organismos.

Destaca-se que o Rotifera III foi observado em quantidades bem maiores que outros organismos tanto no estômago e intestino, quanto nas fezes, indicando uma baixa digestibilidade do mesmo, ou seja, provavelmente eles são capturados e ingeridos, entretanto não são digeridos, passando pelo trato digestivo e sendo eliminados em grandes proporções nas fezes.

Cistos e outros ovos, também não são totalmente digeridos podendo passar intactos pelo trato digestivo, uma vez que foram observados facilmente nas fezes, já partes de insetos, cladóceros, copépodos e Rotifera I e II, provavelmente são digeridos totalmente, pois já não foi possível distingui-los nas fezes.

Comparando-se os peixes pequenos e grandes, notou-se a maior presença em peixes grandes, de partes e ovos de insetos, além de cistos e outros ovos. Os insetos provavelmente são mais atrativos devido à movimentação que produzem na superfície da água e devido ao seu maior tamanho, sendo mais facilmente capturados pelos peixes grandes. O mesmo ocorreu em relação a ovos e cistos devido ao maior tamanho.

4.5. Desempenho zootécnico

A tabela 11 apresenta os dados referentes ao desempenho zootécnico dos grupos de peixes pequenos e grandes, criados no sistema de piscicultura durante o período experimental. O crescimento dos peixes pequenos foi maior em comparação aos peixes grandes, entretanto, para ambos os grupos, estes valores de desempenho são considerados baixos.

Tabela 11 - Desempenho zootécnico dos grupos de peixes pequenos e de peixes grandes criados com efluentes sanitários tratados em lagoas de polimento, outubro a dezembro de 2005 (Viçosa, MG).

	Peixes pequenos	Peixes grandes
Peso médio inicial (g ind ⁻¹)	1,89 ± 0,04	26,63 ± 6,67
Peso médio final (g ind ⁻¹)	2,87 ± 0,28	29,50 ± 8,44
Ganho de peso médio (g ind ⁻¹)	1,77 ± 2,35	2,59 ± 2,3
Ganho de peso médio diário (g ind ⁻¹ dia ⁻¹)	0,04 ± 0,01	0,10 ± 0,08
Taxa de crescimento específico* (% ind ⁻¹ dia ⁻¹)	1,44	0,35
Taxa de mortalidade (%)	8,33	2,08

* Taxa de crescimento específico = (ln) peso final – (ln) peso inicial / dias

Em sistemas de piscicultura associados a sistemas de tratamento de efluentes sanitários, o desempenho dos peixes pode ser influenciado pelo período de criação ou de adaptação e pela idade dos alevinos. No presente estudo é mais provável que o crescimento dos peixes tenha sido prejudicado pelos elevados níveis de nitrogênio amoniacal (N-NH₃), pois a amônia não ionizada (NH₃), quando em concentrações elevadas pode prejudicar a transformação da energia dos alimentos em ATP, inibindo o crescimento por provocar a desaminação dos aminoácidos, impedindo a formação de proteínas (Cavero *et al*, 2004).

Em períodos anteriores, nas mesmas condições de densidade de estocagem e renovação de água, porém com teores de amônia bem mais baixos, Freitas (2006) observou um ganho de peso médio aproximadamente três vezes maior, para alevinos com cerca de um terço do peso inicial deste experimento; resultados similares foram observados em outros experimentos que também utilizam efluentes sanitários tratados para a criação de tilápias, porém com menor taxa de estocagem e fornecimento de ração (Santos *et al.*, 2006).

Vários autores (Nascimento & Melo, 1989; Dambo & Rana, 1992; Sanches & Hayashi, 1999; Haylor, 1991) observaram que quanto maiores as taxas de estocagem, menor ou mais lento é o crescimento dos peixes, nesse sentido, a biomassa de

alimento natural pode ter sido pequena para a densidade de estocagem avaliada, o que limitou a quantidade de alimento disponível para cada peixe, reduzindo seu crescimento, como também citam Pereira (2004) e Freitas (2006).

Contudo, a taxa de mortalidade total do experimento (5,21%), e mesmo a mortalidade de 8,33% dos peixes pequenos, é considerada extremamente baixa. Quando as tilápias foram criadas diretamente na última lagoa de polimento, a mortalidade chegou a 71% (Ruas & Dornelas, 2006); quando foram criadas nos tanques de piscicultura, com as mesmas condições de estocagem e renovação de água, a mortalidade foi de 16% (Freitas, 2006).

A taxa de crescimento específico de peixes pequenos foi superior à dos peixes grandes; além disso, não foram identificadas preferências alimentares claras em função do tamanho dos peixes. Sendo assim, pode-se dizer que maiores produtividades devem ser observadas em estádios iniciais de desenvolvimento dos alevinos, uma vez que nesses períodos, a relação entre o ganho de peso e o volume de alimento ingerido é maior, ou seja, são obtidas melhores conversões alimentares.

5. CONCLUSÕES

A maior parte dos organismos fitoplanctônicos e zooplanctônicos encontrados nos efluentes sanitários tratados é consumida e aproveitada como fonte de alimento natural por tilápias da espécie *Oreochromis niloticus*; e, o sistema de piscicultura, contíguo às lagoas de polimento, atua como uma etapa de tratamento, contribuindo com a melhoria da qualidade da água descartada como efluente final.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20^a ed. Washington, DC, 1998.
- ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade de água em aquicultura – uma revisão para peixes e camarões**. 2^a. ed, Ed. da UFSC, Florianópolis, SC, 231p, 2004.
- ARAUZO, M. Harmful effects of unionized ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. **Water Research**, v.37, p.1048–1054, 2003.
- ARCIFA, M. S. & MESCHIATTI, A. J. *Tilapia rendalli* in the Lake Monte Alegre, a case of planktivory. **Acta Limnol. Brasil**, 8: 221-229, 1996.
- BALDISSEROTTO, B. **Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura**. Ed. UFSM, Santa Maria, 212p, 2002.
- BASTOS, R. K. X., PEREIRA, C. M., PIVELLI, R. P., LAPOLLI, F. R., LANNA, E. A. T. **Utilização de esgotos sanitários em piscicultura**. In: BASTOS, R.K.X (Coord.) **Utilização de esgotos tratados em irrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, p.193-223 (Projeto PROSAB), 2003a
- BASTOS, R. K. X., BEVILACQUA, P. D., KELLER, R. **Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana**. In: FRANCI, R.G. (Coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, p.27-88 (Projeto PROSAB) 2003b.
- BASTOS, R. K. X.; FREITAS, A. S.; SALARO; A. L.; LANNA, E. A. T.; BEVILACQUA, P.D. **Avaliação da produção de tilápia do Nilo com efluentes de lagoas de estabilização**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, XXII. Joinville, Santa Catarina. *Anais*. Brasil: ABES, (CD Rom) 2003c.
- BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X.; LANNA, E. A. T. **Uso de esgotos tratados para produção animal**. In: FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSÊ, M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, p.275-330. (Projeto PROSAB) 2006.
- BICUDO, C. E. M. & MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil – Chave para identificação e descrições**. São Carlos, SP, RiMa, 508p, 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA número 357, de 17 de março de 2005 - dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente, disponível em: <http://www.crq4.org.br/downloads/resolucao357>, 23p, 2005.

BURAS, N. L.; DUEK, L.; NIV, S.; HEPHER, B. & SANDBANK, E. Microbiological aspects of fish grown in treated wastewater. **Water Research**, v.21, nº1, p.1-10, 1987.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos.** 1ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, Fapesp, 253p, 1994.

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; von SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento.** In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: [s.n], p.105-170, (Projeto PROSAB), 2001.

CAVALCANTI, P. F. F. **Integrated application of UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions.** Ph.D Thesis. Wageningen University, The Netherlands, 2003.

CAVERO, B. A. S.; PEREIRA-FILHO, M.; BORDINHON, A. M.; FONSECA, F. A. L.; ITUASSÚ, D. R.; ROUBACH, R. & ONO, E. A. **Tolerância de juvenis de pirarucu ao aumento da concentração de amônia em ambiente confinado.** Pesquisa Agropecuária Brasileira 39(5): 513-516, 2004.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores aneróbios.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5), 246p, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: [s.n.], (Projeto PROSAB), 544p, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L.; FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; PIVELLI, R. P.; von SPERLING, M.; MONTEGGIA, L. O. **Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água.** In: FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, (Projeto PROSAB), p.63-110, 2006.

CONAMA 357. **Resolução CONAMA número 357, de 17 de março de 2005 - dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente, disponível em: <http://www.crq4.org.br/downloads/resolucao357>, 23p, 2005.

DAMBO, W. B.; RANA, K. J. Effect of density on growth and survival of *Oreochromis niloticus* (L.) fry in the hatchery. **Aquacult. Fish. Manag.**, Oxford, v.23, p.71-80, 1992.

DEBOER, J. & LINSTEDT, K. D. Advances in water reuse applications. **Water Res**, v19, n.11, p.1455-1461, 1985.

EDWARDS, P. **Reuse of human wastes in aquaculture. A technical review.** UNDP, World Bank Water Research Program, Washington D.C, THE WORLD BANK, 350p, 1992.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2^a. ed. Interciência, Rio de Janeiro, RJ, 602p, 1998.

FREITAS, A. S. **Utilização de esgotos sanitários tratados em lagoas de polimento para a criação de alevinos de Tilápia do Nilo – Aspectos produtivos e econômicos.** Dissertação de Mestrado, Departamento de Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, 42p, 2006.

GONÇALVES, R. F.; CHERICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AIISE, M.M.; ZAIAT, M. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme.** In: CHERNICHARO, C.A.L.(Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: [s.n.], (Projeto PROSAB), 544p, 2001.

GUERRIN, F. Valorization of wastewater treatment ponds zooplankton as a basis to feed larvae and juveniles of cyprinids. **Bulletin Francaise Peche et Piscicultur**, n.311, p.113–125, 1998.

HALVER, J. E. & HARDY, R. W. (editors). **Fish Nutrition.** Third Edition, Academic Press, Elservier Science, 824p, 2002.

HAYLOR, G. S. Controlled hatchery production of *Clarias gariepinus* (Burchell 1822): growth and survival of fry at high stocking density. **Aquacult. Fish. Manag.**, Oxford, v.22, n.4, p.405-422, 1991.

- HAYLOR, G. S. **Fish production from engineered water system in developing countries**. Recent advances in aquaculture V, Cornwall. UK: Blackwell Science Ltd, 1994.
- INFANTE, A. Natural food of herbivorous zooplankton of Lake Valencia (Venezuela). **Arch. Hydrobiol.**, v.52, p.347-358, 1988.
- JANA, B. B. Sewage-fed aquaculture: the Calcutta model. **Ecological Engineering**, v.11, p.73-85, 1998.
- KIBRIA, G.; NUGEGODA, D.; FAITCLOUGH, R.; LAM, P. & BRADLY, A. **Zooplâncton: Its biochemistry and significance in aquaculture**. Naga, The Iclarm Quarterly, v.20, n.2, 1997.
- KONIG, A. **Ecophysiological studies on some algae end bacteria of waste stabilization ponds**. Doctor Thesis. University of Liverpool. Liverpool, 1984.
- KUBITZA, F. Nutrição e alimentação de tilápias – Parte 1. **Panorama da Aqüicultura**, v.9, n.52, p. 42-50, 1999.
- KUBITZA, F. **Tilápia: Tecnologia e planejamento na produção comercial**. Jundiaí, SP Acqua & Imagem, 2000.
- LAWS, E. A. **Sewage treatment. In: Aquatic pollution: an introductory text**. Wiley. New York, p.125–156, 1993.
- LUZ, L. A. R. **A reutilização da água**. Qualitymark, Rio de Janeiro, RJ, 140p, 2005.
- MANCUSO, P. C. S. & SANTOS, H. F. (editores). **Reuso de Água**. Manole, Barueri, São Paulo, 579p, 2003.
- MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de águas, e dá outras providências. Deliberação Normativa COPAM nº. 10, de 16 de dez. de 1986. **Diário do Executivo - Minas Gerais**, 10 de jan. 1987.
- MOSCOSO, J. C. NAVA, H. & MUÑOZ, A. F. **Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan**. Acuicultura, CEPIS, Lima, Peru, 35p, 1992.

- NANDINI, S. Variations in physico-chemical parameters and plankton community structure in a series of sewage stabilization ponds. **Revista Biologia Tropical**, v.47, (Suppl.1), p.149–156, 1999.
- NASCIMENTO, V. M. C.; MELO, J. S. C. Comparação entre três densidades de estocagem da carpa comum *Cyprinus carpio* L; 1758, nos primeiros trinta dias. **Simpósio Latino Americano de Aquicultura, VI Simpósio Brasileiro de Aquicultura**, 5, 1989, Florianópolis. Resumos... Florianópolis: Abraq. p. 123, 1989.
- OLAH, J. **Structural and functional quantification in a series of Hungarian hypertrophic shallow lakes**. Hypertrophic Ecosystems, The Hague, Netherlands Junk, p.191-202, 1980.
- PAVANELLI, G.C.; EIRAS, J.C.; TAKEMOTO, R.M. **Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento**. Maringá: EDUEM Nupélia, 1999.
- PEREIRA, C. M. **Avaliação do uso de peixes planctófagos como auxiliares do tratamento de efluentes**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, 173p, 2000.
- PEREIRA, C. M. **Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura**. Dissertação de Doutorado, Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, 2004.
- PEREIRA, L. P. F. & MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, 31(1):81-88, 2005.
- POPMA, T. & LOVSHIN, L. World prospects for commercial production of tilápia. Auburn University. **Panorama da Aqüicultura**. jan/fev, p.8-13, 1995.
- PROENÇA, C. E. M. & BITTENCOURT, P. R. L. **Manual de Piscicultura Tropical**. Brasília, IBAMA, 1994.
- RECTENWALD, L. L. & DRENNER, R. W. Nutrient removal from wastewater effluent using an ecological water treatment system. **Environmental Science & Technology**, v.34, n°3, 2000.
- REID, J. W. **Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida**

- (Crustácea, Copepoda)**. 9:17-145, Department of Invertebrate Zoology, National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Washington, DC, 1985.
- RIOS, E. N. **Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, 2007.
- ROCHA, O. **Perfil do conhecimento de biodiversidade em águas doces no Brasil**. Relatório Final, COBIO/MMA, GTB/CNPq, NEPAM/Unicamp, 37p, 2000.
- ROCHE, K. F. & ROCHA, O. **Aspectos da predação por peixes por lagos e represas, com enfoque na planctivoria**. In: ROCHE, K. & ROCHA, O. (Org.). **Ecologia trófica dos peixes com ênfase na planctivoria em ambientes lênticos de água doce no Brasil**. São Carlos: RiMa, Cap.1, p.1-24. 2005.
- RUAS, D. B. & DORNELAS, F. L. **Avaliação de uma unidade integrada de tratamento de esgotos sanitários e piscicultura**. Trabalho de conclusão de curso de graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Viçosa, MG, 57p, 2006.
- RUPPERT, E. E, FOX, R. S. & BARNES, R. D. **Zoologia dos invertebrados – uma abordagem funcional evolutiva**. 7ª ed, Ed. Roca, São Paulo, 1145p, 2005.
- SANCHES, L. E. F.; HAYASHI, C. Densidade de estocagem no desempenho de larvas de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus* L.), durante a reversão sexual. *Acta Scientiarum*, Maringá, v.21, n.3, p.619-625, 1999.
- SANTOS, E. S.; MOTA, S.; AQUINO, M. D.; OLIVEIRA, M. A.; VASCONCELOS, M. M. & FERNANDES, K. R. B. **Alevinagem de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, em água de esgoto doméstico tratado em sistemas de lagoas de estabilização**. Comunicação Científica, CIVA 2006, p.1-8, disponível em www.civa2006.org, 2006.
- SHARMA, H. P.; POLPRASERT, C. & BHATTARAI, K. K. Physico-chemical characteristics of ponds fed with septage. **Resour. Conserv.**, v.13, p.207-215, 1987.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Limnologia aplicada à aquicultura**. Jaboticabal, FUNEP, 70p, 1995.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. & ROCHA, O. **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos**. São Carlos, Rima, 106p, 2001.

SOUZA, E.C.P.M. & TEIXEIRA FILHO, A. R. **Piscicultura fundamental**. São Paulo: Nobel, 88 p, 1985.

SRINIVASAN, A. Fish production in some hypertrophic ecosystems in South India. **Hypertrophic Ecosystems**, The Hague, Netherlands Junk, v.25, p.191-202, 1980.

TEIXEIRA FILHO, A. R. **Piscicultura ao alcance de todos**. Nobel, São Paulo, 212p, 1991.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3), 196p, 2002.

VON SPERLING, M.; JORDÃO, E. P.; KATO, M. T.; ALÉM SOBRINHO, P., BASTOS, R. K. X. & PIVELLI, R. P. **Lagoas de estabilização**. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, (Projeto PROSAB), p.275-336, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 452p, (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1), 2005.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Volume 3: Wastewater and excreta use in aquaculture. Geneva, 149p, 2006.