

IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ

**CRIAÇÃO DE TILÁPIA COM EFLUENTE DE LAGOA DE ALTA TAXA:
AVALIAÇÃO DE TAXAS DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE NITROGÊNIO E
SUSTENTABILIDADE DA PRODUÇÃO PELO FORNECIMENTO DE ALIMENTO
NATURAL (PLÂNCTON)**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

S211c
2018 Sánchez Ortiz, Iván Andrés, 1974-
Criação de tilápia com efluente de lagoa de alta taxa : avaliação de
taxas de aplicação superficial de nitrogênio e sustentabilidade da
produção pelo fornecimento de alimento natural (plâncton) / Iván
Andrés Sánchez Ortiz. - Viçosa, MG, 2018.
xxvi, 238 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 206-236.

1. Esgotos. 2. Águas residuais -Purificação. 3. Resíduos industriais. 4. Tilápia (Peixe) - Criação. 5. Amônia - Toxicologia. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Progama de Pós-Graduação em Engenharia Civil. II. Título.

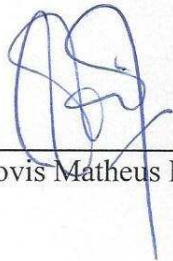
CDD 22. ed. 628.364

IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ

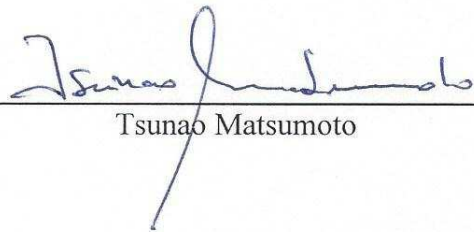
**CRIAÇÃO DE TILÁPIA COM EFLUENTE DE LAGOA DE ALTA TAXA:
AVALIAÇÃO DE TAXAS DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL DE NITROGÊNIO E
SUSTENTABILIDADE DA PRODUÇÃO PELO FORNECIMENTO DE ALIMENTO
NATURAL (PLÂNCTON)**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

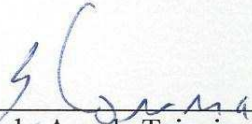
APROVADA: 2 de julho de 2018.



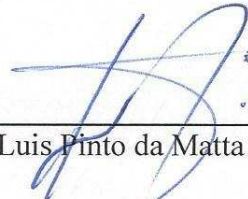
Clovis Matheus Pereira



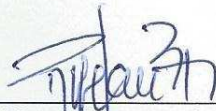
Tsunao Matsumoto



Eduardo Arruda Teixeira Lanna



Sérgio Luis Pinto da Matta



Rafael Kopschitz Xavier Bastos
(Orientador)

..... Tudo é do Pai,
toda honra e toda gloria,
é Dele a vitória
alcançada em minha vida ...

Fred Pacheco

DEDICATÓRIA

Ao Pai das Misericórdias,
aos meus adorados anjinhos María José,
Juan Esteban e Bianca Estrella, luz de cada dia,
à minha amada esposa e amiga Paula Andrea,
à minha mãe Alicia, meus irmãos Sandra e José,
às minhas avós Inés e Alicia (in memoriam)
à minha linda Família toda
dedico.

AGRADECIMENTOS

Quero primeiramente agradecer a Deus, pois nesta aventura de quatro anos e meio além de ter encontrado o conhecimento, que eu vim procurar no Brasil, tive um encontro pessoal com Jesus Cristo, e entendi (por fim) que a sua vontade está acima de qualquer outra vontade, e que os seus planos ultrapassam em beleza, complexidade e harmonia aos melhores e mais elaborados projetos humanos.

Agradeço a minha amada Família, pois todos eles vivenciaram na pele cada uma das fases do doutorado e estiveram me acompanhando inclusive naquelas extenuantes jornadas de trabalho de 24, e até 96 horas consecutivas; a minha amada esposa Paula, e aos meus adorados anjinhos María José, Juan Esteban e Bianca, a minha infinita gratidão, pois neles encontrei o abraço, a palavra, o ombro, os ouvidos, o olhar, o aconchego e o carinho preciso e precioso para continuar nos momentos de maior dificuldade, assim como a companhia e entusiasmo para disfrutar de tantos momentos maravilhosos e reconhecer nas coisas mais simples o verdadeiro tempero da vida. Da mesma maneira, agradeço ao meu amado Lar materno, a minha supermãe Alicia e aos meus irmãos José Fernando e Sandrita, pelo sempre amoroso apoio e sábio conselho, às minhas lindas vovós Inés e Alicia (*in memoriam*), aos meus tios, aos meus sobrinhos Santiago e Juan Felipe, assim como à família da minha esposa, especialmente à minha querida sogra Pilar.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil por terem me acolhido como aluno e por me permitir ser parte do privilegiado grupo de pessoas que recebemos um ensino de altíssima qualidade, além da sensacional oportunidade de desenvolver pesquisas de relevância técnica e científica, financiadas pela generosa contribuição do queridíssimo povo Brasileiro. À CAPES CNPq pela concessão da bolsa de doutorado por três anos, muito obrigado. À Universidad de Nariño e ao Departamento de Recursos Hidrobiológicos por terem me apoiado durante os anos do doutorado, a minha enorme gratidão.

Ao meu magnífico orientador, professor Rafael Bastos, expresso a minha admiração, assim como a minha profunda gratidão, por ter acreditado em mim e por que, para minha fortuna, aceitou retornar às pesquisas com foco na piscicultura em efluentes tratados. O senhor me permitiu conciliar o meu humilde desejo de contribuir como pesquisador na produção de conhecimentos úteis e aplicáveis, principalmente para comunidades carentes,

com o desafio de aprofundar no conhecimento da aquicultura. Por meio das disciplinas por ele ministradas, e através da sua visão do saneamento, o professor Rafael fortaleceu a minha convicção da importância de realizar pesquisas em busca de alternativas simples, de baixo custo e sustentáveis para os problemas de saneamento. A rigorosidade científica, técnica e acadêmicas do professor Rafael são, e continuarão sendo, uma referência importante para minha formação.

Ao professor Eduardo Lanna, por ter compartilhado comigo diversos conceitos e critérios da piscicultura, por ter me orientado em diversos aspectos importantes para a apropriada execução dos experimentos, e por ter disponibilizado de maneira generosa os espaços e infraestrutura dos laboratórios para realizar a montagem dos sistemas de recirculação que suportaram os ensaios de toxicidade aguda e crônica. Agradeço à equipe toda do LabNut: Rafael Vianna (grande Rafa), Giselle Cruz, Guisela Rojas, Edinael Rodrigues e Felipe Martins, cuja amizade e colaboração nos ensaios foram muito importantes, e por que me permitiram a estabelecer o meu “centro de operações” no DZO durante os dois últimos anos de doutorado.

À professora Lúcia Calijuri, pela amável acolhida e por ter disponibilizado de maneira generosa três lagoas de alta taxa no LESA, assim como infraestrutura e equipamentos que foram fundamentais para conduzir os experimentos com criação de tilápia em efluente doméstico tratado.

Ao professor Sérgio da Matta pelas orientações e apoio, que junto a sua equipe do Laboratório de Biologia Estrutural: Francielle, Thatiane, Fernanda, Ana Luiza e Stella, contribuíram na preparação e análise das amostras histológicas de brânquias das tilápias utilizadas nos ensaios de toxicidade aguda. Ao professor Jorge Dergam por ter facilitado o uso dos equipamentos para observação e captura de imagens para estudo dos tecidos branquiais no Laboratório de Sistemática Molecular (BEAGLE). Ao professor Gustavo Ferreira Martins pela identificação das larvas e pupas de mosquito registradas nos tanques sem peixes.

À professora Adriana Sales Magalhães, que de maneira eficiente e competente colaborou nas análises qualitativas e quantitativas do fitoplâncton registrado no terceiro experimento de criação de tilápias em efluente tratado. Agradeço também o carinho e a bela amizade que ela e o professor Marcos Magalhães têm oferecido ao meu amado Lar.

Ao querido pessoal do LCQA da ETA-UFV: Janderson e Vanderlei pela ajuda nas análises de qualidade da água, ao Gustavo pelo apoio na montagem da infraestrutura hidráulica e unidades de criação para cultivo das tilápias recebendo esgoto tratado, agradeço

também a Vitor, Rodrigo, Daniel e demais operadores da ETA, assim como as estagiárias Gabriela, Mariana, Sarah e Juliana pela amizade e colaboração em momentos de sufoco.

Aos caros colegas da ETA: João Pimenta, Larissa, Mário, Vivian, Brunão, Gabriela, Luana, Lorrana, Thais, Matheus, que com a sua amizade muito ajudaram na consolidação desse primeiro “segundo lar” nos períodos de disciplinas e estruturação do projeto de pesquisa.

Aos estagiários: Ulisses Raad, pela ajuda na época da montagem e monitoramento dos ensaios de toxicidade aguda no DZO; de maneira muito especial aos alunos da Engenharia Ambiental Alan, Mariana, João e Fernando, e da Biologia, Rafael e Jean pelo apoio nas análises quinzenais e monitoramento dos experimentos de piscicultura em esgoto tratado, assim como pela amizade.

Às professoras Ann Mounteer e Mônica Barbosa, ao pessoal do LESA Priscila, Marcelo, Agostinho, Capelão e Júlio, e aos colegas Juliana, Eduardo, Paula Assemani, Gemima, Natália, Elisa, Deborah, Tamires, Leticia, Jackeline, Andreiva; aos mais recentes colegas Victor, Natalia, Bruna, Deisyane, Paula, Nathane, Gabriel e Iany.

Ao professor Jose Ivo, do Departamento da Matemática e Estatística, pelos conhecimentos transmitidos, pelas recomendações aos delineamentos experimentais e revisão das análises estatísticas; à doutoranda em Estatística Daiana Sales, pela importante ajuda nas análises no R e ao professor Cosme Damião por resolver dúvidas procedimentais.

Aos professores Ana Augusta, Cláudio Mudadu e Oswaldo Pinto pela especial amizade, assim como aos colegas de estudo Juan, Anne, Karina, Lia, José Alfredo, Ismarley, Natalia, Paulina e Raffles, pelo convívio.

Na UFV encontrei, além de uma instituição de excelência, amizades muito especiais, irmãos de caminhada acadêmica e espiritual que ajudaram muito para fazer dos dias puxados mais suportáveis e alegres.

A TODOS E TODAS, UM ENORME E SINCERO DEUS LHES PAGUE!.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	xiii
LISTA DE FIGURAS	xviii
RESUMO	xxi
ABSTRACT	xxiv
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. HIPÓTESE	5
3. OBJETIVOS	6
3.1 Objetivo Geral	6
3.2 Objetivos Específicos	6
4. CAPÍTULO I. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
4.1 Água e saneamento	7
4.1.1 Esgoto sanitário	8
4.1.2 Tratamento das águas residuárias	8
4.1.3 Lagoas de estabilização para tratamento de águas residuárias	10
4.1.4 Lagoas de alta taxa no pós-tratamento de reatores anaeróbios	11
4.2 Aquicultura - piscicultura	13
4.3 A tilápia e sua importância na piscicultura	14
4.3.1 Aspectos produtivos da tilápia com fornecimento de ração	16
4.3.2 Aspectos produtivos da tilápia sem fornecimento de ração	18
4.4 Água e segurança alimentar	19
4.4.1 Reuso da água	20
4.5 Tipos de reúso de excretas em aquicultura	22
4.6 Reuso de efluentes em aquicultura	23
4.6.1 Reuso de efluentes domésticos tratados para piscicultura	28
4.6.2 Cultivo de tilápias em unidades de tratamento de esgoto	31
4.6.3 Cultivo de tilápias em tanques recebendo efluentes de ETE com fluxo	

intermitente (batelada)	37
4.6.4 Cultivo de tilápias em tanques recebendo efluentes de ETE em fluxo contínuo ...	42
4.6.5 Potencial de aplicação dos efluentes das lagoas de alta taxa na aquicultura	49
4.7 O nitrogênio nas águas residuárias	49
4.7.1 A amônia e sua presença na água	50
4.7.2 A importância da amônia na criação de peixes com ênfase em tilápia	53
4.7.3 Toxicidade e ensaios para sua medição	55
4.7.4 Pesquisas relativas a ensaios de toxicidade aguda da amônia para tilápia	57
4.7.5 Pesquisas relativas a ensaios de toxicidade crônica da amônia para tilápia	61
4.8 Conclusões	69
5.5. CAPÍTULO 2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA DA AMÔNIA NÃO IONIZADA EM TILÁPIA GIFT.....	71
Resumo.....	71
5.1 Introdução.....	71
5.2 Materiais e métodos.....	75
5.2.1 Local para desenvolvimento da pesquisa e montagem dos experimentos	76
5.2.2 Concentrações de NH ₃ avaliadas, reagentes utilizados.....	78
5.2.3 Preparo e disposição das soluções nos aquários, controle de variáveis de qualidade da água	79
5.2.4 Procedimentos gerais adotados	81
5.2.5 Manejo dos peixes utilizados nos experimentos.....	82
5.2.6 Pré-ensaio para avaliar teores de OD pela simples circulação.....	83
5.2.7 Primeiro ensaio de toxicidade aguda	83
5.2.7.1 Descrição do ensaio	83
5.2.7.2 Delineamento experimental	83
5.2.8 Segundo e terceiro ensaios de toxicidade aguda	84
5.2.8.1 Descrição do ensaio	84

5.2.8.2 Delineamento experimental	84
5.2.9 Sedação dos peixes	87
5.2.10 Amostragem e preparação de material biológico para análises histológicas	88
5.3 Resultados e discussão	92
5.3.1 Ensaio para avaliação dos teores de OD pela simples circulação.....	92
5.3.2 Primeiro ensaio de toxicidade aguda	92
5.3.3 Segundo ensaio de toxicidade aguda	94
5.3.4 Terceiro ensaio de toxicidade aguda	97
5.3.4.1 ANOVA da amônia dentro dos níveis de densidade de estocagem	99
5.3.4.2 ANOVA para densidade de estocagem dentro dos níveis da amônia	102
5.3.5 Análises histológicas das brânquias	104
5.3.6 Discussão geral dos ensaios	110
5.4 Conclusões	112
6. CAPÍTULO 3. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA DA AMÔNIA NA CRIAÇÃO DE TILÁPIA GIFT	114
Resumo	114
6.1 Introdução.....	114
6.2 Material e métodos	117
6.2.1 Local para desenvolvimento da pesquisa e montagem dos experimentos	118
6.2.2 Procedimentos gerais adotados nos ensaios de toxicidade crônica	120
6.2.3 Manejo dos peixes utilizados nos experimentos	121
6.2.4 Descrição dos ensaios de toxicidade crônica	122
6.2.4.1 Variáveis e níveis avaliados	122
6.2.4.2 Delineamento experimental	123
6.2.5 Monitoramento de parâmetros zootécnicos e variáveis de qualidade da água	123
6.3. Resultados e discussão	124
6.3.1 Qualidade da água	124

6.3.2 Resultados da biometria e de mortalidade dos peixes	126
6.3.3 Curvas de crescimento – conversão alimentar	130
6.4 Conclusões	134
7. CAPÍTULO 4. AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL DA AMÔNIA E DENSIDADES DE ESTOCAGEM NA CRIAÇÃO DE TILÁPIA GIFT EM TANQUES RECEBENDO EFLUENTE DE LAGOAS DE ALTA TAXA	136
Resumo	136
7.1 Introdução.....	137
7.2 Material e métodos	144
7.2.1 Local de desenvolvimento das pesquisas e unidades de tratamento do esgoto	144
7.2.2 Origem do esgoto doméstico	145
7.2.3 Local do pós-tratamento do esgoto e de realização dos experimentos	146
7.2.4 Fatores e níveis avaliados	149
7.2.5 Descrição dos dois ensaios com efluente de LAT avaliando 3 TAS e 2 densidades de estocagem	153
7.2.5.1 Variáveis e níveis avaliados	153
7.2.5.2 Delineamento experimental, análises estatísticas	154
7.2.6 Descrição do ensaio com efluente de LAT avaliando 3 TAS e 3 densidades de estocagem	154
7.2.6.1 Variáveis e níveis avaliados	154
7.2.6.2 Delineamento experimental, análises estatísticas	155
7.2.7 Montagem dos experimentos	156
7.2.8 Monitoramento de variáveis físicas, químicas e dos parâmetros zootécnicos	157
7.2.8.1 Monitoramentos relativos às algas produzidas nas lagoas de alta taxa	157
7.2.8.2 Monitoramento das variáveis de qualidade da água no efluente da fossa, na LAT e nos tanques de cultivo	157
7.2.8.3 Locais de coleta e frequência das análises durante os ensaios	158
7.2.8.4 Parâmetros zootécnicos monitorados nos peixes	159

7.3 Resultados e discussões	160
7.3.1 Caracterização inicial do esgoto afluente e fluente das ETE's	160
7.3.2 Resultados do primeiro ensaio com efluente de lagoa de alta taxa	160
7.3.2.1 Qualidade da água no primeiro ensaio	160
7.3.2.2 Qualidade da água: pH, OD e temperatura na LAT e nos tanques durante o primeiro ensaio	161
7.3.2.3 Resultados da biometria final do primeiro ensaio	163
7.3.2.4 Resultados da mortalidade acumulada no primeiro ensaio	166
7.3.3 Resultados do segundo ensaio com efluente de lagoa de alta taxa	167
7.3.3.1 Qualidade da água, monitoramentos quinzenais do segundo ensaio	167
7.3.3.2 Qualidade da água: pH, OD e temperatura na LAT e nos tanques no segundo ensaio	170
7.3.3.3 Qualidade da água na LAT e nos tanques, monitoramentos de 24 horas no segundo ensaio	172
7.3.4 Resultados da biometria final do segundo ensaio	174
7.3.4 Resultados do terceiro ensaio com efluente de lagoa de alta taxa	177
7.3.4.1 Qualidade da água, monitoramentos quinzenais no terceiro ensaio	177
7.3.4.2 Qualidade da água: pH, OD e temperatura na LAT e nos tanques no terceiro ensaio	181
7.3.4.3 Qualidade da água na LAT e nos tanques, monitoramentos de 24 horas no terceiro ensaio	183
7.4.4 Resultados análises qualitativa e quantitativa do fitoplâncton da LAT e dos tratamentos avaliados no terceiro ensaio	185
7.4.4.1 Composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica	185
7.4.4.2 Análises quantitativas da comunidade fitoplanctônica	190
7.4.5 Resultados da biometria final do terceiro ensaio	191
7.4.6 Resultados da mortalidade acumulada no terceiro ensaio	194
7.4.7 Cálculo da produtividade estimada	197
7.4.8 Avaliação comparativa de repetições de tanques do mesmo tratamento com e sem	

peixes	199
7.5 Conclusões	202
CONCLUSÕES GERAIS	204
8. BIBLIOGRAFIA	206
Anexo 1. Resultados análises de toxicidade aguda com alevinos de 0,49 g pelo software Probit - USEPA	238
Anexo 2. Certificado de aprovação pela comissão de ética CEUAP – UFV	239

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação do esgoto doméstico em termos da DBO e DQO	8
Tabela 2. Níveis de tratamento das águas residuárias	9
Tabela 3. Capacidade de suporte e densidade de estocagem recomendável para tilápias de 600g em diferentes sistemas de cultivo	16
Tabela 4. Expectativas de ganho de peso por dia (GDP) e da duração de algumas fases no cultivo da tilápia do Nilo	17
Tabela 5. Taxa de alimentação e tamanho de partículas do alimento para tilápias em diferentes fases de desenvolvimento	17
Tabela 6. Informações para alimentação de tilápia para temperaturas entre os 25 e 30°C	17
Tabela 7. Plano de produção de tilápia do Nilo em viveiros de baixa renovação, sem aeração e com o uso de ração completa	18
Tabela 8. Sistemas de cultivo de peixes em unidades recebendo esgoto bruto.....	26
Tabela 9. Sistemas de cultivo de peixes em tanques recebendo efluentes de estações de tratamento de esgoto	29
Tabela 10. Cultivo de tilápias dentro de unidades de tratamento de esgoto.....	33
Tabela 11. Cultivo de tilápias em tanques recebendo efluente de tratamento de esgoto em batelada	39
Tabela 12. Características principais dos experimentos conduzidos em San Juan de Miraflores	44
Tabela 13. Cultivo de tilápia em tanques recebendo efluente de tratamento de esgoto em fluxo contínuo	46
Tabela 14. Revisão da literatura com dados de toxicidade aguda da amônia para tilápia	58
Tabela 15. Revisão da literatura com dados de toxicidade crônica da amônia para tilápia	62
Tabela 16. Altas mortalidades de peixes associadas à toxicidade da amônia no cultivo de tilápia (mono ou policultivo), em unidades para tratamento de esgoto ou recebendo efluente tratado	67
Tabela 17. Concentrações de NH ₃ que serão avaliadas no ensaio de toxicidade aguda ..	79
Tabela 18. Soluções para preparo da água de diluição	80
Tabela 19. Tratamentos avaliados no segundo e terceiro ensaios de toxicidade aguda ...	85
Tabela 20. Concentrações médias de OD (mg/L) registradas no ensaio preliminar	92

Tabela 21. Valores médios e desvio padrão (entre parêntesis) de pH, OD, temperatura e NH ₃ no primeiro ensaio	93
Tabela 22. Valores médios e desvio padrão (entre parêntesis) das variáveis medidas no segundo ensaio de toxicidade aguda	94
Tabela 23. Mortalidade total de alevinos observada em relação à concentração de NH ₃ e a densidade de estocagem	95
Tabela 24. Análise de variância da mortalidade dos alevinos no segundo ensaio	96
Tabela 25. Média e desvio padrão (entre parêntesis) das variáveis medidas no terceiro ensaio de toxicidade aguda	97
Tabela 26. Mortalidade total de alevinos observada em relação à concentração de NH ₃ e a densidade de estocagem	98
Tabela 27. Análise de variância da mortalidade dos alevinos no terceiro ensaio	99
Tabela 28. ANOVA do efeito da amônia dentro dos níveis de densidade de estocagem .	100
Tabela 29. Análise de variância do modelo de regressão linear - 5 peixes/aquário	100
Tabela 30. Análise de variância do modelo de regressão linear - 10 peixes/aquário	101
Tabela 31. Análise de variância do modelo cúbico - 20 peixes/aquário	101
Tabela 32. ANOVA do efeito da densidade de estocagem dentro dos níveis da amônia .	102
Tabela 33. Análise de variância do modelo de regressão linear: 0,89 mg/L de NH ₃	103
Tabela 34. Análise de variância do modelo de regressão linear: 2,81 mg/L de NH ₃	103
Tabela 35. Análise de variância do modelo cúbico: 5,00 mg/L de NH ₃	104
Tabela 36. Valores estimados de CL (em mg/L) e intervalos de confiança	111
Tabela 37. Informações relativas à toxicidade crônica da amônia para tilápia	116
Tabela 38. Tratamentos avaliados no ensaio de toxicidade crônica	122
Tabela 39. Tabela 39. Peso médio e desvio padrão (entre parêntesis) em g., nos tratamentos após 25, 57 e 69 dias	127
Tabela 40. Análise de variância do ganho de peso dos peixes no ensaio de toxicidade crônica	127
Tabela 41. Análise de variância para interação entre os fatores concentração de amônia e tempo	128
Tabela 42. Valores médios, limites inferior e superior dos intervalos de confiança para teste de Tukey na análise do efeito das concentrações no tempo	128
Tabela 43. Análise de variância dos fatores densidade de estocagem e tempo	129
Tabela 44. Valores médios e limites dos intervalos de confiança para teste de Tukey na	

análise simples do fator tempo	129
Tabela 45. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator densidade de estocagem	130
Tabela 46. Consumo diário de ração nos tratamentos durante o experimento	132
Tabela 47. Resumo das informações relativas ao ganho de peso e conversão alimentar .	132
Tabela 48. Mortalidade em cultivos de tilápia dentro de unidades de tratamento de esgoto	140
Tabela 49. Mortalidade em cultivos de tilápia em tanques recebendo esgoto tratado em batelada	142
Tabela 50. Mortalidade em cultivos de tilápia em tanques recebendo esgoto tratado em fluxo contínuo	143
Tabela 51. Tratamentos avaliados nos dois primeiros ensaios de criação de tilápia em esgoto tratado efluente de LAT	153
Tabela 52. Tratamentos avaliados no terceiro experimento	155
Tabela 53. Resultados análises realizadas no afluente e no efluente final das ETE's cujo efluente de fossa foi utilizado nos experimentos	160
Tabela 54. Valores das variáveis OD, pH e temperatura medidos na LAT e nos seis tratamentos durante o primeiro ensaio	162
Tabela 55. Ganho de peso médio dos peixes e desvio padrão em gramas, entre parêntesis, no primeiro ensaio com esgoto após 84 dias	163
Tabela 56. Análise de variância biometria final no primeiro ensaio após 84 dias	164
Tabela 57. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator TAS	164
Tabela 58. Médias e limites dos intervalos de confiança, análise simples fator densidade de estocagem	165
Tabela 59. Mortalidade acumulada (em percentagem), primeiro ensaio com esgoto	166
Tabela 60. Valores das variáveis de qualidade da água nos efluentes da fossa, da LAT e dos tanques de criação no segundo ensaio	168
Tabela 61. Valores das variáveis OD, pH e temperatura medidas na LAT e nos seis tratamentos durante o segundo ensaio	171
Tabela 62. Média e desvio padrão (entre parêntesis) das variáveis OD, pH e temperatura, medidos na LAT e calculados para tanques com diferentes TAS no monitoramento de 24 horas do segundo ensaio	173

Tabela 63. Ganho de peso médio dos peixes e desvio padrão em gramas, entre parêntesis, segundo ensaio com esgoto após 84 dias	174
Tabela 64. Análise de variância biometria final do segundo ensaio após 84 dias	175
Tabela 65. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator DE	176
Tabela 66. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator DE	176
Tabela 67. Valores das variáveis de qualidade da água nos efluentes da fossa, da LAT e dos tanques de criação no terceiro ensaio	177
Tabela 68. Concentração de sólidos no efluente dos tratamentos	180
Tabela 69. Valores das variáveis OD, pH e temperatura medidas na LAT e nos nove tratamentos durante o terceiro ensaio	181
Tabela 70. Média e desvio padrão (entre parêntesis) das variáveis OD, pH e temperatura, medidos na LAT e calculados para tanques com diferentes TAS no monitoramento de 24 horas do terceiro ensaio	183
Tabela 71. Táxons encontrados na LAT e nos tanques dos nove tratamentos avaliados no terceiro ensaio	186
Tabela 72. Abundância relativa (em porcentagem) de classes taxonômicas encontrados na LAT e nos tanques dos nove tratamentos avaliados no terceiro ensaio	187
Tabela 73. Frequência de ocorrência de táxons presentes na LAT e os tratamentos avaliados no terceiro ensaio	188
Tabela 74. Número total de táxons por classe fitoplanctônica encontrado na LAT e nos tanques dos nove tratamentos avaliados no terceiro ensaio	189
Tabela 75. Valores médios e desvio padrão (entre parêntesis) da densidade fitoplanctônica total, em células/mL, calculados para a LAT e os nove tratamentos	190
Tabela 76. Densidades médias de classes taxonômicas, em células/mL, calculadas na LAT e nos tratamentos	190
Tabela 77. Ganho de peso médio dos peixes \pm desvio padrão (em gramas), terceiro ensaio com esgoto após 140 dias	191
Tabela 78. Análise de variância biometria final do terceiro ensaio após 140 dias	193
Tabela 79. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator densidade de estocagem	193
Tabela 80. Mortalidade acumulada (em porcentagem) no terceiro ensaio com esgoto ...	194

Tabela 81. Concentração de sólidos totais nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9 com e sem peixes	200
Tabela 82. Concentração de sólidos suspensos nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9 com e sem peixes	200
Tabela 83. Concentração da DQO nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9 com e sem peixes	201
Tabela 84. Número de larvas e pupas contabilizadas nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9 com e sem peixes	201

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Classificação da aquicultura	14
Figura 2. Árvore da reciclagem do recurso água	21
Figura 3. Fração de amônia na forma gasosa (NH ₃) e na forma ionizada (NH ₄ ⁺), em função do pH	52
Figura 4. Curvas de percentagens de NH ₃ na água doce para valores de pH fixos e temperaturas entre 0 e 35°C	52
Figura 5. Curvas de percentagens de NH ₃ na água doce para temperaturas fixas e valores de pH entre 0 e 14	53
Figura 6. Valores de CL50 para tilápia em diversas durações dos ensaios de toxicidade aguda	74
Figura 7. Fluxograma das principais atividades realizadas na fase de ensaios de toxicidade aguda	76
Figura 8. Montagem do laboratório para os ensaios de toxicidade aguda	78
Figura 9. Ilustração de um sistema de recirculação utilizado no primeiro ensaio de toxicidade aguda	84
Figura 10. Esquema da disposição espacial dos tratamentos avaliados	86
Figura 11. Disposição do sistema de recirculação para concentração 1,58 mg/L de NH ₃	86
Figura 12. Fotografias da biometria e seleção dos peixes para os ensaios de toxicidade aguda	88
Figura 13. Registro fotográfico da sequência para preparação dos peixes para eutanásia	89
Figura 14. Registro fotográfico da sequência para preservação dos peixes estudados nas análises histológicas	89
Figura 15. Fotografias da preparação do material histológico a partir das brânquias dos peixes	91
Figura 16. Imagem de uma tilápia, minutos antes de sua morte no primeiro ensaio de toxicidade aguda	93
Figura 17. Mortalidades médias no ensaio com peixes de 6,44 g	96
Figura 18. Mortalidades médias no ensaio com peixes de 0,47 g	99
Figura 19. Organização estrutural dos filamentos branquiais do grupo controle	105
Figura 20. Organização estrutural dos filamentos branquiais dos peixes expostos a 0,89 mg/L de NH ₃	106

Figura 21. Organização estrutural dos filamentos branquiais dos peixes expostos a 1,58 mg/L de NH ₃	107
Figura 22. Organização estrutural dos filamentos branquiais de peixes expostos a 2,81 mg/L de NH ₃	108
Figura 23. Organização estrutural dos filamentos branquiais de peixes expostos a 5,00 mg/L de NH ₃	109
Figura 24. Fluxograma das principais atividades realizadas nos ensaios de toxicidade crônica	118
Figura 25. Fotografias da montagem do experimento para os ensaios de toxicidade crônica	120
Figura 26. Vista em planta da disposição dos tratamentos	123
Figura 27. Box-plot dos valores de OD registrados nas três linhas de criação dos peixes	125
Figura 28. Box-plot dos valores da temperatura registrados nas três linhas de criação dos peixes	125
Figura 29. Box-plot dos valores de pH registrados nas três linhas de criação dos peixes	126
Figura 30. Representação gráfica das biometrias dos tratamentos com 0,50 mg/L de NH ₃	130
Figura 31. Representação gráfica das biometrias dos tratamentos com 0,89 mg/L de NH ₃	131
Figura 32. Representação gráfica das biometrias dos tratamentos com 1,58 mg/L de NH ₃	131
Figura 33. Fotografias da biometria final realizada aos peixes após 69 dias	134
Figura 34. Fotografias da ETE do bairro Coelhas	145
Figura 35. Fotografias da ETE Romão dos Reis	146
Figura 36. Fotografias das unidades de armazenamento e tratamento do efluente de fossa no LESA	146
Figura 37. Fotografias do enchimento e operação de uma LAT	147
Figura 38. Fluxograma das principais atividades realizadas na terceira fase da pesquisa	148
Figura 39. Disposição dos tanques em relação aos reservatórios e às LAT.....	151
Figura 40. Montagem do experimento para criação das tilápias em tanques recebendo efluente de LAT	152
Figura 41. Vista em planta da disposição dos tratamentos nos dois primeiros ensaios ...	154
Figura 42. Vista em planta da disposição dos tratamentos no terceiro ensaio.....	155

Figura 43. Disposição das tilápias nas unidades de criação ao início de cada experimento	156
Figura 44. Diluição de amostra de para análise quantitativa do fitoplâncton	158
Figura 45. Fotografias dos tanques de cultivo no primeiro ensaio com esgoto tratado	161
Figura 46. Fotografias dos peixes na biometria realizada no final do primeiro ensaio	163
Figura 47. Fotografias de mortalidades registradas durante o primeiro ensaio	166
Figura 48. Fotografias da aparência dos tanques durante o segundo ensaio	170
Figura 49. Imagem das condições ambientais de baixa temperatura durante o segundo ensaio	171
Figura 50. Variação do OD na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no segundo ensaio	172
Figura 51. Variação do pH na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no segundo ensaio	173
Figura 52. Variação da temperatura na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no segundo ensaio	173
Figura 53. Variação do OD na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no terceiro ensaio	174
Figura 54. Variação do pH na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no terceiro ensaio	184
Figura 55. Variação da temperatura na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no terceiro ensaio	184
Figura 56. Percentual geral de táxons das classes fitoplanctônicas	185
Figura 57. Formação de uma camada de fitoplâncton no tratamento T3	187
Figura 58. Formação de uma camada de fitoplâncton no tratamento T3	195

RESUMO

SÁNCHEZ ORTIZ, Iván Andrés, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2018. **Criação de tilápia com efluente de lagoa de alta taxa: avaliação de taxas de aplicação superficial de nitrogênio e sustentabilidade da produção pelo fornecimento de alimento natural (plâncton)**. Orientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

A tilápia é uma espécie de peixe amplamente cultivada no mundo, com alto nível de importância para a produção piscícola brasileira, onde a segunda variedade mais cultivada é a tilápia da linhagem GIFT. O nitrogênio amoniacal total (NAT) é, depois do oxigênio dissolvido, a variável de qualidade da água mais importante na produção piscícola. Diversos estudos têm sido desenvolvidos para determinar, por meio de ensaios de toxicidade aguda e crônica, as concentrações máximas de amônia não ionizada (NH_3) recomendáveis para criação de diversas variedades de tilápia, mas não há ainda dados específicos para cultivo de tilápia GIFT. O cultivo de peixes em tanques recebendo efluentes tratados é uma prática realizada há várias décadas, e é ainda uma potencial alternativa de fontes de proteína animal para consumo humano, principalmente para comunidades pobres. A OMS estabeleceu diretrizes para o uso microbiologicamente seguro dos efluentes tratados em piscicultura, e há critérios de projeto e operação dos tanques, em termos das cargas máximas de matéria orgânica e de nitrogênio total para evitar condições anóxicas pela degradação dos compostos orgânicos ou pelo crescimento excessivo de fitoplâncton. Não há na literatura critérios relativos à máxima quantidade de NAT, remanescente no esgoto tratado, que pode ser disposta nas unidades de criação sem comprometer a sobrevivência e ganho de peso dos peixes. Perante desta lacuna, é importante a realização de estudos que determinem critérios de operação relativos às taxas de aplicação superficial (TAS) de NAT a serem aplicadas nos tanques de cultivo. Por meio de três ensaios de toxicidade aguda de 96 horas, foram avaliados os efeitos das concentrações 0,50, 0,89, 1,58, 2,81 e 5,00 mg/L de NH_3 em alevinos de tilápia GIFT, com pesos médios de 19,11, 6,54 e 0,47 g, nas densidades de estocagem (DE) 5, 10 e 20 peixes/aquário. Os alevinos de menor tamanho foram os mais suscetíveis aos efeitos tóxicos de NH_3 , pois apresentaram mortalidades acima de 60% para a concentração de 5,0 mg/L. Análises histológicas realizadas em amostras de tecidos branquiais revelaram alterações como aneurisma, dilatação de vasos sanguíneos e do vaso central, fusão lamelar, hiperplasia, deleção dos filamentos secundário e primário e hemorragia. Estas alterações predominaram nos peixes submetidos à máxima concentração de NH_3 , e permitiram confirmar que as mortalidades registradas foram consequência direta da toxicidade da amônia.

Os resultados obtidos sugerem que a tilápia GIFT é uma linhagem com alta tolerância à toxicidade de NH_3 , com resistência superior à de outras linhagens já reportadas na literatura, evidenciando-se o potencial de criação desta linhagem em ambientes com concentrações moderadas de NH_3 . Com base na CL50 calculada pelo método Probit, a máxima concentração de NH_3 recomendável para criação segura de alevinos de tilápia, com peso de 0,5 g, ou maior, é de 0,48 mg NH_3/L . Por meio de ensaios de toxicidade crônica, com duração de 70 dias, foram avaliados os efeitos das concentrações 0,50, 0,89 e 1,58 mg/L de NH_3 em alevinos de tilápia GIFT, com peso médio inicial de 2,60 g, cultivados em DE de 33, 66 e 132 peixes/m³. Os máximos ganhos de peso registrados pelas tilápias cultivadas em tais concentrações foram de 0,73, 0,75 e 0,11 g/d. Os resultados obtidos sugerem que a tilápia GIFT pode ser criada com DE 132 peixes/m³ em ambientes com concentrações de até 0,89 mg NH_3/L sem comprometer a sobrevivência dos peixes, mas espera-se que os ganhos de peso diários sejam entre 30 e 41% menores que os reportados para condições de cultivo ótimas. Em escala piloto, no nível de campo, foram conduzidos três experimentos para cultivo de tilápia GIFT em tanques recebendo, em fluxo contínuo, efluente de lagoa de alta taxa (LAT), utilizada para tratamento de esgoto doméstico. Foram avaliados, para as fases de alevino e juvenil, os efeitos nos parâmetros zootécnicos de diferentes TAS de nitrogênio amoniacal total e de diferentes DE. Nos dois primeiros experimentos avaliaram-se seis tratamentos, determinados pelas TAS1, TAS2 e TAS3: 0,6, 1,2 e 2,4 kg NAT/ha.d, e pelas DE1 e DE2: 6 e 12 peixes/m²; no terceiro experimento avaliaram-se 9 tratamentos, determinados pelas TAS1, TAS2 e TAS3, e pelas DE13, DE23 e DE33: 3, 6 e 12 peixes/m². As durações do primeiro, segundo e terceiro experimentos foram de 84, 84 e 180 dias, e os respectivos pesos médios iniciais das tilápias utilizadas foram 2,6, 58,2 e 7,55 g. No primeiro experimento (fim do verão e início do outono), o máximo ganho de peso foi 0,26 g/d, no tratamento TAS3 – DE1. No segundo experimento (outono e início do inverno) onde nenhum tratamento registrou mortalidades, o máximo ganho de peso, devido às baixas temperaturas, foi unicamente de 0,03 g/d, no tratamento TAS3 – DE1. No terceiro experimento (verão e primavera), o máximo ganho de peso foi de 0,84 g/d, no tratamento TAS2 – DE13. A produtividade estimada para cultivo de tilápias GIFT com peso médio inicial de 5 g, com ganho de peso de 0,84 g/d; mortalidade média de 43%, tempo de cultivo de seis meses/ano é de 2671 kg/ha.ano; para regiões de clima equatorial, a produtividade pode ser da ordem de 5340 kg/ha.ano. Os tanques de cultivo funcionaram como unidades de polimento, com o melhor desempenho acumulado nos tratamentos com TAS1, devido ao alto tempo de detenção hidráulica, de 55 dias. Com base

nas características do efluente da fossa, da LAT e dos efluentes dos tanques, as máximas eficiências de remoção pela LAT e pelo sistema LAT - tanques com TAS1 foram respectivamente: para: nitrogênio total Kjeldhal 73,9 e 94,3%; NAT 77 e 97,3%; fósforo total 53,0 e 68,83%; DQO 80,9 e 88,3%; *E. coli* 96,1 e 99,98%. Os táxons pertencentes à classe Chlorophyceae predominaram tanto na LAT como nos tratamentos, houve táxons das classes Bacillariophyceae e Cryptophyceae que estiveram presentes na LAT e nos tratamentos, e aumentou no número de táxons das classes Cyanophyceae e Euglenophyceae nos tratamentos em relação ao efluente da LAT. Houve redução na densidade fitoplânctônica ao passar da LAT para os tanques de cultivo devido ao consumo de fitoplâncton pelos peixes. Ao comparar tanques dos mesmos tratamentos com e sem peixes, as concentrações de DQO, SST e SSV nos tanques com tilápias foram respectivamente 54,7, 53,8 e 51,6% menores do que as medidas nos tanques sem peixes; observou-se também que os tanques com tilápias não apresentavam larvas nem pupas de mosquito, enquanto os tanques sem peixes registraram até 129 organismos/L. A implantação de tanques para cultivo de tilápia GIFT recebendo efluentes tratados por LAT é altamente recomendável, pois são alternativas para: (a) produção de proteína de origem animal para consumo humano, gerando fontes de alimento, trabalho e renda; (b) melhoramento da qualidade do esgoto tratado, pois funcionam como unidades de polimento para aumentar a remoção de nutrientes e matéria orgânica; (c) prevenir a proliferação de mosquitos e de insetos e removem frações adicionais de matéria orgânica e sólidos em suspensão; (d) aproximação da qualidade do efluente para uso em fertirrigação pela inativação de microrganismos.

ABSTRACT

SÁNCHEZ ORTIZ, Iván Andrés, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2018. **Tilapia rearing with high rate algal pond effluent: evaluation of nitrogen surface loading rates and sustainability of production by natural food supply (plankton)**. Adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Tilapia is a cichlid widely reared globally, which is considered highly important for the fish industry in Brazil, where the second most cultured tilapia strain is the genetically improved farm tilapia (GIFT). The total ammonia nitrogen (TAN) is, after dissolved oxygen, the most important water quality variable in fish culture. Several studies have been carried out to determine, by means of acute and chronic toxicity tests, the maximum concentrations of unionized ammonia (NH_3) recommended for rearing several strains of tilapia. However there are not yet specific data for GIFT tilapia cultivation. The fish rearing in tanks fed with treated effluents has been a practice for several decades, and it is still a potential alternative source of animal protein for human consumption, especially for poor communities. The WHO has established guidelines for the microbiologically safe use of treated effluents in fish culture. There are design and operation criteria for sewage-fed tanks in terms of maximum organic matter and total nitrogen loads to avoid anoxic conditions due to the degradation of organic compounds or excessive growth of phytoplankton. There are no criteria in the literature regarding the maximum amount of TAN remaining in the treated sewage that can be disposed of in rearing units without compromising the survival and weight gain of the fish. In view of this lack of information, it is important to carry out studies that determine the operation criteria related to the TAN surface loading rates (SLR) to be applied in the rearing tanks. The effects of 0.50, 0.89, 1.58, 2.81 and 5.00 mg/L of NH_3 concentrations on GIFT tilapia fingerlings with average weights of 19.11, 6.54 and 0.47 g were evaluated by means of three 96-hour acute toxicity tests, at stocking densities (SD) 5, 10 and 20 fish/aquarium. Smaller fingerlings were the most susceptible to the toxic effects of NH_3 , with mortalities above 60% for the 5.0 mg/L concentration. Histological analyses performed on gill tissue samples revealed alterations such as aneurism, dilation of blood vessels, dilatation of central vessel, lamellar fusion, hyperplasia, erosion of the secondary and primary lamella and membrane rupture. These changes predominated in the fish submitted to the maximum concentration of NH_3 , and confirmed that the recorded mortalities were as a consequence of the ammonia toxicity. The results suggested that GIFT tilapia is a strain with high tolerance to NH_3 toxicity, with superior resistance to other strains already reported in the literature, evidencing

the potential of breeding this strain in environments with moderate concentrations of NH_3 . Based on the LC_{50} calculated by the Probit method, the maximum recommended NH_3 concentration for the safe rearing of tilapia fingerlings weighing 0.5 g or greater is 0.48 mg NH_3/L . The effects of concentrations of 0.50, 0.89 and 1.58 mg/L of NH_3 on GIFT tilapia fingerlings were evaluated through 70 days chronic toxicity tests, with an average initial weight of 2.60 g, reared at SD of 33, 66 and 132 fish/ m^3 . The maximum weight gains recorded by tilapia at such concentrations were 0.73, 0.75 and 0.11 g/d. The results suggest that GIFT tilapia can be reared with SD of 132 fish/ m^3 in environments with concentrations up to 0.89 mg NH_3/L without compromising fish survival, but it is expected that daily weight gains will be between 30% and 41% lower than those reported for optimal growing conditions. In pilot-scale, at field conditions, three experiments were conducted for rearing GIFT tilapia in tanks receiving, in a continuous flow, the effluent of high rate algal pond (HRAP) used for domestic sewage treatment. The effects on the zootechnical parameters of different SLR of total ammonia nitrogen and of different SD were evaluated for the fingerlings and juvenile stages. In the first two experiments, six treatments, determined by SLR1, SLR2 and SLR3: 0,6, 1,2 and 2,4 kg NAT/ha.d, and SD1 and SD2: 6 and 12 fish/ m^2 were evaluated. In the third experiment, 9 treatments, determined by SLR1, SLR2 and SLR3, and SD13, SD23 and SD33: 3, 6 and 12 fish/ m^2 were evaluated. The durations of the first, second and third experiments were 84, 84 and 180 days, and the respective initial weights of the tilapia used were 2.6, 58.2 and 7.55 g. In the first experiment (late summer and early fall), the maximum weight gain was 0.26 g/d in the SLR3 - SD1 treatment. In the second experiment (autumn and early winter), where no treatment registered mortalities, the maximum weight gain due to the low temperatures was only 0.03 g/d in the SLR3 - SD1 treatment. In the third experiment (summer and spring), the maximum weight gain was 0.84 g/d, in the treatment SLR2 - SD13. The estimated productivity for GIFT tilapia rearing with an average initial weight of 5 g, for a weight gain of 0.84 g/d; mean mortality of 43%, and rearing time of six months/year is 2,671 kg/ha.year; for regions with equatorial climate, productivity can be of 5,340 kg/ha.year. The rearing tanks functioned as polishing units, with the best accumulated performance being in the SLR1 treatments due to the high hydraulic retention time, of 55 days. Based on the effluent characteristics of the septic tank, the HRAP and the effluents from the tanks, the maximum removal efficiencies by the HRAP and by the HRAP system - tanks with SLR1 were respectively: for: total nitrogen Kjeldhal 73.9 and 94.3%; TAN 77 and 97.3%; total phosphorus 53.0 and 68.83%; COD 80.9 and 88.3%; *E. coli*

96.1 and 99.98%. The taxa of the class Chlorophyceae dominated in the HRAP and in the treatments, there were taxa of the classes Bacillariophyceae and Cryptophyceae that were present in the HRAP and in the treatments; and the number of taxa of the classes Cyanophyceae and Euglenophyceae increased in the treatments in relation to the effluent of HRAP. There was a reduction in the phytoplankton density when passing from the HRAP to the culture tanks due to phytoplankton consumption by fish. When comparing tanks of the same treatments with and without fish, the concentrations of COD, TSS and VSS in tanks with tilapia were respectively 54.7, 53.8 and 51.6% lower than those measured in tanks without fish. It was also observed that tanks with tilapia had no larvae or mosquito pupae, while the tanks without fish recorded up to 129 organisms/L. The use of tanks fed with treated effluents by HRAP for GIFT tilapia rearing is highly recommended, since they are alternatives for: (a) production of animal protein for human consumption, generating sources of food, work and income; (b) improving the quality of the treated sewage due their function as polishing units to increase the removal of nutrients and organic matter; (c) preventing the proliferation of mosquitoes and insects and removing additional fractions of organic matter and suspended solids; (d) approximating the effluent quality for use in fertirrigation by the inactivation of microorganisms.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Além das dificuldades inerentes à desuniforme distribuição dos recursos hídricos em termos espaciais e temporais, a qualidade das águas encontra-se comprometida, em escala global, por atividades antrópicas ainda pouco controladas. Os efeitos mais adversos de tais atividades estão concentrados nas populações com menores condições de saneamento, e infelizmente os mais pobres entre os pobres são também os mais afetados pela falta de acesso à água para fins produtivos, resultando em um círculo vicioso de desnutrição, pobreza e má saúde.

Nos países emergentes, especialmente em comunidades de baixa renda, a prática da piscicultura é uma alternativa para geração de fontes de alimento, emprego e renda. A tilápia é um tipo de peixe que pode ser cultivado em viveiros adubados com fertilizantes inorgânicos, esterco animal e subprodutos vegetais; a adubação promove a produção de alimento natural, notadamente o plâncton, eficientemente aproveitado pelas tilápias.

A utilização de esgotos sanitários apresenta diversos atrativos e constitui além de realidade em várias comunidades, em muitos casos, uma necessidade imposta pela escassez e usos conflitantes de água. Nos países em desenvolvimento, particularmente em zonas áridas, as águas residuárias são simplesmente demasiado valiosas para serem descartadas, pois possuem altos teores de nutrientes suscetíveis de serem reaproveitados em atividades agrícolas e pecuárias, situação que pode incorporar áreas desérticas às atividades produtivas, gerando emprego, disponibilidade de alimento e de água.

O reuso das excretas humanas em aquicultura pode produzir significativos benefícios e alcançar uma variedade de metas úteis. Em países onde os requerimentos nutricionais das comunidades superam a produção de alimento, essa brecha pode ser reduzida pelo uso de valiosos nutrientes para cultivo de espécies animais ou vegetais, que na maioria das vezes são desperdiçados. Em regiões onde a qualidade da água deve ser melhorada, o reuso ajuda a reduzir o impacto negativo pela superpopulação nos cursos de água.

As algas assumem um papel crítico no tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização, pois atuam como produtoras de oxigênio pelos processos fotossintéticos e sem as quais as lagoas se tornariam em anaeróbias; estes organismos, responsáveis pela produtividade primária servem como alimento para outros organismos da cadeia alimentar, dentre os quais se encontram os peixes. É recomendável praticar a piscicultura em efluentes de tratamentos por lagoas de estabilização, principalmente em lagoas de maturação, onde a

biomassa de fitoplâncton e a correspondente variação diária do oxigênio dissolvido são menores do que nos outros tipos de lagoas, mas é preciso dispor de grandes áreas para viabilizar a construção de unidades de tratamento até o nível terciário.

Na Índia, há várias décadas que esgoto doméstico é utilizado para aquicultura, e uma das práticas comuns tem sido o policultivo de diversas espécies de peixes em grandes unidades de criação, com áreas da ordem de 10 ha ou mais, recebendo esgoto bruto ou efluente primário. Em alguns casos, devido à remoção e/ou inativação insuficiente de microrganismos patogênicos, o consumo dos peixes tem gerado doenças gastrointestinais, comprometendo seriamente a saúde dos integrantes mais frágeis das comunidades; além disso, as grandes dimensões das unidades de cultivo e suas dificuldades operacionais limitam o potencial de produtividade.

Em países de Ásia, Europa, África e das Américas já foram criados peixes em unidades de tratamento de esgoto (lagoas facultativas primárias ou secundárias, lagoas de polimento ou de maturação), assim como em unidades de cultivo recebendo em batelada, ou em fluxo contínuo, efluentes tratados por estações de tratamento de esgoto (ETE). As produtividades reportadas têm variado entre algumas centenas de quilo em cada safra até valores acima de 10 toneladas/ha.ano.

Para maximizar o aproveitamento do esgoto tratado, a implantação de tanques para piscicultura recebendo efluente em fluxo contínuo é a opção mais recomendável. Os critérios de projeto mais amplamente utilizados, para dimensionamento de tanques recebendo esgoto tratado, tem sido o da máxima carga de nitrogênio total por unidade de área por dia, de 4 kg de NT/ha.d (MARA *et al.*, 1993), e o da máxima carga orgânica, de 25 kg DBO₅/ha.d (EDWARDS, 1992).

Dentre as pesquisas que têm demonstrado o potencial do uso de efluentes de lagoas de estabilização para piscicultura destaca-se a experiência de Filipinas, com resultados extrapolados da capacidade de produção de até 16 ton/ha.ano, com base em experimentos para cultivo de tilápia, não revertida sexualmente, em tanques recebendo efluentes de lagoa de alta taxa tratando esgoto altamente diluído. Destacam-se também as investigações realizadas no Peru, onde foram cultivados alevinos de tilápia, sexualmente revertidos, em tanques de terra recebendo efluentes terciários de um sistema de lagoas de estabilização; embora tenham sido registradas produtividades da ordem de 4,4 ton/ha.safra, houve também altas mortalidades como resultado de excessivas cargas orgânicas e de nitrogênio amoniacal.

O nitrogênio amoniacal total (NAT) é a segunda variável de qualidade da água mais importante na criação de peixes, depois do oxigênio dissolvido (OD). Trata-se de um composto tóxico que pode afetar adversamente a saúde dos peixes, cuja origem na água para piscicultura pode dever-se à decomposição da matéria orgânica, poluição, excreções dos organismos aquáticos e morte de *blooms* de algas. Alguns dos efeitos agudos da amônia nos peixes são: hiperventilação, hiperexcitabilidade, convulsões, coma, e inclusive a morte, o que compromete de maneira drástica a viabilidade econômica da atividade piscícola. A exposição crônica de peixes a concentrações sub-letais de amônia está comumente acompanhada pela redução no desempenho do crescimento dos peixes.

A tilápia, devido a sua alta rusticidade, rápido crescimento e resistência a condições ambientais adversas é um dos peixes mais cultivados no mundo todo, tanto em sistemas intensivos e superintensivos, como em sistemas extensivos a partir da produtividade primária em ambientes naturais, unidades de tratamento de esgoto, ou utilizando efluentes tratados. Segundo a FAO (2018), a tilápia do Nilo é cultivada em 87 países, dos quais sete produzem tilápia GIFT (*genetically improved farmed tilápia*), e provavelmente, variedades derivadas dessa linhagem estejam impactando a produção em muitas outras nações.

A expansão na produção de tilápia tem aumentado de maneira rápida em vários países, tais como o Brasil, onde as variedades mais cultivadas são a Chitralada e a GIFT (OLIVEIRA, 2016). Embora a tilápia GIFT já ocupe uma posição importante no cenário aquícola internacional, não há na literatura informações relativas aos efeitos agudos nem aos efeitos crônicos da amônia no cultivo desta variedade.

Após o tratamento do esgoto doméstico por meio de lagoas de estabilização, ainda vai persistir uma parcela importante da amônia, pois segundo von Sperling (2007), em lagoas facultativas primárias e em sistemas formados por lagoa anaeróbia + lagoa facultativa secundária, a remoção esperada do composto estará abaixo dos 50%, e entre os 50 e 65% em sistemas conformados pela série de lagoas anaeróbia + facultativa + maturação. A ampla variação diária em variáveis de qualidade da água, tais como OD, temperatura e pH, nos viveiros para cultivo de peixes recebendo esgoto tratado, fazem com que, nos momentos de maior atividade fotossintética, a elevação do pH, junto com o aumento da temperatura induzam ao predomínio da forma não ionizada (forma mais tóxica para os peixes) no NAT presente nos efluentes tratados.

São vários os reportes de mortalidade massiva de peixes cultivados em tanques recebendo efluentes tratados ou em unidades para tratamento de esgoto, atribuídos à

toxicidade da amônia. Também são vários os casos nos quais em que baixas produtividades foram atribuídas aos efeitos da amônia em longo prazo. A atividade de piscicultura em esgoto tratado carece de critérios operacionais relativos à quantidade máxima de nitrogênio amoniacal que pode ser aplicada nos tanques de cultivo recebendo efluentes tratados. Tais critérios são de fundamental importância para propiciar bom crescimento e baixa mortalidade nos peixes, para desta maneira aumentar a produtividade nos cultivos.

O propósito da presente pesquisa foi determinar, por meio de experimentos em escala de laboratório, e ao nível de campo em escala piloto, critérios de operação para cultivo de tilápia GIFT em efluentes domésticos tratados por lagoas de estabilização em termos de: máximas concentrações toleráveis de amônia não ionizada para os peixes nas unidades de criação, máxima carga tolerável de nitrogênio amoniacal que pode ser disposta nos tanques de cultivo, assim como a densidade de estocagem recomendável para maximizar os parâmetros produtivos das tilápias.

2. HIPÓTESE

A determinação dos critérios de operação: concentração máxima tolerável de amônia não ionizada em unidades de criação, carga diária tolerável de nitrogênio amoniacal total, e densidade de peixes ótima permitirão maximizar a produção segura de tilápia em tanques recebendo efluentes sanitários tratados por reatores anaeróbios e lagoas de alta taxa.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Determinar os critérios de operação relativos à máxima concentração de amônia não ionizada, máxima carga de nitrogênio amoniacal total e densidade de estocagem ótima para tanques de piscicultura destinados à criação de tilápia em efluentes sanitários tratados por meio de reator anaeróbio e posteriormente por lagoas de alta taxa.

3.2. Objetivos Específicos

- Avaliar os efeitos agudos produzidos por diversos níveis de amônia não ionizada e diferentes densidades de estocagem de peixes em alevinos de tilápia GIFT;
- Avaliar os efeitos zootécnicos crônicos de diversos níveis de amônia não ionizada e diferentes densidades de estocagem de juvenis de tilápia GIFT criados em tanques dentro de sistemas de recirculação para aquicultura e alimentados com ração comercial;
- Avaliar em tanques circulares recebendo esgoto tratado a aplicação dos melhores critérios de operação relativos à taxa de aplicação superficial de nitrogênio amoniacal total e densidade de estocagem de peixes, no cultivo de tilápia GIFT nas fases de alevinagem e juvenis, alimentados por meio do plâncton presente em efluentes de lagoa de alta taxa tratando esgoto sanitário.

4. CAPÍTULO I. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Água e saneamento

A disponibilidade qualitativa e quantitativa da água é o fator fundamental na fixação do Homem e na formação de novas comunidades próximas às fontes do líquido (JORDÃO e PESSOA, 2011). Projeções de crescimento populacional global sem precedentes, particularmente em áreas urbanas, têm aumentado as preocupações relativas com a disponibilidade de água em condições ambientais, econômicas e sociais cada vez mais complexas (ASANO *et al.*, 2007). No cenário internacional, as Nações Unidas indicaram que algumas das áreas de desigualdade nas sociedades estão relacionadas principalmente à distribuição de renda, ativos, oportunidades de trabalho e emprego remunerado, acesso ao conhecimento, serviços de saúde, previdência social e a provisão de um ambiente seguro (UNITED NATIONS, 2006). Em 2015, estimou-se que 663 milhões de pessoas ainda utilizaram fontes de água potável não melhoradas, incluindo poços não protegidos, córregos e fontes de água superficial, e que no cenário global, 2,4 bilhões de pessoas ainda utilizaram instalações sanitárias não melhoradas; oito de cada dez pessoas sem fontes de água potável melhoradas, e sete de cada 10 sem acesso a condições de saneamento melhoradas moram em áreas rurais (UNICEF e WHO, 2015). A maioria dos famintos vive nas regiões em desenvolvimento, onde se estima que 780 milhões de pessoas sofreu de subnutrição em 2014–16, com uma prevalência de desnutrição de 12,9% (FAO, IFAD e WFP, 2015).

Além das dificuldades inerentes à desuniforme distribuição dos recursos hídricos em termos espaciais e temporais, a qualidade das águas, encontra-se sabidamente comprometida, em escala global, por atividades antrópicas ainda pouco controladas (VON SPERLING, 2006); no entanto, os efeitos mais adversos de tais atividades estão concentrados nas populações com menores condições de saneamento, pois segundo Steiner e Tibajuka (2010), 90% das águas residuárias em países em desenvolvimento são lançadas diretamente e sem nenhum tipo de tratamento nos rios, lagos e oceanos.

A falta de acesso aos serviços de água potável e saneamento, combinada com a falta de higiene pessoal produzem enormes impactos na saúde humana. Na primeira década do século XXI, Prüs *et al.* (2002) estimaram que esses três problemas representaram da ordem de 4,0% das mortes e 5,7% da carga de doença global. De acordo com projeções de Mathers e Loncar (2011), para o ano 2030, as doenças diarreicas serão responsáveis por 2,3% das mortes nos países de baixa renda. Como complemento ao dramático cenário, os mais pobres entre os

pobres também são os mais afetados pela falta de acesso à água para fins produtivos, resultando em um ciclo vicioso de desnutrição, pobreza e má saúde (RIJSBERMAN, 2006).

4.1.1. Esgoto sanitário

As águas residuárias são uma combinação de efluentes domésticos, despejos industriais, efluentes de estabelecimentos comerciais e institucionais, águas de chuva e drenagem urbana, assim como efluentes agrícolas e pecuários (CORCORAN *et al.*, 2010).

O esgoto doméstico é o tipo de água residuária mais amplamente estudada e com maior número de aplicações tecnológicas para seu tratamento. Segundo Mara (2004), este tipo de água residuária pode ser classificada com base na sua concentração da matéria orgânica em termos da DBO e da DQO de acordo com os valores apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação do esgoto doméstico em termos da DBO e DQO

Concentração	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)
Baixa	<200	<400
Média	350	700
Alta	500	1000
Muito alta	>750	>1500

Fonte: Adaptado de Mara (2004)

As águas residuárias domésticas apresentam concentrações típicas da ordem de 300 mg/L de DBO₅; 600 mg/L para DQO; 45 mg/L de nitrogênio total, dos quais, tipicamente 20 mg/L correspondem ao nitrogênio orgânico e 25 mg/L ao nitrogênio amoniacal; 7 mg/L de fósforo total e 1100 mg/L de sólidos totais (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

4.1.2. Tratamento das águas residuárias

De acordo com Spellman (2009), as estações de tratamento de esgoto (ETE) são projetadas com diferentes propósitos como proteger a saúde pública e o abastecimento de água, assim como preservar o melhor uso do líquido e da vida aquática. Segundo von Sperling (2005), três importantes tópicos, em termos de poluição das águas causada por esgotos predominantemente domésticos são: a poluição por matéria orgânica (pelo consumo do oxigênio dissolvido nos corpos de água); a contaminação por microrganismos patogênicos (pelos riscos de transmissão de doenças de veiculação hídrica); a poluição de lagos e represas (pela eutrofização, causada por nitrogênio e fósforo).

Dependendo do(s) tipo(s) de poluente(s) que se pretende remover das águas residuárias é necessário aplicar um ou vários dos níveis de tratamento disponíveis: preliminar, primário, secundário e terciário ou avançado (CRITES e TCHOBANOGLOUS, 1998). O

escasso tratamento das águas residuárias é um problema em boa parte do mundo, pois as tecnologias disponíveis para esse fim são excessivamente caras em muitos dos casos (OPS-CEPIS, 2005). Segundo Jenness *et al.* (2004), nos países em desenvolvimento, com frequência não há estabelecida infraestrutura para o manejo das águas residuárias. Nesse tipo de nações, água, dinheiro e fertilizantes são recursos escassos, e, por outro lado, a mão de obra é barata e encontra-se altamente disponível. Estas condições dificilmente se encaixam com as características de um sistema convencional de tratamento de águas residuárias que realiza o tratamento de maneira intensiva utilizando custosa infraestrutura.

A Tabela 2 apresenta uma breve descrição dos tipos de constituintes básicos removidos pelos diversos níveis de tratamento das águas residuárias.

Tabela 2. Níveis de tratamento das águas residuárias

Nível de tratamento	Descrição
Preliminar	Remoção dos sólidos em suspensão grosseiros: materiais de maiores dimensões como panos e materiais flutuantes, areia, graxas que podem causar problemas de operação ou manutenção nas operações e processos de tratamento e sistemas auxiliares
Primário	Remoção de uma fração dos sólidos e da matéria orgânica em suspensão
Primário avançado	Remoção melhorada dos sólidos em suspensão e da matéria orgânica, tipicamente realizado com adição de químicos ou filtração
Secundário	Remoção da matéria orgânica biodegradável (em solução ou em suspensão) e sólidos em suspensão. A desinfecção é tipicamente incluída na definição de sistemas de tratamento secundário convencionais
Terciário	Remoção de sólidos suspensos remanescentes (após tratamento secundário), usualmente por filtração em meios granulares, filtração superficial e membranas. A desinfecção é normalmente parte do tratamento terciário. A remoção de nutrientes é frequentemente incluída neste nível de tratamento
Avançado	Remoção dos sólidos dissolvidos totais e constituintes traços conforme seja necessário para aplicações específicas de reuso da água

Fonte: Adaptado de Asano et al. (2007).

De acordo com Rose (1999), as tecnologias naturais para tratamento de esgotos são definidas como aquelas que empregam processos naturais (biológicos, físicos ou solares) para alcançar o nível de tratamento desejado e apresentam uma ou mais das seguintes características: alcançam aceitáveis níveis de tratamento; precisam de um baixo capital de investimento; requerem baixos custos de operação e manutenção; precisam de operadores menos qualificados do que muitas outras tecnologias convencionais; potencialmente possuem ciclos de vida mais longos que as tecnologias eletromecânicas convencionais. Os sistemas de tratamento que se enquadram neste tipo de tecnologias são as lagoas de estabilização, os alagados construídos (*wetlands*) e o tratamento por escoamento e/ou infiltração no solo.

4.1.3. Lagoas de estabilização para tratamento de águas residuárias

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento relativamente fáceis de construir e operar, capazes de assimilar grandes variações no fluxo de águas residuárias, que podem proporcionar eficiências de tratamento similares às produzidas por sistemas convencionais (gerando um efluente altamente purificado) com custos muito inferiores (SPELLMAN, 2009). São usualmente o mais apropriado método de tratamento de águas residuárias de origem doméstico e municipal em países emergentes; são opções de baixo custo, que requerem de pouca manutenção e apresentam alta eficiência, por meio de mecanismos naturais e sustentáveis (PEÑA e MARA, 2004).

O tratamento das águas residuárias em lagoas de estabilização é principalmente resultado da sedimentação e de uma complexa simbiose entre bactérias e algas, na qual a oxidação da matéria orgânica é alcançada pelas bactérias na presença de OD fornecido pela fotossíntese algal e pela re-aeração atmosférica (BERAN e KARGI, 2005).

Segundo Kayombo *et al.* (2005), os sistemas de tratamento por lagoas de estabilização podem incluir uma única série de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação, ou várias destas séries em paralelo. A necessidade de incluir lagoas de maturação depende da qualidade requerida para o efluente final, que por sua vez depende do que será feito com o líquido: uso para irrigação restrita ou irrestrita; uso para cultivo de peixes ou vegetais aquáticos; lançamento em corpos de água superficiais ou em águas subterrâneas (PEÑA e MARA, 2004).

De acordo com Crites e Tchobanoglous (1998), as lagoas podem ser classificadas segundo o seu estado aeróbio e segundo a fonte do oxigênio para a assimilação bacteriana da matéria orgânica presente nas águas residuárias. Nesse sentido, os principais tipos de lagoas são: aeróbias, facultativas, de mistura parcial, aeradas, lagoas anaeróbias.

Quando na série de lagoas de estabilização, ao invés de utilizar uma lagoa facultativa é implantada uma lagoa de alta taxa (*high rate algal pond*), é alcançado melhor desempenho do sistema de tratamento. Embora a lagoa de alta taxa seja menos profunda que a lagoa facultativa secundária, requer de um tempo de detenção hidráulica (TDH) muito menor e produz muito mais OD (GREEN *et al.*, 1996). De acordo com Park *et al.* (2011), as lagoas de alta taxa (LAT) possuem formato de *raceway* e apresentam profundidades entre 0,2 e 1,0 m, onde a mistura do líquido é produzida por pedais giratórios para fornecer uma velocidade horizontal média de aproximadamente 0,15 a 0,3 m/s; a configuração dos *raceways* pode ser na forma de uma ou várias pistas de corridas ovais ao redor de paredes divisórias centrais, e o

fundo pode ser revestido ou não dependendo das condições do solo e das regulamentações locais.

Segundo Craggs *et al.* (2011), as LAT podem ser usadas para remoção da matéria orgânica e nutrientes em diversos tipos de águas residuárias, tais como efluentes de lagoas anaeróbias, esgoto doméstico pre-tratado nos níveis primário ou secundário e efluentes de agricultura ou, inclusive, para remoção de nutrientes em águas cinza com baixas concentrações de matéria orgânica em regiões áridas e semiáridas, como pesquisado por Maobe *et al.* (2014).

De acordo com Park e Craggs (2011), estas lagoas realizam um efetivo tratamento aeróbio dos efluentes e removem parte dos nutrientes por meio da assimilação na biomassa algal. Segundo Park *et al.* (2011), a produção algal nas LAT pode ser maximizada ao aliviar as condições limitantes, superar os parâmetros inibitórios e ao controlar os consumidores e predadores das algas. Park e Craggs (2010) afirmaram que um dos principais mecanismos para aprimorar o desempenho das LAT é a adição de CO₂ ao líquido, pois permite aumentar a produção de algas e a recuperação dos nutrientes na biomassa algal, assim como controlar o pH para prevenir a inibição do crescimento das algas pela amônia.

4.1.4. Lagoas de alta taxa no pós-tratamento de reatores anaeróbios

De acordo com von Sperling e Chernicharo (2005), os sistemas de tratamento anaeróbio têm crescido em termos de popularidade e acessibilidade em muitos países de clima quente. Os reatores anaeróbios alcançam bons níveis de eficiência na remoção da demanda bioquímica do oxigênio (DBO) (da ordem de 60-80%), considerado os baixos TDH, a simplicidade do processo e a não existência de equipamentos, tais como os aeradores. Segundo Chernicharo *et al.* (2001), as diversas características favoráveis dos sistemas anaeróbios, aliadas às condições ambientais no Brasil, onde há predominância de elevadas temperaturas, têm contribuído para a colocação dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos em posição de destaque.

De acordo com Mascarenhas *et al.* (2004), embora os reatores anaeróbios, e particularmente os reatores UASB, serem bem adequados à remoção da matéria carbonácea dos esgotos, não são eficientes na eliminação de patógenos, necessitando, portanto, de uma etapa de pós-tratamento de seus efluentes. Pela grande relevância da linha de tratamento de esgoto por reatores anaeróbios e pós-tratamento no Brasil, a FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos), o CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e a CEF (Caixa Econômica Federal) apoiaram o desenvolvimento do Programa de Pesquisa em

Saneamento Básico –PROSAB- para avaliar opções de pós-tratamento dos efluentes desses reatores (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Dentro do PROSAB foram apresentadas duas experiências da aplicação das lagoas de alta taxa. A primeira delas, reportada por Monteggia e Filho (2001), consistiu no pós-tratamento de efluente de um reator UASB em Porto Alegre por meio de uma lagoa operada com TDH de 7,5 d e profundidade útil de 0,7 m, mas a ênfase fundamental da pesquisa foi a posterior remoção da biomassa algal por meio de três filtros biológicos, com diferentes alturas, submetidos a igual carga orgânica superficial. A lagoa, que demonstrou altas eficiências de remoção de nitrogênio apresentou concentrações médias de clorofila *a* e de feofitina de 41,5 e 686,8 µg/L, respectivamente. A segunda experiência, reportada por Monteggia e Tessele (2001), teve por objetivo o estudo da remoção de algas de uma LAT experimental por técnicas físico-químicas mediante uso de diversos coagulantes em ensaios de *jar test*, e a posterior remoção do material floculado por flotação por ar dissolvido, visando reaproveitamento e/ou compostagem. No efluente da lagoa foram calculadas concentrações médias respectivas de clorofila *a* e de feofitina de 23,5 e 389,7 µg/L.

Num experimento desenvolvido por Nascimento (2001) foi avaliado durante seis meses o tratamento do efluente de um reator UASB por três LAT, buscando observar a influencia das condições operacionais de 9, 6 e 3 dias de TDH com profundidades úteis de 0,60, 0,45 e 0,30 m sobre os níveis de pH, alcalinidade e OD, remoção da matéria orgânica remanescente, remoção de bactérias patogênicas e nutrientes. Nas lagoas foram registradas concentrações de clorofila *a* que superaram os 2200 µg/L para os menores TDH e para as maiores profundidades de coluna da água; igualmente, foram verificadas remoções da DQO de até 67%, entre 0,52-1,69 unidades logarítmicas de patógenos, e 39% do nitrogênio total.

No município de Viçosa (MG), Santiago (2013) estudou o desempenho de uma LAT no pós-tratamento de efluente de reator UASB em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e *Escherichia coli*, e avaliou comparativamente o desempenho da lagoa em relação a lagoas de polimento e a sistemas de alagados construídos, que tratavam efluente do mesmo reator, no mesmo local. A LAT apresentou remoções de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel em torno de 66, 71 e 14% respectivamente, e 2,10 unidades logarítmicas de *E. coli*. Frente às lagoas de polimento, a lagoa de alta taxa apresentou desempenho inferior para remoção de fósforo total, devido aos baixos valores de pH que limitaram a precipitação dos fosfatos, e de *E. coli*, pelo menor TDH e menor área da LAT.

Couto *et al.* (2015) avaliaram o pós-tratamento do efluente do reator UASB acima comentado por meio de lagoas de alta taxa. Os autores estudaram o efeito de diferentes intensidades de radiação solar (bloqueio de 9, 18, 30 e 60% da radiação incidente nas condições típicas de clima tropical) na assimilação do N e o crescimento da comunidade bacteriana e algal. Nas LAT, cujos efluentes apresentaram produtividade de clorofila *a* entre 74 e 138 mg/m².d e concentrações médias de N-NH₄⁺ que variaram entre 2,6 e 3,9 mg/L, foi a nitrificação o principal processo de transformação/remoção do N, entanto que a volatilização reportou valores menores aos esperados devido aos baixos valores de pH medidos. A intensidade da radiação solar incidente não comprometeu a assimilação do N, pois a biomassa bacteriana pode se desenvolver em condições não favoráveis às microalgas.

Na mesma linha de experimentos, Assemany *et al.* (2015) reportaram 32 gêneros de fitoplâncton nas lagoas de alta taxa, com predomínio da classe de microalgas clorofíceas; adicionalmente comentaram que o bloqueio de 30% da radiação solar produziu menor variabilidade da comunidade fitoplanctônica com maior densidade de indivíduos. Nos efluentes das lagoas sem interferência e com bloqueio de 30% da radiação solar foram calculadas concentrações médias de clorofila *a* de 1,54 e 1,59 mg/L respectivamente e correspondentes concentrações médias de N-NH₄⁺ de 12,43 e 16,35 mg/L.

4.2. Aquicultura - piscicultura

A palavra aquicultura é usada para denotar todas as formas de criação de animais aquáticos, incluindo peixes (piscicultura), moluscos, crustáceos, assim como de plantas em água doce, águas salobras e ambientes marinhos (PILLAY, 1995). Por cultivo entende-se a manipulação da produção por diferentes técnicas de estocagem, alimentação, proteção de predadores e controle de fatores ambientais desfavoráveis ao crescimento dos organismos cultivados (BARROSO *et al.*, 2007).

A aquicultura pode ser classificada de acordo com diversos critérios; segundo o exposto por Uruguai - DINARA (2010) e Salazar (2001), os mais relevantes são: a escala do empreendimento, o nível de manejo do sistema, o meio de realização da prática aquícola, e o número de espécies criadas nas unidades produtivas. As subdivisões da aquicultura de acordo com tais critérios estão representadas na Figura 1.

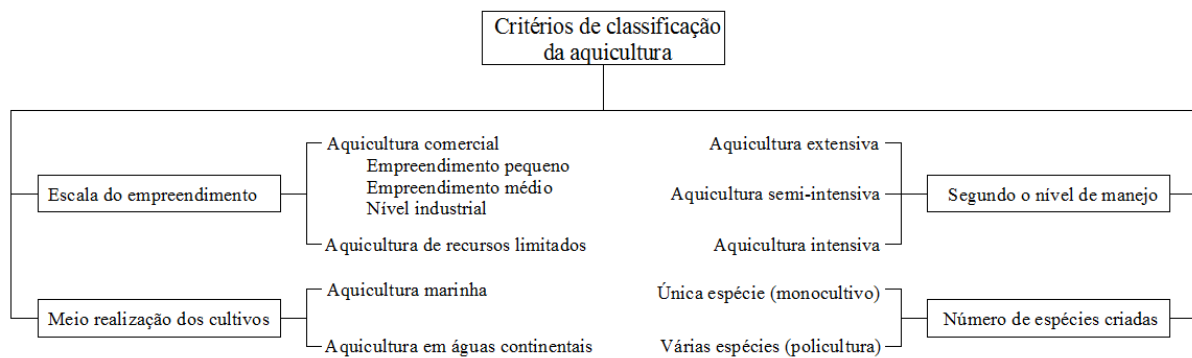


Figura 1. Classificação da aquicultura. Fonte: Adaptado de Uruguai - DINARA (2010) e Salazar (2001).

Segundo El Sayed (2006), em áreas rurais a aquicultura pode apresentar maiores vantagens do que outras atividades agrícolas ou pecuárias, pois pode ser facilmente integrada com outras atividades de produção agrícola ou animal, requer de insumos e tecnologias de baixo custo disponíveis em fontes locais, necessita de investimentos limitados e com baixos níveis de risco, apresenta baixos requisitos de mão de obra.

Para o caso da produção de peixes, Bardócz (2009) estabeleceu que um dos critérios para classificar os tipos de piscicultura refere-se aos métodos de produção, cuja divisão básica é: produção piscícola em tanques escavados; piscicultura em sistemas com única passagem do fluxo (*flow through*); sistemas de recirculação; criação em gaiolas ou tanques rede em lagos ou rios.

Nos países em vias de desenvolvimento, especialmente em comunidades de baixa renda, a prática da piscicultura é uma alternativa de produção de fontes de alimento e geração de emprego e fonte de renda. De acordo com Lopes (2012), nos sistemas de produção extensiva não há fornecimento de ração aos peixes, e requerem de pouco investimento, mas apresentam como desvantagens uma baixa produtividade e lenta taxa de crescimento. Nos sistemas semi-intensivos há fornecimento de alimento aos peixes, geralmente parte é constituída por ração e apresenta maior produtividade, se comparada ao sistema extensivo.

4.3. A tilápia e sua importância na piscicultura

De acordo com Watanabe *et al.* (2002), tilápia é o nome comum aplicado a três gêneros e espécies de peixes na família Cichlidae: *Oreochromis*, *Sarotherodon*, e *Tilapia*. Segundo El Sayed (2006), é um tipo de peixe com o corpo lateralmente comprimido, coberto com escamas relativamente grandes de difícil remoção, com barbatanas peitorais e pélvicas grandes, e que nas barbatanas dorsal e anal têm espinhos duros e raios moles.

A tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), ou tilápia nilótica, é um tipo de peixe nativo de diversos países africanos. Segundo Payne (1975), a primeira evidência de manutenção de tilápias em cativeiro encontra-se em um baixo-relevo de uma tumba egípcia construída há mais de 4000 anos, na qual um nobre e a sua esposa pegavam esse tipo de peixes de um tanque doméstico.

De acordo com a FAO (2014), o cultivo de tilápias, e outras espécies de ciclídeos, é o tipo de aquicultura mais praticada no mundo. Segundo Naylor *et al.* (2000), o crescimento mundial da produção de Tilápia do Nilo entre 1987 e 1997 foi de 18%. Esta espécie se destaca das demais pelo crescimento mais rápido, reprodução mais tardia, permitindo alcançar maior tamanho antes da primeira reprodução, e alta prolificidade, possibilitando produção de grandes quantidades de alevinos (KUBITZA, 2000).

Segundo Fitzimmons (2000), a aquicultura de tilápia nas Américas começou com pequenos cultivos de subsistência nas décadas de 1960 e 1970. A produção em grande escala e o comércio internacional de produtos baseados na tilápia se desenvolveu nos anos 1980 e 1990. O rápido aumento na produção pode ser atribuído às melhoras na tecnologia e infraestrutura aquícolas em vários países da América e ao maior número de biólogos treinados na área.

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018), em 2015 e 2016 foram produzidas respectivamente 218,8 e 239,1 mil toneladas de tilápia, representando nesses anos os 26,70 e 28,97% da produção aquícola nacional, concentrados principalmente nas regiões sul e sudeste.

Segundo Oliveira (2016), entre as variedades mais presentes no Brasil está a Chitralada, no país desde 1996, descendente de tilápias do Egito que foram selecionadas no Japão e posteriormente melhoradas na Tailândia. A outra é a GIFT (*genetically improved farmed tilápia*), originária de um projeto de 10 anos (1988-1997) da International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), para produzir uma variedade de tilápia geneticamente superior. Foi introduzida no país em 2005 por meio de uma parceria entre a Universidade Estadual de Maringá (UEM), no Paraná, e o WorldFish Center, com colaboração do ex-ministério da Pesca e Aquicultura e da Companhia de Desenvolvimento Agropecuário do Paraná (Codapar). Segundo Massago *et al.* (2010), a tilápia GIFT foi o resultado do cruzamento de oito linhagens, sendo quatro linhagens africanas selvagens e quatro linhagens domesticadas na Ásia. As linhagens africanas eram de Gana, Egito, Quênia e Senegal e as linhagens asiáticas foram as de Israel, as cultivadas nas Filipinas, e linhagens

introduzidas de Singapura, Taiwan (ambas provavelmente derivadas da introdução de Israel) e Tailândia (provavelmente de origem egípcia).

4.3.1. Aspectos produtivos da tilápia com fornecimento de ração

A capacidade de suporte (CS) é a máxima biomassa de peixes capaz de ser sustentada em uma unidade de produção (viveiro, tanque-rede, *raceway*, entre outros), e a biomassa econômica (BE) é a biomassa que representa o momento onde ocorre o máximo lucro acumulado durante o cultivo (máximo lucro possível); as duas podem ser expressas em relação à área (kg/ha, kg/1000m² ou kg/m²) ou em relação ao volume (kg/m³) da unidade de produção (KUBITZA, 2000). A Tabela 3 apresenta os valores de CS, BE e alguns índices de crescimento em tilápias para condições de cultivo intensivo, além da recomendação de até 500 kg/ha para cultivo extensivo.

Tabela 3. Capacidade de suporte e densidade de estocagem recomendável para tilápias de 600g em diferentes sistemas de cultivo

Sistema de cultivo	Capacidade de suporte (kg/ha/ciclo)	Biomassa econômica (kg/ha/ciclo)	Densidade (px/ha) para 600g
Extensivo ou rudimentar	300 a 500		
Adubação orgânica e/ou inorgânica	1000 a 3700	800 a 2600	1500 a 4500
Alimento suplementar com ou sem adubação	2500 a 8000	2000 a 5600	3500 a 9500
Ração completa em viveiros de baixa renovação de água	6000 a 10000	5000 a 7000	8500 a 11700
Ração completa e aeração de emergência, baixa renovação de água	10000 a 20000	7000 a 14000	11700 a 23500
Ração completa e troca parcial de água com aeração	38000 a 70000	25000 a 50000	41700 a 83500

Fonte: Adaptado de Kubitzza (2000).

De acordo com Kubitzza (2000b), existem basicamente quatro fases de criação da tilápia, a saber: reversão (1-5 g); recria (5-100 g); engorda (100-600 g); reprodução (600 g em diante). Segundo Kubitzza (2006b), os termos “pós-larva”, “alevino” e “juvenil” devem ser entendidos respectivamente como sendo os indivíduos que iniciam o processo de reversão sexual (peixes com 8 a 13 mm); os peixes entre 3 e 6 cm, geralmente obtidos ao final do processo de reversão sexual; e os peixes acima de 6 cm (>2 g) e não maiores do que 100g.

Na Tabela 4 são apresentados valores esperados de ganho de peso (g/peixe/dia) e da duração (em dias) de algumas fases no cultivo da tilápia-do-Nilo.

Tabela 4. Expectativas de ganho de peso por dia (GDP) e da duração de algumas fases no cultivo da tilápia do Nilo

Fases de cultivo	Ótimo		Bom		Regular	
	GDP	Dias	GDP	Dias	GDP	Dias
1 a 30g	0,9	33	0,6	50	0,5	60
30 a 90g	1,8	33	1,2	50	1,0	60
90 a 450g	4,5	80	3,6	100	3,0	120
450 a 1000g	6,9	80	5,5	100	4,7	120
Total		240		300		360

Fonte: Adaptado de Kubitza (2000a).

A taxa de alimentação a ser adotada para criação de tilápia, e o tamanho de partícula do alimento são em função da fase de desenvolvimento dos peixes. Na Tabela 5 são apresentados valores típicos recomendados para o cultivo de tilápia no Brasil.

Tabela 5. Taxa de alimentação e tamanho de partículas do alimento para tilápias em diferentes fases de desenvolvimento.

Fase	Tamanho da partícula (mm)	Taxa alimentar (percentagem do peso vivo/dia)
Pós-larva a 1g	<0.5 a 1,0	30 a 10
1 a 5g	1,0 a 1,5	10 a 6
5 a 20g	1,5 a 2,0	6 a 4
20 a 100g	2,0	4 a 3
>100g	3,0 a 4,0	3 a 2

Fonte: Adaptado de Kubitza (2000)

A quantidade de alimento a ser fornecido às tilápias por dia pode ser calculada como percentagem da biomassa mantida nas unidades de criação, e o número de refeições pela qual deverá ser dividido o alimento a fornecer é uma função do peso médio dos peixes criados. Valores típicos estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Informações para alimentação de tilápia para temperaturas entre os 25 e 30°C

Peso médio dos peixes (g)	Quantidade de alimento (% da biomassa)	Número de refeições por dia
1 – 5	10 – 8	8
5 – 10	8 – 7	6
10 – 20	6,7	6
20 – 50	5,3	4
50 – 70	4,6	4
70 – 100	3,3	3
100 – 150	2,2	3
150 – 200	2,0	3
200 – 300	1,5	3
>300	1,5 – 1,3	3

Fonte: Adaptado de Eraso (1996)

Para planejar a produção de tilápia em viveiros, Kubitza (2000a) recomenda estabelecer três diferentes fases a serem executadas em diferentes tipos de tanques, nos quais, os animais de despesca de cada fase servirão de estoque das unidades de criação da fase seguinte. Um exemplo do plano de produção de tilápia do Nilo, em viveiros de baixa renovação, com uso de ração completa apresenta-se na Tabela 7.

Tabela 7. Plano de produção de tilápia do Nilo em viveiros de baixa renovação, sem aeração e com o uso de ração completa

	Fase 1	Fase 2	Fase 3
	Reversão/recria	Recria	Engorda
Peso inicial (g)	1	30	90
Peso final (g)	30	90	450
Biomassa final (kg/ha)	6500	6500	8500
Sobrevivência (%)	85	95	98
Duração da fase (dias)	60	60	120
Peixes estocados (px/m ²)	26	7,6	2,0
Peixes coletados (px/m ²)	22	7,2	1,9
Relação entre áreas	1	2,9	21,0
Porcentagem da área total (%)	4	12	84

Fonte: Adaptado de Kubitza (2000a).

4.3.2. Aspectos produtivos da tilápia sem fornecimento de ração

De acordo com Watanabe *et al.* (2002), uma vantagem fundamental da tilápia para aquicultura é a sua alimentação em um baixo nível trófico. Todos os membros do gênero *Oreochromis* são onívoros, alimentam-se com algas, plantas aquáticas, pequenos invertebrados, detritos e biofilmes bacterianos assim como uma ampla variedade de alimentos de origem animal. Tais características fazem da tilápia um peixe relativamente barato de alimentar e apropriado para ser criado em condições extensivas ou semi-intensivas que depende da produtividade natural do corpo de água com mínimos aportes de alimento ou adubos.

Algumas espécies de tilápia apresentam excelente potencial para aquicultura devido ao rápido crescimento, aos hábitos alimentares herbívoros e onívoros, alta eficiência de conversão alimentar, alta tolerância à baixa qualidade da água, facilidade de reprodução e manejo, resistência a doenças e parasitas e boa aceitação pelos consumidores (CHERVINSKI, 1982).

Segundo Kubitza (2000), a tilápia pode ser cultivada em viveiros adubados com fertilizantes inorgânicos, esterco animais e subprodutos vegetais. A adubação promove a produção de alimento natural, notadamente o plâncton (fito e zooplâncton), eficientemente

aproveitado pelas tilápias. A capacidade de suporte pode variar entre 1.000 a 3.700 kg/ha, em função da qualidade e da quantidade dos fertilizantes aplicados. A adubação excessiva compromete a qualidade da água, prejudicando o desenvolvimento e a sobrevivência dos peixes.

4.4. Água e segurança alimentar

De acordo com Besada e Werner (2014), o aumento na urbanização, principalmente em países em desenvolvimento, além de mudar a demanda de utilização das limitadas fontes de água, desvia o uso da terra das aplicações agrícolas ao uso residencial, fazendo com que a segurança alimentar seja extremamente frágil.

Segundo as estimativas da FAO (2014), 805 milhões de pessoas –aproximadamente um em cada nove pessoas da população mundial- sofreram de subnutrição crônica entre 2012 e 2014, sem comida suficiente para uma vida ativa e saudável. A grande maioria destas pessoas vive em regiões em desenvolvimento.

Infelizmente, inúmeras comunidades em países em desenvolvimento experimentam de maneira simultânea a escassez da água, falta de saneamento, baixíssima renda e elevados níveis de desnutrição por ausência de fontes de alimento. Três dos elementos fundamentais para sustentar a produção de espécies piscícolas no nível extensivo são: disponibilidade da água, disponibilidade de terreno para os tanques, adubos para garantir a produtividade primária que vai sustentar a alimentação natural dos peixes.

Dado que os tanques para piscicultura desenvolvem suas práticas produtivas no meio aquático, é necessário estabelecer um balanço hídrico, que segundo Yoo e Boyd (1994) e Lawson (1995), deverá incluir os termos correspondentes às entradas (fluxo afluente, precipitação, escoamento superficial) e às saídas (fluxo efluente controlado –drenagem- e/ou de excesso, evaporação, infiltração).

Para condições de piscicultura intensiva, a permanência dos animais em altas densidades de estocagem exerce um efeito importante da qualidade da água. Nesse sentido, Avnimelech (2006) afirmou que para controlar a qualidade do líquido nas unidades de criação existem três alternativas: a reciclagem da água por meio de uma unidade externa para sua purificação; o tratamento da água dentro do próprio tanque ou; a substituição do líquido com água fresca, usualmente com frequentes trocas, da ordem de cinco vezes por dia. De acordo com Boyd (2004), as trocas de água principalmente são praticadas para manter as concentrações de OD nos níveis recomendáveis para criação intensiva de bagre americano, e

define como procedimento alternativo e eficiente para tal fim o uso de aeradores mecanizados.

Na produção piscícola extensiva ou semi-intensiva se faz necessário substituir certa fração do volume do líquido para manter a qualidade da água e repor as perdas por evaporação ou infiltração dentro da unidade de criação. Para espécies nativas brasileiras é comum aplicar pequenas percentagens de reposição, da ordem de 5% do volume total por dia, como é o caso da criação de Dourado (*Salminus brasiliensis*) e do Pacú (*Piaractus mesopotamicus*) (CASTAGNOLLI, 1992), ou do Pirarucú (*Arapaima gigas*), (SEBRAE, 2010), ou da ordem de 10%, como é o caso dos cultivos de Lambari do rabo amarelo (*Astyanax altiparanae*) (GARUTTI, 2003). Algumas espécies exóticas precisam de maiores volumes de reposição, especialmente para garantir altos rendimentos, como é o caso da truta (*Oncorhynchus mykiss*) que, segundo Blanco (1995), requer mais de uma troca do volume total da unidade de criação por hora (24 ou mais trocas de água por dia).

De acordo com Timmons e Ebeling (2010), o cultivo de bagre americano (*Ictalurus punctatus*) em tanques escavados para densidade de 3.000 kg de peixe por hectare por ano (kg/ha/ano) requer entre 3.000 e 5.000 litros de água por kg produzido. Já para a tilápia do Nilo (*O. niloticus*), espécie amplamente cultivada no mundo todo, os mesmos autores expressam que em tanques escavados, são produzidos da ordem de 17.400 kg/ha/ano e são necessários 21.400 L de água por kg de peixe produzido. Segundo Sharma et al. (2013), as necessidades de água para produção de carpa para densidade de 3-4 ton/ha/ano no nível semi-intensivo são da ordem de 10,3 m³/kg, dos quais, 7,65 m³/kg estão diretamente associados aos requerimentos do sistema, isto é reposição de perdas por evaporação ou infiltração. Para o dobro da densidade de estocagem, com fornecimento de alimentação complementar, a quantidade de água necessária por kg de peixe se reduz à metade.

4.4.1. Reuso da água

Segundo Asano *et al.* (2007), em locais com sistemas de coleta dos esgotos, as águas residuárias são frequentemente lançadas sem tratamento aos canais de drenagem ou ao curso de água mais próximo. Os mesmos autores afirmaram que em comunidades com limitadas fontes de água disponíveis, a recuperação e o reuso da água são opções atraentes para conservar e ampliar as fontes do líquido por meio de: substituição de água recuperada para aplicações que não requerem de água potável; estabelecimento de fontes alternativas de abastecimento de água; proteção dos ecossistemas aquáticos ao reduzir o desvio de líquido dos cursos de água e sua contaminação com nutrientes e contaminantes tóxicos; redução da

necessidade de estruturas de controle, tais como barragens e reservatórios; cumprimento das regulamentações ambientais pelo melhor manejo do consumo da água e do lançamento de efluentes.

Dependendo da realidade econômica e social das comunidades, a reutilização da água pode ser adotada para aplicações muito diferentes. De acordo com UNEP e GEC (2004), em cidades e regiões de países desenvolvidos, onde a coleta e tratamento das águas residuárias tem sido prática comum, o reuso é praticado atendendo de maneira adequada as condições do saneamento, saúde pública e proteção ambiental. As alternativas de reutilização dos esgotos tratados em países desenvolvidos incluem diversas aplicações com fins urbanos e industriais, tais como as que são apresentadas na Figura 2.

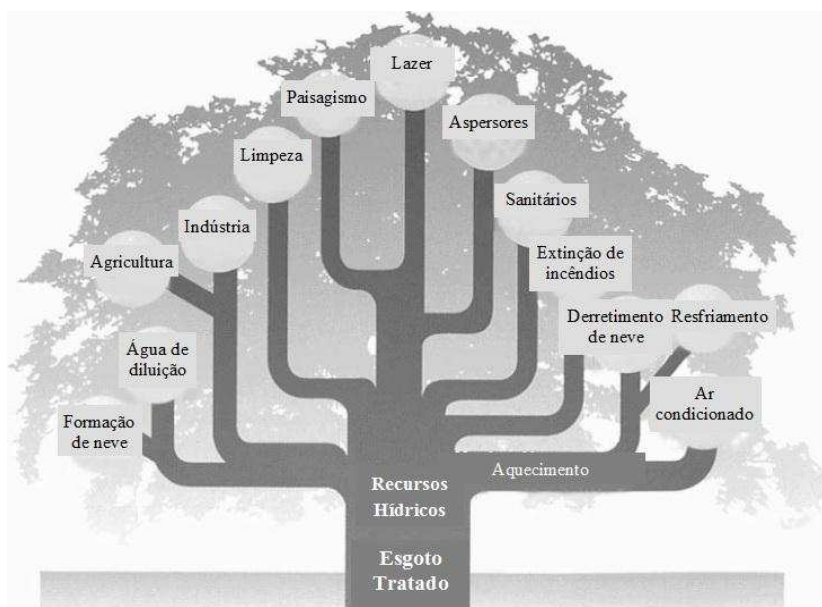


Figura 2. Árvore da reciclagem do recurso água. Fonte: Adaptado de Lowe (2009).

A utilização de esgotos sanitários apresenta diversos atrativos e constitui, além de realidade nos mais variados países, em muitos casos, uma necessidade imposta pela escassez e usos conflitantes de água (BASTOS, 2003). Segundo Asano *et al.* (2007), nos países em desenvolvimento, particularmente em zonas áridas, as águas residuárias são simplesmente demasiado valiosas para serem descartadas, pois contêm um alto teor de nutrientes suscetíveis de serem reaproveitados em atividades agrícolas e pecuárias.

De acordo com Junge (2001), a produção de plantas pode gerar até 200 toneladas de produto fresco por hectare por ano com capacidade de reciclagem de nutrientes por área de aproximadamente 1 g N/m².d e 0,1 g P/m².d; a produção de peixes pode gerar da ordem de 10 ton/ha/ano com uma capacidade de reciclagem da ordem de 0,1 g N/m².d e 0,03 g P/m².

Segundo Niemczynowicz (1997), citado por Shalabi (2006), um indivíduo por meio de suas excretas poderia produzir a quantidade de fertilizante necessária para produzir os alimentos para uma pessoa. No entanto, este último autor afirmou que é uma visão muito otimista, e que uma perspectiva mais conservativa permitiria afirmar que as excretas de uma pessoa poderiam substituir 50% dos fertilizantes necessários para fornecimento de alimentos vegetais para essa pessoa.

Quando as águas residuárias tratadas, com altos teores de nutrientes e mínimos níveis de risco à saúde humana são utilizadas em produções agrícolas e pecuárias, permitem a incorporação potencial de extensas áreas desérticas à atividade produtiva, aumentam a produtividade de uma região, geram fontes de emprego e disponibilidade de alimento (MOSCOSO *et al.*, 1992).

O reuso de excretas ou de águas residuárias em aquicultura, segundo Edwards (1992), pode ser direto ou indireto. Reuso direto é o uso planejado e deliberado de esgotos tratados para aquicultura, enquanto que, no reuso indireto, a água que já foi utilizada uma ou mais vezes é lançada no ambiente e posteriormente recuperada e usada de novo, com ou sem reconhecimento do seu uso prévio. Para o caso do reuso direto, Tilley *et al.* (2014) definiram três tipos de produção piscícola: fertilização dos tanques com efluentes; fertilização com excretas e/ou com lodos sanitários; cultivo dos peixes diretamente em lagoas aeróbias.

Considerando que, segundo von Sperling e Chernicharo (2005), o consumo de água em uma população de cidades de mediano porte (50.000 – 250.000 hab.) varia entre 120 e 220 L/hab/d, e que um coeficiente de retorno comumente adotado é de 0,8, em média, por cada 8210 habitantes, poderia ser gerada a quantidade de líquido necessária para sustentar um hectare de produção piscícola de tilápia, representando a disponibilidade de aproximadamente 2,2 kg do produto por pessoa por ano, ajudando a sustentar o crescente consumo de peixe, que segundo valores estimados pela FAO (2014) no ano 2012 atingiu um valor médio mundial de 19,2 kg/pessoa/ano, e em países de baixa renda com déficit de alimentos para 2010 foi de 10,9 kg.

4.5. Tipos de reúso de excretas em aquicultura

Segundo Edwards (2001), a primeira impressão relativa aos peixes criados em sistemas abastecidos com águas residuárias é que seu consumo não é seguro, devido à probabilidade de adquirir infecções produzidas pelos organismos presentes nos esgotos domésticos. No entanto, tais peixes representam riscos relativamente baixos à saúde pública –embora as águas residuárias estejam cada vez mais contaminadas com efluentes industriais tóxicos- e que

podem contribuir no aumento do bem estar das comunidades pobres urbanas e marginais. Na criação de tilápia em efluentes de lagoas de estabilização em tanques com sistema de aeração por *air-lift*, Pereira e Lapolli (2009) analisaram a qualidade microbiológica dos peixes e reportaram que as análises de coliformes fecais, *Salmonella* sp. e *Staphylococcus aureus* da carne dos peixes produzidos ficaram dentro dos padrões exigidos pela Organização Mundial de Saúde.

De acordo com Edwards (2008), a terceira edição das diretrizes para o uso seguro de águas residuárias, excretas e águas cinzas em agricultura e aquicultura da OMS define uma série de medidas de proteção da saúde, que podem ser usadas para reduzir os riscos à saúde dos consumidores, dos trabalhadores, suas famílias, e das comunidades locais. Estratégias de gestão do risco para a aquicultura utilizando esses resíduos envolvem a construção de “múltiplas barreiras” para evitar exposições a patógenos e produtos químicos tóxicos com combinações de várias intervenções.

As excretas humanas podem ser utilizadas na aquicultura de forma não intencionada, quando efluentes domésticos ou lodos sanitários atingem os corpos de água ou as instalações aquícolas devido a enchentes ou variações sazonais do nível nos corpos hídricos (EDWARDS, 1992). Um exemplo do uso de intencional de excretas é a montagem de latrinas diretamente acima de tanques de cultivo, alternativa que foi implantada em pequenas comunidades da China e que permitia ao mesmo tempo aumentar a produção piscícola e descartar as águas residuárias domésticas (SCHMIDT, 1981). De acordo com Edwards (1992), outras formas de uso intencional das excretas é a aplicação, como fertilizante de tanques aquícolas, de lodos sanitários, assim como a disposição de esgotos sanitários brutos ou parcialmente tratados.

Segundo Moscoso (1999), existem três tipos de sistemas integrados de ETE com a aquicultura, a saber: tanques que recebem diretamente esgoto bruto (como os sistemas comumente praticados em Calcutá); tanques de criação precedidos por algum tipo de tratamento primário (como alguns sistemas reportados na Hungria); tanques que recebem efluentes com previa remoção de patógenos.

4.6. Reúso de efluentes em aquicultura

Segundo Junge (2001), o reuso de efluentes em aquicultura possibilita a geração de diversos produtos comercializáveis, tais como plantas e animais comestíveis, alimentos para animais, fertilizantes, e até produtos de luxo, como peixes, plantas ornamentais e perolas. De acordo com Ghangrekar *et al.* (2007), o uso de esgoto tratado na aquicultura refere-se às

antigas práticas de criação de peixes, principalmente carpa e tilápia, e o cultivo de espécies vegetais aquáticas como espinafre e castanha da água. Há milhares de anos que a aquicultura com esgoto é praticada como um método para aproveitar resíduos humanos e produzir proteína na forma de peixes (ROSE, 1999). Este tipo de atividades tem sido desenvolvido por vários séculos em alguns países no Leste, Sul e Sudeste da Ásia, especialmente na China (EDWARDS, 2008).

Um sistema aquícola abastecido com águas residuárias apresenta como objetivo central a assimilação de nutrientes dissolvidos pela biomassa e o consumo ou mineralização dos compostos orgânicos; como consequência, o esgoto é purificado (STAUDENMANN e JUNGE, 2003).

Segundo Cointreau (1987), a matéria orgânica finamente particulada adicionada aos tanques para produção de peixes proporciona área superficial de suporte, assim como suprimento de alimento para bactérias e protozoários. Esses microrganismos também assimilam nutrientes da água, e depois de produzir massa celular rica em proteína, servem como alimento para peixes. O fitoplâncton e o zooplâncton se beneficiam do crescimento destes microrganismos e também servem como alimento para peixes.

As algas assumem um papel crítico no tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização, pois atuam como geradoras de oxigênio pelos processos fotossintéticos, sem as quais as lagoas se tornariam em unidades anaeróbicas (PEARSON *et al.*, 1987). Tais organismos, responsáveis da produtividade primária servirão como alimento para outros organismos da cadeia alimentar, dentre os quais se encontram os peixes.

De acordo com Edwards (1992), os peixes não podem ser cultivados diretamente nas águas residuárias, pois a elevada matéria orgânica na forma de DBO deve ser reduzida antes de ser usada como insumo nos tanques de criação. Para tal fim é necessário: realizar um pré-tratamento suficiente do esgoto; diluir o esgoto com água fresca, antes de sua introdução nos tanques ou diluir o esgoto com a água das próprias unidades de cultivo. Em todos os casos recomenda a aplicação de uma carga orgânica de 25 kgDBO/ha/d nos tanques para otimizar a produção de alimento natural que favorecerá o cultivo dos peixes.

Segundo Saha *et al.* (2016), a prática da piscicultura recebendo esgoto bruto no sistema de *wetlands* em Calcutá do Este (East Kolkata Wetland: EKW), é provavelmente o mais antigo e o maior sistema de reciclagem que permanece comercialmente ativo desde 1930. O EKW possui uma área total da ordem de 12500 ha, das quais 5852 ha são de espelho de água, e 3798 ha são destinados para piscicultura, que produz comercialmente da ordem de

30000 toneladas de peixe por ano. O sistema EKW é abastecido por dois canais que transportam o esgoto doméstico de aproximadamente 12.000.000 de habitantes, parte do líquido é disposto diariamente em 254 tanques de piscicultura, cujo nome local é “bheries”, com profundidades entre 50 e 150 cm e áreas entre 40 e 50 ha. Nos tanques maiores, o fluxo do esgoto é contínuo, recebendo cargas orgânicas que variam entre 20 e 70 kgDBO/ha.d; enquanto para os tanques de menor tamanho, a troca de água é operada em batelada (RAYCHAUDHURI *et al.*, 2008; ADHIKARI *et al.*, 2009; SAHA *et al.*, 2016).

De acordo com Sarkar *et al.* (2009), o preparo de um tanque no sistema EKW consiste no esvaziado total do líquido nos meses de inverno, entre meados de novembro e final de março. Depois disso, o lodo sedimentado é revolvido e tratado com cal e deixado por aproximadamente um mês; em seguida, é permitida a entrada de esgoto bruto dos canais para encher o tanque até uma profundidade entre 60 a 90 cm; 3 a 4 dias depois, a cor da água deixa de ser preta profunda e começa a ficar verde devido ao crescimento algal; depois de 7 dias, o crescimento de algas atinge o seu máximo nível e ocorre um *bloom* de fitoplâncton, quando os pescadores retiram, por meio de redes, a camada flutuante de algas, tornando o líquido cristalino. A água é deixada em repouso por 20 a 25 dias, e depois é usada para o cultivo de peixes.

Segundo Mandal *et al.* (2018), têm sido adotados dois métodos de cultivo de peixes em sistemas recebendo esgoto bruto. No primeiro sistema é realizado o peixamento e depois de 6 a 10 meses é feita a despesca. No segundo sistema, são feitos vários peixamentos e despescas ao longo do período de cultivo, que é basicamente o sistema adotado no EKW.

Na Tabela 8 são apresentadas informações sobre sistemas de policultivo de peixes em tanques recebendo esgoto bruto.

Tabela 8. Sistemas de cultivo de peixes em unidades recebendo esgoto bruto

Origem do esgoto bruto	Sistema de Criação - operação	Espécies cultivadas – densidade de estocagem	Produtividade, pesos finais	Local do sistema de cultivo	Referência
Sistema de transporte de esgoto doméstico	Tanque de criação de 0,076 ha recebendo esgoto bruto	Monocultivo de Tilápia mossambica, densidade de 17000 alevinos/ha	Produtividade de 9,08 ton/ha.ano	Rahara, Índia	Dehadrai e Ghosh, (1977)
Sistema de transporte de esgoto urbano	6 tanques experimentais com área total de 1,6 ha e profundidade de 1 m, /recebendo 150 m ³ /ha.dia de esgoto efluente de sedimentação primária	Policultivo com 2500 alevinos/ha de carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>), e 1500 alevinos/ha de carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>)	Despesca após 120 dias de cultivo, produtividade de 12 kg/ha.d	Szemess, Hungria	Oláh <i>et al.</i> (1986)
Sistema de transporte de esgoto doméstico de Calcutá	Tanques de terra com área total de 5,7 ha e profundidade de 0,7 m recebendo esgoto após remoção de material flutuante por meio de gradeamento. Ingresso do esgoto por 3 horas/dia (130 m ³ /ha.dia) durante 7 dias/mês representando substituição de 13% do volume/mês	Policultivo com 4210 catla (<i>Catla catla</i>), 7193 rohu (<i>Labeo rohita</i>), 5965 mrigal (<i>Cirrhinus mrigala</i>), 12105 carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>) e 5614 tilápias (<i>Oreochromis mossambicus</i>), total: 35087 pxs/ha	Despesca parciais a cada 120 dias até 300 dias, produtividade de 21,3 kg/ha.d	Calcutá, Índia	Oláh <i>et al.</i> (1986)
Sistema de coleta e transporte de esgoto doméstico em Nova Delhi.	Tanques para tratamento de esgoto recebendo carga orgânica de 30 kgDBO/ha.dia. Foram utilizados para criação de diversas espécies de peixes	Policultivo de carpa comum (<i>Cyprinus carpio var. communis</i>), carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>), catla (<i>Catla catla</i>), rohu (<i>Labeo rohita</i>), mrigal (<i>Cirrhinus mrigala</i>) e tilápia (<i>Oreochromis mossambicus</i>)	Após 210 dias de criação, na despesca os pesos médios para cada espécie foram: 910, 1050, 1155, 754, 595, e 318 g. Não foram reportados valores de produtividade	Nova Délhi, Índia	Balasubramanian <i>et al.</i> (1992)
Canal de transporte de água de drenagem, esgoto doméstico e de 152 indústrias locais	5 tanques com espelho de água da ordem de 48 ha receberam liquido do canal e foram utilizados para piscicultura	Policultivo de lata (<i>C. punctatus</i>), tilápia (<i>T. mossambica</i>), catla (<i>C. catla</i>), e roha (<i>L. rohita</i>)	Não foram reportados valores de produtividade	Calcutá, Índia	Deb e Santra (1997)

Tabela 8. Sistemas de cultivo de peixes em unidades recebendo esgoto bruto (continuação)

Origem do esgoto bruto	Sistema de criação - operação	Espécies cultivadas – densidade de estocagem	Produtividade, pesos finais	Local do sistema de cultivo	Referência
Sistema de 2 canais transportando esgoto urbano a través do sistema de wetlands em Calcutá do Este	Do sistema de wetlands, 3798 ha são destinados para piscicultura. Nos tanques, que localmente recebem o nome de “bheries”, diariamente é disposto esgoto	70% dos peixes criados no sistema de wetlands é carpa da Índia (catla, mrigal e rohu), adicionalmente são criadas outras espécies incluindo: carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>), carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>), carpa capim (<i>Ctenopharyngodon idella</i>), e tilápia.	São realizadas despesas parciais durante o ano todo produzindo 30000 toneladas de peixe por ano	Calcutá do Este, Índia	Saha <i>et al.</i> (2016), Raychaudhuri <i>et al.</i> (2008), Adhikari <i>et al.</i> (2009)
Sistema de transporte de esgoto doméstico	Tanques para cultivo de diversas espécies de carpa a partir de um único peixamento e uma despesa anual após 12 meses	<i>Catla catla</i> (2500 peixes/ha), <i>Labeo rohita</i> (5000 peixes/ha), <i>Cirrhinus mrigala</i> (2500 peixes/ha), <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (5000 peixes/ha), <i>Cyprinus carpio</i> (500 peixes/ha). Proporção entre as espécies: 5: 10: 5: 10: 1	A produtividade variou entre 3,4 e 4,0 ton/ha	Índia	Mandal <i>et al.</i> (2018)
		<i>Labeo bata</i> (5000 peixes/ha), <i>Catla catla</i> , <i>Labeo rohita</i> , <i>Cirrhinus mrigala</i> (10000 peixes/ha). Proporção entre as espécies: 1: 2	Produtividade entre 3,90 e 4,04 ton/ha	Índia	Mandal <i>et al.</i> (2018)
		<i>Labeo bata</i> (5000 peixes/ha), <i>Cirrhinus reba</i> (5000 peixes/ha), <i>Catla catla</i> , <i>Labeo rohita</i> , <i>Cirrhinus mrigala</i> (10000 peixes/ha),	Produtividade média de 6,81 ton/ha	Índia	Mandal <i>et al.</i> (2018)
	Tanque para monocultivo a partir de um único peixamento e despesa após 6 meses	Catfish <i>Clarias batrachus</i>	Produtividade média de 0,257 ton/ha	Índia	Mandal <i>et al.</i> (2018)

4.6.1. Reuso de efluentes domésticos tratados para piscicultura

A produção de peixes em efluentes de ETE convencionais pode apresentar taxas de crescimento limitadas como resultado de um elevado nível de tratamento que reduz a biomassa disponível para alimentação dos animais. Segundo Edwards (2008), o projeto de uma ETE cujo efluente será utilizado para criação de peixes deve estar baseado no critério do mínimo nível de tratamento do esgoto em lagoas de estabilização, para maximizar a produção de peixes microbiologicamente segura.

Para uso de efluentes domésticos tratados em aquicultura de maneira segura, a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) recomendou, a partir do reportado por Mara *et al.* (1993), a implantação uma lagoa anaeróbia, seguida de uma lagoa facultativa secundária, pois sugere levar em consideração o rápido decaimento das bactérias entéricas e vírus em tanques fertilizados para criação de peixes, que funcionam de maneira similar às lagoas de maturação. Adicionalmente, os autores recomendaram como critério de dimensionamento dos tanques para criação dos peixes uma carga superficial de 4 kg/ha/d de nitrogênio total (NT) e afirmaram que é possível executar três ciclos de criação por ano com produções da ordem de 5 ton/ha com despesca para peso de 200 g e uma produtividade final da ordem de 13 t/ha/ano.

Segundo Edwards (1992), a maior parte dos trabalhos experimentais relacionados ao reuso de excretas na aquicultura têm sido focados ao cultivo de peixes em efluentes tratados por meio de lagoas de estabilização (LE), com experiências reportadas na África (Quênia e África do Sul); nas Américas (Peru, Estados Unidos e República Dominicana); na Ásia (Hong Kong, Índia, Bengala do Oeste, Israel e China); na Nova Zelândia; e na Europa (França, Hungria, Polônia, Rússia e no Reino Unido). A maior área destinada para criação de peixes em unidades de tratamento de esgoto doméstico está na Índia, onde tradicionalmente têm sido criadas espécies nativas, assim como diversas espécies de carpas devido à rusticidade e rápido ganho de peso. De acordo com Little *et al.* (2002), nas últimas décadas do século passado aumentou a criação de tilápia nesse país, por ser barata de produzir e devido à alta demanda, principalmente pelos consumidores de baixa renda.

A Tabela 9 apresenta, de maneira resumida e em ordem cronológica, informações relativas ao cultivo de diversas espécies de peixes em tanques recebendo efluentes de estações de tratamento de esgoto.

Tabela 9. Sistemas de cultivo de peixes em tanques recebendo efluentes de estações de tratamento de esgoto

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Ganho de peso- produtividade	Local da pesquisa	Referência
ETE composta por gradeamento + clarificação primária + 6 LE com áreas individuais entre 1,55 e 1,83 ha e área total de 10,2 ha, profundidades entre 1,2 e 1,3 m e com TDH individual da ordem de 12 d	As lagoas, com chicana central para evitar curtos circuitos, foram operadas em série, com as LE1 e LE2 destinadas à produção de plâncton e as lagoas LE3, LE4, LE5 e LE6 para piscicultura	Peixamento das lagoas com carpa cabeçuda e carpa prateada nas LE 3, 4 e 5 assim: LE3, 15724 peixes/ha; LE4, 7917 peixes/ha; LE5, 8456 peixes/ha; na LE6 com 3782 peixes/ha entre carpas capim, catfish, buffalofish, carpa cabeçuda e carpa prateada	Adotando sobrevivência de 85%, a produção estimada foi de 3,34 tton/ha em 9 meses, com possível projeção para 4,0 ton/ha.ano	Benton-Arkansas, USA	Lin (1974) e Reed <i>et al.</i> (1979) apud Edwards (1985)
ETE por meio de 8 LE em série com área total de 9 ha	A criação dos peixes foi realizada em 5 das 8 lagoas, cujas profundidades variaram entre 0,3 e 1,0 m	O peixamento foi realizado com 420000 alevinos de Robalo (<i>Dicentrarchus labrax</i>)	Não foram reportados dados de produtividade	Marseillan Plage, França	Barnabé (1978)
ETE de Bandipore tratando esgoto doméstico por meio de 2 LE, com área individual de 0,35 ha + 2 lagoas de oxidação com área individual de 1,21 ha + 4 LM	A criação de peixes foi realizada nas LM com áreas de 1,11, 1,0, 1,50 e 1,94 ha e profundidade média de 1,51 m	Policultivo de: rohu (<i>Labeo rohita</i>), catla (<i>Catla catla</i>), mrigal (<i>Cirrhina mrigala</i>), carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys Molitrix</i>) e carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>)	Ganhos de peso máximos: carpa prateada: 2,109 g/d, mrigal: 1,075 g/d, rohu: 0,984 g/d, catla: 0,997 g/d, carpa comum 0,385 g/d. Produtividade total de 3733 kg/ha.ano	Bandipore-Bengala Ocidental, Índia	Manna <i>et al.</i> (2001)
ETE de esgoto doméstico por lodos ativados	12 tanques circulares com área e volumes individuais de 180 m ² e 262 m ³ . Avaliação de 3 tratamentos: T1 e T2: adição a cada 15 dias de 5,28 e 3,18 m ³ de efluente primário; T3: adubação orgânica com esterco de vaca; controle: água sem adubação	Policultivo de: carpa prateada (Cp) com densidade de 5 carpas/10 m ³ (total 90 peixes/tanque); além de catla (C), rohu (R) e mrigal (Mr) em proporções de Cp: 2, C: 1,5, R: 3, Mr: 3,5	Após 184 dias, Biomassas finais estimadas: 1745 kg/ha para T1, 1114 kg/ha para T2 e 1704 kg/ha para T3, com maior ganho de peso para carpa prateada. Produtividade total 5,74 a 8,85 kg/ha/dia com densidade de semeadura: 5000 peixes/ha	Rahara-Calcutá, Índia	Dasgupta <i>et al.</i> (2008)

Tabela 9. Sistemas de cultivo de peixes em tanques recebendo efluentes de estações de tratamento de esgoto (continuação)

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Ganho de peso- produtividade	Local da pesquisa	Referência
ETE composta por tanque de sedimentação, com área de 0,185 ha e 3 m de profundidade + 3 tanques com chicanas cultivando lentilha de água com área de 1,13 ha, profundidades entre 0,5 e 0,75 m e TDH de 3 dias	2 tanques recebendo o efluente secundário com área de 0,8 ha, profundidades de 1,5 m e TDH de 2 dias	O peixamento nos tanques foi realizado para densidade de 10000 peixes/há em iguais proporções das espécies de carpa catla (<i>Catla catla</i>), rohu (<i>Labeo rohita</i>), mrigal (<i>Cirrhinus mrigala</i>), carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>) e carpa capim (<i>Puntius gonionotus</i>)	Produtividade de 2,1 ton/ha.ano	Vanivihar-Bhubaneswar, Índia	Jena <i>et al.</i> (2010)
ETE composta por 2 LA com área individual de 0,158 ha + 2 LF com área individual de 1,684 ha + 2 LM com área individual de 1,683 ha	Os peixes foram criados dentro de uma das LF e nas 2 LM	Criação de catla (<i>Catla catla</i>) em densidades que aumentaram da LF para a LM1 e depois para a LM2	Produtividade entre 12 e 16 ton/ano	Karnal-Haryana, Índia	Kumar <i>et al.</i> (2014), (2015a), (2015b), Central Pollution Control Board (2005), Kumar e Asolekar (2016)
Tratamento de 500 m ³ /d de esgoto por meio de tanques com lentilha de água.	Tanque recebendo em fluxo contínuo efluente dos tanques com lentilha de água	Catla (<i>Catla catla</i>)	Produtividade média de 2,1 t/ha/ano.	Punjab, Índia	Kumar <i>et al.</i> (2015a)
Tratamento de 500 m ³ /d de esgoto por meio de fossa séptica + <i>wetland</i>	Tanque recebendo efluente do alagado construído em fluxo contínuo		Potencial para produção de 4 a 7 t/ha/ano com controle das cargas de N, P e matéria orgânica por meio da vazão afluente		

ETE: estação de tratamento de esgoto; TDH: tempo de detenção hidráulica; LE: lagoa de estabilização; LA: Lagoa anaeróbia; LF: lagoa facultativa; LM: lagoa de maturação; LO: lagoa de oxidação

4.6.2 Cultivo de tilápias em unidades de tratamento de esgoto

A criação de tilápias dentro de unidades que fazem parte de um sistema de tratamento de esgoto, tais como tanques ou lagoas de estabilização, tem sido uma alternativa amplamente aplicada em diversos países da África, da Ásia e do continente Americano. A seguir são apresentados três casos reportados de experiências de cultivo, um na América do Sul e dois na Ásia.

Alguns estudos não têm realizado monitoramento e controle rigoroso das características do peixamento e das despescas, pois não há uma definição clara de datas ou épocas específicas da extração dos peixes nem do tamanho ou peso mínimo que permitam a pesca dos indivíduos, situação que limita as capacidades produtivas desses sistemas piscícolas. Silva *et al.* (2000) avaliaram ao longo de 13 meses a produção informal de tilápia do Nilo em lagoas de maturação terciárias no sistema de tratamento de esgoto Marcanáú, em Fortaleza. A ETE foi conformada por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa secundária e três lagoas de maturação em série que somam um TDH da ordem de 100 dias. As taxas de produção registradas nas lagoas de maturação secundária e terciária foram, respectivamente, de 1706 e 241 kg/ha/ano, onde as respectivas concentrações médias de nitrogênio amoniacal total foram de 1,55 e 1,47 mg/L, e as de clorofila *a* de 471 e 331 µg/L. Embora as relativamente altas taxas de crescimento obtidas na lagoa secundária, os resultados de biometria dos peixes foram pouco atraentes para fins comerciais, pois o peso médio calculado foi menor que 100 g.

Sin e Chiu (1987) reportaram a criação de tilápia (*Sarotherodon mossambica*) em 2 lagoas de maturação para tratamento terciário de esgoto doméstico de uma comunidade rural, com população de 12500 habitantes, em Shek Wu Hui, Hong Kong. Sedimentação primária, seguida de filtros biológicos de alta taxa ou lodos ativados antecederam às lagoas com formato de U, as quais foram projetadas para uma área individual de 0,4 ha e operadas com 1,25 m de profundidade. Durante o início do experimento, foi feito o peixamento com peixes de pesos médios de 56 g na lagoa 1, e de 41 g na lagoa 2 para densidades iniciais de 111,8 kg/ha na lagoa 1 e de 41,4 kg/ha na lagoa 2. Os pesos médios finais das tilápias, após 190 dias de cultivo foram de 276 e 299 nas lagoas 1 e 2 respectivamente, e as produtividades estimadas foram de 784,8 kg/ha na lagoa 1 e de 1075 kg/ha na lagoa 2.

Em escala laboratorial, Ghangrekar *et al.* (2007) avaliaram o uso, para criação de tilápia, dos efluentes domésticos e de laboratórios do Instituto Indiano de Tecnologia em Kharagpur. Os esgotos foram tratados por meio de lagoas de oxidação com concentração de

algas de 10 e 15 g/L, ou por meio de lagoas com concentrações de 5 e 7 g/L de lentilha de água (*Lemna*). Foram utilizadas 6 lagoas com dimensões: L = 60 cm, B = 30 cm com colunas de água entre 20 e 30 cm, e foram mantidas em cada uma das lagoas 5 tilápias com massa total de 200 g. Os resultados demonstraram que o uso de lagoas com lentilha de água (*Lemna*) não são recomendáveis para cultivo dos peixes pelos baixos níveis de OD, enquanto que as lagoas de oxidação com TDH de 8 dias alcançam os critérios de qualidade de água para aquicultura, nos quais os animais reportaram taxas de crescimento da ordem de 1,06 g/d. Os autores recomendaram incluir no sistema de tratamento um reator UASB para reduzir os requisitos de TDH e espaço, além da criação dos peixes em unidades separadas das lagoas para evitar efeitos adversos por excessiva concentração de algas.

A Tabela 10 apresenta informações relativas ao cultivo de tilápia em unidades integrantes de sistemas para tratamento de esgoto.

Tabela 10. Cultivo de tilápias dentro de unidades de tratamento de esgoto

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
Série de 6 lagoas: 2 de 0,3 ha + 4 lagoas de 0,025 há com TDH de 25 d.	A lagoa 6 foi utilizada para piscicultura com profundidades entre 0,6 e 1,5 m e TDH de 9 dias	Tilápia de Moçambique (<i>Oreochromis mossambicus</i>)	Aumento de tamanho visível nos primeiros 2 meses, mas a partir do mês 4 foi registrada ausência total de peixes por predação e pesca não autorizada	Marandellas-Rhodesia do Sul, Zimbabue	Hodgson (1964)
ETE com nível de tratamento terciário por meio de lodos ativados e filtração com areia ou pregulho	4 tanques para pesca esportiva. 2 séries de 2 tanques operados em paralelo, cada um com área individual de 0,096 ha. Os dois primeiros receberam o efluente dos filtros	Policultivo com catfish, (<i>Ictalurus punctatus</i>); híbridos de tilápia Malacca (<i>T. homorum</i> x <i>T. mossambica</i>) e truta (<i>Salmo gairdneri</i>), dos quais o catfish foi criado o ano todo, truta somente no inverno e tilápia somente no verão	Produtividade média de tilápia 0,39 ton/ha. estação e de catfish 0,38 ton/ha.ano	Tucson-Arizona USA	Hallock e Ziebell (1970)
6 lagoas em série com área individual de 2,6 ha e profundidades entre 0,9 e 1,5 m. 2 primeiras lagoas aeradas	A criação dos peixes foi feita na lagoa 3, operada com TDH médio de 8,20 dias	Policultivo com catfish (<i>Ictalurus punctatus</i>), (<i>Notemigonus crysoleucas</i>), (<i>Pimephales promelas</i>) e tilápia (<i>Oreochromis aureus</i>)	Produtividade do policultivo extrapolada de 4 ton/ha.ano, mas não foi quantificada a produtividade das tilápias devido a mortalidade por baixas temperaturas	Quail Creek-Oklahoma, USA	Henderson (1979) apud Edwards (1985)
ETE Kwa Mashu com lagoas de maturação	Criação dos peixes nas lagoas de maturação	Tilápia melanopleura (<i>T. rendalli</i>) e Tilápia mossambica (<i>Oreochromis mossambicus</i>)	Produtividade entre 4,9 e 7,4 ton/ha.ano	Durban, África do Sul	Gaigher e Cloete (1981) apud Edwards (1985), Mackenzie e Livingstone (1968)
Reservatório recebendo efluente doméstico tratado e utilizado para resfriamento em uma estação para geração de energia elétrica,	Reservatório com área de 25 ha e 4 m de profundidade	Policultivo de <i>Oreochromis mossambicus</i> , tilápia <i>rendalli</i> , carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>), catfish (<i>Clarias gariepinus</i>), e achigãs (<i>Micropterus salmoides</i>)	Produtividade estimada de 1,0 ton/ha.ano	Orlando-Johannesburgo, África do Sul	Ferreira, e Schoonbee (1983) apud Edwards (1985)
LA + LFP + LFS + LM	Criação dos peixes em gaiolas de estrutura metálica dentro das lagoas facultativa secundária e de maturação	Tilápia (<i>Oreochromis Niloticus</i>) e carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>) com densidades de 30 e 60 peixes por gaiola	Ganho de peso para 60 peixes/ entre 0,29 e 0,31 g/dia, e para 30 peixes/gaiola: 0,21 g/dia	Kisumu-Thika, Quênia	Meadows (1983)

Tabela 10. Cultivo de tilápias dentro de unidades de tratamento de esgoto (continuação).

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
ETE com sedimentação primária, filtros percoladores e série de 5 LM com áreas superficiais entre 0,8 e 0,9 ha e TDH entre 4 e 6 d por lagoa.	Peixes criados em gaiolas dentro das LM 4 (1 gaiola) e LM 5 (6 gaiolas). Após o segundo mês, devido a problemas operacionais nos filtros, as lagoas receberam efluente primário	<i>O. mossambicus</i> , com densidades de sementeira de 400, 200 e 100 peixes por gaiola	Foi registrado ganho de peso no primeiro mês, mas após o recebimento do efluente primário houve queda no crescimento, e inclusive perda de peso	Phuthaditjhaba, África do Sul	Gaigher e Toerien (1985)
Tratamento do esgoto doméstico de 3550 habitantes por 1 LA e 2 lagoas com <i>bloom</i> de fitoplâncton operadas em série	Os peixes foram criados na terceira lagoa, com área de 0,6 ha.	<i>Oreochromis shiranus</i> e <i>Tillapia rendalli</i>	Produtividade entre 4 e 5 ton/ha após 240 dias	Dwangwa-Malawi, Africa	Cross (1985) apud Edwards (1985)
Esgoto doméstico tratado por sedimentação primária e filtros biológicos de alta taxa ou lodos ativados, cujos efluentes foram tratados por 2 LM com formato em U.	Os peixes foram criados nas LM, que tiveram área individual de 0,4 ha e profundidade de 1,25 m. A LM1 recebeu efluente dos lodos ativados e a LM2 o efluente do filtro biológico	Tilápia (<i>Sarotherodon mossambica</i>). Densidades de sementeira: 111,8 kg/ha (2000 peixes/ha) na LM1, e 41,4 kg/ha (1000 peixes/ha) na LM2	Ganho de peso na LM1 de 1,16 g/d, e na LM2 de 1,57 g/d. Produtividade de 0,78 ton/ha na LM1, e de 1,08 ton/ha na LM2	Shek Wu Hui, Hong Kong	Sin e Chiu (1987)
ETE por meio de lodos ativados, aeração estendida.	4 tanques de 400 m ² cheios com água de chuva, efluente de áreação estendida e efluente de produção de algas. Os tanques funcionaram em paralelo com o primeiro tanque como “lagoa de estabilização”. Reposição diária das perdas por evaporação com efluente de áreação estendida	Tilápia azul (<i>Oreochromis aureus</i>), carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>) e carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>) com pesos iniciais entre 24 e 42 g	Ganhos de peso médios calculados para carpa comum de 3,47 g/dia, para tilápia azul de 1,6 g/dia, e para carpa prateada de 1,85 g/dia.	Haifa, Israel	Buras <i>et al.</i> (1987)
Dois tanques de oxidação em série com sistemas de injeção de ar. TDH no tanque 1: 5,07 d, no tanque 2: 6,19 d	Criação dos peixes em gaiolas dentro dos tanques. Cada tanque teve área individual de 0,24 ha, e volume de 4644 m ³	Tilápia híbrida monosexo (<i>Oreochromis mossambicus</i> x <i>O. homorum</i>), densidade de 53 peixes/m ³	Ganho de peso médio de 1,07 g/dia. Produtividade esperada de até 50 ton/ha.ano	Oak Ridge-Tennessee, USA	Suffern <i>et al.</i> (1988)

Tabela 10. Cultivo de tilápias dentro de unidades de tratamento de esgoto (continuação).

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
Tanques experimentais montados na ETE de Bloemfontein	4 tanques de oxidação operados em série, recebendo em batelada esgoto após sedimentação primária. Volume individual de 10 m ³ , área de 0,001 ha, TDH individual de 9,35 d, e TDH, total de 37,4 d	Cultivo de <i>Clarias gariepinus</i> nos 3 primeiros tanques, e de <i>Oreochromis mossambicus</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , <i>Cyprinus carpio</i> e <i>Labeo umbratus</i> no 4º tanque. A tilápia foi criada em 3 fases com 20, 10 e 30 peixes no tanque	No verão, <i>O. mossambicus</i> teve taxa de ganho de peso relativo de: 0,9, 2,0 e 1,2 % do peso vivo/dia. Taxas de produtividade extrapoladas para tilápia de 2 a 3 ton/ha	Bloemfontein, África do Sul	Wrigley (1988)
ETE Maracanaú em Fortaleza, composta por: 1 LA + 1 LF + 3 LM. Área total de 77,22 ha, e TDH total de 100 d	Os peixes foram criados na segunda e terceira LM, cuja área e profundidade individuais foram respectivamente de 16,7 ha e de 1,5m	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Produtividade estimada de 1,71 e 0,24 ton/ha/ano respectivamente nas lagoas de maturação secundária e terciária	Fortaleza-Ceará, Brasil	Silva <i>et al.</i> (2000)
1 UASB com TDH de 0,34 d + 1 LF com lemna com TDH de 20,6 d	Criação em gaiolas de 1m ³ dentro da LF. Foi avaliado crescimento a partir do fornecimento de 50 e 100% diário da ração comercial recomendada para os peixes	Tilápia vermelha e <i>Oreochromis niloticus</i> , linhagem chitralada. As densidades de semeadura avaliadas foram 5, 7, 10 e 12 peixes/gaiola	Após 105 dias de experimento: ganho de peso entre 0,8 e 2,1% do peso vivo/dia.	Ginebra-Valle del Cauca, Colômbia	Abenzoza (2006)
ETE do Instituto Indiano de Tecnologia	6 lagoas de oxidação com área individual de 0,18 m ² foram cheias com esgoto bruto, sem reposição, em profundidades entre 0,2 e 03 m, inoculadas com concentrações entre 10 e 15 g/L de microalgas ou 5 ou 7 g/L de lentilha de água	Criação de 5 tilápias em cada tanque	Taxas de crescimento entre 0,66 e 1,66 g/d, com média de 1,06 g/d. Produtividade esperada de 5 a 7,5 t/ha/ano	Kharagpur, India	Ghangrekar <i>et al.</i> (2007)
Série de lagoas: 1 de “lançamento” + 1 de “controle” + 1 FP + 1 FS + 1 lagoa aeróbia	Criação em hapas de 1 m ³ submersas nas 5 lagoas, cujas profundidades variaram entre 1,1 e 2,5 m	<i>Oreochromis niloticus</i> e <i>Sarotherodon galilaeus</i> durante 6 meses	Produtividades estimadas, após 6 meses de pesquisa, variaram entre 0,197 e 0,269 ton/ha.ano	Tamale, Ghana	Abdul-Rahaman <i>et al.</i> (2012)

4.6.3 Cultivo de tilápias em tanques recebendo efluentes de ETE com fluxo intermitente (batelada)

Em Cairo (Egito), Khalil e Hussein (1997) estudaram o cultivo de tilápia e carpa em seis tanques com área individual de 240 m² e profundidade do líquido de 0,9 m. Foram avaliados três tratamentos: 2 tanques receberam efluente primário, resultado das fases de gradeamento, desarenado, pré-aeração e clarificação primária do esgoto, 2 com remoção de 75% dos sólidos sedimentáveis; 2 tanques receberam efluente secundário, resultado do tratamento do efluente primário por meio de lagoas aeradas, lodos ativados e valos de oxidação; e 2 tanques foram cheios com água subterrânea, funcionando como controle. A densidade de estocagem aplicada nos tanques foi de 100 peixes/m³ para tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e para carpa comum (*Cyprinus carpio*), com pesos médios iniciais de 25,2 g para tilápia e de 38,7 g para carpa. As concentrações médias do esgoto bruto, do efluente primário e do efluente secundário, respectivamente, foram de 403, 178 e 23 mg/L de DBO, e as concentrações médias do efluente primário e do secundário foram de 30,3 e 28,3 mg/L de nitrogênio amoniacal total. Após 9 meses de cultivo, os ganhos de peso médios calculados para as tilápias foram de 1,07, 1,11 e 0,92 g/d respectivamente nos tanques recebendo efluente primário, efluente secundário e no controle, e as respectivas mortalidades registradas em tais tanques foram 39, 19 e 17%.

No município de Viçosa, Minas Gerais (Brasil), Bastos *et al.* (2002) reportaram o monitoramento de um sistema constituído por um reator anaeróbio em escala real, seguido por uma série de três lagoas de estabilização em escala piloto, cujo efluente apresentou potencial para uso em experimentos de irrigação e piscicultura. Com um TDH total de 27 dias, a remoção de *E. coli* pelo sistema alcançou um desempenho de 99,9997% e o efluente da segunda lagoa, após 18 dias de tempo de detenção já atingia qualidade bacteriológica próxima à das recomendações da OMS para a irrigação irrestrita (10³ *E.coli*/100mL).

A partir dos resultados apresentados pelo esquema de tratamento acima comentado, Freitas (2006) estudou a criação de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em 32 tanques com volume útil de 500 L, recebendo efluente das lagoas de polimento em batelada, por meio da renovação diária de 5, 10, 15 e 20% do volume líquido, representando TDH's de 20, 10, 7,5 e 5 dias. Foram utilizados 1200 alevinos com peso inicial médio de 0,70 g, dispostos nos tanques de acordo com as densidades de estocagem avaliadas de 10, 20, 30 e 40 alevinos/m³. Após 30 dias de avaliação, os ganhos de peso médios registrados para os tratamentos com renovação de 5, 10, 15, 20% do volume/dia foram respectivamente de 4,4, 4,9, 4,3 e 4,2 g, e

os valores médios calculados para os tratamentos com densidades de 10, 20, 30 e 40 alevinos/m³ foram respectivamente de 7,7, 4,7, 3,2 e 2,3 g com máximo ganho de peso de 0,26 g/peixe/dia, calculado para a densidade de 10 peixes/m³.

Utilizando o efluente de um sistema de tratamento em escala real conformado por um reator UASB, seguido do biofiltro aerado submerso e por uma série de 3 lagoas de polimento em escala piloto, com tempos de detenção hidráulica de 5,1, 4,1 e 18,5 dias, Souza (2007) avaliou a criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), em 16 tanques com volume útil de 600 L e renovação em batelada de 5% do volume líquido por dia. Foram utilizados 192 peixes, divididos em dois grupos diferenciados por tamanho, denominados “peixes pequenos”, com peso médio inicial de 1,89 g, e “peixes grandes”, com peso médio inicial de 26,63 g. Cada grupo foi distribuído em oito tanques, sendo colocados 12 indivíduos em cada tanque, para uma densidade de estocagem de 20 peixes por m³. O peso médio final obtido nos peixes pequenos foi de 2,87 g, representando um ganho de peso de 0,04 g/d; o peso médio final dos peixes grandes foi de 29,50 g, o que representou um ganho de peso de 0,10 g/d.

Santos *et al.* (2009), no estado do Ceará (Brasil), estudou durante um período de 114 dias a criação machos, sexualmente revertidos, de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em 9 tanques de concreto de 50 m³ e profundidade de 1 m, recebendo em batelada o efluente terciário de uma ETE conformada por uma lagoa anaeróbia com TDH médio de 1,19 d, uma lagoa facultativa secundária com TDH de 3,10 d, e 2 lagoas de maturação com TDH's de 1,87, e 1,86 d, para um TDH total de operação da ETE de 8,02 d. O efluente da lagoa de maturação foi utilizado no enchimento inicial dos tanques e para a troca de 50% do volume destes a cada 28 dias. Foi avaliada a criação sem fornecimento de ração, e com o fornecimento de 50% e 100% de quantidade de ração balanceada recomendada para a fase de crescimento com densidade de estocagem de 3 alevinos/m², para um total de 150 alevinos por tanque. Os valores médios do ganho de peso obtidos foram de 1,74, 1,94 e 1,52 g/dia, e as produtividades calculadas foram de 34,7, 57,3, e 27,0 kg/ha/dia respectivamente para os tratamentos sem fornecimento de ração, e com o fornecimento de 50% e 100% de quantidade de ração.

Monteiro *et al.* (2011) avaliaram o desempenho da tilápia do Nilo, cultivada em esgoto doméstico tratado por um sistema de lagoas de estabilização, composto por uma lagoa facultativa aerada, duas lagoas facultativas secundárias em paralelo e duas lagoas de maturação em paralelo. Foram criados alevinos de tilápia em doze tanques de fibra, divididos em dois tratamentos, sem e com aeração do tipo *air-lift*, com pesos iniciais respectivos de

7,14 e 4,62 g respectivamente dispostos em uma densidade de 2,63 peixes/m³. Nas unidades de criação não houve fornecimento de alimentação artificial e foram praticadas trocas de água diárias de 15% do volume total. Durante o experimento, no tratamento sem aeração foram calculadas concentrações máximas de nitrogênio amoniacal total e NH₃ respectivamente de 22,86 e 0,40 mg/L, e concentração média de clorofila-*a* de 687,5 µg/L; nos tanques com aeração tais concentrações foram de 16,95, 0,30 mg/L e 469,8 µg/L. Os resultados obtidos para os tratamentos sem e com aeração artificial, respectivamente, foram: ganho de peso diário de 0,47 ± 0,08 e 0,65 ± 0,09 g/dia; produtividade diária de 12,15 ± 0,99 e 16,24 ± 1,97 kg/ha.d; e produtividade total extrapolada de 12,15 ± 1,83 e 16,24 ± 1,97 kg/ha.dia.

Apresentam-se na Tabela 11, de maneira resumida, as principais informações de trabalhos desenvolvidos na avaliação do uso de efluentes domésticos tratados para produção de tilápia em tanques operados recebendo o líquido em batelada.

Tabela 11. Cultivo de tilápias em tanques recebendo efluente de tratamento de esgoto em batelada

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
ETE com sedimentação primária + dois estágios de filtração biológica + sedimentação final e “tanques de húmus”	4 tanques com macrófitas submersas recebendo efluente da ETE para compensar perdas por evaporação e infiltração	Achigã (<i>Micropterus salmoides</i>), perca (<i>Lepomis macrochirus</i>), (<i>M. dolomieu</i>), (<i>M. punctulatus</i>), tilápia mossambica (<i>O. mossambicus</i>) e <i>T. sparrmani</i> .	Produtividade estimada para tilápia de 1,1 ton/ha.ano	Athlone, África do Sul	Hey (1955) apud Edwards (1985)
Sistemas de tratamento por meio de tanques Imhoff	Tanques de criação com área total de 182,5 ha e alturas do líquido entre 0,4 e 0,6 m	Carpa prateada, beijador (<i>Helostoma temminckii</i>) e tilápia (<i>O. mossambicus</i>)	Produtividade em policultivo de 2 a 5 ton/ha.ano	Bojongloa-Java do Oeste, Indonésia	Vaas (1957) apud Edwards (1985)
Canal transportando efluentes de fossa séptica e esgoto bruto	Tanques recebendo a cada três dias líquido do canal	<i>Oreochromis mossambicus</i> , densidade de estocagem 1-2 peixes/m ²	Produtividade em despescas parciais a cada 25 dias de 3,5 – 7,8 ton/ha/ano	Taiwan, China	Huang (1968) e Fitzgerald (1970) apud Edwards (1985)
ETE com 3 lagoas de estabilização em série	10 tanques com área individual de 100 m ² e volume de 60 m ³ , recebendo efluente das lagoas com troca parcial de 16,67% do volume a cada semana	Carpa cabeça grande (<i>Aristichthys nobilis</i>), carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>), carpa capim (<i>Crenopharyngodon idella</i>), carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>), e tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>).	Não foi reportada a produtividade do sistema de cultivo	Montpellier, França	Bailly (1978) e Bailly (1979) apud Edwards (1985)
ETE com tratamento primário por: gradeamento + desarenado + pré-aeração + clarificação primária; e tratamento secundário por: lagoas aeradas + lodos ativados + valos de oxidação	6 tanques de 60m x 4m e 0,90 m de profundidade. Dos quais 2 foram cheios com efluente primário, 2 com efluente secundário e 2 com água subterrânea (controle)	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) e carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>). Densidade de 100 peixes/m ³ para cada espécie	Ganho de peso de 1,07 e 1,11 e 0,92 g/d respectivamente nos tanques recebendo efluente primário, efluente secundário e no controle	Cairo, Egito	Khalil e Hussein (1997)

Tabela 11. Cultivo de tilápias em tanques recebendo efluente de tratamento de esgoto em batelada (continuação)

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
Reator UASB + Biofiltro aerado submerso em escala real + 3 LP em escala piloto	32 tanques de 500 L com renovação diária, em batelada, de 5, 10, 15 e 20% do volume líquido, representando TDH's de 20, 10, 7,5 e 5 dias	Tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i>) com densidades de: 10, 20, 30 e 40 alevinos/m ³	Máximo ganho de peso: 0,26 g/px/dia na densidade de 10 peixes/m ³	Viçosa-Minas Gerais, Brasil	Freitas (2006)
Reator UASB + Biofiltro aerado submerso em escala real e série de LP em escala piloto com THD's de 5,1, 4,1 e 18,5 dias	16 tanques com volume útil de 600 L, com renovação volumétrica diária em batelada de 5% do líquido	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>), com densidades de 20 peixes/m ³ com dois pesos iniciais diferentes: 1,89 e 26,63 g	Ganhos de peso individuais de 0,04 g/d nos peixes pequenos e de 0,10 g/d nos peixes maiores	Viçosa-Minas Gerais, Brasil	Souza (2007)
1 LA, 1 LF e 2 LM com TDH's de 1,19, 3,10, 1,87, e 1,86 d, TDH total = 8,02 d	9 tanques de concreto de 50m ³ e profundidade de 1 m, recebendo efluente das LM em batelada. Foi avaliada a criação sem e com fornecimento de 50% e 100% de ração balanceada	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>), com densidade de 3 alevinos/m ²	Ganho de peso: 1,74; 1,94 e 1,52 g/dia Produtividade de 34,7; 57,3 e 27,0 kg/ha/dia	Aquiraz-Ceará, Brasil	Santos (2008) e Santos <i>et al.</i> (2009)
1 LA, 1 LF e 2 LM em série	3 tanques de concreto com volume de 50 m ³ , recebendo efluente da LM em batelada, com reposição de perdas de água por evaporação	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>), densidade de 3 alevinos/m ²	Ganho de peso de 1,34 e 1,75 g/dia. Produtividades de 6204 e 5486 kg/ha após 160 dias	Aquiraz-Ceará, Brasil	Mota <i>et al.</i> (2009a), Santos <i>et al.</i> (2008) e Mota <i>et al.</i> (2009b)
LF aerada + 2 LF secundárias + LM em paralelo	18 tanques com área de 2,57 m ² e volume de 3,8 m ³ , renovação diária de 15% do volume em batelada. Avaliados 3 tratamentos: criação em água potável, em esgoto sem aeração, e com aeração <i>air-lift</i>	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>), em densidade de 2,63 peixes/m ³	Ganho de peso nos tratamentos de 4,70; 1,45, e 2,05 g/d. Após 154 dias produtividade de 118,1; 34,9 e 48,6 kg/ha/dia	Teresina-Piauí, Brasil	Monteiro (2011)

Tabela 11. Cultivo de tilápias em tanques recebendo efluente de tratamento de esgoto em batelada (continuação)

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
ETE composta por: 1 LA + 1 LF + 2 LM	Avaliados 3 tratamentos em tanques de concreto com volume de 50 m ³ : Criação em esgoto tratado; em esgoto tratado com aeração, e em água limpa. Reposição de perdas por evaporação, troca de 50% do volume a cada 28 dias	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) em densidade de 12 alevinos/m ² . Os peixes foram alimentados com ração balanceada	Produtividades de 1,56; 7,02 e 4,72 ton/ha.safra respectivamente nos tratamentos de criação em efluente tratado sem aeração, com aeração e em água limpa	Aquiraz-Ceará, Brasil	Santos <i>et al.</i> (2011)
1 LF aerada + 2 LF secundárias + 2 LM em paralelo	12 tanques com volume de 3,8 m ³ recebendo efluente de LM para renovação diária de 15% do volume. Foram avaliados dois tratamentos sem aeração <i>air-lift</i> e com aeração <i>air-lift</i>	Tilápia do Nilo, (<i>Oreochromis niloticus</i>), densidade de 2,63 peixes/m ³	Ganho de peso sem e com aeração: 0,47 e 0,65 g/dia, produtividades de 12,15 e 16,24 kg/ha/dia	Teresina-Piauí, Brasil	Monteiro <i>et al.</i> (2011)
1 LA + 1 LF + 2 LM operando com TDH's respectivos de 1,19, 3,10, 1,87 e 1,86 dias	9 tanques de concreto com volume individual de 50 m ³ . Reposição de 50% do volume com efluente das LM a cada 15 dias. Foram avaliados 3 tratamentos: fornecimento de 50 e 25% de ração comercial suplementada com vitamina C e 50% de ração sem suplemento de vitamina C	Tilápia do Nilo, (<i>Oreochromis niloticus</i>) em densidade de 3 alevinos /m ³	Ganho de peso de 1,44; 1,27 e 1,24 g/peixe/dia, produtividade de 43,2; 37,7; 37,2 kg/ha/dia	Aquiraz-Ceará, Brasil	Fontenelle (2011)

4.6.4 Cultivo de tilápias em tanques recebendo efluentes de ETE em fluxo contínuo

A literatura reporta diversas experiências da criação de tilápia, em monocultivo ou em policultivo, em unidades de criação com tamanhos variáveis, recebendo efluentes de estações de tratamento de esgoto puros ou diluídos, para uma importante diversidade de densidades de estocagem e tempos de detenção hidráulica. A seguir serão apresentados alguns dos casos mais relevantes, com especial ênfase nos estudos desenvolvidos pelo professor Peter Edwards e colaboradores na avaliação do uso de efluentes domésticos tratados por lagoa de alta taxa para piscicultura na Tailândia, assim como as pesquisas conduzidas pelo engenheiro Júlio Moscoso com ênfase no uso de efluentes domésticos tratados por uma série de lagoas de estabilização para piscicultura no Peru.

Em Bangkok-Tailândia, Edwards e Sinchumpasak (1981) pesquisaram o uso de efluentes domésticos tratados por lagoa de alta taxa para piscicultura. Os estudos foram realizados no Instituto Asiático de Tecnologia de Bangkok e estiveram baseados no reaproveitamento dos efluentes gerados no campus, cujas concentrações médias de DQO, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e amônio (NH_4) foram respectivamente de 81, 11,36, 1,56 e 7,64 mg/L. Os esgotos foram tratados por meio de uma lagoa de alta taxa com volume efetivo de 100 m^3 e operada para um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 dias, usando agitador mecanizado de 5 HP de potência, que recebeu em média uma carga orgânica de 134 kg DQO/ha/d. O efluente tratado apresentou concentrações médias para DQO, NT, PT e NH_4 de 36,3, 3,91, 1,37 e 1,10 mg/L; e as concentrações de fitoplâncton oscilaram entre 84,1 e 102,6 mg/L.

De acordo com Edwards *et al.* (1981), o efluente tratado pela lagoa de 200 m^2 , cuja concentração média de fitoplâncton foi de 94 mg/L -produção média de 157 kg/ha/d ($15.7 \text{ g/m}^2/\text{d}$)-, foi disposto de maneira controlada em 16 tanques quadrados de 4 m^3 para criação de tilápias não revertidas, com pesos médios iniciais da ordem de 1 g, ao longo de quatro experimentos. No primeiro experimento foram avaliadas 16 combinações de TDH de 40, 10, 3,3 e 2 dias, com densidades de estocagem de 1, 10, 20 e 30 peixes/ m^3 ; no segundo experimento houve 16 combinações de TDH: 40, 10, 3,3 e 2 dias com densidades de estocagem de 4, 5, 6 e 7 peixes/ m^3 ; no terceiro experimento, foram avaliadas 15 combinações de TDH mantidas por meio do controle diário da vazão com registros individuais: 10, 3,3 e 2 dias, com densidades de estocagem de 2, 9, 13, 17 e 25 peixes/ m^3 .

Quanto maior a densidade de estocagem dos peixes e maior o TDH nos tanques, menor foi o ganho de peso devido à falta de fitoplâncton suficiente para os animais e aos

baixos níveis de OD registrados na madrugada. Os autores recomendaram a criação de um limite máximo de 10 peixes/m³, e a manutenção de até 70 mg/L de fitoplâncton nas unidades de criação -para evitar o consumo excessivo de OD pelas algas- para garantir produções estimadas extrapoladas entre 16 e 20 ton/ha/ano de tilápia.

Em Bloemfontein, na África do Sul, Gaigher e Krause (1983) avaliaram o cultivo de tilápia Moçambicus (*Oreochromis mossambicus*) e de carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) em tanque escavado de 0,6 ha, recebendo água de rio e o efluente de uma lagoa de estabilização de 0,3 ha utilizada para tratamento de efluente de suinocultura. A criação foi realizada em gaiolas circulares com volume de 0,57 m³ para densidades de estocagem de 435 e 105 tilápias/m³ com peso médio inicial entre 0,05 e 2,03 g, e de 17 e 51 carpas/m³. O ganho de peso das tilápias variou entre 0,3 e 1,3 g/d para densidade de 105 peixes/m³, e entre 0,1 e 0,5 g/d para 435 peixes/m³. Em outra pesquisa, os mesmos autores criaram tilápia Moçambicus, com densidade de 17 peixes/m³, em tanque de concreto de 500 m² recebendo em fluxo contínuo, mas com valores variáveis, efluente da lagoa de maturação de uma estação de tratamento de esgoto doméstico. Após 132 dias de experimento, e a partir dos resultados de 4 biometrias, o ganho de peso registrado variou entre 0,6 e 1,4 g/d.

Em San Juan de Miraflores (Lima, Peru) foram realizadas diversas pesquisas na avaliação do uso de efluentes domésticos tratados por lagoas de estabilização para piscicultura. De acordo com León e Moscoso (1996), os estudos realizados estiveram baseados no reuso dos efluentes gerados por duas lagoas primárias operadas em paralelo em uma área de 1,14 ha recebendo cargas orgânicas entre 256 e 412 kgDBO/ha/d, seguidas de uma lagoa secundária de 1,84 ha e uma lagoa terciária de 1,0 ha.

Em uma experiência preliminar, esses autores determinaram que as condições ambientais de lagoas quaternárias foram satisfatórias para sobrevivência e crescimento de tilápia do Nilo e carpa comum. No entanto, as lagoas não resultaram práticas para o cultivo, pois para realizar a despesca final era necessário o esvaziamento total das lagoas e a suspensão do tratamento por tais unidades, e foi recomendado o uso de tanques piscícolas abastecidos pelos efluentes das lagoas terciárias. Durante os experimentos, o efluente terciário do sistema de tratamento apresentou concentrações médias de DQO total, DQO solúvel, DBO total, DBO solúvel, N orgânico, PT e nitrogênio amoniacal total de 171, 46, 80, 15, 10,55, 4,54 e 1,78 mg/L respectivamente; a concentração média de clorofila *a* foi de 1113 µg/L (MOSCOSO *et al.*, 1992).

Segundo Moscoso (1996), o líquido tratado pelas lagoas terciárias foi disposto em 12 tanques para piscicultura com área individual do espelho de água de 370 m². Foram realizados quatro experimentos, cada um com aplicação de uma carga orgânica diferente, resultado das diferentes vazões afluentes, as quais foram modificadas segundo as variações climáticas sazonais, tentando garantir a qualidade microbiológica do efluente final de acordo com as diretrizes da OMS da época para aquicultura em águas residuárias. Na Tabela 12 são apresentadas algumas das principais características operacionais dos sistemas avaliados nos quatro experimentos.

Tabela 12. Características principais dos experimentos conduzidos em San Juan de Miraflores

Característica	Experimentos			
	Primeiro	Segundo	Terceiro	Quarto
Estação climática	Inverno	Verão	Inverno	Verão
TDH total (d)	72,0	32,2	56,8	67,5
Carga orgânica (kgDBO/ha/d)	10	20	16	33
Conc. Fitoplâncton (mg/L)	83,2	54,9	56,2	43,5
Densidade estocagem (px/m ²)	0,2;1,1;2,2;3,2	0,2;1,0;3,0;5,0	0,2;1,0;3,0;5,0	0,2-1,0-1,5
Peso inicial médio (g)	32	22,3	12,7	77,3
Biomassa (kg/ha)	83 - 1292	50 - 1088	26 - 626	120 - 1232

Fonte: Adaptado de Moscoso *et al.* (1992)

Os autores estimaram que nos quatro experimentos as algas representassem dentre 75 e 79% da DBO total afluente aos tanques de piscicultura, percentagens determinadas a partir das concentrações médias de matéria seca de fitoplâncton nos tanques, listadas na anterior tabela. Igualmente reportaram que nos meses de verão houve no efluente terciário valores pico de NAT entre 4 e 8 mg/L, e concentrações críticas do NH₃ de até 0,5 mg/L e 0,8 mg/L no segundo e quarto experimentos respectivamente, nos horários de maiores valores de pH e temperatura.

León e Moscoso (1996) e Moscoso *et al.* (1992) concluíram que a máxima produtividade a ser alcançada durante os meses do verão é de 30,79 kg/ha/d, a qual pode ser obtida quando a biomassa inicial é de 960 kg/ha. Afirmaram que os peixes com peso inicial de 60 g podem ser cultivados durante os 4 meses de calor com densidades de 2 peixes/m² para alcançar o peso comercial de 250 g, e que a máxima capacidade de carga permissível para o sistema é de 4410 kg por hectare.

Em Viçosa-Minas Gerais (Brasil) foi avaliado o uso do efluente de um sistema de tratamento de esgoto em escala real, conformado por um reator UASB, seguido de um biofiltro aerado submerso e por uma série de 3 lagoas de polimento em escala piloto. Bastos *et*

al. (2003) apresentaram os resultados da utilização do líquido efluente para criação de tilápia do Nilo com troca de água permanente, para um total de 10% do volume por dia, e sua comparação com o desempenho produtivo dos peixes cultivados em água limpa com fornecimento de ração comercial.

Os autores conduziram três etapas experimentais, com duração individual de 2 a 3 meses. Na primeira etapa foram praticadas densidades de estocagem de 10, 20 e 30 peixes/m³; na segunda de 6, 12 e 18 peixes/m³; e na terceira de 3, 6 e 9 peixes/m³. As concentrações médias de NH₃ nos tanques variaram entre 0,34 e 0,60 mg/L, valores acima dos recomendados pela literatura, sem ter registrado mortalidades atribuíveis aos altos valores da variável. Em todos os casos, os melhores ganhos de peso foram obtidos para os tratamentos com as menores densidades de estocagem e com melhores resultados nos tanques com fornecimento de ração, com exceção do primeiro experimento para densidade de 10 peixes/m³, onde houve melhor desempenho nos alevinos alimentados pela produtividade primária das lagoas.

Com base na experiência acima relatada, Bastos *et al.* (2005) afirmaram que embora o fitoplâncton produzido nas lagoas tenha mostrado excelente valor nutritivo, foi insuficiente em termos quantitativos: valores de clorofila-*a* da ordem de 300 a 310 µg/L observados durante diversos períodos de monitoramento entre 2001 e 2005- para garantir a engorda comercial dos peixes, sugerindo o potencial dos efluentes das lagoas para sustentar o desenvolvimento da etapa de alevinagem dos peixes. Como complemento às pesquisas acima comentadas, Cunha *et al.* (2009 e 2010) avaliaram o uso de biosólidos produzidos a partir do lodo gerado no tratamento de esgoto doméstico na fertilização da água para produção de plâncton em tanques experimentais.

Na Tabela 13 estão apresentadas, de maneira resumida, as principais informações de trabalhos desenvolvidos na avaliação do uso de efluentes domésticos tratados para produção de tilápia em tanques recebendo o líquido em fluxo contínuo.

Tabela 13. Cultivo de tilápia em tanques recebendo efluente de tratamento de esgoto em fluxo contínuo

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
Lagoas de estabilização	Experimento 1: Tanques de 650 m ² recebendo efluente da ETE, TDH de 2 d Experimento 2: 3 tanques de 650 m ² em série com TDH's ≈ 3 d	Carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>) 0,8 peixes/m ² Policultivo: carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>), mrigal (<i>Cirrhina mrigala</i>), rohu (<i>Labeo rohita</i>), <i>Labeo fimbriatus</i> , e tilápia	7,7 ton/ha.ano 5,7 ton/ha.ano, e 1,3 ton/ha.ano de tilápia	Guindy-Madras, Índia	Muthuswamy <i>et al.</i> (1978) apud Edwards (1985)
Tanque de sedimentação com TDH de 3,8 h de esgoto doméstico	3 Tanques de 0,7, 1,0 e 1,0 ha recebendo esgoto com diluição de 2 a 4 vezes com água doce	Carpa e tilápia	Entre 8 e 8,6 ton/ha em 8 meses	Israel	Hepher e Schroeder (1977) apud Edwards (1985)
Lagoa de alta taxa com área superficial de 100m ³ e TDH de 6 dias	16 tanques de 4 m ³ , com TDH's entre 2 e 40 d, e 4 tanques de terra de 200m ² recebendo o efluente da lagoa	Tilápia nilótica, com densidades de 1, 2, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 13, 17, 20, 25, 30 peixes/m ³	Produtividade extrapolada entre 16 a 20 ton/ha/ano	Bangkok, Tailândia	Edwards e Sinchumpasak (1981a), (1981b)
Pesquisa 1: Lagoa de 0,3 ha para tratamento de efluente de suinocultura	Tanque de 0,6 ha recebendo água de rio e efluente da lagoa. Criação em gaiolas circulares flutuantes com volume de 0,57 m ³	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> : 17 e 51 peixes/m ³ e tilápia Moçambicus (<i>Oreochromis mossambicus</i>): 105 e 435 peixes/m ³	Ganho de peso das tilápias: entre 0,3 e 1,3 g/d para 105 peixes/m ³ , e entre 0,1 e 0,5 g/d para 435 peixes/m ³	Bloemfontein, África do Sul	Gaigher e Krause (1983)
Pesquisa 2: ETE tratando esgoto doméstico até nível terciário com LM	Tanque de concreto de 500 m ² recebendo efluente da LM, criação em uma gaiola	Tilápia Moçambicus (<i>Oreochromis mossambicus</i>): 17 peixes/m ³	Ganho de peso: entre 0,6 e 1,4 g/d para os 17 peixes/m ³		Gaigher e Krause (1983)
2 LP + 1 LS + 1 LT operadas com TDH's totais de 72,0; 32,2; 56,8 e 67,5 dias	12 tanques com área individual de 370 m ² e TDH's entre 22,7 e 55 dias	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>), cultivada em densidades de 0,2; 1,0; 1,1; 1,5; 2,2; 3,0; 3,2 e 5,0 peixes/m ²	Produtividade máxima: 30,79 kg/ha/d ≈ 5,54 ton/ha.ano, com cultivo durante 6 meses	San Juan de Miraflores-Lima, Peru	León e Moscoso (1996); Moscoso <i>et al.</i> , (1992); Moscoso, Nava e Flórez (1992), Cointreau (1987)

Tabela 13. Cultivo de tilápia em tanques recebendo efluente de tratamento de esgoto em fluxo contínuo (continuação)

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
1 LF + 1 LM com TDH's de 10 dias em cada lagoa	Tanque de aço recebendo efluente da LM: com volume de 0,2 m ³ e operado com TDH de 5 d	Tilápia do Nilo, (<i>Oreochromis niloticus</i>) e carpa prateada. 20 carpas, 20 tilápias	Crescimento de 1,43% da biomassa/d. após 92 dias	Cairo, Egito	El-Gohary <i>et al.</i> (1995)
2 sistemas de tratamento: 1 LA + 1 LF + 2 LM, com TDH's de 1, 10 e 5+5 d; e 4 lagoas de plâncton em série com TDH total de 26 d	2 tanques de criação com volume individual de 2100 m ³ . Troca de 3,57 %/ do volume por dia	<i>Oreochromis niloticus</i> e <i>Mugil sehli</i> . Não foram reportadas densidades de cultivo	5-7 ton/ha/ano	Suez, Egito	Shereif <i>et al.</i> (1995)
Estação de tratamento de esgoto doméstico Titagarh	Tanque de 0,067 ha recebendo efluente da ETE diluído com água limpa 1:2 ou 1:3. Trocas de 10% do volume por dia	Tilápia (<i>Oreochromis mossambicus</i>) em densidades de 17000, 55000 e 20000 peixes/ha.	Produtividades de 9,35 ton/ha.ano; 4,85 ton/ha em 7 meses; 9,53 ton/ha em 14 meses	Rahara-Bengal do Oeste, Índia	Das (1995)
ETE da Universidade de Kamaraj, composta por 3 lagoas de estabilização	6 tanques em cascata recebendo efluente da ETE. Área individual de 200 m ² , TDH total de 16,1 d.	Policultivo com peixamento de: 100 <i>Channa striatus</i> , 400 <i>Oreochromis mossambicus</i> , 40 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , 10 <i>Ctenopharyngodon idella</i> , 40 <i>Cyprinus carpio var. communis</i> , 30 <i>Catla catla</i> , 40 <i>Labeo rohita</i> e 40 <i>Cirrhinus mrigala</i> por tanque	Ganho de peso para as espécies respectivamente de 1,33; 0,41; 2,43; 1,87; 1,79; 2,47; 2,37, e 1,62 g/dia após 300 dias	Madurai, Índia	Balasubramanian <i>et al.</i> (1995)
Pesquisa 1: ETE Mudialy: 1 LA com área de 0,05 ha + 1 LF com 0,05 ha + 425 m de canal com macrófitas	8 tanques de criação com áreas entre 2 e 8 ha, com TDH's entre 3 e 4 d	9 espécies de peixes entre carpa e tilápia, peixamento com 200000 a 300000 alevinos/ha/ano	Produtividades entre 2,16 e 5,7 ton/ha/ano	Calcutá, Índia	Jana (1998)
Pesquisa 2: ETE Kalyani: 2 LA - 2 LF com área individual de 1,09 ha	4 tanques de criação em série com area individual de 1 ha com TDH's entre 12 e 14 d	10 espécies de peixes entre carpa e tilápia: 30000 - 50000 juvenis/ano	Produtividades variando entre 0,59 e 0,88 ton/ha/ano		

Tabela 13. Cultivo de tilápia em tanques recebendo efluente de tratamento de esgoto em fluxo contínuo (continuação)

Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Densidades de estocagem avaliadas	Produtividade - ganho de peso	Local da pesquisa	Referência
Reator UASB + 3 Lagoas em série	12 tanques de 1 m ³ recebendo efluente das lagoas, com renovação de 10% do volume/dia	Tilápia do Nilo. Densidades de 3, 6, 9, 10, 12, 18, 20 e 30 peixes/m ³	Capacidade de suporte 3,9 ton/ha/safra	Viçosa-Minas Gerais, Brasil	Bastos <i>et al.</i> (2003)
ETE com três sistemas de LA + LF operando em paralelo	Tanque em escala piloto recebendo em fluxo contínuo efluente de LF, com profundidade de 0,9 m e TDH de 7 dias	Alevinos de tilápia, altas mortalidades nas primeiras alevinagens pelos altos teores de amônia, variações do pH e elevada carga orgânica. O pH foi corrigido para 7,0 e foi implantada aeração artificial	Ganho de peso de 1 g/dia	Lins-São Paulo, Brasil	Bastos <i>et al.</i> (2003)
1 LA + 3 LF com TDH total de 15,3 d	Tanques <i>raceway</i> com volume útil de 3,8 m ³ com aeração <i>airlift</i> recebendo efluente das LF, com renovação de 20% do volume/dia (TDH de 5 d)	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) com densidades de 3 e 7 peixes/m ²	Produções de 3,81 e 3,94 ton/ha.safra para densidades de 3 e 7 peixes/m ²	Florianópolis-Santa Catarina, Brasil	Pereira (2004), Pereira e Lapolli (2009)
Reator UASB + Biofiltro aerado submerso + 2 LP, com TDH's de 5,13 e 4,14 dias	Tanque de criação com volume de 13,8 m ³ e TDH de 18,48 d	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>), para densidade de 1 peixe/m ³	0,096 ton/ha/ano	Viçosa-Minas Gerais, Brasil	Ruas e Dornelas (2006)
ETE da universidade Abdou Moumouni, 6 linhas de tratamento, cada uma composta por 3 LE com área e volume individuais de 14m ² e 7m ³	Cultivo em tanque com área de 30 m ² , e profundidade de 0,5 m	Alevinos de tilápia com densidades 5 a 6 peixes/m ²	Produtividade de 5,7 ton/ha.ano	Niamey-República do Níger, África	Idder <i>et al.</i> (2012)

4.6.5 Potencial de aplicação dos efluentes de lagoas de alta taxa na aquicultura

Como já foi comentado, na avaliação da criação de alevinos de tilápia em efluentes de lagoas de maturação, Bastos *et al.* (2005) reportaram bom crescimento dos peixes até certo limite definido pela insuficiente quantidade de fitoplâncton presente no tipo de lagoas utilizadas. No entanto, para os experimentos no sistema de lagoas de estabilização de San Juan-Lima, Moscoso *et al.* (1992) reportaram boas condições para cultivo de tilápias sexualmente revertidas nos efluentes terciários, com concentrações de fitoplâncton nos tanques entre 43,5 e 83,2 mg/L, e concentração média de clorofila *a* de 1113 µg/L.

Segundo Edwards (1992), o cultivo de tilápia em efluentes de lagoas de alta taxa, ricos em fitoplâncton, sugere a possibilidade de obter elevadas taxas de crescimento em peixes relativamente pequenos. Este autor conduziu experimentos para criação de tilápias não revertidas sexualmente em esgoto fraco, tratado por meio de uma lagoa de alta taxa. Neles Edwards e Sinchumpasak (1981a) e Edwards *et al.* (1981b), demonstraram o potencial para alcançar produções médias de 5,7 e 6,8 ton/ha/ano em tanques de concreto e de terra, respectivamente, com concentrações de fitoplâncton no efluente da lagoa que variaram entre 84,1 e 102,6 mg/L.

O cultivo de tilápias sexualmente revertidas em efluentes de lagoas de alta taxa com altas concentrações de fitoplâncton apresenta um potencial de maior crescimento e mais rápido desenvolvimento do que os peixes não revertidos. Adicionalmente, na medida em que a quantidade de alimento natural seja suficiente, os animais atingirão o peso comercial de maneira rápida garantindo maior rentabilidade à atividade produtiva.

Autores como Bartone (1986) recomendam manter as concentrações de NAT com valores inferiores aos 2 mg/L para evitar os efeitos adversos pela toxicidade de NH₃ para os peixes. Diversos estudos têm relatado concentrações tóxicas para espécies como a tilápia, mas nas experiências antes comentadas, foram reportadas concentrações acima dos limites recomendados pela literatura, e não foi atribuída mortalidade de peixes ao efeito do NH₃.

O potencial de criar peixes em efluentes de lagoas de alta taxa e a ausência de dados conclusivos em termos de concentrações não letais e efeitos crônicos da amônia em tilápias justificam o nível de relevância da presente pesquisa.

4.7. O nitrogênio nas águas residuárias

Segundo von Sperling e Chernicharo (2005), nos esgotos domésticos brutos, as formas predominantes do nitrogênio são o nitrogênio orgânico e a amônia. O nitrogênio orgânico

corresponde a grupamentos amina. A amônia tem sua principal origem na ureia, que é rapidamente hidrolisada e raramente encontrada no esgoto bruto. Em efluentes tratados, o nitrogênio será encontrado em diferentes formas, dependendo do tipo de tratamento. Em ambientes aeróbios pode ocorrer a nitrificação ou oxidação bioquímica (mineralização) das formas de nitrogênio, de amônia a nitritos e nitratos; em ambientes anaeróbios, a desnitrificação ou redução das formas de nitrogênio, de nitratos a nitritos e, finalmente a nitrogênio elementar (N₂) e, ainda, uma intensa amonificação do nitrogênio orgânico (RIOS, 2012).

4.7.1. A amônia e sua presença na água

De acordo com a ATSDR (2004), a amônia encontra-se na água, no solo e no ar, e é uma das fontes para suprir o nitrogênio necessitado pelas plantas e pelos animais. Boa parte da amônia no ambiente é o resultado da decomposição natural de esterco, assim como de animais e plantas mortos. Nas águas naturais a amônia está presente na forma não ionizada (NH₃) e na forma ionizada (NH₄⁺) e pode ser altamente tóxica para peixes e outras espécies aquáticas (ABBAS, 2006).

Na água, a amônia não ionizada NH₃ e a amônia ionizada NH₄⁺ permanecem em equilíbrio dependendo do pH e da temperatura. A soma dos dois tipos de amônia é conhecida como nitrogênio amoniacal total (NAT) (TIMMONS *et al.*, 2002). A toxicidade do nitrogênio amoniacal total depende da percentagem de amônia não ionizada na concentração do NAT.

A amônia pode entrar no ambiente aquático através de fontes antropogênicas tais como os lançamentos de efluentes municipais, escoamento superficial em áreas agrícolas, ou através de fontes naturais como a fixação do nitrogênio e a excreção de resíduos nitrogenados por animais (EPA, 2013). Para proteger às diversas formas de vida aquática dos efeitos tóxicos da amônia em curto e longo prazo, organizações como a Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2010 e EPA, 2013) estabelecem recomendações científicas para determinar os padrões de qualidade de água em lagos, reservatórios, estuários e oceanos. Um dos critérios mais consolidados é o do limite máximo permitido de nitrogênio amoniacal total de 17 mg/L para toxicidade aguda em exposições de até uma hora, e de 1,9 mg/L para exposição crônica por 30 d, ambos para pH de 7,0 e temperatura de 20°C.

Segundo Chew *et al.* (2005), em solução aquosa a amônia está presente em duas espécies NH₃ e NH₄⁺, a reação de equilíbrio pode ser expressa pela Equação 1 como:



Quando o pH eleva-se no meio líquido, o equilíbrio entre o íon amônio e amônia livre tende a deslocar-se em direção à formação de NH_3 . A dissociação em meio líquido do $N-NH_3$ pode ser expressa de acordo com a Equação 2:



Segundo Cavalcanti *et al.* (2001), em relação à remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização, a Equação 1 mostra que a remoção de amônia é equivalente à adição de um ácido forte, isto é, por mol de NH_3 dissolvido, há uma diminuição de 1 meq de alcalinidade e um aumento de 1 meq de acidez.

A constante de equilíbrio entre as duas formas pode ser determinada conforme a Equação 3:

$$K_a = \frac{[NH_3]}{[NH_4^+][H^+]} = 5,56 * 10^{-10} \quad [3]$$

De acordo com Bonmatí e Flotats (2003), a concentração da amônia livre na água, dependendo da temperatura e do pH pode ser calculada com a Equação 4.

$$[NH_3] = \frac{[NH_3 + NH_4^+]}{1 + \frac{[H^+]}{K_a}} = \frac{[NH_3 + NH_4^+]}{1 + 10^{pK_a - pH}} \quad [4]$$

Na qual:

$[NH_3]$: concentração da amônia livre;

$[NH_3 + NH_4^+]$: concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT);

$[H^+]$: concentração de íon hidrogênio;

K_a : constante de ionização ácida para amônia;

pH : potencial hidrogeniônico

O que quer dizer que a porcentagem de NH_3 em relação ao nitrogênio amoniacal total na água pode ser determinada em função do pH e da temperatura, a partir da Equação 5.

$$\% NH_3 = \frac{100}{1 + 10^{pK_a - pH}} \quad [5]$$

Segundo Emerson *et al.*, (1975), a constante de ionização pKa para a Equação 4 é dada pela Equação 6:

$$pK_a = 0,09018 + \frac{2729,92}{T} \quad [6]$$

Onde T é a temperatura em Kelvin ($^{\circ}C + 273,2$)

Segundo Rios (2007), para uma temperatura de 25°C, a constante de dissociação é $pK_a = 9,24$; portanto, para valores de pH em torno de 9,2 aproximadamente 50% da amônia está na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ ; em valores de pH mais elevados predomina a forma não ionizada (NH_3) e para valores de pH próximos da neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma ionizada (NH_4^+), como pode ser observado na Figura 3.

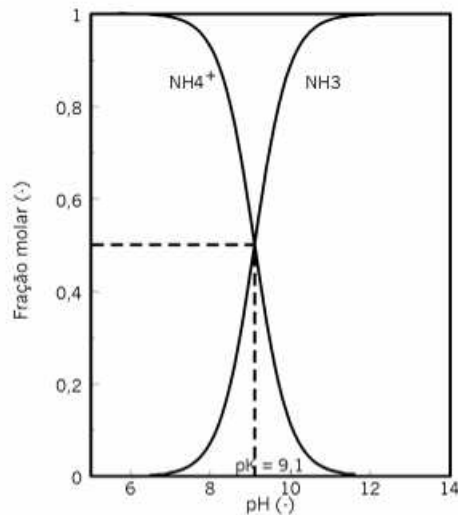


Figura 3. Fração de amônia na forma gasosa (NH_3) e na forma ionizada (NH_4^+), em função do pH. Fonte: Adaptado de Cavalcanti *et al.* (2001).

A Figura 4 apresenta as percentagens de NH_3 em água doce a partir dos efeitos da temperatura com valores entre 0 e 35°C e do pH para valores entre 6,0 e 10,5, os cálculos foram feitos a partir das Equações 5 e 6.

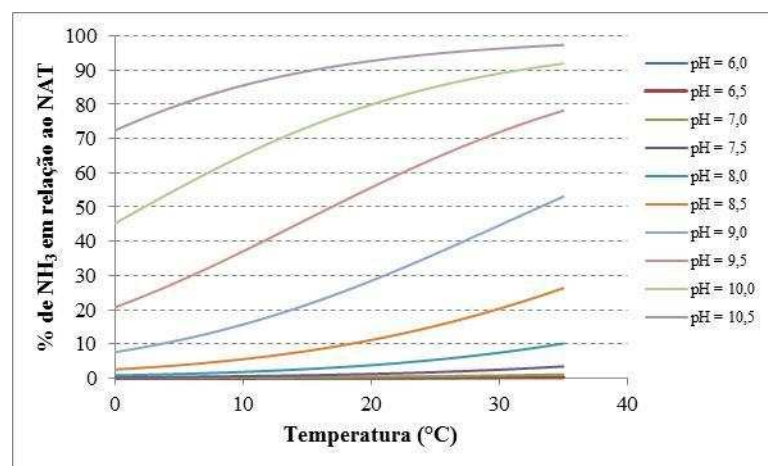


Figura 4. Curvas de percentagens de NH_3 na água doce para valores de pH fixos e temperaturas entre 0 e 35°C.

A Figura 5 apresenta as percentagens de NH_3 em relação ao NAT na água doce, para valores de pH entre 0 e 14 e temperaturas entre 5 e 35° C, os cálculos foram feitos a partir das Equações 5 e 6.

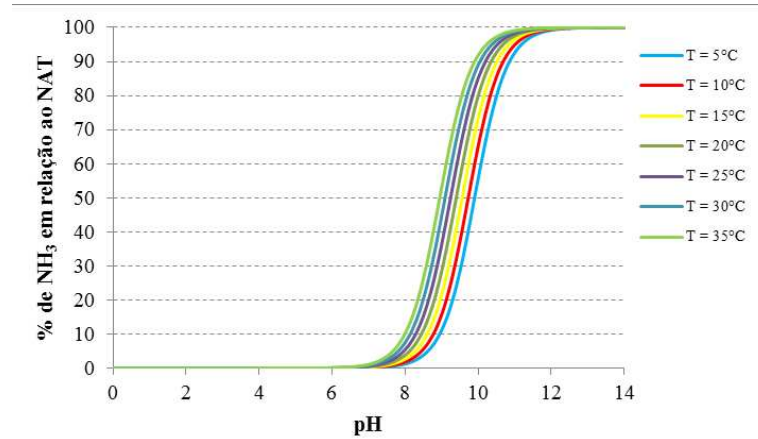


Figura 5. Curvas de percentagens de NH_3 na água doce para temperaturas fixas e valores de pH entre 0 e 14.

Volumes cada vez maiores de esgoto doméstico bruto ou tratado que são lançados em rios ao redor do mundo podem conduzir ao aumento das concentrações da amônia não ionizada nos ecossistemas aquáticos, nos quais predominam valores de pH alcalinos (PASSELL *et al.*, 2007), situação que estabelece ameaças para a vida aquática dos corpos receptores.

4.7.2. A importância da amônia na criação de peixes com ênfase em tilápia

Proença e Bittencourt (1994) afirmaram que a amônia é a segunda variável em importância na criação de peixes, depois do OD. Dentre as diversas origens deste composto na água para piscicultura estão: decomposição da matéria orgânica, poluição, excrementos dos organismos aquáticos e o colapso de *blooms* de algas.

Quando a proteína é digerida pelos peixes, os rejeitos nitrogenados são excretados pelos animais em várias formas: amônia, creatina, creatinina, ureia, aminoácidos e ácido úrico (RODRIGUEZ, 1996). Segundo Durborow *et al.* (1997), a amônia é o principal produto final da digestão das proteínas pelos peixes, os quais excretam o composto através das brânquias e das fezes. De acordo com Ip *et al.* (2001), a maior parte da excreção nitrogenada (90%) em muitos peixes de água doce ocorre a través das brânquias na forma de amônia.

A amônia é um composto tóxico que pode afetar adversamente a saúde dos peixes. A natureza e grau de toxicidade dependem de vários fatores, incluindo a forma química da amônia, o pH e a temperatura da água, a duração da exposição, e a etapa de vida dos peixes

expostos (LEVIT, 2010). As brânquias são estruturas vitais para a saúde dos peixes, pois, além de ser o principal local de trocas gasosas, também estão envolvidas nos processos de osmorregulação, equilíbrio ácido/base e excreção de compostos nitrogenados (LEONARDO *et al.*, 2001). Além disso, segundo Santos (2009), em algumas espécies as brânquias participam do processo de alimentação por meio da filtração. Segundo Ip e Chew (2010), quando os peixes são submetidos à exposição ambiental da amônia o composto permeia através do epitélio branquial antes de ser transportado através do sangue para o cérebro e outros órgãos.

Na natureza, os peixes podem experimentar elevações temporárias dos níveis de NH_3 devido à poluição da água por fontes externas. Em sistemas de criação intensivos, com altas densidades de estocagem e limitadas trocas de água, os peixes poderão estar expostos a níveis moderadamente altos de NH_3 com aumentos diários após as refeições (LE RUYET *et al.*, 1998)

Segundo Piedras *et al.* (2006), os efeitos agudos da amônia nos peixes são imediatos e lineares em relação à concentração do composto, e podem ser observados após 15 minutos de exposição a través de dificuldades natatórias e aumento no consumo do oxigênio. A amônia atua no sistema nervoso central dos vertebrados, incluindo os peixes, causando hiperventilação, hiperexcitabilidade, convulsões, coma, e finalmente a morte (RANDALL e TSUI, 2002, CHEW *et al.*, 2005). A exposição crônica de tilápias a concentrações crescentes de amônia está comumente acompanhada pela redução no desempenho do crescimento dos peixes (HEGAZI *et al.*, 2010).

De acordo com Kubitzka (1998b), níveis de amônia entre 0,70 e 2,40 mg/L podem ser letais para os peixes, quando expostos por curto período. Segundo Pereira e Mercante (2005), a exposição contínua ou frequente a concentrações de NH_3 acima de 0,02 mg/L pode causar intensa irritação e inflamação nas brânquias. Pescod (1992) afirmou que, embora os valores de toxicidade da NH_3 comumente variem entre 0,2 e 2,0 mg/L, a tolerância ao composto varia também para cada espécie de peixe. Nesse sentido, segundo Baldisserotto (2002), existem dados sobre concentração letal (50% de mortes, ou CL50) para várias espécies, e afirma que a partir desse dado é possível calcular a concentração “segura” para o crescimento dos peixes, ou seja, qual o nível máximo de amônia que pode existir na água sem alterar o crescimento.

De acordo com Sprague (1971), os níveis “seguros” de poluentes na água para peixes variam comumente entre 0,01 e 0,4 vezes o valor da concentração letal. Os valores mais altos, de 0,1 a 0,4 são obtidos de distribuição de peixes em rios poluídos e de extrapolações de

níveis letais para baixos níveis de mortalidade. Os valores mais baixos, de 0,01 a 0,05 são o resultado de estudos de toxicidade crônica subletal e acumulativa.

Uma alternativa amplamente utilizada para determinar o valor seguro é a recomendada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2013), e consiste em adotar em torno de 10% da concentração letal, equivalente a $0,1 \times CL_{50}$ para 96 h de exposição. A concentração letal que mata 50% dos animais (CL_{50}) depende da espécie de tilápia, do tempo de exposição, do tamanho do peixe, da pré-exposição ou adaptação a níveis sub-letais de amônia, dentre muitos outros fatores; a CL_{50} para 24 a 96 h de exposição varia de 2,3 a 6,6 mg/L de NH_3 . Não há uma relação constante entre concentração letal e a concentração segura para o crescimento, pois varia de espécie para espécie e de acordo com a fase de vida dos peixes.

Segundo Kubitzka (2000a), a concentração de 0,20 mg/L de NH_3 deve servir como alerta no cultivo de tilápias. Mesmo sem observar mortalidade diretamente atribuída à toxidez por amônia, a exposição dos peixes a níveis sub-letais afeta a lucratividade do empreendimento, por comprometer o crescimento e a conversão alimentar, a tolerância ao manuseio e transporte, assim como a condição de saúde dos peixes.

Neste trabalho foi feita uma revisão de experiências relativas a ensaios de toxicidade aguda e crônica, tentando evidenciar a existência ou não de diferenças do efeito da amônia em função da fase de vida dos peixes, segundo afirmado por Baldisserotto (2002).

4.7.3. Toxicidade e ensaios para sua medição

Toxicidade refere-se à capacidade de determinada substância, produto ou conjunto de substâncias de provocar efeitos danosos aos organismos com os quais entra em contato. Estes efeitos podem ser desde alterações comportamentais, alteração de crescimento ou reprodução até a morte dos organismos (ARENZON *et al.*, 2011). A avaliação de risco ambiental por produtos químicos consiste na identificação dos efeitos que o produto pode ter sobre organismos no ambiente, assim como na determinação da concentração abaixo da qual não devem ocorrer efeitos adversos em uma esfera ambiental de interesse, por exemplo, o meio aquático (PRETTI *et al.*, 2009). A determinação das concentrações letais de amônia para peixes, bem como dos efeitos das intoxicações agudas, são importantes para o estabelecimento de critérios de qualidade de água (MARTINEZ *et al.*, 2006).

Para determinar a toxicidade relativa de uma substância a um organismo aquático é feito um teste de toxicidade aguda para se estimar a concentração letal média (CL_{50}) da

substância na água onde os organismos estão expostos (MARTINEZ *et al.*, 2006). De acordo com a ABNT (2016), a concentração letal 50% CL50 é a concentração de amostra utilizada para ensaios toxicológicos que causa efeito na sobrevivência de 50% dos organismos-teste, nas condições de ensaio.

Dependendo do tipo de efeito a ser avaliado, os ensaios podem ser de toxicidade aguda ou crônica. De acordo com Arenzon *et al.* (2011), os ensaios de toxicidade aguda avaliam a capacidade da substância ou composto de causar efeitos danosos (em geral morte ou imobilidade) aos organismos-teste após um curto período de exposição à amostra (normalmente inferior a 96 horas). No entanto, segundo Rand (2008), também são monitorados comportamentos anormais nos peixes, tais como perda de equilíbrio, comportamento natatório ou mudanças na cor.

A toxicidade aguda letal é considerada como aquela que causa danos severos e rápidos ao organismo testado, devido à rápida ação do mecanismo de envenenamento, e que pode ser fatal, a menos que o organismo escape do ambiente tóxico em um estágio inicial de intoxicação (SPRAGUE, 1969).

Testes de toxicidade crônica são realizados para medir os efeitos de substâncias químicas sobre espécies aquáticas por um período que pode abranger parte ou todo o ciclo de vida do organismo-teste (COSTA *et al.*, 2008). Neles são avaliados os efeitos mais sutis. De acordo com Rand (2008), dentre os objetivos dos ensaios de exposição crônica em peixes nas fases de larvas e juvenis estão: a determinação de comportamentos anormais, porcentagem total de peixes com deformações, porcentagem de sobrevivência, peso e comprimento de juvenis, número de juvenis que desenvolvem maturação sexual e características sexuais secundárias. Além desses aspectos, pesquisas tem sido desenvolvidas para avaliar os efeitos de diversas concentrações da amônia no metabolismo dos peixes a través da análise de órgãos vitais, como o estudo de Chetty *et al.* (1980), no qual foram observados os efeitos de concentrações sub-letais no fígado, cérebro, brânquias e rins de *Tilapia mossambica*.

Segundo a ABNT (2004), existem dois tipos básicos de ensaios de toxicidade aguda:

- O ensaio estático: os organismos-teste são expostos a várias concentrações da amostra, sem renovação, por 48 h. Este tipo de ensaio é recomendado para amostra que não causa depleção do oxigênio, amostra não volátil ou estável em meio aquoso.
- Ensaio semi-estático: os organismos-teste são expostos a várias concentrações da amostra por 96 h, com renovação da solução-teste a cada 24 h ou em menor intervalo de tempo.

Este ensaio é recomendado para amostra que causa elevada depleção de oxigênio, amostra volátil ou instável em meio aquoso.

Além destes dois tipos de ensaios, existe o sistema de exposição pelo sistema de fluxo contínuo que, de acordo com Aragão e Araújo (2014), é o tipo de sistema no qual as soluções-teste fluem continuamente através dos recipientes onde estão os organismos-teste. O fluxo deve ser capaz de manter concentração constante da substância-teste e concentração de OD a 90% de saturação. Os equipamentos comumente utilizados nos testes de fluxo contínuo são os diluidores proporcionais e as bombas peristálticas.

Segundo Rand (2008), existem sistemas de exposição dos peixes por meio de sistemas de recirculação, onde as soluções teste e o líquido controle passam através de um filtro para manter a qualidade da água sem reduzir a concentração da substância a ser ensaiada; posteriormente os líquidos são retornados às unidades de ensaio. Este tipo de ensaio é similar aos ensaios estáticos, mas os custos são maiores, e há muitas incertezas acerca do efeito do filtro.

4.7.4. Pesquisas relativas a ensaios de toxicidade aguda da amônia para tilápia

Na Tabela 14 estão apresentadas de maneira resumida as informações dos estudos mais relevantes disponíveis na literatura, relacionados com ensaios de toxicidade da amônia em tilápia. Na tabela há uma descrição do tipo de ensaio (estático, semi-estático ou fluxo contínuo) adotado; variedade de tilápia estudada; peso médio ou tamanho dos animais utilizados nos ensaios; densidade de peixes por unidade experimental; volume de líquido utilizado nas unidades de cultivo; tempo total e frequência da avaliação dos efeitos da amônia; concentrações de NH_3 avaliadas e valores das concentrações CL50 obtidas pelos pesquisadores, assim como as respectivas referências.

Como poderá ser observado, a maior parte das pesquisas referem-se a ensaios estáticos ou semi-estáticos, e em termos gerais, quanto menor o tamanho dos peixes, maior é o efeito tóxico da amônia. Dentre os efeitos danosos citados por Arenzon, Pereira e Gerber (2011), o avaliado pelos pesquisadores foi a capacidade do composto de causar morte nos organismos-teste.

Tabela 14. Revisão da literatura com dados de toxicidade aguda da amônia para tilápia

Toxicidade avaliada e tipo de ensaio	Espécie estudada	Tamanho e/ou peso médio dos peixes	Densidade de peixes – volume das unidades	Tempo avaliado, frequência do monitoramento	Concentrações de NH ₃ avaliadas	CL50, valores adicionais sobre letalidade	Referência
Toxicidade aguda. Fluxo contínuo, com dosador automático, Substituição de 95% do volume a cada 4 h	Tilápia áurea	Alevinos de 7 a 9 cm	Aquários de 75 L	Toxicidade aguda: 72 horas	Para toxicidade aguda entre 0,02 e 2,78 mg/L	CL50 (24h), (48h) e (72h): 2,46, 2,40 e 2,35 mg NH ₃ /L	Redner e Stickney (1979)
Toxicidade aguda. Ensaio estático	Tilápia vermelha (hibrido <i>Oreochromis mossambicus</i> / <i>O. niloticus</i>)	Alevinos com comprimento médio de 2,13 ± 0,35 cm	Aquários; 10 peixes/aquário	Tempo total: 19 dias; monitoramento de mortalidades a cada 6 horas	0; 0,107; 0,951; 1,854; 2,946 e 3,410 mg/L de NH ₃	CL50 (48h), (72h) e (96h): 6,6; 4,07; e 2,88 mg/L de NH ₃ , respectivamente. Mortalidade total após 19, 9 e 7 dias de exposição a 1,854, 2,946 e 3,410 mg/L. Concentração limite de letalidade: 0,24 mg/L	Daud <i>et al.</i> (1988)
Toxicidade aguda	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Peixes com pesos médios entre 2900 e 3200 g	Aquários de 20 L. 28°C e pH = 7,2. 10 pxs/aquário	96 horas	1,41, 1,49, 1,58, 1,67, 1,76, 1,85, 1,93, 2,02, 2,11mg/L de NH ₃	CL50 96 h 1,58 mg/L	Rani <i>et al.</i> (1998)

Tabela 14. Revisão da literatura com dados de toxicidade aguda da amônia para tilápia (continuação)

Toxicidade avaliada e tipo de ensaio	Espécie estudada	Tamanho e/ou peso médio dos peixes	Densidade de peixes – volume das unidades	Tempo avaliado, frequência do monitoramento	Concentrações de NH ₃ avaliadas	CL50, valores adicionais sobre letalidade	Referência
Toxicidade aguda. Ensaio fluxo contínuo com TDH = 4,2 h: (96 h)	Tilápia nilótica (<i>O. niloticus</i>). Dureza e alcalinidade > 300 mg CaCO ₃ /L. pH entre 7,6 e 8,5 Sem correção do pH	Alevinos com peso médio 11 g Temp.: 23 e 33°C Pesos de 3 e 45 g Temp. 28°C	Aquários de 38L, 23 e 33°C (10 peixes/aquário) 28°C (10 e 6 peixes/aquário)	96 horas. Monitoramento nas 24, 48, 72 e 96 h.	Efeito agudo para: 0,02 a 4,78 mg/L	CL50 96h: 2,25 ± 0,07 (23°C) e 2,51 ± 0,16 (33°C) 1,36 ± 0,45 (3 g) 2,65 ± 0,09 (45 g)	Abdalla e McNabb (1998)
Toxicidade aguda. Ensaios semi-estáticos com substituição da solução a cada 24 h.	Tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i> L.)	Larvas de 0,05628 ± 0,0083 g Alevinos de 10,114 ± 0,045 g	Jarras de 3L. 10 larvas/ jarra = 0,1876g/L Aquários de 10L 10 alevinos /aquário = 10,11g/L	48 horas	0,0; 0,60; 0,82; 1,03; 1,23 e 1,53 mg/L nas jarras. 0,0; 2,23; 4,98; 7,53; 8,89 e 11,69 mg/L nos aquários.	CL50 (48 h) = 1,009 ± 0,02 mg/L CL50 (48 h) = 7,40 ± 0,01 mg/L	Benli e Köksal (2005)
Toxicidade aguda (120 h). Ensaio estático	<i>Oreochromis niloticus</i>	Juvenis de tilápia com peso médio de 12,6 g	5 peixes/ tanque, volume dos tanques: 5 L, três repetições	120 horas. Monitoramento às 0, 3, 4, 21, 23, 24, 31, 48, 72, 96, e 120 h	0, 0,5, 1,0, 2,0, 3,0, 4,0 mg/L	CL50 24 h: 1,46; CL50 48 h: 1,46; CL50 72 h: 1,33; CL50 96 h: 0,98; CL50 120 h: 0,85 mg/L	Evans <i>et al.</i> (2006)

Tabela 14. Revisão da literatura com dados de toxicidade aguda da amônia para tilápia (continuação)

Toxicidade avaliada e tipo de ensaio	Espécie estudada	Tamanho e/ou peso médio dos peixes	Densidade de peixes – volume das unidades	Tempo avaliado, frequência do monitoramento	Concentrações de NH ₃ avaliadas	CL50, valores adicionais sobre letalidade	Referência
Toxicidade aguda. Ensaio estático	Tilápia vermelha (<i>Oreochromis</i> sp.)	Larvas de 0,01 g (7 a 9 mm) Alevinos de 0,05 g (16 a 18 mm)	Sacolas de 4 L; 20 peixes/sacola	Controle de mortalidade às 12, 24, 36, 48, 60, 72, 84 e 96 horas	0,50; 0,87; 1,52; 2,64; 4,64; e 8,00 mg/L	CL50 (96h) = 1,08 mg/L para larvas CL50 (96h) = 1,83 mg/L para alevinos	Bravo-Yumi (2007)
Toxicidade aguda. Ensaio estático	Tilápia nilótica (<i>O. niloticus</i>)	Alevinos com peso médio de 19,0 ± 1,0 g	Aquários; 10 peixes/aquário	48 horas; revisão de mortalidades a cada 6 horas	Efeito Agudo para: 0; 2,3; 5,17; 7,1; 8,5; e 11,0 mg/L	CL50 48h: 7,1 mg NH ₃ /L	El-Sherif e El-Feky (2008)
Toxicidade aguda subletal. Ensaio semi-estático, substituição do líquido @ 24h	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Juvenis de 90,0 ± 10,0 g	Aquários; 10 peixes/aquário	Controle de mortalidade no sexto dia (144h)	Grupo controle; 0,16, 0,32, e 0,65 mg/L	Não houve registro de CL50 nos 6 dias,	Hanna <i>et al.</i> (2013a e 2013b)
Toxicidade aguda. Ensaio estático	Blue tilapia (<i>Oreochromis aureus</i>)	Alevinos de peso 3,28 ± 0,36 g e comprimento médio 61,84 ± 2,08 mm	Aquários; 10 peixes/aquário com 5 salinidades	Duração total: 24 horas; monitoramento a cada 4 horas	1, 8, 12, 16 e 20 µg/L de salinidade. Concentrações de 14,5; 25,5; 30,5; 32,0; 24,0 mg/L de NAT	Para 1, 8, 12, 16 e 20 µg/L de salinidade: CL50 (24h): 2,83; 2,26; 3,14; 3,11; 1,93 mg NH ₃ /L	Küçük (2014)

As pesquisas que avaliaram os efeitos agudos da amônia em indivíduos da mesma espécie com diferentes tamanhos têm demonstrado a maior sensibilidade dos peixes de menor tamanho, tal como pode ser observado nos estudos de Benli e Köksal (2005) e Bravo-Yumi, 2007.

4.7.5. Pesquisas relativas a ensaios de toxicidade crônica da amônia para tilápia

Na Tabela 15 estão apresentadas de maneira resumida as informações dos estudos mais relevantes da literatura relacionados com ensaios de toxicidade crônica da amônia em tilápia. Na tabela há uma descrição do tipo de ensaio adotado; espécie de tilápia estudada; peso médio ou tamanho dos animais utilizados nos ensaios; densidade de peixes por unidade experimental; volume de líquido utilizado nas unidades; tempo dos experimentos e frequência da avaliação dos efeitos da amônia; concentrações de NH_3 avaliadas e valores de letalidade e/ou crescimento dos peixes, assim como as respectivas referências.

Como é observado na Tabela 15, a maior parte das pesquisas reportadas na literatura avaliou a toxicidade água da amônia em tilápia por meio de experimentos sem renovação do líquido (ensaios estáticos), como relatado nos estudos de Bravo-Yumi, 2007, Küçük (2014), Daud *et al.* (1988) e El-Sherif e El-Feky (2008), modalidade também utilizada em estudos realizados com peixes ornamentais como *Carassius auratus* (Goldfish) (TARAZONA *et al.*, 1987); ou como recomendado por Martínez-Jerónimo e Espinosa-Chávez (2008) para pesquisas com *Brachydanio rerio* (peixe zebra) ou *Poecilia reticulata* (guppy); e por Alcaraz-Zubeldia *et al.* (2008) para estudos de até 96 horas de duração com *Xiphophorus montezumae*.

Poucos estudos adotaram a modalidade de renovação periódica das soluções, com substituição a cada 24 horas (BENLI e KÖKSAL, 2005; HANNA *et al.*, 2013a e 2013b). Somente o estudo de Redner e Stickney (1979) foi realizado num sistema de fluxo contínuo, mas os autores comentaram as dificuldades inerentes à própria montagem do experimento e problemas operacionais por precipitação da solução de NH_4Cl .

Em termos gerais, na maior parte dos estudos de toxicidade crônica da amônia em tilápia foram avaliados os efeitos em juvenis da espécie. Unicamente Silva *et al.* (2013) trabalharam com peso médio menor a 1 g; Abdalla e McNabb (1998), Morrow (2009) e Rebouças *et al.* (2015) utilizaram tilápias com pesos entre 1 e 5 g; Redner e Stickney (1979), Hargreaves e Kucuk (2001), El-Shafai *et al.* (2004), Benli *et al.* (2008), El-Sherif e El-Feky (2008), Morrow (2009), El-Shebly e Gad (2011) e Silva *et al.* (2013) trabalharam com peixes cujos pesos variaram entre 6 e 65 g.

Tabela 15. Revisão da literatura com dados de toxicidade crônica da amônia para tilápia

Toxicidade avaliada e tipo de ensaio	Espécie estudada	Tamanho e/ou peso médio dos peixes	Densidade de peixes – volume das unidades	Tempo avaliado, frequência do monitoramento	Concentrações de NH ₃ avaliadas	Letalidade, crescimento	Referência
Toxicidade Aguda e crônica. Fluxo contínuo, com dosador automático, Substituição de 95% do volume a cada 4 h	Tilápia áurea	Alevinos de 7 a 9 cm	Aquários de 75 L	Ensaio de adaptação durante 35 dias. Após adaptação um novo ensaio de 48 h	Adaptação sob concentrações entre 0,43 e 0,53 mg/L de NH ₃ . Após adaptação concentrações de até 3,4 mg/L	Zero mortalidade na adaptação Zero mortalidade para concentrações entre 2,35 e 3,40 mg/L	Redner e Stickney (1979)
Toxicidade crônica	Tilápia nilótica (<i>O. niloticus</i>). Dureza e alcalinidade >300 mg CaCO ₃ /L, pH entre 7,6 e 8,5. Não houve correção do pH	Peixes com pesos de 3 e 45 g. Temperatura do ensaio: 28°C	Aquários de 38L, com densidade de 10 peixes/aquário	35 dias	Efeito crônico para: 0,02 a 1,31 mg/L de NH ₃	Não houve redução no crescimento para 0,06 mg/L. Redução de 50 e 100% para 0,73, e 1,46 mg/L NH ₃ -N,	Abdalla e McNabb (1998)
Toxicidade crônica	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Juvenis com pesos médios entre 2900 e 3200 g	Aquários de 20 L. 28°C e pH = 7,2. Densidade avaliada de 10 pxs/aquário	28 dias	Concentrações avaliadas: 0,18, 0,26, 0,35 mg/L de NH ₃	Redução na taxa de crescimento de 100% do controle para: 69,8, 49,8 e 29,8% nas concentrações avaliadas	Rani <i>et al.</i> (1998)

Tabela 15. Revisão da literatura com dados de toxicidade crônica da amônia para tilápia (continuação)

Toxicidade avaliada e tipo de ensaio	Espécie estudada	Tamanho e/ou peso médio dos peixes	Densidade de peixes – volume das unidades	Tempo avaliado, frequência do monitoramento	Concentrações de NH ₃ avaliadas	Letalidade, crescimento	Referência
<p>Toxicidade crônica. Ensaio dinâmico, em fluxo contínuo, simulando variações de pH para tanques de criação sob condições eutróficas. Alcalinidade 73 e dureza 32 mg/L de CaCO₃</p>	<i>Blue tilapia</i>	Três períodos de crescimento, com pesos iniciais entre 14 e 64 gramas	<p>Quantidade de peixes/aquário para manter até 2,56 g de peixe/L. 48 tanques de 189 L com trocas totais a cada 1,5 h</p> <p>20 peixes/tanque</p> <p>15 peixes/tanque</p> <p>15 peixes/tanque</p>	<p>3 períodos de crescimento</p> <p>- 29 d, com pH constante = 8,0,</p> <p>- 22-43 d, com variações diárias do pH entre 7,75 e 9,0</p> <p>- 47-53 d, com variações diárias do pH entre 7,5 e 9,5</p>	<p>0, 1, 2,5 e 5 mg/L de NAT. Concentrações máximas de NH₃ em mg/L– ganho de peso (mg/d) – conversão alimentar:</p> <p>0; 0,05; 0,14; 0,27-48; 39; 25; 40- 2,90; 3,81; 5,21 e 3,81</p> <p>0; 0,37; 0,91; 1,81-199; 134; 102; 87-1,52; 1,86; 2,45 e 3,22</p> <p>0; 0,65; 1,61; 3,23-670; 497; 338; 233-1,12; 1,22; 1,38 e 1,67</p>	<p>A concentração que não gerou efeito no crescimento nem na conversão alimentar foi de 0,91 mg/L</p> <p>Sobrevivências (%): 93,8; 82,5; 96,3; 96,7</p> <p>96,7; 100; 100; 100</p> <p>100; 100; 100; 100</p>	Hargreaves e Kucuk (2001)
<p>Toxicidade crônica, alimentando os peixes com lentilha de água fresca (25% do peso vivo/dia)</p>	Tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Peso médio inicial para o controle: 21,2 g, e para os tratamentos: 21,5, 24,3, 26,2 e 26,1 g	4 peixes/tanque. Volume útil de 100L, área de 0,26 m ² e troca de água de 25% do volume/dia com água potável desclorada	2 meses e meio	0,2 (Controle), 2,9; 5,3; 7,5 e 10 mg NAT/L = 0,004, 0,068, 0,144, 0,262 e 0,434 mg NH ₃ /L. Dureza total média: 120 mg CaCO ₃ /L; alcalinidade média 127 mg/L	Peso médio final: 36,2; 35,5; 30,1; 30,4 e 29 g. Ganho de peso médio: 15; 14; 5,8; 4,2 e 2,9 g	El-Shafai <i>et al.</i> (2004)

Tabela 15. Revisão da literatura com dados de toxicidade crônica da amônia para tilápia (continuação)

Toxicidade avaliada e tipo de ensaio	Espécie estudada	Tamanho e/ou peso médio dos peixes	Densidade de peixes – volume das unidades	Tempo avaliado, frequência do monitoramento	Concentrações de NH ₃ avaliadas	Letalidade, crescimento	Referência
Toxicidade crônica	<i>Oreochromis niloticus</i>	200 Juvenis com pesos médios 65,93 ± 4,13 g	Tanques de 100 L, 20 pxs/aquário	6 semanas	Controle (C), 1, 2, 5, 10 mg NH ₃ /L Estudo dos efeitos observados em amostras de brânquias (b), fígado (f) e rim (r):	- Não observados para (C) e 1 mg/L. - Observados em b e f para <20% das amostras para 2 mg/L. - Observados em b, f, r para 20 a 60% das amostras para 5 mg/L - Observados em b e f para >60% e em r para 20 a 60% das amostras para 10 mg/L	Benli <i>et al.</i> (2008)
Toxicidade crônica	Tilápia nilótica (<i>O. niloticus</i>)	Alevinos com peso médio de 19,0 ± 1,0 g	Aquários; 10 peixes/aquário	75 dias; revisão de mortalidades a cada 6 horas	Efeito crônico para: 0; 0,01; 0,05; 0,10 e 0,15 mg/L de NH ₃	Crescimento ótimo para 0,01 a 0,004 mg/L	El-Sherif e El-Feky (2008)
Toxicidade crônica com tilápias alimentadas com ração comercial	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Peso médio inicial 5 g	20 peixes/tanque. Em 4 tanques com volume útil de 75 L 20 peixes/tanque. Em 8 tanques com volume útil de 75 L	84 dias 56 dias	Primeiro experimento: 0 1000, 2000 e 4000 µM de NAT pela adição de NH ₄ Cl Segundo experimento: 0, 75, 150, 300, 600, 1200 e 2400 µM de NAT	O menor ganho de peso foi registrado no tratamento com 4000 µM de NAT Não houve diferenças significativas no ganho de peso dos peixes	Morrow (2009)

Tabela 15. Revisão da literatura com dados de toxicidade crônica da amônia para tilápia (continuação)

Toxicidade avaliada e tipo de ensaio	Espécie estudada	Tamanho e/ou peso médio dos peixes	Densidade de peixes – volume das unidades	Tempo avaliado, frequência do monitoramento	Concentrações de NH ₃ avaliadas	Letalidade, crescimento	Referência
Toxicidade crônica com troca parcial diária do líquido com água desclorada	Tilápia do Nilo (<i>O. niloticus</i>)	Peso médio inicial de 46,75 ± 4,5 g	10 peixes/ aquário. Total: 15 aquários de 60 L	60 dias	Avaliadas 4 concentrações de NH ₃ : controle (0,0), 0,1; 0,2; 0,4 e 0,6 mg/L	Mortalidades de 0, 0; 6,7; 23,7 e 43,3% respectivamente para: controle, 0,1; 0,2; 0,4 e 0,6 mg/L de NH ₃ . Pesos médios finais: 91 ± 10,4; 68,6 ± 7,5; 55 ± 5; 47 ± 4 e 42 ± 2,5 g	El-Shebly e Gad (2011)
Toxicidade crônica do NAT na forma de NH ₄ ⁺ com avaliação do efeito de diversos valores do pH	Tilápia do Nilo	Alevinos com peso médio inicial de 0,31 g	30 peixes/tanque. Tanques de polietileno de 100 L	12 semanas, monitoramento duas vezes/dia	Adição semanal de 0,00; 0,25 e 0,50 g/tanque de NH ₄ Cl e manutenção de 3 condições do pH: 6,2 ± 0,5; 7,2 ± 0,8 e 8,8 ± 0,3. Nos dois últimos foram medidos valores de 0,12 e 0,15 mg/L de NH ₃	0 mortalidade no meio neutro para os 3 tratamentos do NH ₄ Cl e no meio ácido para 0 e 0,25 g/tanque; e abaixo dos 20% nos demais tratamentos. O menor ganho de peso foi registrado no meio alcalino	Silva <i>et al.</i> (2013)
Ensaio para avaliação dos efeitos da criação da tilápia em diferentes valores de pH, indiretamente foi observado efeito da amônia	Tilápia do Nilo	Juvenis com peso médio de 1,61 ± 0,06 g	8 peixes/ tanque. Tanques com volume útil de 250 L	8 semanas. No experimento foi mantido o pH nos valores: 4,12 ± 0,84; 5,13 ± 0,74; 6,14 ± 0,64 e 8,06 ± 0,48, controlado pela adição de HCl	Concentrações da NH ₃ abaixo de 0,01 mg/L nos tanques com pH 4, 5 e 6. Nos tanques com pH de 8 os níveis chegaram aos 0,12 mg/L	Sobrevivencias finais: 97,5, 96,0, 96,5 e 96,5%	Rebouças <i>et al.</i> (2015)

Unicamente Rani, Elumalai e Balasubramanian (1998) avaliaram os efeitos em tilápias com pesos acima de 100 g. Provavelmente a tendência para realizar pesquisas com peixes grandes seja devido a que nas fases de crescimento mais avançadas, pela maior resistência dos animais à toxicidade, o efeito que passa a assumir maior importância é o ganho de peso, que vai determinar o lucro do empreendimento piscícola.

A literatura disponível não reporta valores de toxicidade para a tilápia *Oreochromis niloticus* da linhagem *genetically improved farmed tilapia* (GIFT), que segundo Marengoni e Wild (2014), foi desenvolvida inicialmente pelo International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), cujo melhoramento foi realizado com o cruzamento e seleção por 10 gerações, entre 1988 e 1997. A ausência de tais informações sugere a importância de realizar estudos de toxicidade aguda por meio da avaliação de diferentes concentrações de amônia. Adicionalmente, não há reportes de estudos de toxicidade aguda para tilápias através de ensaios semi-estáticos em sistemas de recirculação e unicamente Hasan e Macintosh (1986) avaliaram a toxicidade de sete concentrações de amônia para dois tamanhos de juvenis de carpa comum (*Cyprinus carpio* L.).

Para não comprometer de maneira significativa a sobrevivência e o ganho de peso dos peixes, é de fundamental importância evitar os efeitos tóxicos da amônia. Esta situação é amplamente aplicada em sistemas de cultivo intensivo e super intensivo, naturalmente caracterizados pelo alto nível de controle das variáveis ambientais. O critério assume igual ou maior nível de importância no cultivo de peixes em esgoto tratado, pois além da grande variabilidade sazonal de variáveis como a temperatura há drásticas mudanças em variáveis como pH e OD em curtos períodos de tempo, inferiores a 24 horas, o que leva a que os efeitos da amônia possam mudar também de maneira drástica ao predominar a forma não ionizada da amônia presente no líquido.

Há poucas referências, na literatura de criação de tilápia em monocultivo ou policultivo em efluentes tratados ou em sistemas para tratamento de esgoto, que relatem de maneira explícita a mortalidade dos peixes com resultado da toxicidade da amônia. Na Tabela 16 estão apresentados alguns exemplos dos casos relatados para diferentes tipos de mecanismos de criação de tilápia em esgoto tratado.

Tabela 16. Altas mortalidades de peixes associadas à toxicidade da amônia no cultivo de tilápia (mono ou policultivo), em unidades para tratamento de esgoto ou recebendo efluente tratado

Sistema de criação, mecanismo de aplicação do esgoto	Sistema de tratamento, local da pesquisa	Concentrações de nitrogênio amoniacal	pH	Espécies cultivadas - densidades de estocagem avaliadas	Mortalidade	Referência
Tanques de terra com área e volumes individuais de 100 m ² e 60 m ³ . Batelada: Troca semanal de 10m ³ (16,67%) do volume dos tanques com esgoto tratado	ETE com três lagoas de estabilização em série em Montpellier, França	Níveis sub-letais acima de 0,1 mg/L de NH ₃ e níveis letais acima de 0,5 mg/L de NH ₃	Valores de até 9 e 10 no final da tarde	Carpa cabeçuda (<i>Aristichthys nobilis</i>), carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>), carpa capim (<i>Crenopharyngodon idella</i>), carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>), e Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Altas mortalidades, principalmente de carpa comum, pela toxicidade da amônia, assim como pela queda no oxigênio dissolvido após o colapso de um <i>bloom</i> de algas	Bailly (1978) e Bailly (1979) apud Edwards (1985)
Tanques de oxidação circulares para tratamento de esgoto com volume e área individuais de 10 m ³ e 10 m ² . Batelada: disposição intermitente de esgoto decantado	ETE de Bloemfontein, África do Sul, foi utilizado efluente de decantador primário	Entre 0,9 e 4,5 mg/L de NH ₃ em estudo de 48 horas	Segundo estudo de 48 horas: pH entre 8,6 e 9,2, temperatura entre 18 e 27°C e OD entre 9 e 22 mg/L	<i>Clarias gariepinus</i> em 3 tanques, e <i>Oreochromis mossambicus</i> ; <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , <i>Cyprinus carpio</i> e <i>Labeo umbratus</i> em um tanque.	Baixos teores de OD por períodos de 2 a 3 h/d com valores abaixo de 1,0 mg/L, altos teores de amônia (pelo alto pH) produziram mortalidades massivas no verão	Wrigley (1988)
Tanque de aço com dimensões: L = 1 m, B = 0,5 m, h = 0,4 m recebendo efluente tratado em fluxo contínuo	3 tanques em escala experimental funcionando em série como lagoa facultativa, lagoa de maturação em Cairo, Egito	NAT afluente ao tanque de piscicultura entre 0 e 7,3 mg/L com média de 2,7 mg/L equivalente a 0,41 mg/L de NH ₃	Na lagoa de maturação variou entre 7,2 e 10,1	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) e carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	Mortalidade de 100% das carpas, mas as tilápias sobreviveram e apresentaram bom ganho de peso em 92 dias do experimento	El-Gohary et al (1995)

Tabela 16. Altas mortalidades de peixes associadas à toxicidade da amônia no cultivo de tilápia (mono ou policultivo), em unidades para tratamento de esgoto ou recebendo efluente tratado (continuação)

Sistema de criação, mecanismo de aplicação do esgoto	Sistema de tratamento, local da pesquisa	Concentrações de nitrogênio amoniacal	pH	Espécies cultivadas - densidades de estocagem avaliadas	Mortalidade	Referência
Tanques com área individual de 240 m ² . Batelada: 2 tanques recebiam efluente primário e outros 2 recebiam efluente secundário	ETE com gradeamento, desarenado, pré-aeração, clarificação primária – lagoas aeradas, lodos ativados, valos de oxidação em Cairo, Egito	Concentrações médias de 30,3 e 28,3 mg/L de NAT nos efluentes primário e final	Nos tanques variou entre 7,3 e 9,8	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) e carpa comum (<i>Cyprinus carpio</i>)	Mortalidades das tilápias de 39 e 19% nos tanques que receberam efluente primário e efluente secundário Nas carpas mortalidades de 100 e 80% após 22 dias devido à toxicidade da amônia	Khalil e Hussein (1997)
Tanque em escala piloto. Fluxo contínuo: disposição de efluente secundário	ETE com três sistemas de lagoas anaeróbias e facultativas em paralelo em Lins-São Paulo, Brasil	Nitrogênio amoniacal entre 15 e 30 mg/L, valor médio: 19,2 mg/L de NAT	pH entre 7,0 e 9,5, valor médio: 8	Tilápia	Elevada mortalidade, em razão dos elevados teores de amônia, da elevada carga orgânica e das variações consideráveis de pH	Bastos et al (2003)
Tanque de criação com área e volume individuais de 16, 22 m ² e 13,8m ³ . Fluxo contínuo: disposição de efluente terciário	ETE com reator UASB + biofiltro aerado submerso + 2 lagoas de polimento em Viçosa-Minas Gerais, Brasil	Concentração média de NAT afluente no tanque 25,6 ± 4,9 mg/L	pH afluente e efluente 7,8 ± 0,6 e 8,2 ± 0,8	Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Altas mortalidades devido à toxicidade da amônia, sobrevivência final de 29% dos peixes	Ruas e Dornelas (2006)

As referências analisadas sugerem que a tilápia possui uma resistência maior, quando comparada com espécies como a carpa, aos efeitos tóxicos da amônia associados às drásticas mudanças ambientais e de qualidade da água, próprios dos ambientes de criação em tanques recebendo esgoto ou dentro de unidades de tratamento de esgoto doméstico.

Para não comprometer, em ambientes aquáticos baseados no uso de efluentes tratados, nem a sobrevivência dos peixes, nem o ganho de peso até níveis que possam fazer do cultivo da tilápia inviável, é necessário determinar critérios relativos à máxima taxa de aplicação superficial do nitrogênio amoniacal total em tanques de piscicultura. Esse tipo de critério, assim como o da máxima concentração de NH_3 nas unidades de criação, associados aos já existentes na literatura, relativos às máximas cargas de matéria orgânica e de nitrogênio total a serem aplicados nas unidades de cultivo, contribuirá no aumento da produtividade deste tipo de atividade aquícola.

4.8 Conclusões

A tilápia é uma espécie de peixe amplamente cultivado no mundo inteiro. O rápido crescimento, hábitos alimentares flexíveis, capacidade de adaptação a condições ambientais adversas e resistência a mudanças nas variáveis de qualidade da água fazem com que seja um dos peixes mais produzidos. Linhagens como a tilápia GIFT, com ganhos de peso superiores e alta resistência são cada vez mais atraentes para os produtores de diversos países. No Brasil, junto com a Chitralada, é uma das variedades mais cultivadas e que experimenta aceitação cada vez maior.

Depois do OD, a amônia é a variável de qualidade da água mais importante na produção piscícola. Diversos estudos tem sido desenvolvidos para determinar, por meio de ensaios de toxicidade aguda e crônica, as concentrações máximas recomendáveis para criação de espécies de água doce, dentre as quais se encontram diversas variedades de tilápia, mas não há ainda na literatura científica relatos que estabeleçam recomendações para cultivo de tilápia GIFT.

O cultivo de peixes, em unidades para tratamento de esgoto por meio de lagoas de estabilização, ou em tanques recebendo efluentes tratados é uma prática realizada há várias décadas, e é ainda uma alternativa de geração de fontes de proteína animal para consumo humano, principalmente para comunidades de baixa renda. Estudos já apontaram as vantagens da criação dos peixes em unidades de cultivo separadas, recebendo esgoto tratado. A OMS

estabeleceu diretrizes para o uso microbiologicamente seguro dos efluentes tratados em piscicultura, e têm sido adotados critérios de projeto e operação dos tanques, em termos das cargas máximas de matéria orgânica e de nitrogênio total para evitar condições anóxicas pela degradação dos compostos orgânicos ou pelo crescimento excessivo de fitoplâncton. Há diversos relatos de mortalidades massivas de peixes criados em efluentes tratados, ou em unidades para tratamento de esgoto, e muitas das vezes os eventos estão associados à toxicidade pelos altos teores de nitrogênio amoniacal, principalmente na forma não ionizada.

O desempenho desuniforme dos sistemas de tratamento de esgoto, resultado de variações nas características do afluente e de condições ambientais faz com que as concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente sejam também pouco uniformes. A grande variabilidade do pH e temperatura em lagoas de estabilização e em tanques para piscicultura recebendo efluentes tratados, levam ao predomínio da amônia não ionizada, induzindo ao efeito altamente tóxico nos peixes. Com exceção de recomendações relativas às máximas concentrações de NH_3 em tanques para piscicultura, não há na literatura recomendações em relação à máxima quantidade de nitrogênio amoniacal total, remanescente no esgoto tratado, que pode ser disposto nas unidades de criação sem comprometer a sobrevivência e o desempenho dos animais. Perante de esta lacuna no conhecimento técnico dos sistemas de criação de peixes em efluentes tratados, é importante a realização de estudos que determinem critérios de operação relativos às taxas de aplicação superficial do nitrogênio amoniacal total a serem aplicadas nos tanques de cultivo.

5. CAPÍTULO 2. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA DA AMÔNIA NÃO IONIZADA EM TILÁPIA GIFT

Resumo

A tilápia é uma das espécies de ciclídeos mais amplamente cultivadas no mundo, com grande nível de importância para a produção piscícola brasileira, onde a segunda variedade mais relevante para o mercado nacional é a GIFT (*genetically improved farmed tilápia*). A amônia, principal produto final da digestão das proteínas pelos peixes é, depois do oxigênio dissolvido, a segunda variável mais importante na produção piscícola. Na água para piscicultura, o composto tem diversas origens, tais como a decomposição da matéria orgânica, a poluição dos corpos hídricos, os excrementos dos organismos aquáticos e a morte de florações algais. A exposição contínua ou frequente a concentrações de amônia não ionizada (NH_3) acima de certos valores causa inflamação nas brânquias, alterações comportamentais, afeta o crescimento dos peixes e produz letalidade devido à toxicidade do composto. Na presente pesquisa foram avaliados, em sistemas de recirculação para aquicultura com aquários de 20 L, os efeitos das concentrações 0,50, 0,89, 1,58, 2,81 e 5,00 mg/L de NH_3 em alevinos de tilápia GIFT, com pesos médios de 19,11, 6,54 e 0,47 g, nas densidades de estocagem 5, 10 e 20 peixes/aquário por meio de três ensaios de toxicidade aguda de 96 horas de duração. A maior susceptibilidade às concentrações de NH_3 avaliadas foi registrada nos alevinos de menor tamanho e com maior densidade de estocagem. As altas mortalidades observadas foram atribuídas aos efeitos tóxicos da NH_3 , situação que foi corroborada pelas alterações na configuração das brânquias: hiperplasia, dilatação de vasos sanguíneos, fusão lamelar, e hemorragia. Os resultados obtidos nos três ensaios de toxicidade aguda sugerem que a tilápia GIFT é uma variedade com alta tolerância aos efeitos tóxicos da amônia, superior à resistência de outras linhagens reportadas na literatura. A máxima concentração de NH_3 recomendável para criação segura de alevinos de tilápia, com peso de 0,47 g, ou acima de tal tamanho, foi de 0,48 mg NH_3 /L.

5.1 Introdução

O nitrogênio amoniacal é a segunda variável em importância na criação de peixes, depois do oxigênio dissolvido (OD) (PROENÇA e BITTENCOURT, 1994). A origem da amônia nos ecossistemas aquáticos pode obedecer a múltiplas origens, podem ser fontes

biogênicas naturais, tais como degradação da matéria orgânica e resíduos animais, ou fontes antropogênicas, como efluentes de esgoto tratado, fertilizantes agrícolas e processos de tratamento industriais (FAIRCHILD *et al.*, 2005). Na água para piscicultura o composto tem diversas possíveis origens, sendo algumas delas: a decomposição da matéria orgânica, a poluição dos corpos hídricos, os excrementos dos organismos aquáticos e a morte de florações algais.

Segundo Durborow *et al.* (1997), a amônia é o principal produto final da digestão das proteínas pelos peixes, os quais excretam o composto através das brânquias e das fezes. De acordo com Ip *et al.* (2001), aproximadamente 90% da excreção nitrogenada em muitos peixes de água doce ocorrem a través das brânquias na forma de amônia.

Segundo Chew *et al.* (2005), em solução aquosa, a amônia está presente em duas formas: amônia (NH_3), e o íon amônio (NH_4^+), cuja soma é conhecida como nitrogênio amoniacal total (NAT). A constante de equilíbrio entre a forma não ionizada (NH_3) e o íon amônio varia com o pH e a temperatura, onde o maior efeito é exercido pelo primeiro. De acordo com Eddy (2005), para água com temperatura de 10°C , o aumento em uma unidade de pH entre 7 e 8, aumenta em quase 10 vezes a concentração de NH_3 , enquanto que o aumento da temperatura de 10 a 20°C aumenta em quase 2 vezes a concentração da amônia.

Segundo Leonardo *et al.*, (2001) as brânquias são o principal local de trocas gasosas, além de estarem envolvidas nos processos de osmorregulação, equilíbrio ácido básico e excreção de compostos nitrogenados. De acordo com Baldisserotto (2002) e Jonz (2014), as brânquias são divididas em quatro arcos branquiais bilaterais e estes, por sua vez, são formados por um grande número de filamentos branquiais, os quais contêm as lamelas branquiais, onde ocorre a troca gasosa durante a respiração. A circulação do sangue dentro da lamela se faz num sentido, e a circulação da água por fora da lamela ocorre no sentido contrário, formando um sistema contracorrente que favorece a troca gasosa. As membranas das células respiratórias, isto é, o epitélio respiratório das lamelas secundárias representam 96% da superfície de troca das brânquias (ISAIA, 1984).

Segundo Levit (2010), a natureza e grau de toxicidade da amônia em peixes dependem de fatores como a forma química da amônia, a duração da exposição e etapa de vida dos peixes expostos. De acordo com Ip e Chew (2010), quando esses animais são submetidos à exposição ambiental da amônia o composto permeia através do epitélio branquial e posteriormente é transportado através do sangue para o cérebro e outros órgãos.

Segundo Pereira e Mercante (2005), a exposição contínua ou frequente a concentrações de NH_3 acima de 0,02 mg/L pode causar intensa irritação e inflamação nas brânquias.

De acordo com Le Ruyet *et al.* (1998), em sistemas de criação intensiva de peixes com altas densidades de estocagem e limitadas trocas de água, os organismos estarão expostos a níveis moderadamente altos de NH_3 com aumentos diários após as refeições. De acordo com Pescod (1992), a tolerância dos peixes à amônia varia para cada espécie. Nesse sentido, segundo Baldisserotto (2002), a partir dos dados da concentração letal CL50 é possível calcular a concentração máxima da amônia que pode estar presente na água para criação de peixes sem alterar o crescimento das espécies cultivadas.

Segundo Sprague (1971), os níveis “seguros” de poluentes na água para peixes variam comumente entre 0,01 e 0,4 vezes o valor da concentração letal. Os valores mais altos, de 0,1 a 0,4 são obtidos a partir da observação de peixes em rios poluídos e de extrapolações de níveis letais para baixos níveis de mortalidade. Os valores mais baixos, de 0,01 a 0,05 são o resultado de estudos de toxicidade crônica subletal e acumulativa. Uma alternativa para determinar o valor seguro consiste em adotar em torno de 10% da concentração letal, equivalente a $0,1 \times \text{CL}_{50}$ para 96 h de exposição (EPA, 2013).

O cultivo de tilápias, e outras espécies de ciclídeos é o tipo de aquicultura mais praticada no mundo (FAO, 2014). Segundo Fitzimmons (2000), a aquicultura de tilápia nas Américas começou com pequenos cultivos de subsistência nas décadas de 1960 e 1970. De acordo com o IBGE, em 2015 e 2016 foram produzidas no Brasil respectivamente 218,8 e 239,1 mil toneladas de tilápia, representando 26,70 e 28,97% da produção aquícola nacional, concentrados principalmente nas regiões sul e sudeste (IBGE, 2018). Segundo Oliveira (2016), entre as variedades de tilápia mais presentes no Brasil está a Chitralada e a GIFT (*genetically improved farmed tilápia*).

Em piscicultura, estudos para determinar a concentração de amônia que produz mortalidade de 50% dos peixes cultivados (CL50) são de fundamental relevância, pois a partir destes é possível determinar as concentrações do composto que podem garantir condições favoráveis à sobrevivência e ganho de peso dos organismos.

A importância do cultivo de tilápia na aquicultura mundial tem levado a conduzir diversos estudos para avaliar a toxicidade aguda de diversas variedades do peixe. Na Figura 6

estão apresentados os valores de CL50 reportados na literatura para tilápia a partir de ensaios de toxicidade aguda com diferentes durações.

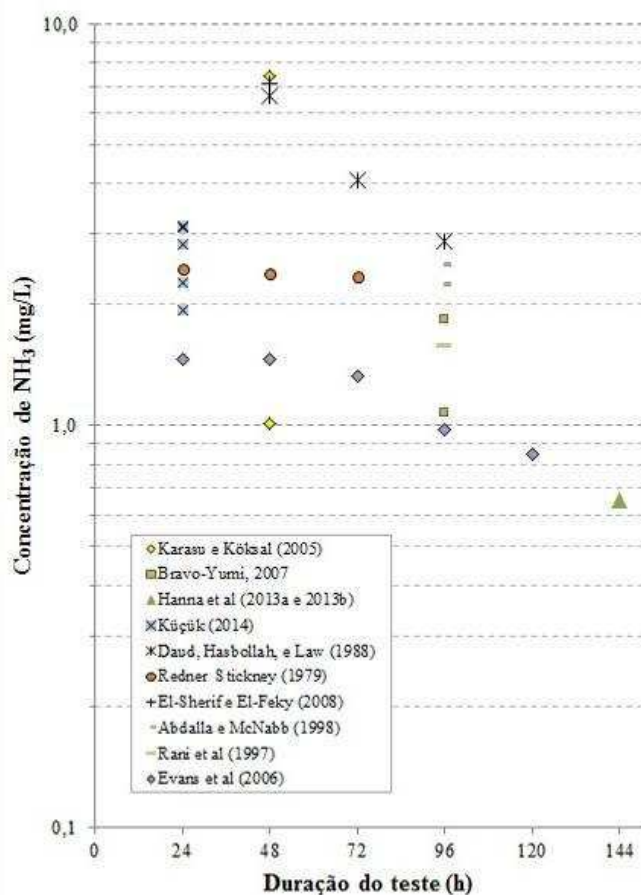


Figura 6. Valores de CL50 para tilápia em diversas durações dos ensaios de toxicidade aguda.

Nas pesquisas disponíveis na literatura, há relatos de estudos conduzidos nas seguintes variedades de tilápia: tilápia áurea (REDNER e STICKNEY, 1979), tilápia vermelha: híbrido *Oreochromis mossambicus*/*O. niloticus* (DAUD *et al.*, 1988), *Oreochromis mossambicus* (RANI *et al.*, 1998), *O. niloticus* (ABDALLA e MCNABB, 1998), *Oreochromis niloticus* L. (BENLI e KÖKSAL, 2005), tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* (EVANS *et al.*, 2006), tilápia vermelha *Oreochromis sp.* (BRAVO-YUMI, 2007), tilápia nilótica *O. niloticus* (EL-SHERIF e EL-FEKY, 2008), tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* (HANNA *et al.*, 2013a e 2013b), tilápia azul *Oreochromis aureus* (Küçük, 2014).

Os efeitos da toxicidade de certas substâncias nos peixes podem ser observados a través do estudo de alterações na configuração das brânquias. Segundo Leonardo *et al.* (2001), tais órgãos são estruturas vitais para a saúde dos peixes, por ser o principal local de trocas gasosas, e por estar envolvidos nos processos de osmorregulação, equilíbrio ácido básico e excreção de compostos nitrogenados. As brânquias dos teleosteos possuem quatro

pares de arcos, e para cada arco há numerosos filamentos branquiais, que suportam milhares de lamelas (HWANG e LIN, 2014).

Devido ao estreito contato das brânquias com os poluentes em água contaminada, as substâncias tóxicas podem causar danos na estrutura e nas funções desses órgãos (ROMÃO et al., 2006). Por tal motivo, as alterações histológicas da brânquia são reconhecidas como um método rápido e válido para determinar os danos causados pela exposição a diferentes poluentes nos peixes (GARCIA-SANTOS et al., 2007). De acordo com Castro et al. (2014), alterações encontradas em brânquias podem ser utilizadas como meio de identificar a ação de compostos químicos nos peixes, além de servir como uma ferramenta do monitoramento ambiental. Pesquisadores como Benli e Köksal (2005), El-Sherif e El-Feky (2008) e El-Shebly e Gad (2011) avaliaram os efeitos da toxicidade da amônia em peixes a partir das análises de alterações histológicas nas brânquias de tilápia.

Não há estudos na literatura relativos à toxicidade aguda de NH_3 em tilápia GIFT, e devido ao crescente grau de importância desta linhagem, é de grande relevância a realização de pesquisas que permitam determinar os máximos níveis de concentração de NH_3 que possam propiciar o cultivo seguro dos peixes para garantir alta sobrevivência e bom desempenho zootécnico. O objetivo principal da presente pesquisa foi avaliar, em condições de laboratório controladas, os efeitos agudos produzidos por diversas concentrações de NH_3 e diferentes densidades de estocagem de indivíduos de tilápia GIFT, para determinar a concentração CL50 e concentrações seguras da NH_3 para cultivo das tilápias.

5.2 Material e métodos

Na presente pesquisa foram conduzidos três experimentos para estudar a toxicidade aguda da amônia em alevinos e juvenis de tilápia GIFT, sexualmente revertidos, a partir da avaliação dos fatores concentração de NH_3 e densidade de estocagem de peixes. Nos ensaios de toxicidade aguda foram avaliadas várias concentrações de NH_3 , além de um controle, segundo é recomendado pela Norma Brasileira NBR 15088 (ABNT, 2004). Na Figura 7 é apresentado um fluxograma com as principais atividades desenvolvidas durante a pesquisa.

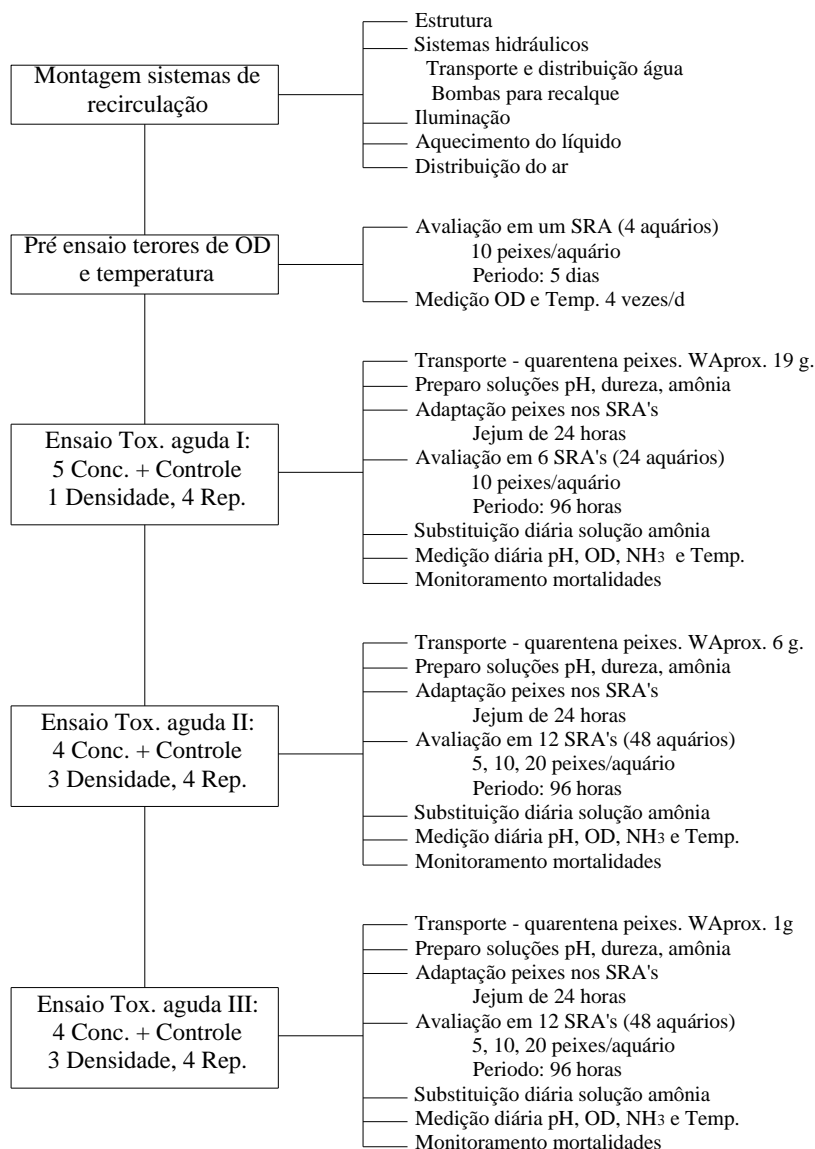


Figura 7. Fluxograma das principais atividades realizadas na fase de ensaios de toxicidade aguda.

5.2.1 Local para desenvolvimento da pesquisa e montagem dos experimentos

As pesquisas foram conduzidas no município de Viçosa, Estado de Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W), dentro do campus da Universidade Federal de Viçosa – UFV-, no Laboratório de Nutrição e Produção de Organismos Aquáticos Ornamentais do Departamento de Zootecnia da UFV, coordenado pelo Professor Eduardo Arruda Teixeira Lanna. Para a montagem dos experimentos foram instalados módulos de prateleiras em estrutura metálica, nos quais foram instalados sistemas de recirculação de água (SRA) em aquários retangulares com volume útil individual de 20 L; cada prateleira tinha um sistema de iluminação por luz branca, e em cada SRA foi feito o controle da temperatura da água nos aquários por meio de termostatos.

Na Figura 8 está apresentada a sequencia de montagem da infraestrutura necessária para os ensaios de toxicidade aguda.



Figura 8. Montagem dos experimentos no laboratório para os ensaios de toxicidade aguda. Preparo (8a) e pintura dos elementos estruturais principais (8b), pintura da base externa dos aquários (8c), montagem das redes hidráulicas principais, pintura das prateleiras e das paredes (8d), montagem das prateleiras (8e), instalação elétrica do sistema de iluminação (8f), disposição dos diferentes aquários (8g), montagem das caixas-sedimentadores e do sistema hidráulico para coleta dos efluentes dos aquários e para recalque do líquido (8h), testes do funcionamento hidráulico geral (8i).

Cada SRA independente, para manutenção de cada concentração de NH_3 avaliada, esteve composto por uma calha de coleta dos efluentes dos respectivos aquários do sistema, por meio de uma tubulação de 75 mm de diâmetro cortada ao meio e montada com declividade de 1% para favorecer o fluxo do líquido efluente ao tanque sedimentador.

Os aquários retangulares plásticos possuíam saída lateral através de segmentos de tubo PVC de 20 mm, por meio de um furo com malha de nylon, localizado a 4 cm do fundo para propiciar a remoção de sólidos sedimentados e evitar a saída dos peixes. Cada saída tinha uma serie de três joelhos encaixados, não colados, os quais permitiram variar a declividade do tubo de saída, para dessa maneira controlar o nível de água dos aquários. A extremidade final do tubo estava conectada a um pedaço de mangueira plástica transparente, que facilitou a disposição do efluente dentro da calha de coleta.

Nos sedimentadores de cada SRA foram dispostos aquecedores e termostatos para manter a temperatura da água em torno dos 28°C. Uma bomba para máquina de lavar roupa marca Robertshaw modelo BAV1100-01UC, localizada na parte externa de cada sedimentador, realizou a sucção e recalque da água para sua disposição controlada nos aquários por meio de uma tubulação principal de 15 mm, com ramais independentes e registros plásticos individuais para cada aquário.

O ar injetado nos aquários foi gerado por um soprador marca SIEMENS modelo 1La7097 de 4 HP, e distribuído por tubos de PVC com diâmetros que foram reduzidos de maneira progressiva desde 50 mm a 20 mm. O ar foi injetado em cada aquário por meio de mangueiras de silicone transparente, que na extremidade final tinham pedras porosas para facilitar a geração de pequenas bolhas de ar e facilitar a transferência do oxigênio para o líquido armazenado em cada aquário.

5.2.2 Concentrações de NH₃ avaliadas, reagentes utilizados

As concentrações de amônia avaliadas nos ensaios de toxicidade aguda foram determinadas a partir de uma escala logarítmica, de acordo com o procedimento reportado por Benli e Köksal (2005), Bravo (2007), e Alcaraz *et al.* (2008), como se apresenta a seguir:

- Controle do teste: sem adição da amônia: 0,0 mg/L de NH₃
- Concentração máxima a ser avaliada: 5,0 mg/L de NH₃
- Logaritmo da concentração máxima (5,0 mg/L de NH₃) = 0,69897
- Concentração mínima a ser avaliada: 0,5 mg/L de NH₃
- Logaritmo da concentração mínima (0,5 mg/L de NH₃) = -0,30103

A diferença dos valores dos logaritmos foi: $\text{Log } 5 - \text{Log } 0,5 = 0,69897 - (-0,30103) = 1,0$. Tal valor foi dividido entre o número de concentrações equidistantes a serem avaliadas (4) = ¼; ou seja, 0,25 unidades log., cujos valores estão listados na Tabela 17.

Tabela 17. Concentrações de NH₃ avaliadas nos ensaios de toxicidade aguda

Valor do logaritmo (x)	Concentração de NH ₃ (10 ^x)
0,69897	5,00 mg/L
0,44897	2,81 mg/L
0,19897	1,58 mg/L
-0,05103	0,89 mg/L
-0,30103	0,50 mg/L

A literatura apresenta duas principais opções para inclusão de amônia na água por meio da adição de soluções de carbonato de amônio (NH₄)₂CO₃ ou de cloreto de amônia NH₄Cl, segundo o reportado respectivamente por Wang *et al.* (2007) e por Selvakumar e Madhavi (2015). Para os ensaios de toxicidade aguda decidiu-se trabalhar com NH₄Cl, pois autores como Redner e Stickney (1979), Daud *et al.* (1988), Benli e Köksal (2005) e Hanna *et al.* (2013a e 2013b) reportaram o uso desse composto em ensaios realizados com tilápia. As concentrações de NH₃ testadas foram preparadas por meio da adição de solução estoque padrão de amônio com 1000 ppm, de acordo com a metodologia 4500-Norg.D do Standard Methods (APHA, AWWA, e WPCF, 2005).

A solução foi preparada no Laboratório de Controle da Qualidade da Água da Divisão de Água e Esgotos da UFV, utilizando cloreto de amônio anidro (NH₄Cl) P. A. ACS ISO Marca VETEC, industrializado por Sigma Aldrich-Brasil, pesado em balança analítica eletrônica digital marca Shimadzu, modelo AY220 com sensibilidade de 0,0001 g. O cloreto de amônio anidro foi diluído em água proveniente de um deionizador marca Permuton (Brasil), modelo DE 1800.

5.2.3 Preparo e disposição das soluções nos aquários, controle de variáveis de qualidade da água

Nos ensaios de toxicidade foi ajustado o pH inicial da água para um valor de 7,5 e a dureza total da água foi corrigida para uma concentração entre 40 e 48 mg/L de CaCO₃, segundo estabelecido pela Norma Brasileira NBR 15088 (ABNT, 2004); a correção foi feita por meio da adição das soluções 1 e 2 descritas pela Norma citada e cuja composição é apresentada na Tabela 18.

Para efeitos do monitoramento, ao longo dos experimentos, diariamente às 7 a.m., nos aquários que funcionaram como sedimentadores-caixa de sucção, foram monitoradas as variáveis oxigênio dissolvido (OD) e pH, assim como o nitrogênio amoniacal total (NAT) final. Esse procedimento foi feito nos três ensaios de toxicidade antes de realizar a

substituição da solução de cloreto de amônio, prévio ajuste da dureza, com correções de pH para um valor de 7,5 por meio da adição de NaOH 0,1N ou HCl 0,1N.

Tabela 18. Soluções para preparo da água de diluição

Solução	Reagente	Quantidade (mg)	Preparo
1	Sulfato de cálcio diidratado (CaSO ₄ .2H ₂ O)	1500	Dissolver e diluir a 1000 mL com água processada
	Cloreto de potássio (KCl)	200	
2	Bicarbonato de sódio (NaHCO ₃)	4800	Dissolver e diluir a 1000 mL com água processada
	Sulfato de magnésio heptaidratado (MgSO ₄ .7H ₂ O)	6100	

Fonte: Adaptado da Norma Brasileira NBR 15088 (ABNT, 2004)

A preparação de água de diluição consistiu na adição de 20 mL da solução 1 e 10 mL da solução 2 em 970 mL de água processada (água com condutividade menor que 10 µS/cm, após tratamento por destilação, desionização ou ultrapurificação).

Segundo a Norma, caso a dureza da água seja menor que 40 mg de CaCO₃/L, deverá ser calculado o volume da solução 1 e da solução 2 a ser adicionado, considerando que, para cada miligrama de dureza a ser aumentado, deve ser acrescentado 0,5 mL da solução 1 e 0,25 mL da solução 2, avolumando para 1000 mL.

Para substituição diária da água dos aquários e dos sedimentadores nos SRA dos tratamentos e do controle foi utilizada água da torneira, armazenada diariamente em quatro caixas plásticas, cada uma com volume efetivo individual de 180 L, além de uma caixa de água plástica circular com 150 L de volume efetivo, para totalizar 870 L de água que foi desclorada por meio da adição de solução de tiosulfato de sódio e injeção de ar com pedras porosas.

A medição do pH inicial, assim como a do OD e temperatura nas caixas de sucção dos tratamentos foi realizada por meio de uma sonda multi-parâmetro marca HACH (USA), modelo HQ40d. Para medição do NH₃ foi utilizada uma sonda ISENH318101, marca HACH, Loveland-Colorado USA -2013-, a qual apresenta uma gama de detecção entre os 0,01 mg/L (5*10⁻⁷ M) e 14000 mg/L (1 M) como NH₃-N. A sonda é uma combinação digital de um eléctrodo que seleciona amoníaco de detecção de gás e um sensor de temperatura, cuja calibração é realizada por meio de soluções padrão de 1, 10, e 100 mg/L de NH₃. O intervalo de trabalho da sonda é para valores de pH ≥11, que são alcançados por meio de uma solução de ajuste da força iónica de amoníaco. A mistura do ajustador de força iônica com as amostras

de líquido foi feita por meio de agitador magnético marca Fisatom (Brasil), modelo 752A, e as medições do pH em bancada de laboratório foram feitas por meio do pHmetro Digimed DM-2P, Digicrom Analytical.

Antes de conduzir os experimentos de toxicidade propriamente ditos, foi realizado um ensaio preliminar para avaliar a capacidade dos SRA para manter os teores de OD no líquido dos aquários dentro dos limites recomendados.

5.2.4 Procedimentos gerais adotados

Os ensaios de toxicidade aguda foram conduzidos com base nos procedimentos recomendados pela Norma Brasileira NBR 15088 ABNT (2004). Como a amônia é um composto volátil, os ensaios foram do tipo semi-estático, com substituição das soluções a cada 24 h. Uma vez que os aquários não podiam ser esvaziados totalmente para fazer a substituição de 100% da solução, pois teria comprometido a saúde dos peixes, realizou-se a substituição de 85% do volume por dia nas unidades experimentais, e de 100% do volume por dia nos aquários que funcionaram como sedimentadores em cada SRA. Seguindo a recomendação da Norma, foi adotado um foto período de 12 h luz para os peixes; adicionalmente foi feita a correção da dureza para valores entre 40 e 48 mg/L de CaCO₃ por meio da adição das Soluções 1 e 2 segundo a composição apresentadas na Tabela 18. A água utilizada recebeu aeração previa, e foi feita a correção do pH para um valor de 7,5 pela adição de solução de ácido clorídrico (HCl) ou de solução de hidróxido de sódio (NaOH).

Variáveis físicas e químicas

Para controlar a qualidade do líquido utilizado nos diferentes tratamentos dos experimentos foram monitorados diariamente, seguindo as disposições metodológicas definidas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 2005):

- Nitrogênio amoniacal -N-NH₃- (4500-NH₃C);
- Oxigênio dissolvido, método membrana eletrodo (4500-O G);
- pH, método eletrométrico (4500-H B);
- Temperatura, método termo-elétrico (2550 B);

Durante os ensaios de toxicidade, diariamente às 7 horas foram monitoradas nos aquários as variáveis OD, pH e temperatura; e nas caixas de sedimentação e recalque foram coletadas amostras para medição do nitrogênio amoniacal total final. Isso foi feito antes de realizar a substituição da solução de cloreto de amônio –prévio ajuste da dureza- com correções de pH para um valor de 7,5, geralmente por meio da adição de NaOH 0,1N, pois o

cloreto de amônia diminui o pH da água. Nos casos que o pH ficou acima do valor pretendido foi utilizado HCl 0,1N.

5.2.5 Manejo dos peixes utilizados nos experimentos

As tilápias da linhagem GIFT utilizadas nos experimentos foram produzidas na Fazenda Experimental da EPAMIG, localizada no município de Leopoldina MG. Os peixes foram transportados em sacos plásticos com 60% do volume ocupado por oxigênio puro, e foram mantidos em tanques de 300 L para quarentena, localizados no LabNut do Departamento de Zootecnia da UFV, para propiciar a adaptação dos peixes às condições próprias de sistemas de recirculação. Foi praticada a substituição diária de 10% do volume total de água do sistema e os peixes eram alimentados três vezes por dia com ração comercial com 40% de proteína. Para evitar a eventual propagação de doenças e manter as condições sanitárias dos peixes, foi adicionado sal marinho nas caixas duas vezes por semana.

Após a quarentena, as tilápias foram transferidas para o laboratório de peixes ornamentais. Para a distribuição dos animais em cada experimento foram realizadas biometrias iniciais dos peixes recebidos, prévia disposição destes em baldes com água do sistema de recirculação com adição de solução de eugenol. As metodologias para transporte e medição dos peixes foram devidamente aprovados pela CEUAP da UFV, por meio do protocolo no. 43/2016, aprovado no dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2). Os critérios e as metodologia adotados para sedação dos peixes serão explicados posteriormente no item 5.2.9.

Nos três ensaios de toxicidade, com o propósito de adaptar os peixes às condições dos sistemas de recirculação dispostos para os experimentos, as tilápias foram mantidas nos aquários por um período de pelo menos nove dias. Durante o tempo de adaptação, os peixes foram alimentados com ração comercial com 40% de proteína. A taxa de alimentação adotada foi de 4% do peso vivo por dia, e foram fornecidas três refeições diárias, determinadas em função do peso vivo das tilápias, a partir dos valores típicos apresentados nas Tabelas 5 e 6.

Durante o período de adaptação, foi feita a circulação permanente da água, e a substituição diária de 10% do volume com água previamente desclorada, por meio de aeração por 24 horas, além da adição de solução de tiosulfato de sódio com concentração de 10%. Em caso de eventuais mortalidades foi prevista a substituição dos peixes com animais do mesmo lote e peso similar ao registrado no momento da morte; tais peixes foram mantidos nos tanques de quarentena do LabNut. O início dos experimentos foi definido a partir do momento em que não tenham sido registradas mortalidades, nem substituição de peixes, por 3 dias consecutivos, e que a mortalidade nos últimos sete dias não tenha sido maior do que 5%.

5.2.6 Pré-ensaio para avaliar teores de OD pela simples circulação

Uma vez que a Norma NBR 15088 (ABNT, 2004) estabelece como um dos requisitos para ensaios de toxicidade aguda a manutenção da concentração do OD acima de 4,0 mg/L, foi conduzido um ensaio preliminar, com 5 dias de duração, para determinar se a recirculação do líquido conseguiria manter os teores do gás acima do valor de referência.

Um dos SRA foi selecionado ao acaso, cujos quatro aquários e o respectivo sedimentador foram cheios com água previamente desclorada. A partir do momento em que a bomba de recalque do líquido foi ligada e o sistema começou a recirculação da água, em cada um dos aquários foram dispostos 10 tilápias GIFT, para determinar se a transferência do oxigênio pela circulação da água era suficiente para compensar a redução na concentração do gás pela respiração das tilápias, as quais permaneceram em condição de jejum durante o experimento.

Diariamente, por meio de uma sonda multiparâmetro HQ40d marca HACH Loveland-Colorado USA (2013), foram medidos quatro vezes por dia o OD e a temperatura. No final do teste foram desmontados os aquários, lavados, desinfetados e secados ao ar e na sombra para seu retorno ao laboratório.

5.2.7 Primeiro ensaio de toxicidade aguda

5.2.7.1 Descrição do ensaio

No experimento foi estudada a toxicidade aguda produzida pelo fator concentração da amônia não ionizada em juvenis de tilápia GIFT. Foram avaliados cinco níveis do fator, que definiram os tratamentos: T1: 0,50; T2: 0,89; T3: 1,58; T4: 2,81; T5: 5,00 mg/L de NH₃, mais um controle, sem adição da solução padrão de cloreto de amônio. A variável resposta estudada foi a mortalidade dos peixes nas unidades experimentais conformadas pelos aquários de 20 L.

5.2.7.2 Delineamento experimental

O experimento foi instalado no delineamento inteiramente casualizado, onde cada tratamento, além do controle, foram montados com quatro repetições para uma densidade de estocagem de 10 tilápias GIFT, totalizando 240 peixes, com peso médio individual de 19,11 ± 5,10 g. Já que no experimento a densidade de estocagem nos aquários foi de 10 peixes, a densidade de biomassa por unidade de volume mantida foi de 9,56 kg/m³, que esteve abaixo dos valores de capacidade de suporte reportados por Kubitza (2000a) para SRA com aeração, entre 20 e 60 kg/m³. Tal condição garantiu o bem estar dos peixes, e foi devidamente

aprovada pela CEUAP da UFV, mediante protocolo no. 43/2016, aprovado no dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2).

A partir dos resultados de mortalidade foi feita análise de variância para avaliar eventuais efeitos significativos dos níveis do fator concentração de NH_3 na variável resposta. A Figura 9 apresenta uma ilustração gráfica da disposição dos aquários e sentidos de fluxo do líquido para um dos SRA utilizados.

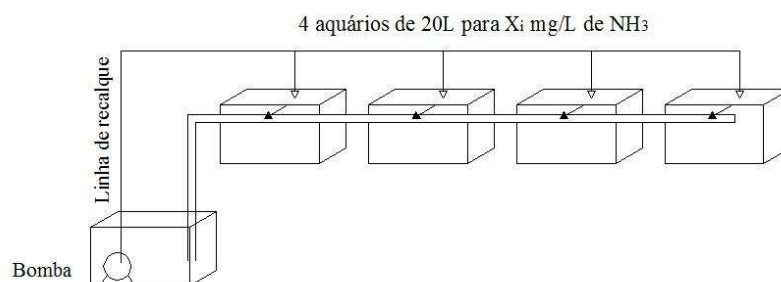


Figura 9. Ilustração de um sistema de recirculação utilizado no primeiro ensaio de toxicidade aguda.

A disposição dos seis SRA utilizados para o experimento foi randomizada pelo sorteio entre os 12 sistemas inicialmente montados no laboratório. Em cada SRA foram dispostas as 4 repetições, valor acima dos recomendados pela Norma NBR 15088 (ABNT, 2004), de uma repetição, e por Martínez e Espinosa (2008), de pelo menos três repetições para ensaios de toxicidade aguda.

Antes do início do experimento propriamente dito, foram conduzidas experiências preliminares para padronizar os mecanismos e protocolos de troca de água, controle das concentrações da amônia, coleta e análise de amostras para medição das variáveis de qualidade de água, manipulação dos peixes e determinação do peso para cálculo dos parâmetros produtivos.

5.2.8 Segundo e terceiro ensaios de toxicidade aguda

5.2.8.1 Descrição do ensaio

No segundo e terceiro experimentos foram estudados os efeitos de dois fatores: concentração de NH_3 e densidade de estocagem das tilápias GIFT. Foram avaliados quatro níveis para o fator concentração de amônia: 0,89, 1,58, 2,81 e 5,00 mg NH_3/L , assim como três níveis do fator densidade de estocagem dos peixes: 5, 10 e 20 tilápias por aquário, além de um controle, sem adição de amônia, para cada densidade de estocagem, com quatro repetições por tratamento. A variável resposta estudada foi a mortalidade dos peixes nos tratamentos dispostos nas unidades experimentais, conformadas pelos aquários de 20 L.

Os tratamentos obtidos pela combinação dos níveis dos fatores avaliados estão descritos na Tabela 19.

Tabela 19. Tratamentos avaliados no segundo e terceiro ensaios de toxicidade aguda

Tratamento	Concentração NH ₃ (mg/L)	Densidade estocagem (peixes/aquário)	Combinação dos níveis
Controle	0,0	5	C0-D1
Controle	0,0	10	C0-D2
Controle	0,0	20	C0-D3
T1	0,89	5	C1-D1
T2	0,89	10	C1-D2
T3	0,89	20	C1-D3
T4	1,58	5	C2-D1
T5	1,58	10	C2-D2
T6	1,58	20	C2-D3
T7	2,81	5	C3-D1
T8	2,81	10	C3-D2
T9	2,81	20	C3-D3
T10	5,00	5	C4-D1
T11	5,00	10	C4-D2
T12	5,00	20	C4-D3

Os pesos médios dos peixes utilizados no segundo e terceiro experimentos foram respectivamente de $6,54 \pm 1,94$ g e $0,47 \pm 0,21$ g. Uma vez que nos dois ensaios, a máxima densidade de estocagem nos aquários foi de 20 peixes, as densidades de biomassa por unidade de volume mantidas no segundo e terceiro experimentos foram respectivamente de 6,54 e 0,47 kg/m³, as quais estiveram abaixo dos valores de capacidade de suporte reportados por Kubitzka (2000a) para SRA com aeração, entre 20 e 60 kg/m³. Tais condições garantiram o bem estar dos animais nas unidades de criação experimentais e foram devidamente aprovadas pela CEUAP da UFV, pelo protocolo no. 43/2016, aprovado no dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2).

5.2.8.2 Delineamento experimental

Os dois experimentos foram instalados segundo um esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas as concentrações de NH₃ (4 níveis, além do controle sem adição de amônia), e nas subparcelas as densidades de estocagem (3 níveis) no delineamento inteiramente casualizado com 4 repetições, totalizando 700 tilápias GIFT com peso médio de 6,54 g para o segundo experimento, e 700 tilápias com peso médio de 0,47 g para o terceiro ensaio de toxicidade aguda.

Num primeiro estágio, e devido a que as parcelas foram similares, a distribuição dos níveis do fator concentração da amônia nas parcelas (sistemas de recirculação) dentro do laboratório foi sorteada inteiramente ao acaso, segundo recomendado por Vieira e Hoffmann (1989). Posteriormente, num segundo estágio, foi casualizada a disposição dos três níveis do fator densidade de estocagem (subparcelas) dentro de cada parcela.

Um exemplo da disposição espacial das unidades de criação que conformaram os tratamentos dentro do laboratório é apresentado na Figura 10, na qual estão ilustrados os tratamentos e as repetições dos aquários localizados na área mais próxima à entrada do laboratório. Devido à limitação de espaço, após a finalização do ensaio foi montado o controle em 5 SRA selecionados de maneira aleatória, cada um deles composto por aquários com 5, 10 e 20 peixes provenientes do mesmo lote de cada ensaio.

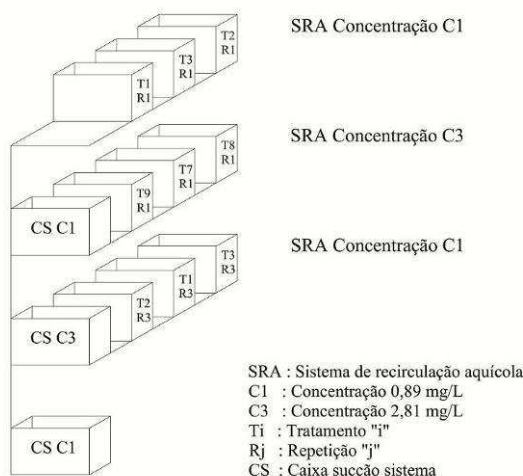


Figura 10. Esquema da disposição espacial dos tratamentos avaliados.

Na Figura 11 é apresentada uma fotografia que ilustra a disposição de um sistema de aquários com concentração C2 (1,58 mg NH₃/L), no nível inferior da linha de prateleiras.



Figura 11. Disposição do sistema de recirculação para concentração 1,58 mg/L de NH₃.

Foram realizadas análises de variância dos resultados para determinar se houve ou não efeito significativo dos fatores e seus respectivos níveis na mortalidade dos peixes, e foram aplicados os testes respectivos para identificar as diferenças entre os tratamentos. Para tal fim foi utilizado o software R.

5.2.9 Sedação dos peixes

Durante os experimentos, os peixes foram manipulados, pois foi necessário realizar biometrias para determinar pesos iniciais, ganhos de peso, e pesos finais, o que estabeleceu a necessidade de realizar sedação para minimizar o estresse dos animais. Da mesma maneira, foi necessário sedar alguns alevinos com o propósito de selecionar, após a respectiva eutanásia, amostras de tecidos branquiais para posteriormente observar em microscópio os efeitos da toxicidade aguda pelas diferentes concentrações de amônia nos peixes. Tais atividades foram aprovadas para a presente pesquisa pela Comissão de Ética no Uso de Animais de Produção da UFV pelo protocolo 43 de 2016, aprovado pelo CEUAP-UFV o dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2).

Dentre os diversos anestésicos de origem natural disponíveis no mercado, encontra-se o óleo de cravo, obtido da destilação das folhas, caule e flores do cravo-da-índia (*Syzygium aromaticum*), que segundo Mazzafera (2003) apresenta mais de 70% de eugenol na sua composição. O eugenol tem sido amplamente utilizado para facilitar o manuseio e a realização de procedimentos cirúrgicos em vários tipos de peixes pela indução dos diversos estágios sequenciais de anestesia descritos por Woody *et al.* (2002), a saber: (1) diminuição do movimento opercular, (2) perda esporádica de equilíbrio, (3) perda total de equilíbrio, incapacidade de recuperar a posição vertical, (4) perda de resposta ao estímulo.

Alguns dos estudos que tem avaliado o uso do eugenol como sedante ou anestésico e as espécies de peixes nas quais foi utilizado são: Woody, Nelson e Ramstad (2002): salmão-vermelho (*Oncorhynchus nerka*); Kildea, Allan e Kearney (2003): perca prateada (*Bidyanus bidyanus*); Ribas *et al.* (2007): linguado-branco (*Solea senegalensis*); Guénette *et al.* (2007): truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*); Delbon e Ranzani Paiva (2012): tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*); Ribeiro *et al.* (2015): tilápia do Nilo; Boijink *et al.* (2016): tambaqui (*Colossoma macropomum*); Balamurugan *et al.* (2016): peixe palhaço (*Amphiprion sebae*).

Com base nas informações acima citadas, foram utilizadas soluções de eugenol com concentrações da ordem de 100 mg/L para induzir a anestesia nos peixes nos processos de manipulação para biometria, assim como para disposição nos tratamentos na montagem dos

experimentos (Figura 12), segundo recomendado por Delbon e Ranzani Paiva (2012) para pesquisas com tilápia, e cujos protocolos foram devidamente aprovados pela CEUAP da UFV, por meio do protocolo no. 43/2016, aprovado no dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2).



Figura 12. Fotografias da biometria e seleção dos peixes para os ensaios de toxicidade aguda. Manipulação para biometria (12a), disposição dos peixes nos aquários (12b), aquários com tilápias segundo a disposição dos tratamentos (12b, 12c).

Para confirmar os resultados dos ensaios de toxicidade, em termos dos efeitos agudos, foram realizadas análises histológicas de brânquias, segundo os procedimentos que serão descritos nos parágrafos a seguir.

5.2.10 Amostragem e preparação de material biológico para análises histológicas

Durante os ensaios de toxicidade aguda com os três tamanhos de tilápia, além do registro das mortalidades, foi realizada a eutanásia em cinco peixes de cada um dos aquários que conformaram os diferentes tratamentos, assim como dos respectivos controles. A eutanásia nos peixes, que de acordo com o CONCEA (Brasil, 2016), é o modo de eutanasiar o animal, sem dor e com mínimo estresse, foi realizada para retirar amostras de tecidos das brânquias, com o propósito de observar os efeitos agudos das concentrações de amônia nesses órgãos e verificar se tais efeitos conduziram à mortalidade.

Para realizar a eutanásia, os peixes selecionados foram submetidos ao efeito da anestesia por meio de sua imersão em solução aquosa de eugenol, que é um dos agentes externos recomendados pelo CONCEA (Brasil, 2015) para uso em eutanásia de peixes. A concentração de eugenol utilizada esteve acima de 175 mg/L, de acordo com o recomendado por Ribeiro et al. (2015), até observar a detenção da função respiratória, momento em que foram retirados da solução e posteriormente pesados em balança, previa remoção do líquido superficial da pele por meio de um pano, imagens destes procedimentos estão apresentadas na

Figura 13. Os protocolos aplicados foram aprovados pela CEUAP da UFV, por meio do protocolo no. 43/2016, aprovado em junho 24 de 2016 (Anexo 2).



Figura 13. Registro fotográfico da sequência para preparação dos peixes para eutanásia. Anestesiado dos peixes em solução aquosa de eugenol (13a), detenção da função respiratória das tilápias (13b), pesado dos peixes em balança digital (13c).

Segundo Caputo, Gitirana e Manso (2010), a fixação visa interromper o metabolismo celular, estabilizando as estruturas e os componentes bioquímicos intra e extracelulares, preservando e conservando os elementos teciduais. De acordo com Conroy e Conroy (1987), os propósitos dos líquidos fixadores são: evitar autólise e putrefação, solidificar material coloidal, preservar os constituintes celulares e tissulares e endurecer os tecidos brandos para facilitar o seu manejo durante a dissecação.

Para garantir a preservação dos tecidos, nas mortalidades, assim como nos peixes selecionados para eutanásia, foram abertas as cavidades ventrais, realizando cortes inferiores externos entre o ânus e a região que antecede o início da cavidade bucal (Figuras 14a, 14b), com o propósito de deixar expostos os órgãos internos ao efeito de uma solução fixadora.



Figura 14. Registro fotográfico da sequência para preservação dos peixes estudados nas análises histológicas. Abertura cavidade ventral dos peixes (14a, 14b), colocação dos peixes em frascos plásticos contendo o fixador (14c).

Segundo Timm (2005), os agentes fixadores mais comumente utilizados são o formol tamponado e o líquido de Bouin, e que o formol, por ser mais acessível e de uso simples, é o fixador mais utilizado nas técnicas histológicas. O agente utilizado nos experimentos foi o fixador paraformaldeído 4% tamponado, os peixes foram colocados dentro de frascos

plásticos contendo o fixador (Figura 14c) e foram mantidos durante um tempo acima de 24 horas, para posteriormente fazer a extração dos fragmentos de tecido da região mediana do segundo arco branquial (Figura 15a).

Segundo Guzmán *et al.* (2009), para a desidratação do material fixado, é recomendável a colocação em soluções de álcool/água em concentrações crescentes até o uso de álcool puro. Posteriormente, de acordo com Caputo *et al.* (2010), segue a clarificação ou diafanização, que visa remover completamente o álcool do interior dos tecidos, preparando-os para a futura penetração da parafina ou resina.

Os procedimentos acima comentados foram utilizados na preparação histológica de brânquias de tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) por autores como Leonardo *et al.* (2001), Santos *et al.* (2007) e Virgens *et al.* (2015). Da mesma maneira, esses procedimentos também foram aplicados por Rojas *et al.* (2013), nas análises histológicas de brânquias, fígado e rins de tambaqui (*Colossoma macropomum*).

Na presente pesquisa, a desidratação foi realizada pela disposição dos fragmentos em série etanólica crescente, de acordo com a seguinte sequência: álcool 70%, 80%, 90%, 95%, álcool absoluto (Figura 15b), com trocas a cada 30 minutos, como descrito por Condessa (2009) e Santos *et al.* (2012). Foi realizada a pré-infiltração (*overnight*), e a inclusão dos fragmentos em glicol-metacrilato (Historesin®, Leica) utilizando moldes plásticos (Figura 15c), os quais foram posteriormente colados a pequenos blocos de madeira como (Figura 15d).

De acordo com Caputo, Gitirana e Manso (2010), para analisar os tecidos ao microscópio de luz, estes devem ser seccionados em fatias bem finas e uniformes, cuja espessura recomendável varia entre 4 a 6 µm. Na presente pesquisa foram feitas seções semi-seriadas de 3 µm de espessura, para tal fim foi utilizado micrótomo rotativo marca Leica, modelo RM 2255 (Figura 15d), utilizando-se navalhas de vidro.

Foi elaborada uma lâmina a partir das seções obtidas de cada bloque de resina, como é ilustrado nas Figuras 15f e 15g. Em cada lâmina foram dispostas diversas seções do mesmo bloco; a cada 13 rodadas do micrótomo, a seção 14 foi selecionada para fazer parte do grupo que conformou cada lâmina.

De acordo com Timm (2005), é necessário realizar a coloração dos cortes para a visualização das estruturas do tecido, para o material analisado na presente pesquisa foi utilizado azul de toluidina e borato de sódio 1%, montadas com Entellan® (Merck), como pode ser observado na Figura 15h. A Figura 15i ilustra uma imagem das lâminas após o

processo de coloração. Todos os processos destinados à preparação do material para as análises histológicas foram desenvolvidos no Laboratório de Biologia Estrutural da UFV a partir dos protocolos previamente descritos por Condessa (2009) e Santos et al. (2012).



Figura 15. Fotografias da preparação do material histológico a partir das brânquias dos peixes. Extração de fragmentos de brânquias (15a), soluções para desidratação do material histológico (15b), inclusão de fragmentos em glicol-metacrilato (15c), blocos com fragmentos do material (15d), micrótomo rotativo marca Leica, modelo RM 2255 (15e), preparação de lâminas com seções semi-seriadas de 3 µm de espessura (15f, 15g), aplicação de corante nas lâminas (15h), aparência final de lâminas (15i).

As alterações ou danos, induzidos pelas diferentes concentrações de amônia, causados aos tecidos branquiais dos organismos testados, registrados nas lâminas do material histológico (Figura 15i), foram analisadas sob microscopia de luz (microscópio Olympus BX-50) e fotografadas em microscópio óptico Olympus CX40 no Laboratório de Sistemática Molecular (BEAGLE).

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Ensaio para avaliação dos teores de OD pela simples circulação

Os pesos médios dos 10 peixes dispostos em cada aquário do SRA selecionado foram respectivamente para os aquários 1, 2, 3 e 4 de $15,40 \pm 3,32$; $16,78 \pm 3,88$; $14,87 \pm 5,93$ e $13,54 \pm 5,14$ g.

A temperatura registrada nos quatro aquários permaneceu praticamente uniforme durante o dia, pois o laboratório permaneceu fechado e apresentou condições que favoreceram o isolamento térmico por meio da colocação de plásticos nas janelas. Na Tabela 20 estão as concentrações de OD para cada aquário, e as temperaturas médias do SRA.

Tabela 20. Concentrações médias de OD (mg/L) registradas no ensaio preliminar

Unidade	Dia do ensaio					Média geral (desvio padrão)
	1	2	3	4	5	
Aquário 1	5,41	5,48	5,88	5,53	5,46	5,49 (0,41)
Aquário 2	5,35	5,47	5,62	5,34	5,47	5,45 (0,45)
Aquário 3	5,64	5,36	5,68	5,57	5,87	5,63 (0,55)
Aquário 4	5,65	5,58	5,65	5,57	5,52	5,69 (0,55)
Temp. média (°C)	27,1	27,2	24,8	24,8	25,4	26,24 (1,05)

Houve diferenças nas temperaturas registradas entre o primeiro e o quinto dia do pré-ensaio, pois ainda não foram utilizados os termostatos de cada sistema de recirculação da água. Os resultados indicaram que a recirculação do líquido conseguiu manter os níveis do oxigênio dissolvido acima do valor mínimo determinado pela Norma NBR 15088 (ABNT, 2004), e que para uma densidade de estocagem de 10 peixes/aquário não seria necessário o fornecimento de ar por aerador.

5.3.2 Primeiro ensaio de toxicidade aguda

O valor médio da dureza inicial na água utilizada para o preparo das soluções de líquido substituído nos tratamentos foi de $35,0 \pm 2,78$ mg/L de CaCO_3 , e o valor médio da dureza medida após 24, 48, 72 e 96 horas nos tratamentos foi de $41,8 \pm 1,59$ mg/L de CaCO_3 , o que indica que esta variável encontrou-se dentro da faixa de valores recomendada pela Norma NBR 15088 (ABNT, 2004), de 40 a 48 mg/L.

Os valores médios e o desvio padrão para pH, OD, temperatura e NH_3 , calculados a para o controle e em cada tratamento, estão apresentados na Tabela 21.

Tabela 21. Valores médios e desvio padrão (entre parêntesis) de pH, OD, temperatura e NH₃ no primeiro ensaio

Concentração NH ₃	pH	OD (mg/L)	Temperatura (°C)	NH ₃ (mg/L)
Controle : 0,0 mg/L	7,78 (0,07)	7,11 (0,08)	26,80 (0,13)	0,06 (0,03)
C1 : 0,50 mg/L	7,69 (0,05)	7,16 (0,04)	26,90 (0,08)	0,38 (0,04)
C2 : 0,89 mg/L	7,68 (0,06)	7,04 (0,04)	26,00 (0,10)	0,64 (0,06)
C3 : 1,58 mg/L	7,56 (0,13)	7,20 (0,06)	25,90 (0,10)	0,87 (0,14)
C4 : 2,81 mg/L	7,51 (0,09)	7,14 (0,06)	25,80 (0,11)	1,83 (0,40)
C5 : 5,00 mg/L	7,26 (0,17)	7,06 (0,07)	25,90 (0,17)	3,89 (0,86)

As variáveis de qualidade da água pH, OD e temperatura, cujos valores médios gerais foram respectivamente de $7,58 \pm 0,20$, $7,12 \pm 0,08$ mg/L e $26,22 \pm 0,11^{\circ}\text{C}$ encontraram-se dentro da faixa de valores recomendados por autores como Kubitzka (1998a), Popma e Masser (1999) e Timmons et al. (2002), para o cultivo de tilápia.

As concentrações médias de NH₃, calculadas a partir dos valores medidos 24 horas após a aplicação inicial do líquido, ou a substituição de 85% (desde o segundo dia) da solução nos sistemas, representaram a perda de 33,3, 36,0, 51,0, 42,1 e 31,0% da amônia em relação à concentração fornecida para os tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5 respectivamente.

As perdas da amônia podem ter sido produzidas por volatilização do composto, como resultado da permanente circulação do líquido, pela queda da água ao sair dos quatro aquários de cada SRA e passar para a calha de coleta, pela saída da água da calha de coleta e ao cair no tanque de sedimentação e sucção, e ao sair das torneiras que derivam da tubulação de distribuição do líquido recalado para as unidades de criação.

Unicamente foi registrada uma mortalidade, que ocorreu no primeiro dia (Figura 16), 6 horas após o início do experimento, na primeira repetição do tratamento 5 (5,00 mg NH₃/L).

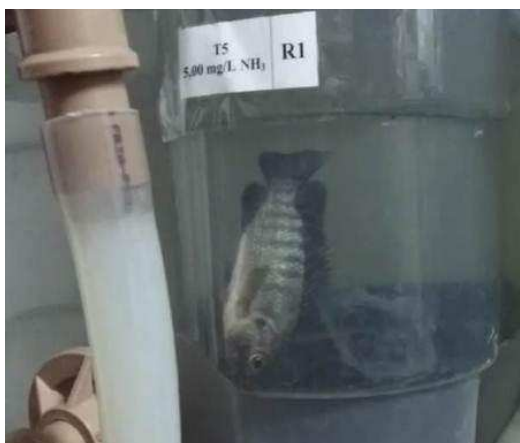


Figura 16. Imagem de uma tilápia, minutos antes de sua morte no primeiro ensaio de toxicidade aguda.

Por se ter registrado unicamente uma morte nos peixes não foi possível calcular o valor da concentração CL50. Fato este que esta em concordância com o reportado por Benli e Köksal (2005), que realizaram ensaios de toxicidade aguda por 48 horas com *Oreochromis niloticus* L, aplicando concentrações de até 11,69 mg/L de NH₃ e calcularam uma CL50 da ordem de 7,40 ± 0,01 mg/L de NH₃, valor acima da máxima concentração avaliada no experimento.

Os peixes apresentaram boa resistência à toxicidade da amônia, pois Abdalla e McNabb (1998) reportaram valores de CL50 de 2,65 mg NH₃/L em ensaios de toxicidade aguda de 96 horas em juvenis de tilápia nilótica com peso médio de 45 g. Da mesma maneira, El-Sherif e El-Feky (2008), calcularam um CL50 de 7,1 mg NH₃/L, a partir de ensaios de toxicidade aguda de 48 horas em juvenis de tilápia nilótica com peso médio de 19 g. Os resultados obtidos na presente pesquisa sugerem que os juvenis de tilápia GIFT, com peso de 19,11 g, resistem concentrações da NH₃ acima de 5 mg/L.

5.3.3 Segundo ensaio de toxicidade aguda

A Tabela 22 apresenta os valores das variáveis de qualidade da água pH, OD, temperatura e NH₃, calculados a partir de 15 dados coletados para cada SRA. As medições foram feitas ao final do dia que foi suspendida a alimentação dos peixes e que antecedeu o início do experimento (jejum) e após o primeiro (24 h), o segundo (48 h), o terceiro (72 h) e o último dia (96 h) do segundo ensaio de toxicidade água. As amostras para medição das variáveis foram coletadas nos tanques de sedimentação e sucção de cada SRA.

Tabela 22. Valores médios e desvio padrão (entre parêntesis) das variáveis medidas no segundo ensaio de toxicidade aguda

Concentração NH ₃	pH	OD (mg/L)	Temperatura (°C)	NH ₃ (mg/L)
Controle : 0,0 mg/L	7,32 (0,22)	7,51 (0,05)	26,95 (0,49)	0,02 (0,01)
C1 : 0,89 mg/L	7,21 (0,59)	7,25 (0,13)	27,03 (0,56)	0,41 (0,11)
C2 : 1,58 mg/L	7,04 (0,67)	7,27 (0,10)	26,93 (0,51)	0,89 (0,24)
C3 : 2,81 mg/L	6,93 (0,77)	7,26 (0,11)	26,91 (0,61)	1,72 (0,48)
C4 : 5,00 mg/L	6,96 (0,80)	7,29 (0,10)	26,83 (0,63)	3,07 (0,80)

Os valores das variáveis da qualidade da água apresentados na Tabela 22 (com exceção da amônia) estiveram dentro da faixa recomendada por autores como Kubitza (1998a), Popma e Masser (1999) e Timmons *et al.* (2002), para o cultivo de tilápia.

Quando comparadas as concentrações de amônia medidas no experimento com as teóricas de 0,89; 1,58; 2,81 e 5,0 mg/L de NH₃ evidenciou-se a perda de amônia por

volatilização, provavelmente produzida pela aeração fornecida e a circulação da água, as quedas ao sair dos aquários e passar para as calhas de coleta, ao sair das calhas e cair nos tanque de sucção, e ao sair das torneiras que distribuem o líquido recalado para as unidades de criação.

Com base nas concentrações de amônia registradas durante o experimento foram calculadas as porcentagens do NH₃ perdidas pelos sistemas C1, C2, C3 e C4, cujos valores foram de 54,5, 43,5, 38,8 e 38,5% respectivamente.

Ao longo do ensaio morreram 16 peixes, o que representou unicamente o 2,86% dos animais utilizados. A distribuição da mortalidade ao longo do tempo foi da seguinte maneira: 13 peixes morreram no primeiro dia, 2 peixes morreram no terceiro dia, e um peixe morreu no quarto dia. Na Tabela 23 é apresentada a distribuição das mortalidades de acordo como os tratamentos respectivos.

Tabela 23. Mortalidade total de alevinos observada em relação à concentração de NH₃ e a densidade de estocagem

Densidade (px/aquário)	Concentração (mg/L de NH₃)				Total
	0,89	1,58	2,81	5,00	
5	0	0	3	2	5
10	0	0	0	6	6
20	1	0	1	3	5
Total	1	0	4	11	16

Como pode ser observado na Tabela 23, a maior mortalidade do ensaio foi registrada nos sistemas com concentração inicial C4 (5,00 mg/L de NH₃), na qual mais da metade correspondeu ao tratamento com densidade de 10 peixes por aquário. Da mesma maneira, 25% da mortalidade total se apresentou nos sistemas com concentração inicial C3, principalmente nos tratamentos com 5 peixes por unidade de criação. Não foram registradas mortalidades nos sistemas com concentração inicial C2 nem nos sistemas do controle, e unicamente morreu um peixe no tratamento com concentração C1 e densidade de 20 peixes/aquário.

Com base nos dados obtidos e considerando as concentrações da amônia como a parcela, e as densidades de peixes por aquário como sub-parcela, foi feita a análise de variância com nível de significância de 5%, cujo resultado é apresentado na Tabela 24.

De acordo com o resultado da ANOVA, a interação dos fatores concentração da amônia x densidade de estocagem foi não significativa ($P > 0,05$). A partir da análise simples do fator densidade de estocagem, de acordo com o teste F, as mortalidades para cada nível

foram estatisticamente iguais ($P > 0,05$), cujos valores médios para as densidades de 5, 10 e 20 peixes/aquário foram respectivamente de 0,25, 0,30 e 0,25 peixes.

Tabela 24. Análise de variância da mortalidade dos alevinos no segundo ensaio

Causas da variação	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	Pr (>F _c)
Amônia (A)	4	7,2333	1,80833	2,75847	0,06686 .
Erro a	15	9,8333	0,65556		
Densidade (D)	2	0,0333	0,01667	0,05454	0,94701
Amônia*Densidade (A*D)	8	3,4667	0,43333	1,41818	0,22945
Erro b	30	9,1667	0,30556		
Total	59	29,7333			

Significância do teste F: 0 ‘***’ 0,001 ‘**’ 0,01 ‘*’ 0,05 ‘.’ 0,1 ‘.’ 1

Ao analisar o efeito simples do fator concentração da amônia, de acordo com o teste F as mortalidades registradas para cada um dos níveis foram estatisticamente iguais ($P > 0,05$), onde os valores médios calculados para as concentrações de 0,0, 0,89, 1,58, 2,81 e 5,0 mg NH_3/L foram respectivamente de 0, 0,083, 0, 0,333 e 0,917 peixes.

Na Figura 17 estão apresentados os valores médios de mortalidade calculados para cada tratamento.

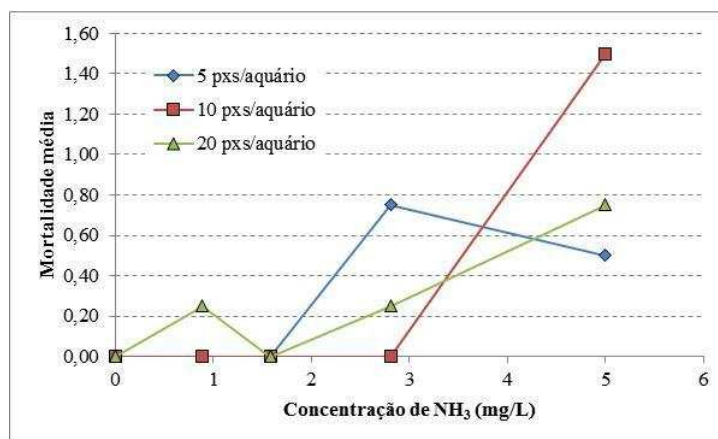


Figura 17. Mortalidades médias no ensaio com peixes de 6,44 g.

Como pode ser observado na Figura 17, não houve uma tendência uniforme em relação à mortalidade dos peixes como função da densidade de estocagem, da concentração da amônia ou da interação entre os fatores avaliados. Uma vez que as mortalidades registradas durante o ensaio foram baixas (mortalidade total: 2,86% dos peixes, mortalidade nos tratamentos na concentração de 5 mg/L: 1,96% do total de peixes), não foi possível determinar o valor de CL50 para o tamanho dos peixes utilizados no experimento.

Redner e Stickney (1979), a partir de experimentos em juvenis de tilápia azul com 7 a 9 cm de comprimento, reportaram um CL50 de 2,35 mg NH₃/L para 72 horas de exposição. Com base em ensaios de 96 horas, conduzidos com juvenis de tilápia nilótica com peso médio de 11 g, Abdalla e McNabb (1998) calcularam valores de CL50 de 2,25 e 2,51mg NH₃/L para temperaturas de 23 e 33°C respectivamente. Benli e Köksal (2005), a partir de ensaios com alevinos de *O. niloticus* com peso médio de 10,1 g reportaram um CL50 de 7,40 mg NH₃/L para exposições de 48 horas. Evans *et al.* (2006) reportaram CL50 de 0,98 mg NH₃/L para 96 horas de exposição em juvenis de *O. niloticus* com peso médio de 12,6 g. Os valores das mortalidades registradas no presente experimento, quando comparados com as concentrações para CL50 disponíveis a literatura, sugerem que, para o tamanho de peixes avaliado, a tilápia GIFT é uma variedade que possui maior resistência que outras linhagens aos efeitos tóxicos da amônia.

5.3.4 Terceiro ensaio de toxicidade aguda

A Tabela 25 apresenta os valores médios das variáveis de qualidade da água pH, OD, temperatura e NH₃, calculados a partir de 15 dados coletados para cada SRA.

Tabela 25. Média e desvio padrão (entre parêntesis) das variáveis medidas no terceiro ensaio de toxicidade aguda

Concentração NH ₃	pH	OD (mg/L)	Temperatura (°C)	NH ₃ (mg/L)
Controle : 0,0 mg/L	7,95 (0,10)	6,99 (0,16)	26,39 (0,55)	0,12 (0,05)
C1 : 0,89 mg/L	6,78 (0,65)	7,15 (0,14)	26,63 (0,41)	0,50 (0,19)
C2 : 1,58 mg/L	6,59 (0,77)	7,18 (0,13)	26,41 (0,49)	0,92 (0,36)
C3 : 2,81 mg/L	6,67 (0,75)	7,18 (0,11)	26,40 (0,46)	1,72 (0,69)
C4 : 5,00 mg/L	6,78 (0,75)	7,13 (0,10)	26,53 (0,45)	3,16 (1,49)

Os valores das variáveis da qualidade da água acima apresentados, com exceção da amônia, estiveram dentro da faixa recomendada por autores como Kubitza (1998a), Popma e Masser (1999) e Timmons *et al.* (2002), para cultivo de tilápia.

Ao serem comparadas as concentrações de amônia medidas no experimento com as teóricas de 0,89, 1,58, 2,81 e 5,0 mg/L de NH₃ evidenciou-se a perda de amônia por volatilização como resultado da areação e circulação da água, pela queda do líquido ao passar dos aquários às calhas de coleta, das calhas para os tanques de sucção, e na saída das redes de distribuição pelas torneiras que transportaram o líquido recalado às unidades de criação. Com base nas concentrações médias de amônia calculadas ao longo do experimento

determinou-se que as percentagens do NH₃ perdidas pelos sistemas C1, C2, C3 e C4 foram de 44,2, 41,8, 38,6 e 36,8% respectivamente.

Poucos minutos depois do início do experimento foram observadas mudanças no comportamento natatório (desorientação e nado errático) e na cor dos peixes (escurecimento da pele), situações reportadas por Lemarié et al, (2004) em estudos de toxicidade crônica da amônia realizados com *Dicentrarchus labrax*.

Durante o segundo ensaio morreram 148 peixes, que representaram o 26,43% dos animais utilizados no experimento. A distribuição da mortalidade ao longo do tempo foi da maneira seguinte: 63 peixes (42,6%) morreram no primeiro dia, 35 peixes (23,6%) morreram no segundo dia, 33 peixes (22,3%) no terceiro dia, e 17 peixes (11,5%) morreu no quarto dia. Na Tabela 26 é apresentada a distribuição das mortalidades de acordo como os respectivos tratamentos.

Tabela 26. Mortalidade total de alevinos observada em relação à concentração de NH₃ e a densidade de estocagem

Densidade (px/aquário)	Concentração (mg/L de NH ₃)				Total
	0,89	1,58	2,81	5,00	
5	2	2	3	16	23
10	5	6	4	19	34
20	16	12	13	50	91
Total	23	20	20	85	148

A mortalidade total do ensaio representou 26,43% dos peixes utilizados no experimento, 4,11% sendo correspondentes aos tratamentos submetidos à concentração de 0,89 mg NH₃/L, 3,57% correspondentes aos tratamentos das concentrações 1,58 e 2,81 mg/L, e 15,18% aos tratamentos para concentração de 5,0 mg/L.

Com base nos 148 peixes que morreram, a maior mortalidade do ensaio, 57,4% do valor total, foi registrada nos sistemas com concentração inicial de 5,00 mg/L de NH₃; 13,5% das mortalidades foram registradas nos tratamentos com concentrações de 1,58 e 2,81 mg/L, e o 15,5% restante naqueles com 0,89 mg/L de NH₃. Quando analisada a mortalidade em relação à densidade de estocagem, foi observado que 61,5, 23,0 e 15,5% dos peixes morreram respectivamente nos tratamentos com 20, 10 e 5 peixes/aquário, evidenciando assim que quanto maior a densidade de estocagem, maior foi a mortalidade. Na Figura 18 estão apresentados graficamente os valores médios de mortalidade calculados para cada tratamento.

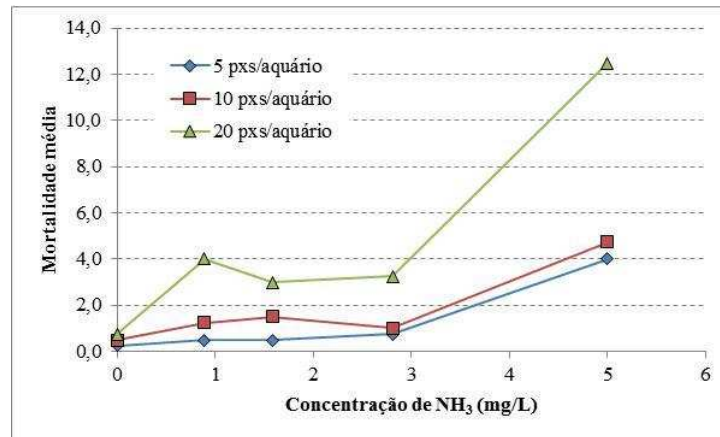


Figura 18. Mortalidades médias no ensaio com peixes de 0,47 g.

Com base nos dados obtidos, considerando as concentrações da amônia como a parcela, e as densidades de peixes por aquário como sub-parcela, foi feita a análise de variância com nível de significância de 5%, cujo resultado é apresentado na Tabela 27.

Tabela 27. Análise de variância da mortalidade dos alevinos no terceiro ensaio

Causas da variação	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	Pr (>F _c)
Amônia (A)	4	320,57	80,142	19,761	8e-06 ***
Erro a	15	60,83	4,056		
Densidade (D)	2	140,13	70,067	32,505	< 2,2e-16 ***
Amônia*Densidade (A*D)	8	92,53	11,567	5,366	0,000311 ***
Erro b	30	64,67	2,156		
Total	59	678,73			

Significância do teste F: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

A partir dos valores do teste F da ANOVA, observou-se que os fatores concentração da amônia e densidade de estocagem exerceram efeitos altamente significativos na mortalidade dos peixes ($P \approx 0$), e que houve interação altamente significativa entre eles ($P < 0,001$). De acordo com Zimmermann (2004), a interação positiva indica uma ação conjunta ou sinérgica dos dois fatores, onde o efeito conjunto é maior que a soma dos seus efeitos individuais. Esta situação pode ser observada na Figura 18, especialmente para os maiores níveis dos dois fatores, isto é 20 peixes/aquário e 5,0 mg/L de NH₃.

5.3.4.1 ANOVA da amônia dentro dos níveis de densidade de estocagem

Com base nos resultados anteriores, foi desdobrada a interação dos fatores para analisar os efeitos dos diferentes níveis de cada fator dentro do outro. A Tabela 28 apresenta a ANOVA com o desdobramento do efeito da amônia dentro dos três níveis da densidade de estocagem dos peixes.

Tabela 28. ANOVA do efeito da amônia dentro dos níveis de densidade de estocagem

Causas da variação	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P. valor
Amônia: Densidades 5	4,00	39,700	9,9250	3,558764	0,014002
Amônia: Densidades 10	4,00	45,700	11,4250	4,096613	0,006985
Amônia: Densidades 20	4,00	327,700	81,9250	29,375493	0
Erro combinado	40,7926	113,766	2,7889		

As concentrações da amônia produziram efeitos significativos na mortalidade dos peixes para as três densidades de estocagem avaliadas ($P < 0,05$). Para as diferentes densidades foram realizadas análises de ajuste por meio de modelos polinomiais de regressão, cujos resultados estão apresentados nos parágrafos a seguir.

Resultados para concentração - 5 peixes/aquário

O modelo que apresentou o melhor ajuste para expressar os efeitos do fator concentração da amônia na mortalidade dos peixes foi o modelo linear, cuja ANOVA é apresentada na Tabela 29.

Tabela 29. Análise de variância do modelo de regressão linear - 5 peixes/aquário

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P. valor
Efeito linear	1,00	32,1998	32,1998	11,55	0,00153
Desvios de regressão	3,00	7,5002	2,50007	0,9	0,45125
Resíduos	40,7926	113,7660	2,7889		

Os valores dos estimadores do modelo de regressão linear foram: $\beta_0 = -0,3037201$, e $\beta_1 = 0,7313814$, este último significativo pelo teste t de Student ($P < 0,05$). O valor do coeficiente de determinação para o modelo linear, R^2 foi de 0,811078, indicando que o modelo ajustou-se bem aos dados.

Uma vez que na ANOVA, o p-valor para o efeito linear foi menor que 0,05 se concluiu que a concentração da amônia provocou variação linear na mortalidade dos peixes para densidade de 5 peixes/aquário, dentro do intervalo estudado, isto é, entre 0 e 5 mg/L. Foi possível também concluir que os desvios da regressão foram não significativos e que a equação do modelo de regressão linear que permite estimar a mortalidade dos peixes com 0,47 g de peso, e densidade de 5 peixes/aquário é $y = -0,3037201 + 0,7313214x$.

Resultados para concentração -10 peixes/aquário

O modelo linear apresentou o melhor ajuste para expressar os efeitos do fator concentração da amônia na mortalidade dos peixes, cuja ANOVA é apresentada na Tabela 30.

Tabela 30. Análise de variância do modelo de regressão linear - 10 peixes/aquário

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P. valor
Efeito linear	1,00	35,3878	35,38778	12,69	0,00095
Desvios de regressão	3,00	10,3122	3,43741	1,23	0,31026
Resíduos	40,7926	113,7660	2,7889		

Os valores dos estimadores do modelo de regressão linear foram: $\beta_0 = 0,2235874$, e $\beta_1 = 0,7667328$, este último significativo pelo teste t de Student ($P < 0,05$). O valor do R^2 foi de 0,7743498, que indicou o bom ajuste do modelo com os resultados registrados no experimento.

Uma vez que o p-valor para o efeito linear foi menor que 0,05, pode-se concluir que a concentração da amônia provocou variação linear na mortalidade dos peixes para densidade de 10 peixes/aquário, para valores dentro do intervalo entre 0 e 5 mg/L. Pode-se concluir também que os desvios da regressão foram não significativos, então o modelo é adequado, e que a equação do modelo de regressão linear para estimar a mortalidade dos peixes com peso de 0,47 g, e densidade de 10 peixes/aquário é $y = 0,2235974 + 0,7667328x$.

Resultados para concentração -20 peixes/aquário

O modelo que apresentou o melhor ajuste para representar os efeitos do fator concentração da amônia na mortalidade dos peixes foi o modelo cúbico, cuja análise de variância é apresentada na Tabela 31.

Tabela 31. Análise de variância do modelo cúbico - 20 peixes/aquário

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P. valor
Efeito linear	1,00	265,69430	265,69430	95,27	0,0
Efeito quadrático	1,00	30,47512	30,47512	10,93	0,00198
Efeito cúbico	1,00	28,41076	28,41076	10,19	0,00272
Desvios de regressão	1,00	3,11981	3,11981	1,12	0,29643
Resíduos	40,7926	113,7660	2,7889		

Os valores dos estimadores do modelo cúbico de regressão linear foram: $\beta_0 = 0,8931785$, $\beta_1 = 4,8791643$, $\beta_2 = -2,6836656$ e $\beta_3 = 0,4345681$, onde β_1 , β_2 e β_3 foram significativos pelo teste t de Student (P-valores $< 0,05$). O valor do R^2 foi de 0,9904797, que indicou um excelente ajuste do modelo com os resultados registrados no experimento.

Como o p-valor da ANOVA para os efeitos linear, quadrático e cúbico foram menores que 0,05 foi rejeitada a hipótese H_0 , então se pode concluir que a concentração da amônia provocou os três efeitos na mortalidade dos peixes para densidade de 20 peixes/aquário, dentro do intervalo entre 0 e 5 mg/L. Pode-se concluir também que os desvios da regressão foram não significativos, indicando que o modelo é apropriado, a equação do modelo cúbico para estimar a mortalidade dos peixes com peso de 0,47 g e densidade 20 peixes/aquário é $y = 0,8931785 + 4,8791643x - 2,6836656x^2 + 0,435681x^3$.

5.3.4.2 ANOVA para densidade de estocagem dentro dos níveis da concentração de NH_3

Na Tabela 32 e apresentada a ANOVA com o desdobramento da densidade de estocagem das tilápias dentro dos níveis da concentração da amônia.

Tabela 32. ANOVA do efeito da densidade de estocagem dentro dos níveis da amônia

Causas da variação	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P. valor
Densidade : Amônia 0	2	0,5000	0,2500	0,11598	0,89089
Densidade : Amônia 0,89	2	27,1667	13,5833	6,30154	0,00519
Densidade : Amônia 1,58	2	12,6667	6,3333	2,93814	0,06834
Densidade : Amônia 2,81	2	15,1667	7,5833	3,51804	0,04241
Densidade : Amônia 5,00	2	177,1667	88,5833	41,09535	0
Erro b	30	64,6667	2,1556		

A partir dos resultados da ANOVA foi possível determinar que as densidades de estocagem produziram efeitos significativos na mortalidade dos peixes para todas as concentrações da amônia avaliadas ($P < 0,05$), com exceção do controle.

Para as diferentes concentrações foram realizadas análises de ajuste por meio de modelos polinomiais de regressão, cujos resultados estão apresentados nos parágrafos a seguir.

Resultados para análise densidade - concentração 0 mg/L de NH_3

De acordo com o teste F, as médias das mortalidades registradas nos três níveis da densidade de estocagem foram estatisticamente iguais, cujos valores médios foram de 0,25, 0,50, 0,75 animais, respectivamente para as densidades de 5, 10, 20 peixes/aquário.

Resultados para análise densidade - concentração 0,89 mg/L de NH_3

O modelo que apresentou o melhor ajuste para expressar os efeitos da densidade de estocagem, na mortalidade dos peixes foi o modelo linear, cuja análise de variância esta apresentada na Tabela 33.

Tabela 33. Análise de variância do modelo de regressão linear: 0,89 mg/L de NH₃

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P. valor
Efeito linear	1,00	26,72024	26,72024	12,40	0,0014
Desvios de regressão	1,00	0,44643	0,44643	0,21	0,65232
Resíduos	30	64,66667	2,15556		

Os valores dos estimadores do modelo de regressão linear foram: $\beta_0 = -0,87500$, e $\beta_1 = 0,239286$, este último significativo pelo teste t de Student ($P < 0,05$). O valor do R^2 foi de 0,98357, indicando o bom ajuste do modelo aos dados.

Como na ANOVA o p-valor para o efeito linear foi menor que 0,05, pode-se concluir que a densidade de estocagem provocou variação linear na mortalidade dos peixes para a concentração de 0,89 mg NH₃/L, dentro do intervalo entre 5 e 20 peixes/aquário. Concluiu-se também que os desvios da regressão foram não significativos e que a equação do modelo de regressão linear que permite estimar a mortalidade dos peixes de 0,47 g, e concentração da amônia de 0,89 mg/L é $y = -0,87500 + 0,239286x$.

Resultados para análise densidade - concentração 1,58 mg/L de NH₃

De acordo com o teste F da ANOVA, as mortalidades médias registradas nos três níveis da densidade de estocagem foram estatisticamente iguais, cujos valores foram de 1,50, 3,00 e 0,50 animais, respectivamente para as densidades de 10, 20 e 5 peixes/aquário.

Resultados para análise densidade - concentração 2,81 mg/L de NH₃

O modelo que apresentou o melhor ajuste para expressar os efeitos da densidade de estocagem, na mortalidade dos peixes foi o modelo linear, cujos resultados da análise de variância estão apresentados na Tabela 34.

Tabela 34. Análise de variância do modelo de regressão linear: 2,81 mg/L de NH₃

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P. valor
Efeito linear	1,00	14,29167	14,29167	6,63	0,0152
Desvios de regressão	1,00	0,87500	0,87500	0,41	0,52888
Resíduos	30	64,66667	2,15556		

Os valores dos estimadores do modelo de regressão linear foram: $\beta_0 = -0,3750$, e $\beta_1 = 0,1750$, este último significativo pelo teste t de Student ($P < 0,05$). O valor do R^2 foi de 0,942308, indicando o alto nível de ajuste do modelo aos dados.

Uma vez que o p-valor para o efeito linear foi menor que 0,05, se concluiu que a densidade de estocagem provocou variação linear na mortalidade dos peixes para a concentração de 2,81 mg NH₃/L para densidades de estocagem entre 5 e 20 peixes/aquário. Concluiu-se também que os desvios da regressão foram não significativos e que a equação do modelo de regressão linear que permite estimar a mortalidade dos peixes com peso de 0,47 g, e concentração da amônia de 2,81 mg/L é $y = -0,3750 + 0,1750x$.

Resultados para análise densidade - concentração 5,00 mg/L de NH₃

O modelo que registrou o melhor ajuste para representar os efeitos do fator concentração da amônia na mortalidade dos peixes foi o modelo quadrático. Na Tabela 35 estão apresentados os resultados da análise de variância.

Tabela 35. Análise de variância do modelo cúbico: 5,00 mg/L de NH₃

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P. valor
Efeito linear	1,00	166,00595	166,00595	77,01	0,0
Efeito quadrático	1,00	11,16071	11,16071	5,18	0,03019
Desvios de regressão	0	0,00	0,00	0	1
Resíduos	30	64,66667	2,15556		
Resíduos	40,7926	113,7660	2,7889		

Os valores dos estimadores do modelo de regressão quadrático foram: $\beta_0 = 5,33333$, $\beta_1 = -0,47500$ e $\beta_2 = 0,04167$; os estimadores β_0 e β_2 foram significativos pelo teste t de Student (P-valores < 0,05). O valor do R² foi de 1,00, indicando o total ajuste do modelo com os dados observados.

Como na ANOVA o p-valor para os efeitos linear e quadrático foram menores que 0,05 foi rejeitada a hipótese H₀ para cada caso, o que permitiu concluir que a concentração da amônia provocou efeito quadrático na mortalidade dos peixes para concentração de 5,0 mg NH₃/L, dentro do intervalo de densidades entre 5 e 20 peixes/aquário. Concluiu-se também que os desvios da regressão foram não significativos, indicando que o modelo é apropriado, e que a equação do modelo quadrático para estimar a mortalidade dos peixes com peso de 0,47 g e concentração da amônia de 5 mgNH₃/L é $y = 5,3333 - 0,47500x + 0,04167x^2$.

5.3.5 Análises histológicas das brânquias

Não foram detectadas alterações histopatológicas nas lâminas com amostras de tecidos branquiais dos peixes do grupo controle. Nas Figuras 19a, 19b e 19c estão apresentadas fotomicrografias da organização estrutural dos filamentos branquiais do grupo controle, nas

Figuras 19d e 19e é ilustrada a organização completa lamelar e identificadas as lamelas primárias (LP) e secundárias (LS). As configurações das brânquias normais foram muito semelhantes às descritas por Benli e Köksal (2005), El-Shebly e Gad (2011), Pereira et al. (2014) e Virgens, Castro e Cruz (2015).

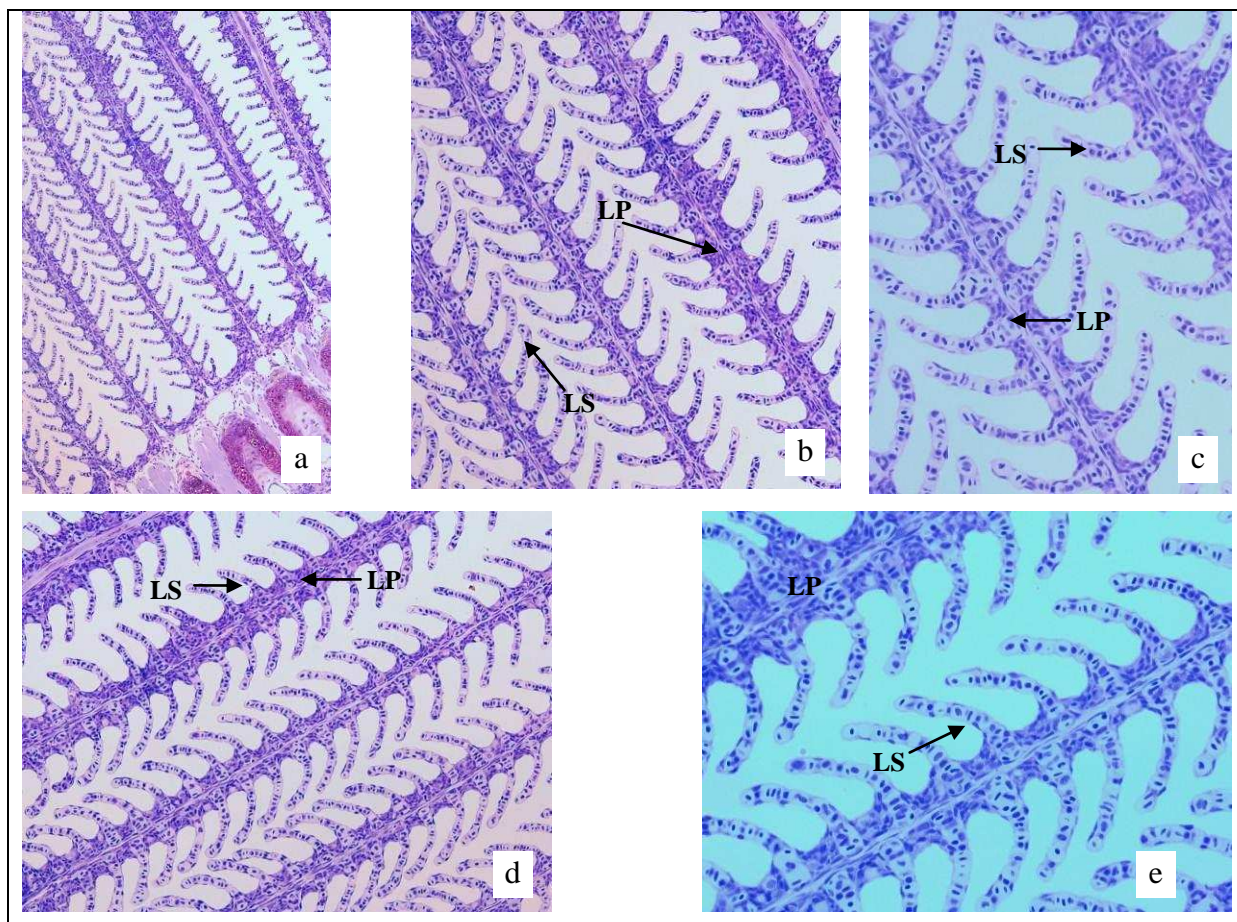


Figura 19. Organização estrutural dos filamentos branquiais do grupo controle. Lamelas primárias (LP), lamelas secundárias (LS).

No padrão normal das brânquias de *O. niloticus* observa-se que possui quatro arcos branquiais, situados a cada lado da cavidade bucal. Cada arco branquial tem uma estrutura cartilaginosa e possui uma fileira dupla de filamentos branquiais achatados dorsoventralmente. Esses filamentos subdividem-se em lamelas branquiais, que se encontram dispostas perpendicularmente (PEREIRA et al., 2014).

Quando analisadas as lâminas para os peixes submetidos aos diferentes tratamentos foram identificadas alterações tais como aneurisma (A), dilatação de vasos sanguíneos (DV), encurtamento de lamela secundária (ELS), dilatação do vaso central (DVC), fusão lamelar (FL), hiperplasia (Hp), deleção do filamento secundário (DFS), deleção do filamento primário (DFP), deformação do filamento primário devido à hiperplasia (DFPH), hemorragia (H).

Além das alterações acima listadas, foi observada em alguns peixes a presença de cistos epiteliais (CE), causados por colônias de bactérias gram-negativas.

A Figura 20a corresponde a uma fotomicrografia do tratamento T1, onde a organização estrutural dos filamentos branquiais foi muito similar à dos peixes do controle; a Figura 20b representa o T2 com leve dilatação dos vasos; as Figuras 20c e 20d representam o T3 com um aneurisma e dilatação dos vasos secundários e primários.

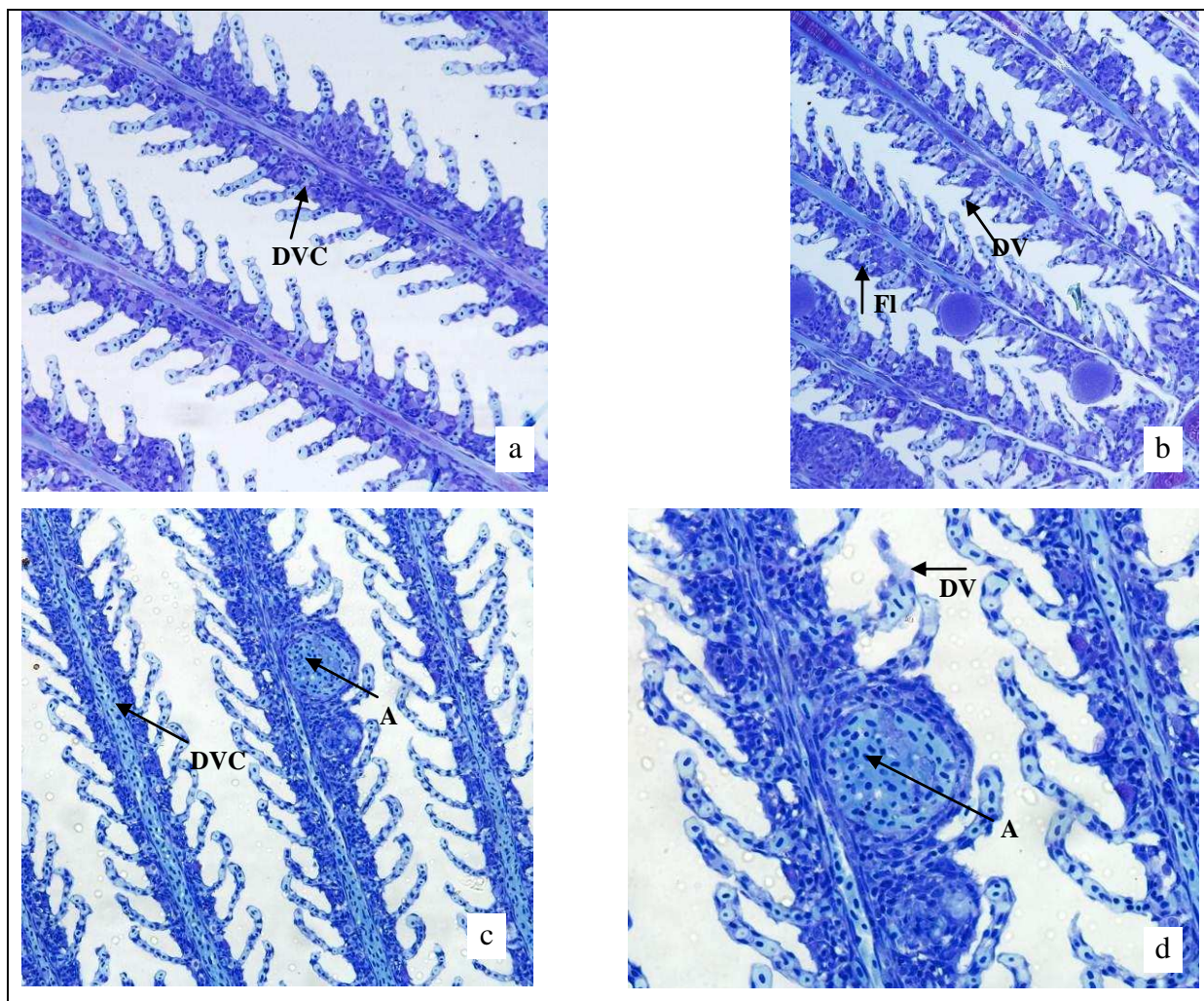


Figura 20. Organização estrutural dos filamentos branquiais dos peixes expostos a 0,89 mg/L de NH_3 . Aneurisma (A), dilatação de vasos sanguíneos (DV), fusão lamelar (FL), dilatação do vaso central (DVC).

Nos peixes submetidos à concentração de 0,89 mg NH_3 /L foi observada principalmente dilatação dos vasos sanguíneos, que fez com que o comprimento do filamento branquial secundário tenha experimentado leve redução. As mortalidades totais registradas neste nível de concentração da amônia apresentaram comportamento diferenciado em função

das três densidades de estocagem avaliadas, com valores de 2, 5 e 16 peixes respectivamente para os tratamentos com 5, 10 e 20 peixes/aquário.

A Figura 21a é uma fotomicrografia da organização estrutural dos filamentos branquiais do tratamento T4 com dilatação dos vasos secundários e central; as Figuras 21b e 21c representam o T5 onde se observou deleção dos filamentos primário e secundário; e na Figura 21d está representado o T6 com fusão lamelar severa na extremidade dos filamentos.

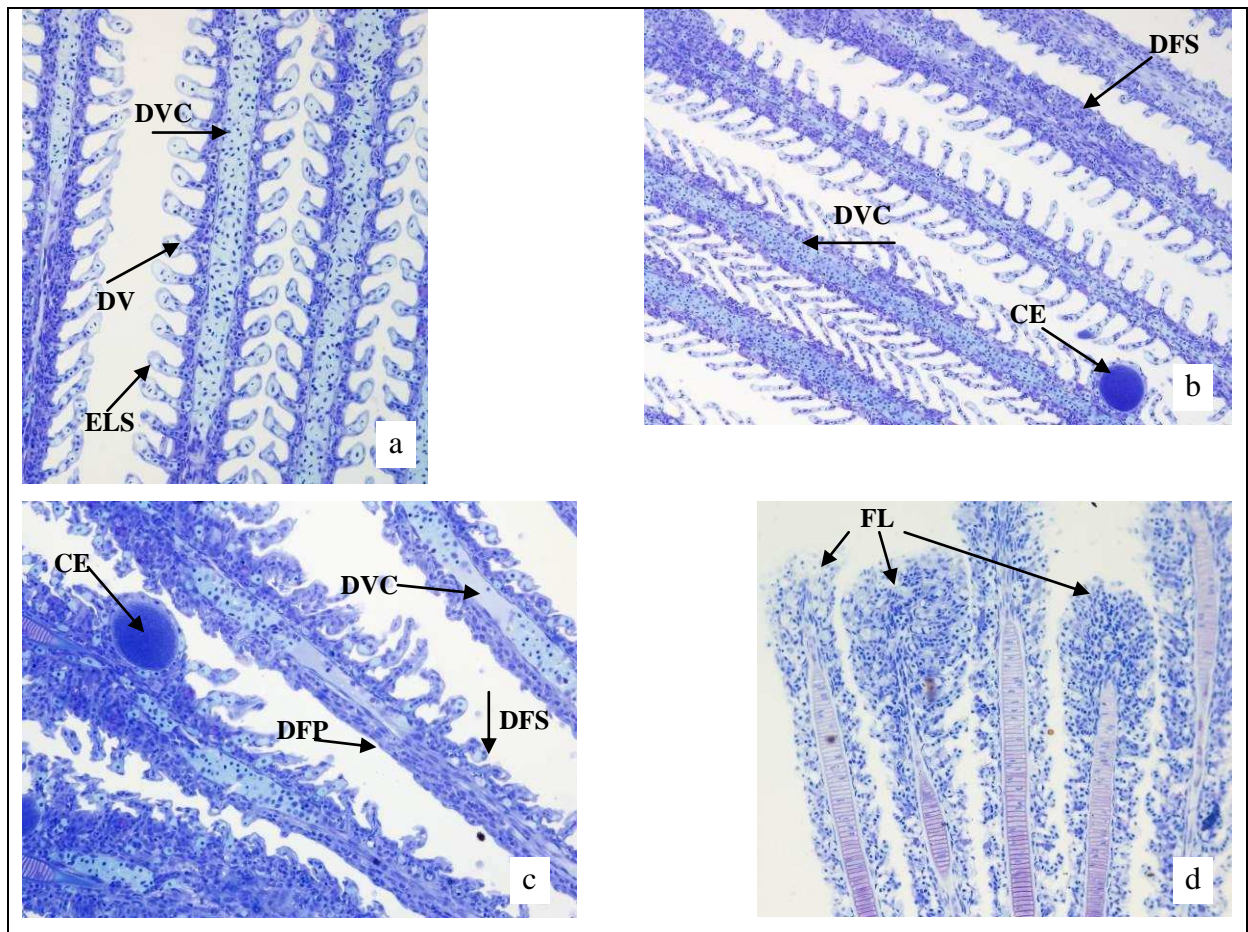


Figura 21. Organização estrutural dos filamentos branquiais dos peixes expostos a 1,58 mg/L de NH_3 . Dilatação de vasos sanguíneos (DV), dilatação do vaso central (DVC), encurtamento de lamela secundária (ELS), fusão lamelar (FL), deleção do filamento secundário (DFS), deleção do filamento primário (DFP), cisto epitelial (CE).

Nos peixes dos tratamentos com concentração de 1,58 mg NH_3 /L foi observada dilatação moderada a severa, com maior diminuição no comprimento do filamento branquial secundário, assim como frequente dilatação dos vasos sanguíneos dos filamentos secundários. Os valores das mortalidades totais registradas para o segundo nível de concentração da amônia apresentaram comportamento diferenciado para as densidades de estocagem

avaliadas, com valores de 2, 6 e 12 peixes respectivamente para os tratamentos com 5, 10 e 20 peixes/aquário.

Na Figura 22a é apresentada uma fotomicrografia da organização estrutural dos filamentos branquiais do tratamento T7 onde foram observados maiores níveis de dilatação do vaso central; as Figuras 22b e 22c representam o tratamento T8, onde foi observada a deleção dos filamentos secundários com maior frequência; a Figura 22d representa o T9, no qual foram observadas dilatações, fusões e deleções com maior nível de severidade, o que comprometeu ainda mais as funções respiratórias dos peixes.

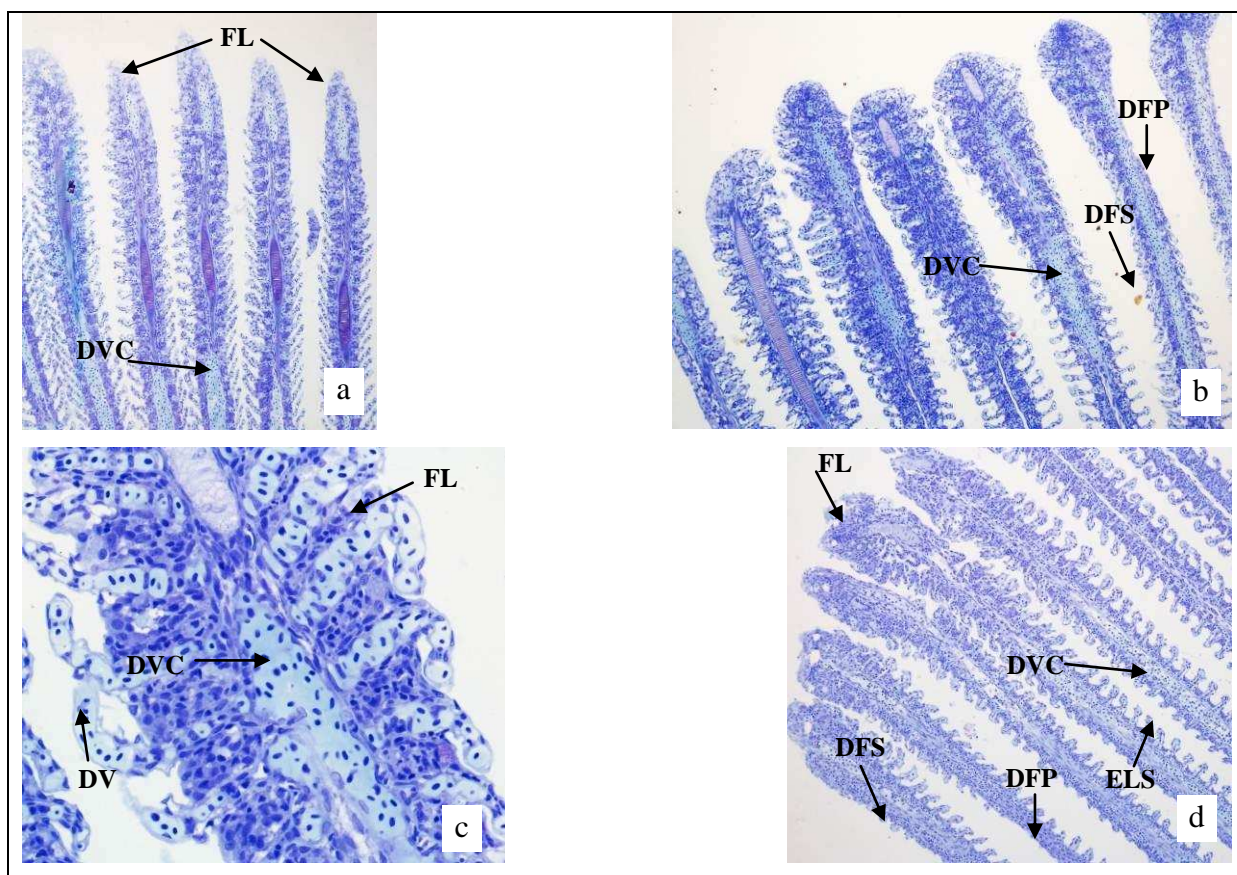


Figura 22. Organização estrutural dos filamentos branquiais de peixes expostos a 2,81 mg/L de NH_3 . Dilatação de vasos sanguíneos (DV), dilatação do vaso central (DVC), encurtamento de lamela secundária (ELS), fusão lamelar (FL), deleção do filamento secundário (DFS), deleção do filamento primário (DFP), hemorragia (H),

Nos peixes submetidos à concentração de 2,81 mg NH_3 /L foi observada dilatação de vasos sanguíneos nos filamentos secundários e primários, deleção dos filamentos primário e secundário moderada a severa, comprimento do filamento branquial secundário muito reduzido, e fusão lamelar mais frequente nas extremidades externas dos filamentos branquiais primários. As mortalidades totais registradas neste nível de concentração da amônia apresentaram comportamento diferenciado em função das três densidades de estocagem

avaliadas, com valores de 3, 4 e 13 peixes respectivamente para os tratamentos com 5, 10 e 20 peixes/aquário.

As Figuras 23a e 23b apresentam fotomicrografias da organização estrutural dos filamentos branquiais dos peixes no tratamento T10, com altos níveis de fusão lamelar e de deleção dos filamentos primário e secundários; na Figura 23c foram observadas evidências de hemorragias, aneurisma e alta fusão lamelar do T11; a Figura 23d apresenta uma imagem do tratamento T12, onde praticamente foram encontradas todas as histopatologias identificadas no presente estudo, com presença de hiperplasia e de deformação do filamento primário devido à hiperplasia. Em peixes submetidos às maiores concentrações de NH_3 foram observados cistos epiteliais (CE), causados por colônias de bactérias gram-negativas que eventualmente podem levar à desagregação do epitélio.

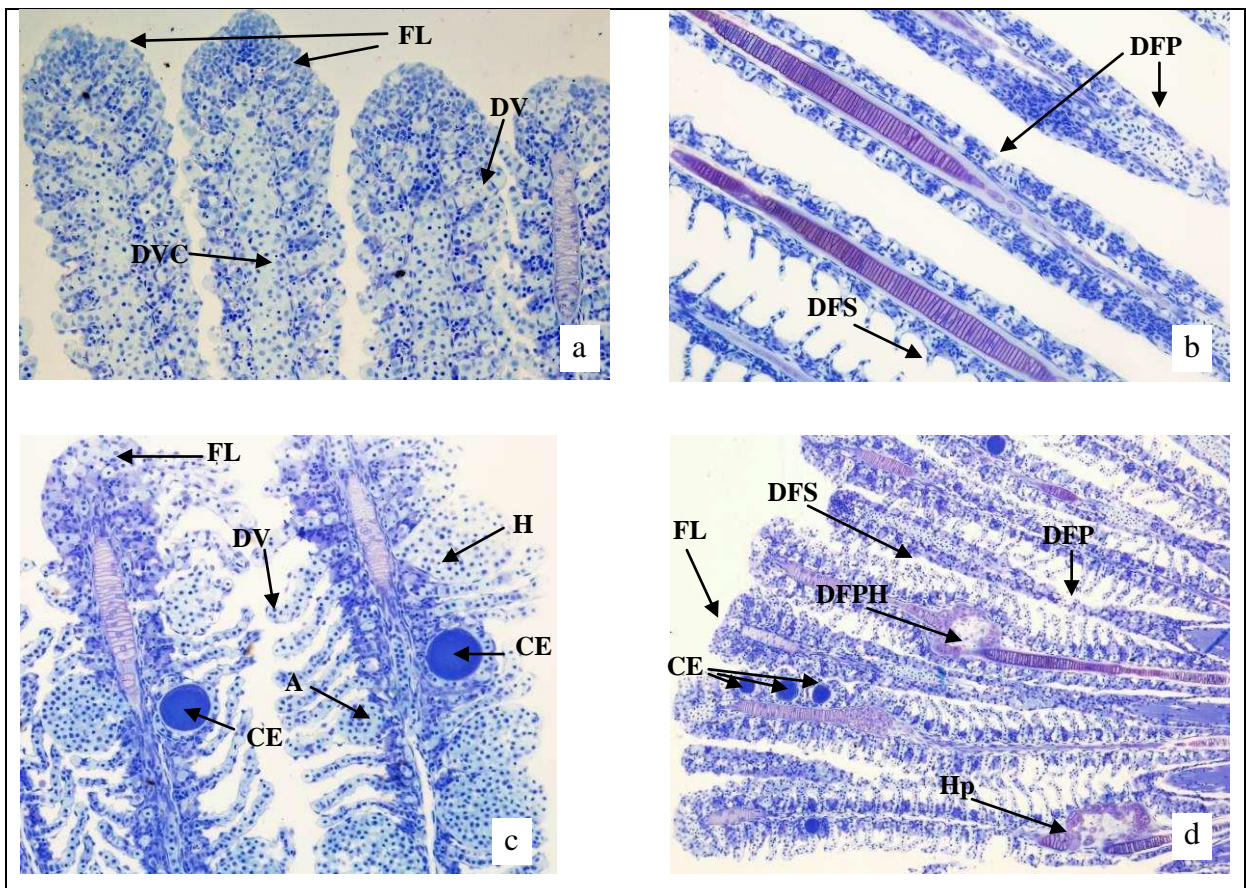


Figura 23. Organização estrutural dos filamentos branquiais de peixes expostos a 5,00 mg/L de NH_3 . Aneurisma (A), dilatação de vasos sanguíneos (DV), dilatação do vaso central (DVC), fusão lamelar (FL), hiperplasia (Hp), deleção do filamento secundário (DFS), deleção do filamento primário (DFP), deformação do filamento primário devido a hiperplasia (DFPH), hemorragia (H), cistos epiteliais (CE).

Nas tilápias submetidas à máxima concentração de NH_3/L foi observada dilatação de vasos sanguíneos nos filamentos secundários, hiperplasia interlamelar severa, comprimento

do filamento branquial secundário muito reduzido, assim como alta presença de fusão lamelar e hemorragias. Os valores das mortalidades totais registradas para a concentração de 5 mg NH₃/ apresentaram comportamento diferenciado para as densidades de estocagem avaliadas, com 16, 19 e 50 peixes respectivamente para os tratamentos com 5, 10 e 20 peixes/aquário.

As alterações histopatológicas nas brânquias dos peixes submetidos à concentração de 5,0 mg/L foram muito semelhantes às descritas por Benli e Köksal (2005) e El-Sherif e El-Feki (2008), que em ensaios de toxicidade aguda de 48 horas identificaram fusão lamelar e hiperplasia em alevinos de tilápia de 10 g para concentração de 4,79 mg NH₃/L, e cuja mortalidade no final do período ficou abaixo dos 20%; por outro lado, para larvas de 0,06 g, os pesquisadores reportaram 100% de mortalidade após 48 horas para uma concentração de 1,53 mg/L. Hiperplasia e fusão lamelar também foram reportadas por El-Shebly e Gad (2011), para concentrações de 0,2 mg NH₃/L, em estudos avaliando a toxicidade crônica da amônia em juvenis de tilápia com peso médio de 46,7 g durante 60 dias.

De acordo com Erkmen e Kolankaya (2000) e Cantanhêde *et al.* (2014), o levantamento do epitélio lamelar e a proliferação do epitélio filamentar e lamelar que resulta em fusão parcial ou total das lamelas, observados no presente experimento em brânquias dos tratamentos com 5 mg/L de amônia, são alterações histológicas que funcionam como mecanismos de defesa, pois diminuem a área de superfície das brânquias e aumentam a distância através da qual ocorre a difusão ao poluente; no entanto, prejudica o processo de trocas gasosas.

5.3.6 Discussão geral dos ensaios

Nos três ensaios de toxicidade aguda foram observados nos peixes movimentos ascendentes e descendentes na coluna do líquido e a mudança da cor das tilápias para tons cinza mais escuros, principalmente nos momentos de substituição da solução teste a cada 24 horas. Esse tipo de comportamento nos peixes foi reportado por Xu *et al.* (2005) em ensaios para avaliar, por meio de registros digitais, o comportamento de tilápias (*Oreochromis niloticus*) com peso médio de 75,2 g submetidas ao efeito agudo de 0,13, 0,79 e 2,65 mg/L de NH₃.

As altas mortalidades registradas no terceiro ensaio de toxicidade, principalmente para a concentração de 5 mg/L, permitiram estimar os valores do CL50 por meio do uso do software EPA Probit Analysis Program Versão 1.5 (EPA, 2013), que é distribuído de maneira gratuita pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Os resultados dos valores

de concentrações letais para 1, 5, 10, 15, 50, 85, 90, 95 e 99% dos indivíduos estimados pelo software estão apresentados na Tabela 36.

Tabela 36. Valores estimados de CL (em mg/L) e intervalos de confiança

Ponto	Concentração de NH ₃	Limites dos Intervalos de confiança 95%	
		Inferior	Superior
CL1	2,476	1,091	3,169
CL5	3,006	1,665	3,603
CL10	3,335	2,084	3,862
CL15	3,576	2,422	4,049
CL50	4,806	4,391	5,162
CL85	6,458	5,783	9,056
CL90	6,926	6,068	10,522
CL95	7,682	6,507	13,161
CL99	9,330	7,400	20,070

Daud *et al.* (1988), com base em experimentos com alevinos de tilápia vermelha com 2,13 cm de comprimento, reportaram um CL50 de 2,88 mg NH₃/L para 96 horas de exposição; com base em ensaios de 96 horas, conduzidos com alevinos de *O. niloticus* com peso médio de 3 g, Abdalla e McNabb (1998) calcularam um CL50 de 1,36 mg NH₃/L para temperaturas de 28°C. Benli e Köksal (2005), a partir de ensaios com larvas de *O. niloticus* com 0,06 g, reportaram um CL50 de 1,01 mg NH₃/L para exposição de 48 horas. Bravo-Yumi (2007) reportou um CL50 de 1,83 mg NH₃/L para 96 horas de exposição em alevinos de *O. niloticus* com peso médio de 0,05 g.

As mortalidades registradas no presente experimento, quando comparadas com as concentrações para CL50 disponíveis a literatura, sugerem que, para o tamanho de peixes avaliado, a tilápia GIFT é uma variedade que possui maior resistência que outras linhagens aos efeitos tóxicos da amônia, pois o CL50 calculado, de 4,81 mg NH₃/L superou os valores obtidos pelos pesquisadores para outras variedades, inclusive para peixes com tamanhos maiores ao dos utilizados nesta pesquisa.

A partir dos resultados obtidos nos três ensaios, foi possível concluir que quanto menor o tamanho da tilápia GIFT, maior foi a susceptibilidade às concentrações de NH₃, com as menores mortalidades para os tratamentos com 0,89, 1,58 e 2,81 mg/L. Wyatt *et al.* (2012) avaliaram a toxicidade da amônia na criação de robalo riscado (*Morone saxatilis*) com idades de 4, 10, 20 e 28 dias, e reportaram relações não lineares entre a idade dos peixes e concentrações da amônia entre 0,2 e 1,2 mg/L, com a tolerância em ordem decrescente para as idades seguintes: 28, 10, 4 e 20 d. Relações não lineares também foram encontradas por

Küçük (2014) na avaliação da toxicidade da amônia em alevinos de *Oreochromis aureus* com pesos médios de 3,28 g para diferentes salinidades, os CL50 para 1, 8, 12, 16 e 20 µg/L foram respectivamente de 2,83, 2,26, 3,14, 3,11 e 1,93 mg NH₃/L.

As drásticas alterações histopatológicas observadas nos tratamentos com as maiores concentrações, principalmente para 5,0 mg NH₃/L, permitiram corroborar que, as altas mortalidades registradas para tais níveis de amônia foram consequência direta dos efeitos tóxicos do composto nas tilápias.

Observou-se nos ensaios a redução do pH inicial até valores abaixo da neutralidade, tal condição poderia ter sido apresentada pela presença do CO₂ produzido na respiração dos peixes, pois autores como Hargreaves e Brunson (1996) e Vinatea (2004) afirmaram que o CO₂ atua como um ácido na água, e junto com ácidos orgânicos, ácidos minerais e sais de forte acidez são, geralmente, responsáveis pela acidez das águas naturais. A variação do pH pela não introdução de substâncias buffer em ensaios de toxicidade aguda da amônia em peixes como comentado por Richardson (1991), quem avaliou o efeito de concentrações da amônia entre 1 e 3 mg/L em *Galaxias maculatus*. A diminuição gradual dos valores do pH e da amônia em ensaios de toxicidade aguda como resultado de volatilização da amônia e nitrificação foi reportada por Hegazi *et al.* (2010), cujos experimentos foram realizados em sistemas com injeção de ar e biofiltros e substituição parcial de 75% do líquido.

O nível de amônia seguro, que possa garantir condições favoráveis à criação das larvas de tilápia, foi calculado adotando o critério do valor limite, correspondente aos 10% da CL50 obtida em ensaios de 96 horas, segundo recomendado por Ruffier *et al.* (1981) e EPA (2013), e utilizado por autores como Kir *et al.* (2016) para corvina (*Argyrosomus regius*). Uma vez que no presente estudo a concentração que provocou letalidade para 50% dos peixes para um período de 96 horas foi de 4,81 mg/L, então a máxima concentração recomendável nos sistemas de criação de pós-larvas de tilápia GIFT é de até 0,48 mg/L de NH₃.

5.4 Conclusões

Quanto menor o tamanho da tilápia, maior foi a susceptibilidade às concentrações de NH₃ avaliadas, com mais de 60% de mortalidade nos alevinos de 0,47 g para concentração de 5,0 mg NH₃/L em ensaio de 96 horas.

No experimento com peixes menores houve interação significativa entre os níveis de densidade de estocagem e concentração da amônia. Para o maior número de peixes por unidade de volume maior mortalidade foi registrada, com exceção da concentração de 1,58

mg/L, onde as mortalidades dentro das três densidades avaliadas foram estatisticamente iguais.

As análises histológicas realizadas em amostras de tecidos branquiais revelaram hiperplasia, dilatação de vasos sanguíneos, fusão lamelar, e hemorragia, as quais predominaram nos peixes submetidos à máxima concentração do NH_3 . As alterações na configuração das brânquias confirmaram que as altas mortalidades registradas foram consequência dos efeitos tóxicos da amônia não ionizada.

Com base no CL50 calculado pelo método Probit da USEPA, a máxima concentração de amônia não ionizada recomendável para criação segura de alevinos de tilápia, com peso de 0,47 gramas ou maior é de 0,48 mg/L.

Os resultados obtidos nos três ensaios de toxicidade aguda sugerem que a tilápia GIFT é uma linhagem que apresenta maior resistência aos efeitos tóxicos do NH_3 do que as outras linhagens reportadas na literatura, fato que respalda o potencial de criação desta linhagem em ambientes com eventuais riscos de apresentar concentrações moderadas de NH_3 .

6. CAPÍTULO 3. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA DA AMÔNIA NA CRIAÇÃO DE TILÁPIA GIFT

Resumo

O cultivo de tilápias, e outras espécies de ciclídeos é o tipo de aquicultura mais praticada no mundo; a tilápia GIFT (*genetically improved farmed tilápia*) é uma linhagem com crescente expansão no mercado aquícola internacional, e que representa a segunda mais importante variedade para a produção brasileira. Em sistemas de criação intensiva de peixes, com altas densidades de estocagem e limitadas trocas de água, os organismos poderão estar expostos a níveis moderadamente altos de NH_3 , com aumentos diários após as refeições. A exposição crônica de tilápias a concentrações crescentes de amônia está comumente acompanhada pela redução no desempenho do crescimento dos peixes e ao longo prazo pode comprometer a sobrevivência dos animais. Foram avaliados durante 70 dias os efeitos crônicos das concentrações 0,50, 0,89 e 1,58 mg/L de NH_3 em alevinos de tilápia GIFT, com peso médio inicial de 2,60 g, nas densidades de estocagem 33, 66 e 132 peixes/m³. Os máximos ganhos de peso para as tilápias cultivadas nas concentrações de 0,50, 0,89 e 1,58 mg NH_3 /L foram de 0,73, 0,75 e 0,11 g/d, sem registrar diferenças significativas entre os tratamentos avaliados nas concentrações de 0,50 e 0,89 mg/L, assim como também não houve diferenças significativas no ganho de peso entre as densidades de estocagem dentro de cada nível de concentração de amônia. A mortalidade total acumulada nos tratamentos com concentração de 1,58 mg NH_3 /L foi de 89,5% enquanto não houve mortalidades nos outros tratamentos. Os resultados obtidos sugerem que alevinos de tilápia GIFT com pesos a partir de 2,60 g podem ser criados em ambientes com concentrações máximas de 0,89 mg NH_3 /L sem comprometer a sobrevivência dos peixes, mas é esperado que os ganhos de peso diários sejam entre 30 e 41% menores que aos reportados para condições de cultivo ótimas.

6.1 Introdução

A aquicultura é a atividade produtiva pela qual se cultiva organismos aquáticos de interesse para o homem, tais como peixes, camarões, ostras, mexilhões, algas etc. Seu principal objetivo é a produção de pescado de alto valor nutritivo para consumo humano (SÁ, 2012). De acordo com Bardócz (2009), a piscicultura pode ser realizada em tanques escavados, em sistemas com única passagem do fluxo (*flow through*), sistemas de recirculação (SRA) e em gaiolas ou tanques rede em lagos ou rios.

O cultivo de tilápias, e outras espécies de ciclídeos é o tipo de aquicultura mais praticada no mundo (FAO, 2014). No Brasil, em 2015 e 2016 foram produzidas respectivamente 218,8 e 239,1 mil toneladas de tilápia, representando nesses anos os 26,70 e 28,97% da produção aquícola nacional, concentrados principalmente nas regiões sul e sudeste (IBGE, 2018). Segundo Oliveira (2016), entre as variedades de tilápia mais presentes no Brasil estão a Chitralada e a GIFT.

De acordo com Proença e Bittencourt (1994), a amônia é a segunda variável em importância na criação de peixes, depois do oxigênio dissolvido (OD); dentre as diversas origens deste composto na água para piscicultura estão: decomposição da matéria orgânica, poluição, excrementos dos organismos aquáticos e a morte de *blooms* de algas. Segundo Durborow *et al.* (1997), a amônia é o principal produto final da digestão das proteínas pelos peixes, os quais excretam o composto através das brânquias e das fezes.

De acordo com Levit (2010), o grau de toxicidade do nitrogênio amoniacal em peixes depende de fatores como: a forma química da amônia, o pH e a temperatura da água, a duração da exposição e etapa de vida dos peixes expostos. Em sistemas de criação intensivos, com altas densidades de estocagem e limitadas trocas de água, os peixes poderão estar expostos a níveis moderadamente altos de NH_3 , com aumentos diários após as refeições (LE RUYET *et al.*, 1998)

A exposição crônica de tilápias a concentrações crescentes de amônia está comumente acompanhada pela redução no crescimento dos peixes (HEGAZI *et al.*, 2010). Segundo Pereira e Mercante (2005), a exposição contínua ou frequente a concentrações de NH_3 acima de 0,02 mg/L pode causar intensa irritação e inflamação nas brânquias. As máximas concentrações de amônia não ionizada (NH_3) ou nitrogênio amoniacal total (NAT) recomendadas para cultivo de peixes de água doce, não salmonídeos, são de 0,01 mg NH_3 /L e 2,5 mg NAT/L, e para salmonídeos de 0,002 mg NH_3 /L e 1,0 mg NAT/L (HAYWOOD, 1983); e de acordo com Timmons e Ebeling (2010), de 0,0125 mg NH_3 /L para salmonídeos, de 1,0 mg NAT/L para peixes de água doce e de 3,0 mg NAT/L para peixes de água quente.

Segundo Arenzon *et al.* (2011), toxicidade é a capacidade de determinada substância, produto ou conjunto de substâncias de provocar efeitos danosos aos organismos com os quais entra em contato. Estes efeitos podem ser desde alterações comportamentais, alteração de crescimento ou da reprodução até a morte dos organismos.

Testes de toxicidade crônica são realizados para medir os efeitos de substâncias químicas sobre espécies aquáticas por um período que pode abranger parte ou todo o ciclo de

vida do organismo-teste (COSTA *et al.*, 2008). Segundo Rand (2008) alguns objetivos dos ensaios de exposição crônica em peixes nas fases de larvas e juvenis são: determinação de comportamentos anormais, porcentagem total de peixes com deformações, porcentagem de sobrevivência, peso e comprimento de juvenis, número de juvenis que desenvolvem maturação sexual e características sexuais secundárias.

A importância da tilápia na produção piscícola mundial tem motivado a realização de pesquisas acerca dos efeitos crônicos da amônia não ionizada nas fases de crescimento de diversas variedades de tilápia. A Tabela 37 apresenta um resumo das informações mais relevantes disponíveis na literatura.

Tabela 37. Informações relativas à toxicidade crônica da amônia para tilápia

Espécie estudada	Tamanho e/ou peso médio dos peixes	Concentrações de NH ₃ avaliadas (mg/L)	Letalidade, crescimento	Referência
Tilápia azul	Alevinos de 7 a 9 cm	Fase adaptação: 0,43 e 0,53 mg/L de NH ₃ . Após adaptação: até 3,4 mg/L	Zero mortalidade para concentrações de até 3,40 mg/L	Redner e Stickney (1979)
Tilápia nilótica (<i>O. niloticus</i>)	Peixes com pesos de 3 e 45 g	Entre 0,02 e 1,31 mg/L de NH ₃	Reduções no crescimento de 0, 50 e 100% para concentrações de 0,06; 0,73 e 1,46 mg/L NH ₃	Abdalla e McNabb (1998)
<i>Oreochromis mossambicus</i>	Juvenis com pesos entre 2900 e 3200 g	0,18, 0,26, 0,35 mg/L de NH ₃	Redução na taxa de crescimento de 100% (controle) para: 69,8; 49,8 e 29,8% nas três concentrações avaliadas	Rani <i>et al.</i> (1998)
<i>Blue tilapia</i>	Pesos iniciais entre 14 e 64 gramas em 3 experimentos	Concentrações máximas de NH ₃ 0; 0,05; 0,14 e 0,27 0; 0,37; 0,91 e 1,81 0; 0,65; 1,61 e 3,23	Sobrevivência nos experimentos (%): 93,8; 82,5; 96,3 e 96,7 96,7; 100; 100 e 100 100, 100, 100 e 100 Crescimento não afetado até 0,91 mg/L	Hargreaves e Kucuk (2001)
Tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Peso médio inicial: 21,2; 21,5; 24,3; 26,2 e 26,1 g	0,004 (controle); 0,068; 0,144; 0,262 e 0,434 mg NH ₃ /L	Ganho de peso médio em 2,5 meses: 15; 14; 5,8; 4,2 e 2,9 g	El-Shafai <i>et al.</i> (2004)
Tilápia nilótica (<i>O. niloticus</i>)	Peso médio de 19,0 ± 1,0 g	0 (controle); 0,01; 0,05; 0,10 e 0,15 mg/L de NH ₃	Crescimento ótimo para 0,01 a 0,004 mg/L	El-Sherif e El-Feky (2008)

Tabela 37. Informações relativas à toxicidade crônica da amônia para tilápia (continuação)

<i>Oreochromis niloticus</i>	Juvenis com pesos médios 65,93 ± 4,13 g	Controle (C); 1; 2; 5 e 10 mg/L Estudo dos efeitos observados em amostras de brânquias (b), fígado (f) e rim (r):	- Não observados para (C) e [1 mg/L] - b e f para <20% das amostras em [2 mg/L]. - b, f, r em 20 a 60% das amostras [5 mg/L] - Em b e f para >60% e em r para 20 a 60% das amostras [10 mg/L]	Benli, Köksal e Özkul (2008)
Tilápia do Nilo (<i>O. niloticus</i>)	Peso médio inicial de 46,75 ± 4,5 g	Controle (0,0); 0,1; 0,2; 0,4 e 0,6 mg/L	Mortalidades de 0; 0; 6,7; 23,7 e 43,3%. Pesos médios finais de: 91; 68,6; 55; 47 e 42 g	El-Shebly e Gad (2011)
Tilápia do Nilo	Peso médio inicial de 0,31 g	Adição semanal de 0,00; 0,25 e 0,50 g/tanque de NH ₄ Cl. 3 condições do pH: 6,2; 7,2 e 8,8. Valores de até 0,15 mg NH ₃ /L	0 mortalidades no meio neutro para os 3 tratamentos e no meio ácido para 0 e 0,25 g/tanque; e abaixo dos 20% nos demais tratamentos.	Silva <i>et al.</i> (2013)
Tilápia do Nilo	Peso médio de 1,61 ± 0,06 g	pH de 4,12; 5,13; 6,14 e 8,06. Concentrações de até 0,12 mg NH ₃ /L	Sobrevivências finais: 97,5; 96,0; 96,5 e 96,5%	Rebouças <i>et al.</i> (2015)

Observa-se que a maior parte dos estudos foi conduzida com *Oreochromis niloticus* Abdalla e McNabb (1998), Hargreaves e Kucuk (2001), El-Shafai *et al.* (2004), Benli *et al.* (2008), El-Sherif e El-Feky (2008), El-Shebly e Gad (2011), Silva *et al.* (2013) e Rebouças *et al.* (2015). Por outro lado, Redner e Stickney (1979) e Hargreaves e Kucuk (2001) fizeram estudos com tilápia azul, e os ensaios de Rani *et al.* (1998) foram realizados com *Oreochromis mossambicus*.

Não há ainda na literatura estudos da toxicidade crônica da amônia em tilápia GIFT, levando em conta a crescente importância desta linhagem para a piscicultura brasileira e de vários países, é de grande relevância a realização de pesquisas para determinar níveis seguros de concentração da amônia para evitar mortalidade e garantir bom desempenho zootécnico nos cultivos desta variedade. O objetivo principal da presente pesquisa foi avaliar, em condições de laboratório controladas, os efeitos crônicos produzidos por diversas concentrações de NH₃ e diferentes densidades de estocagem (DE) de peixes em alevinos de tilápia GIFT, para determinar concentrações da amônia seguras para cultivo dos peixes.

6.2 Material e métodos

Três experimentos simultâneos foram conduzidos para estudar a toxicidade crônica de NH_3 em alevinos de tilápia GIFT sexualmente revertidos a partir da avaliação de três níveis do fator concentração de NH_3 e três níveis do fator DE de peixes. Na Figura 24 é apresentado um fluxograma com as principais atividades executadas durante os experimentos.

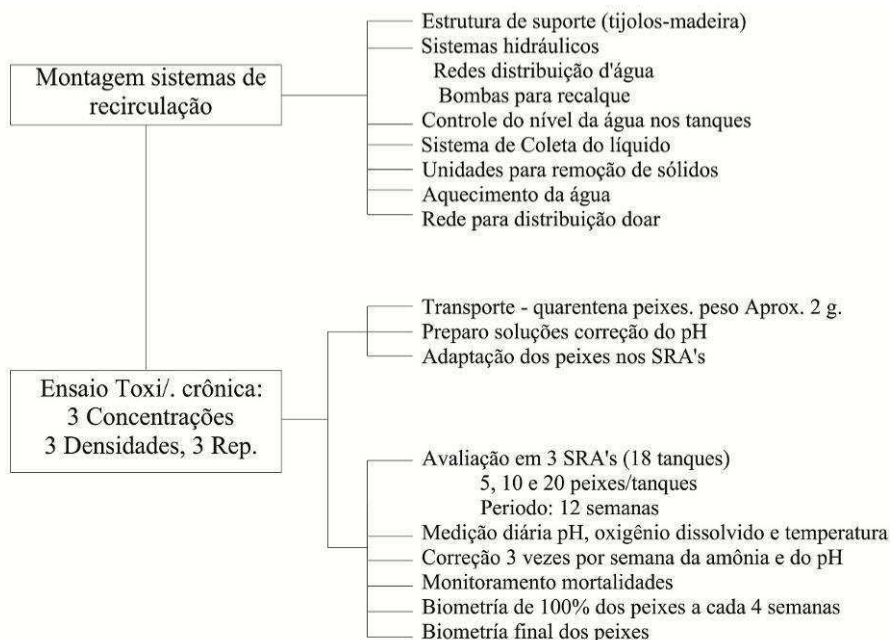


Figura 24. Fluxograma das principais atividades realizadas nos ensaios de toxicidade crônica

6.2.1 Local para desenvolvimento da pesquisa e montagem dos experimentos

A pesquisa foi desenvolvida no município de Viçosa, Estado de Minas Gerais, Brasil ($20^{\circ}45'14''\text{S}$, $42^{\circ}52'54''\text{W}$), no campus da UFV. Os experimentos foram conduzidos ao nível de laboratório, dentro do LabNut do Departamento de Zootecnia, que dispõe de um área com largura e comprimento internos respectivos de 5,80 e 9,05 m.

Para a montagem do experimento foram dispostos 27 tanques retangulares (Figura 25a), cada um com dimensões: largura de 0,55 m; comprimento de 0,79 m; profundidade de 0,40 m e volume útil de 150 L. Os tanques foram distribuídos em três grupos independentes, conformados por 9 unidades de criação montadas sobre tijolos de cimento e areia (Figuras 25b e 25c), assim como por um tanque ao nível do solo, que funcionou como sedimentador e como unidade para monitoramento da temperatura, por meio de termómetro digital, e para aquecimento da água, por meio de resistência de 220 V.

O sistema de drenagem de cada linha de tanques funcionou por meio de um tubo principal de 200 mm de diâmetro com declividade de 1%, que recebeu os efluentes dos 9 tanques transportando-os por gravidade até a unidade de sedimentação (Figuras 25d e 25e). A captura do efluente de cada tanque foi realizada pelo fundo por meio da saída da água na área

compreendida entre dois tubos concêntricos localizados no interior dos tanques, onde o tubo interno determinava o nível do líquido e o tubo externo com perfurações na base permitiu a remoção de sólidos sedimentados que foram arrastados pelo fluxo de água que saía como resultado da troca do líquido, mas impediu a passagem dos peixes.

A água foi recirculada desde o tanque sedimentador por meio de uma bomba centrífuga, em cuja tubulação de descarga foram instalados acessórios para distribuição do líquido nos tanques de criação até a saída controlada mediante torneiras plásticas individuais, como pode ser observado nas Figuras 25f e 25g.



Figura 25. Fotografias da montagem do experimento para os ensaios de toxicidade crônica. Grupo de tanques para a montagem (a), suporte para as linhas de tanques em tijolos de cimento-areia (b), elementos estruturais de madeira para nivelamento e suporte dos tanques (c), sistema de drenagem do efluente das linhas de tanques e transporte para os sedimentadores (d), sistema de tubulações para distribuição de água e de ar (e), tanques para sedimentação de sólidos e sucção do líquido para recirculação (f).



Figura 25. Fotografias da montagem do experimento para o ensaio de toxicidade crônica (continuação): Vista geral dos sistemas de recirculação (g).

Cada grupo de tanques esteve associado a um sistema de recirculação independente para manutenção de uma das concentrações de NH_3 avaliadas.

6.2.2 Procedimentos gerais adotados nos ensaios de toxicidade crônica

Uma vez que os SRA tinham tanque sedimentador e careciam de biofiltro, foi realizado o sifnamento do fundo dos sedimentadores a cada dois dias para remover os sólidos acumulados e evitar alterações da qualidade da água pela decomposição desse material.

Nos experimentos para avaliação dos efeitos pela toxicidade crônica da amônia foi ajustado o pH inicial da água para um valor de 7,5 por meio da adição de soluções de NaOH 0,1N ou HCl 0,1N. O controle das concentrações de NH_3 foi realizado pela adição de solução de cloreto de amônio, ou pela diluição da concentração do NH_3 , quando o líquido das unidades de criação apresentava teores acima dos níveis definidos para o experimento. O líquido utilizado para adição diária da solução, ou de água para diluição foi água da torneira, armazenada diariamente em dois tanques plásticos circulares com volume efetivo de 300 L. A água foi desclorada por meio da adição de solução de tiosulfato de sódio e injeção de ar com pedras porosas.

Diariamente nos SRA foram monitoradas as variáveis OD, pH e temperatura, para tal fim foi utilizada uma sonda multi-parâmetro marca HACH (USA) modelo HQ40d. Também diariamente às 7 horas nos tanques de sedimentação e recalque dos SRA foram coletadas amostras para medição do NH_3 por meio de uma sonda ISENH318101, marca HACH, Loveland-Colorado USA -2013-, com gama de detecção entre 0,01 mg/L ($5 \cdot 10^{-7}$ M) e 14000 mg/L (1 M) como $\text{NH}_3\text{-N}$.

Quando a concentração da amônia medida nos sistemas esteve abaixo do valor pretendido (pelas perdas de NH_3 por volatilização) foi adicionada água reconstituída com

solução de cloreto de amônio; já nos casos em que a concentração esteve acima do nível pretendido (pelo acúmulo diário devido à excreção de amônia dos peixes) foi adicionada água desclorada, para manter as concentrações desejadas de NH_3 , definidas com base nos resultados obtidos nos ensaios de toxicidade aguda da primeira fase das pesquisas desta tese de doutorado. Diariamente, após a medição do pH da água nos SRA, quando necessário foi ajustado para um valor de 7,5, por meio da adição de soluções de NaOH 0,1N ou de HCl 0,1N.

6.2.3 Manejo dos peixes utilizados nos experimentos

As tilápias GIFT utilizadas nos experimentos foram cultivadas na Fazenda Experimental da EPAMIG, localizada no município de Leopoldina MG. Os peixes foram transportados em sacos plásticos com 60% do volume ocupado por oxigênio puro, e foram mantidos em tanques de 300 L para quarentena, localizados no LabNut do Departamento de Zootecnia da UFV, com o objetivo de propiciar a sua adaptação às condições próprias de sistemas de recirculação. Foram praticadas trocas diárias de 10% do volume total de água do sistema e os peixes eram alimentados três vezes por dia com ração comercial com 40% de proteína. Para evitar a eventual propagação de doenças e manter as condições sanitárias dos peixes foi feita a adição de sal marinho nas caixas duas vezes por semana para manter uma concentração da ordem de 5 g/L, de acordo com o recomendado por Kubitza (2000c).

Após a quarentena, as tilápias foram transferidas para o laboratório de peixes ornamentais. Para a distribuição dos animais nos experimentos foram realizadas biometrias iniciais dos peixes, prévia disposição destes em baldes com água do SRA com adição de solução de eugenol. Os critérios e a metodologia adotados para o anestesiado dos peixes foram anteriormente explicados no item 5.2.9.

Nos três ensaios de toxicidade crônica, antes do início dos experimentos, as tilápias foram mantidas nos tanques por um período de pelo menos nove dias, sendo alimentados com ração comercial com 40% de proteína com taxa de alimentação de 4% do peso vivo por dia, e foram fornecidas três refeições diárias, determinadas em função do peso vivo dos peixes, a Durante o período de adaptação, foi feita a circulação permanente do líquido, e a substituição diária de 10% do volume com água desclorada por meio de aeração por 24 horas, além da adição de solução de tiosulfato de sódio com concentração de 10%. Não houve mortalidades na adaptação, por tal razão não foi necessário fazer reposição de material biológico.

O peso inicial médio dos peixes foi de $2,60 \pm 0,15$ g e foram mantidos no sistema por 12 semanas, que é o tempo recomendado por Kubitza (2000a) para atingir um peso de 90 g

em viveiros com baixa renovação da água. Os peixes foram alimentados *ad libitum* três vezes por dia com ração comercial com tamanho entre 2 e 3 mm com 40% de proteína bruta. A quantidade de ração fornecida diariamente foi estimada a partir do cálculo dos 4% do peso médio vivo mantido nas unidades de criação. Foi praticado monitoramento periódico (nos dias 25, 57 e 69 dos experimentos) da variável zootécnica ganho de peso na totalidade dos animais de cada unidade de criação.

Com o valor do peso máximo esperado de 90 g, o volume útil por tanque de 150 L, e com as densidades de 5, 10 e 20 peixes por tanque, as máximas biomassas estimadas foram respectivamente de 3, 6 e 12 kg/m³, que ficaram abaixo da faixa máxima de valores sugerida por Kubitzka (2000a) de 20 a 60 kg/m³. Tais condições garantiram o bem estar dos 315 peixes (três repetições para cada tratamento) nas unidades de criação experimentais.

6.2.4 Descrição dos ensaios de toxicidade crônica

6.2.4.1 Variáveis e níveis avaliados

Nos experimentos foram estudados os efeitos de dois fatores: concentração de NH₃ e densidade de estocagem das tilápias GIFT. Foram avaliados três níveis para o fator concentração de NH₃: 0,50, 0,89 e 1,58 mg NH₃/L, valores selecionados a partir dos resultados obtidos nos ensaios de toxicidade aguda, considerando os níveis de concentração que registraram menores mortalidades. Também foram avaliados três níveis do fator densidade de estocagem dos peixes: 33, 66 e 132 peixes/m³ (5, 10 e 20 peixes/tanque). A variável resposta estudada foi o ganho de peso dos peixes nos diferentes tratamentos dispostos nas unidades experimentais, conformadas pelos tanques de 150 L. A Tabela 38 apresenta a combinação dos níveis dos fatores avaliados, os 9 tratamentos foram montados com três repetições.

Tabela 38. Tratamentos avaliados no ensaio de toxicidade crônica

Tratamento No.	Concentração NH ₃ (mg/L)	Densidade estocagem (peixes/m ³)	Combinação dos níveis
T1	0,50	33	C1-D1
T2	0,50	66	C1-D2
T3	0,50	132	C1-D3
T4	0,89	33	C2-D1
T5	0,89	66	C2-D2
T6	0,89	132	C2-D3
T7	1,58	33	C3-D1
T8	1,58	66	C3-D2
T9	1,58	132	C3-D3

6.2.4.2 Delineamento experimental

Foram montados três experimentos, cada um constituído por uma linha de nove tanques com sistema de recirculação de água, para avaliar um dos níveis do fator concentração de amônia, isto é: 0,50, 0,89 ou 1,58 mg/L de NH₃. O delineamento experimental de cada experimento foi inteiramente casualizado com três repetições para as densidades de estocagem avaliadas (33, 66 e 132 peixes/m³). Na Figura 26 é apresentada a disposição de cada experimento, representado por uma linha de tanques, assim como a distribuição dos diferentes tratamentos e suas repetições nos três sistemas de recirculação.

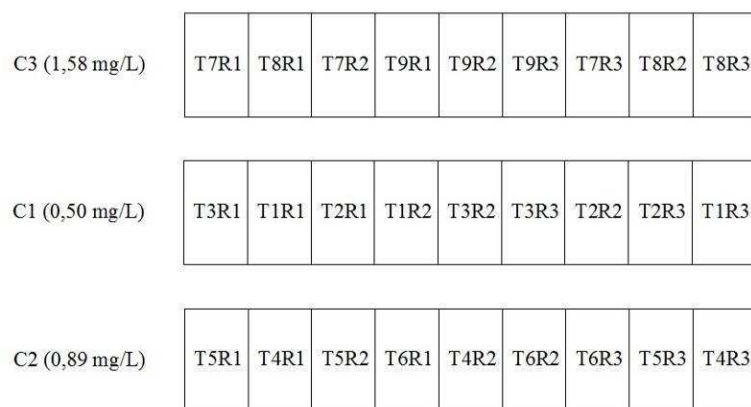


Figura 26. Vista em planta da disposição dos tratamentos.

O número de repetições por tratamento foi consistente com o valor recomendado para ensaios de toxicidade pela Norma NBR 15088 (ABNT, 2004), foi maior à quantidade de repetições utilizada em ensaios de toxicidade crônica por El-Sherif e El-Feky (2008), e igual ao número de repetições reportado por Hanna *et al.* (2013), em ensaios para avaliar os efeitos sub-letais da toxicidade aguda em tilápia do Nilo.

Foi realizada uma análise conjunta ao ganho de peso dos peixes dos três experimentos e verificada a significância dos fatores concentração de NH₃, densidade de estocagem dos peixes e tempo de cultivo, e foi realizada a comparação de médias dos tratamentos por meio do teste de Tukey utilizando o software R.

6.2.5 Monitoramento de parâmetros zootécnicos e variáveis de qualidade da água

Durante os experimentos foram monitoradas e/ou controladas diversos variáveis associadas à qualidade da água, assim como parâmetros zootécnicos dos sistemas avaliados, de acordo com a descrição apresentada a seguir.

Variáveis físicas e químicas

Para controlar a qualidade da água utilizada nos diferentes tratamentos dos experimentos foram monitoradas diariamente, seguindo as disposições metodológicas definidas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WPCF, 2005) as variáveis:

- Nitrogênio amoniacal -N-NH₃- (4500-NH₃C);
- Oxigênio dissolvido, método membrana eletrodo (4500-O G);
- pH, método eletrométrico (4500-H B);
- Temperatura, método termo-elétrico (2550 B);

Parâmetros zootécnicos

Foram medidos os seguintes parâmetros nos peixes:

- Sobrevivência (%), determinada no final do experimento, com base na população total de cada tratamento
- Tempo de cultivo (t, em dias), duração total do experimento
- Peso inicial dos animais (Wi, em g) de todos os peixes utilizados nos tratamentos ao início do experimento
- Peso final dos animais (Wf, em g) de todos os peixes criados nos tratamentos, medidos no final do experimento (após 69 dias); assim como por meio de amostragem de pelo menos 60% dos peixes de cada tanque nos monitoramentos do dia 25 e do dia 57
- Ganho de peso (GP, em g), a ser determinado no final do experimento, como resultado da diferença entre o peso médio final e o peso médio inicial para cada tratamento: $Wf - Wi$
- Taxa de crescimento (TC, em g/d), a ser calculada no final do experimento, como resultado de dividir o ganho de peso total de cada tratamento entre o tempo total dos experimentos: GP/t
- Consumo de ração (CR, em g), correspondendo à quantidade média total de ração consumida pelos peixes de cada tratamento
- Conversão alimentar (CA, em g/g), resultado de dividir os valores médios, de cada tratamento, do consumo de ração pelo ganho de peso: CR/GP

As metodologia adotadas para manipulação dos peixes foram aprovadas pela Comissão de Ética no Uso de Animais de Produção da UFV pelo protocolo 43 de 2016, aprovado pela CEUAP-UFV o dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2)

6.3. Resultados e discussão

6.3.1 Qualidade da água

Com base nos 69 monitoramentos da qualidade do líquido, realizados nas unidades de sedimentação e sucção de cada linha de tanques, isto é, de cada experimento em paralelo, foram gerados gráficos que expressam a variação dos dados de cada variável da qualidade da água. A Figura 27 apresenta box-plot das concentrações de oxigênio dissolvido registradas durante os experimentos; na Figura 28 estão representados os dados das temperaturas medidas, e na Figura 29 os valores do pH em box-plot dos três sistemas de recirculação.

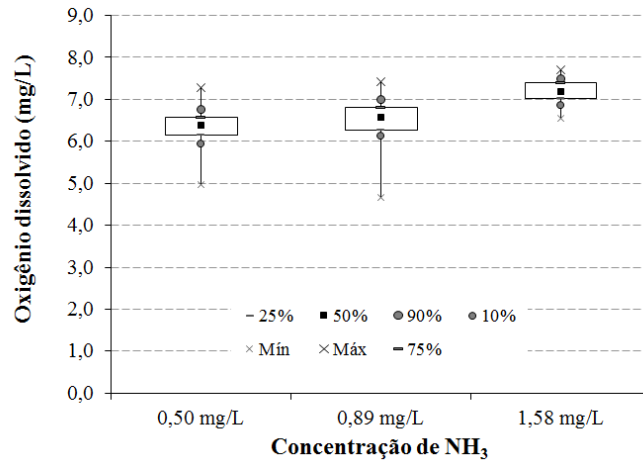


Figura 27. Box-plot dos valores de OD registrados nas três linhas de criação dos peixes.

As concentrações do OD medidas nos três sistemas de recirculação estiveram, em todas as ocasiões, acima de 4,6 mg/L e apresentaram uniformidade durante a pesquisa. Os valores médios e desvio padrão calculados para os experimentos com concentrações de 0,89, 0,50 e 1,58 mg NH₃/L foram respectivamente de $6,54 \pm 0,42$, $6,33 \pm 0,40$ e $7,19 \pm 0,26$ mg/L de OD, concentrações que estiveram dentro dos valores recomendados por Kubitzka (1998a), Popma e Masser (1999) e Timmons et al. (2002), para criação de tilápia.

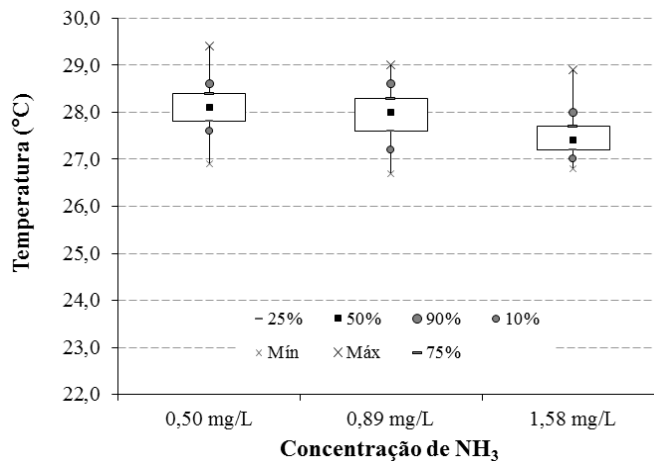


Figura 28. Box-plot dos valores da temperatura registrados nas três linhas de criação dos peixes.

As temperaturas registradas nos três sistemas de recirculação apresentaram alta uniformidade, o que evidenciou a eficiência do sistema de controle térmico e aquecimento do líquido. Os valores médios e desvio padrão calculados para os experimentos com concentrações de 0,89, 0,50 e 1,58 mg NH₃/L foram respectivamente de 27,95 ± 0,51, 28,11 ± 0,48 e 27,47 ± 0,42 °C, temperaturas que estiveram dentro dos valores ótimos recomendados por Kubitzka (1998a), Popma e Masser (1999) e Timmons *et al.* (2002), para cultivo de tilápia.

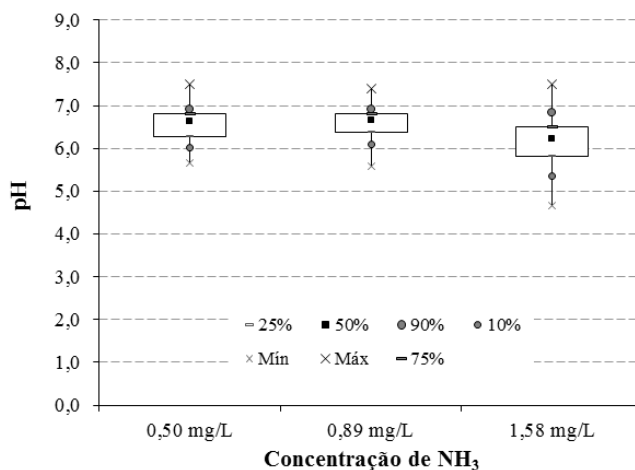


Figura 29. Box-plot dos valores de pH registrados nas três linhas de criação dos peixes

O pH medido nos três experimentos apresentou ligeira variabilidade, como resultado das concentrações de amônia nos sistemas avaliados. Quanto maior a concentração da amônia, menores valores de pH foram observados após 24 horas de adição da solução de cloreto de amônio, pois tal solução tende a abaixar o pH da água.

A medição do pH foi feita todo dia às 7 a.m., 24 horas após o controle e correção da amônia e do pH dos sistemas de recirculação, isso explica a variação entre os valores, que pode ser observada de maneira clara na Figura 29.

Os valores médios e desvio padrão calculados para os experimentos com concentrações de 0,89, 0,50 e 1,58 mg NH₃/L foram respectivamente de 6,58 ± 0,35, 6,56 ± 0,39, 6,16 ± 0,60 unidades de pH, valores que estiveram dentro dos limites ótimos recomendados por Kubitzka (1998a), Popma e Masser (1999) e Timmons *et al.* (2002), para criação de tilápia.

6.3.2 Resultados da biometria e de mortalidade dos peixes

A partir das biometrias realizadas em amostras dos peixes após 28 e 56 dias, assim como a biometria realizada sobre a totalidade dos peixes após 69 dias dos experimentos, foram calculados os pesos médios e os respectivos desvios padrão, cujos valores estão apresentados na Tabela 39.

Tabela 39. Peso médio e desvio padrão (entre parêntesis) em g., nos tratamentos após 25, 57 e 69 dias

Concentração (mg/L NH ₃)	Densidade de estocagem (peixes/m ³)		
	33	66	132
Biometria após 25 dias			
0,50	16,19 (4,87)	16,73 (6,50)	15,44 (4,32)
0,89	14,61 (3,69)	15,17 (4,68)	13,92 (4,33)
1,58	7,41 (2,17)	10,59 (4,11)	10,26 (3,33)
Biometria após 57 dias			
0,50	34,99 (16,71)	39,51 (14,48)	30,31 (10,09)
0,89	35,58 (14,01)	33,17 (12,96)	30,59 (9,67)
1,58	6,17 (1,81)	9,99 (3,58)	9,44 (4,31)
Biometria após 69 dias			
0,50	52,24 (27,57)	53,11 (29,66)	47,67 (15,39)
0,89	49,38 (24,36)	54,48 (2,01)	46,24 (17,14)
1,58	6,17 (1,81)	9,98 (3,58)	9,38 (4,16)

Nos tratamentos com peixes submetidos às maiores concentrações da amônia não ionizada foi observado menor consumo de alimento, e conseqüentemente, menor ganho de peso. A partir do dia 30 e até o dia 46 dos experimentos, foram registradas mortalidades nos peixes dos tratamentos T7, T8 e T9, com 1,58 mg NH₃/L, cujos valores acumulados chegaram aos 89,5%.

Na Tabela 40 estão apresentados os resultados da análise de variância do ganho de peso dos peixes, realizada para um modelo fatorial triplo dos fatores: concentração da amônia, densidade de estocagem dos peixes e tempo de cultivo.

Tabela 40. Análise de variância do ganho de peso dos peixes no ensaio de toxicidade crônica

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P-valor
A (Concentração NH ₃)	2	10776	5388	397,503	< 2e-16 ***
B (Densidade estocagem)	2	152	76	5,609	0,00612 **
C (Tempo)	2	7720	3635	268,193	< 2e-16 ***
A : B	4	137	34	2,524	0,05135 .
A : C	4	3785	969	71,475	< 2e-16 ***
B : C	4	39	10	0,724	0,57961
A : B : C	8	82	10	0,756	0,64271
Resíduos	54	732	14		

Significância do teste F: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Com base nos resultados da ANOVA, não houve interação entre os fatores A x B x C ou entre os fatores B x C; não houve também interação significativa entre os fatores A x B para os níveis de densidade de estocagem e das concentrações de amônia estudadas nos experimentos.

Entre os fatores A e C houve interação significativa, situação que indica que houve comportamento diferencial no ganho de peso de acordo com as concentrações de amônia e o tempo de cultivo. Na Tabela 41 estão apresentados os resultados do desdobramento da ANOVA para a interação entre os fatores A e C.

Tabela 41. Análise de variância para interação entre os fatores concentração de amônia e tempo

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P-valor
Concentração NH ₃	2	10776	5388	339,69	< 2e-16 ***
Tempo	2	7720	3635	229,19	< 2e-16 ***
Concentração NH ₃ : Tempo	4	3785	969	61,08	< 2e-16 ***
Resíduos	72	1142	16		

Significância do teste F: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Já que houve diferenças estatísticas significativas no ganho de peso dos peixes, em função dos níveis de concentração da amônia e ao longo do tempo, foi aplicado o teste de Tukey para contrastar os valores médios obtidos nas respectivas concentrações, em cada uma das três biometrias, e determinar assim quais tratamentos diferiram entre si para estabelecer as condições mais favoráveis para o crescimento das tilápias.

A Tabela 42 apresenta os valores dos intervalos de confiança e dos pesos médios utilizados para o teste de Tukey.

Tabela 42. Valores médios, limites inferior e superior dos intervalos de confiança para teste de Tukey na análise do efeito das concentrações no tempo

Concentração (mg/L NH₃)	Média	Limite inferior		Limite superior
		Biometria após 25 dias		
0,50	16,184444	13,538048		18,83084
0,89	14,548889	11,902493		17,19528
1,58	9,451111	6,804715		12,09751
Biometria após 57 dias				
0,50	35,143333	32,496937		37,78973
0,89	33,101111	30,454715		35,74751
1,58	8,534444	5,888048		11,18084
Biometria após 69 dias				
0,50	51,008889	48,362493		53,65528
0,89	50,032222	47,385826		52,67862
1,58	8,732222	6,085826		11,37862

De acordo com o teste de Tukey com nível de confiança de 95%, ao comparar, dentro de cada mês, os valores das biometrias realizadas nos dias 25, 57 e 69 do experimento, não houve diferenças significativas no ganho de peso entre os tratamentos com 0,50 e 0,89 mg NH₃/L (P > 0,05). Tal situação sugere o efeito não diferenciado da amônia na criação dos

juvenis de tilápia GIFT nas três densidades de estocagem para as concentrações 0,50 e 0,89 mg/L. Já no que diz respeito ao ganho de peso das tilápias cultivadas em 1,58 mg NH₃/L, ao longo dos experimentos houve diferenças significativas com os outros dois níveis de amônia, com exceção do primeiro mês, onde os pesos para os tratamentos com 1,58 e 0,89 mg/L (P > 0,05) foram estatisticamente iguais.

Quando comparados os ganhos de peso médios dentro de cada concentração da amônia ao longo do tempo, observou-se que houve diferenças significativas nas concentrações 0,50 e 0,89 mg/L para as biometrias 1, 2 e 3, enquanto não houve variações significativas no ganho de peso registrado para as tilápias criadas em 1,58 mg NH₃/L após 25, 56 e 69 dias (P > 0,05).

O fornecimento regular de alimento fez com que o efeito da amônia nas tilápias fosse mais acentuado. Nesse sentido, Ip *et al.* (2001) apontaram que a alimentação dos peixes exacerba os efeitos tóxicos da amônia e que os peixes são mais suscetíveis a elevados níveis de amônia durante e após o consumo de alimento ou enquanto estão nadando.

A partir dos resultados da ANOVA da Tabela 40, uma vez que não houve diferenças significativas no ganho de peso dos peixes nas densidades de estocagem entre as biometrias (interação não significativa B x C), foram avaliados os efeitos simples dos dois fatores a partir da análise de variância, segundo pode ser observado na Tabela 43.

Tabela 43. Análise de variância dos fatores densidade de estocagem e tempo

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P-valor
Densidade de estocagem	2	152	76	0,351	0,705
Tempo	2	7720	3635	16,776	1,05e-06 ***
Densidade: Tempo	4	39	10	0,045	0,996
Resíduos	72	15602	217		

Significância do teste F: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Com base no efeito significativo simples do fator tempo, foi feito o teste de Tukey, cujos intervalos de confiança e valores médios estão na Tabela 44, utilizados para avaliar as diferenças no ganho de peso das tilápias.

Tabela 44. Valores médios e limites dos intervalos de confiança para teste de Tukey na análise simples do fator tempo

Tempo (biometria)	Média	Limite inferior	Limite superior
		Peso (gramas)	
1	13,39481	7,747433	19,04220
2	25,592	19,945581	31,24034
3	36,59111	30,943730	42,23849

De acordo com o teste, os ganhos de peso médios, para qualquer nível de densidade de estocagem, foram diferentes entre as biometrias 1 e 2, as biometrias 1 e 3 e entre as biometrias 2 e 3 ($P < 0,05$).

O efeito não significativo do fator densidade de estocagem ($P > 0,05$) indicou que não houve diferenças no ganho de peso dos peixes, situação que pode ser observada nos valores médios apresentados na Tabela 45.

Tabela 45. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator densidade de estocagem

Densidade (peixes/m ³)	Média	Limite inferior Peso (gramas)	Limite superior
33	24,79778	19,15040	30,44516
66	27,03333	21,38595	32,68071
132	23,74778	18,10040	29,39516

6.3.3 Curvas de crescimento – conversão alimentar

A partir dos pesos médios registrados durante o experimento foram feitas análises de regressão para determinar o tipo de equação que melhor descreveu o crescimento dos peixes em cada tratamento ao longo do tempo.

Na Figura 30 estão apresentados os valores dos pesos médios calculados ao longo do tempo, assim como as equações das curvas que melhor descreveram o ganho de peso das tilápias cultivadas sob 3 densidades de estocagem: 33, 66 e 132 peixes/m² na concentração C1, de 0,50 mg NH₃/L.

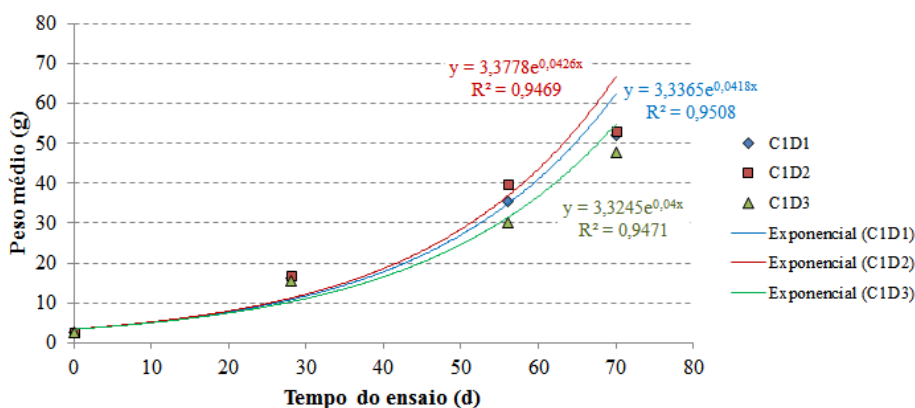


Figura 30. Representação gráfica das biometrias dos tratamentos com 0,50 mg/L de NH₃.

Os altos valores do coeficiente de determinação, que para as três densidades de estocagem estiveram acima de 0,94, indicaram a boa capacidade dos modelos exponenciais para explicar os dados coletados para os tratamentos associados à menor concentração de NH₃.

A Figura 31 ilustra os valores dos pesos médios calculados ao longo do tempo, assim como as equações das curvas que melhor descreveram o ganho de peso das tilápias cultivadas nas 3 densidades de estocagem: 33, 66 e 132 peixes/m² na concentração C2, de 0,89 mg NH₃/L.

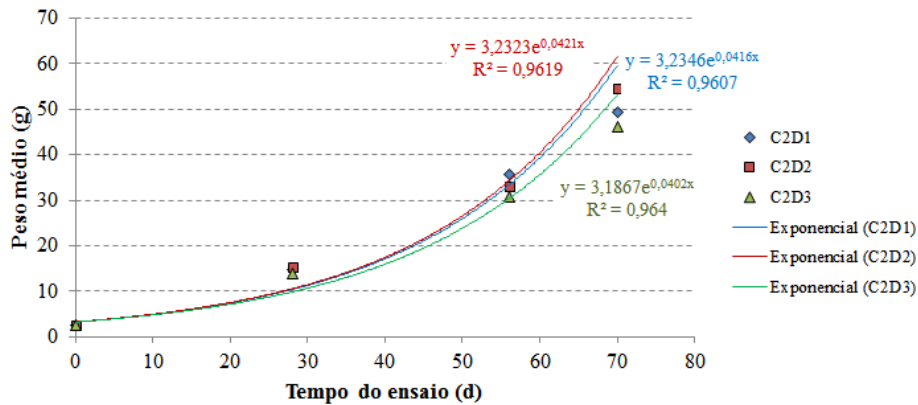


Figura 31. Representação gráfica das biometrias dos tratamentos com 0,89 mg/L de NH₃.

Os coeficientes de determinação para as três densidades de estocagem, com valores acima de 0,96 indicaram que os modelos exponenciais explicaram bem os dados coletados para os tratamentos associados à concentração 0,89 mg NH₃/L.

Na Figura 32 estão apresentados os valores dos pesos médios calculados ao longo do tempo, assim como as equações das curvas que melhor descreveram o ganho de peso das tilápias cultivadas sob 3 densidades de estocagem: 33, 66 e 132 peixes/m² na concentração C3, de 1,58 mg/L de NH₃.

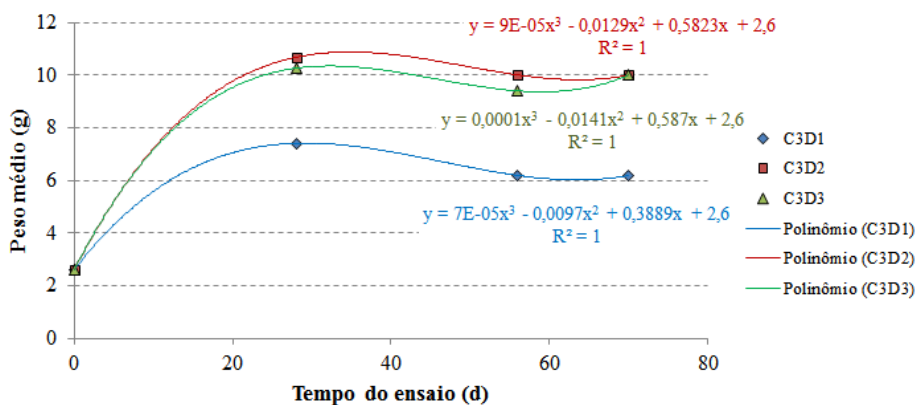


Figura 32. Representação gráfica das biometrias dos tratamentos com 1,58 mg/L de NH₃.

Os modelos polinômiais foram os mais apropriados para explicar os dados coletados nos tratamentos com a maior concentração da amônia, principalmente devido ao fenômeno da perda de peso registrada pelas tilápias que ainda sobreviveram ao efeito tóxico da amônia não

ionizada. Os altos valores do coeficiente de determinação indicaram a excelente capacidade dos modelos para explicar os dados coletados.

A Tabela 46 apresenta os valores médios do consumo de ração registrados nos diferentes tratamentos avaliados nos experimentos.

Tabela 46. Consumo diário de ração (em gramas) nos tratamentos durante o experimento

Tratamento	Combinação de níveis	Valor Mínimo	Média (desvio padrão)	Valor Máximo
T1	C1D1	0,92	4,17 (2,47)	10,66
T2	C1D2	1,33	7,99 (4,46)	20,71
T3	C1D3	2,35	13,67 (6,26)	30,20
T4	C2D1	0,57	3,73 (1,86)	9,02
T5	C2D2	1,35	8,00 (4,36)	20,62
T6	C2D3	1,96	13,57 (6,76)	31,35
T7	C3D1	0,01	1,02 (0,61)	2,09
T8	C3D2	0,01	1,28 (1,62)	5,27
T9	C3D3	0,01	2,24 (2,90)	9,12

Em termos gerais, os valores mínimos foram os medidos nos primeiros dias dos experimentos, devido ao reduzido tamanho das tilápias, mas no caso particular dos tratamentos submetidos à concentração de 1,58 mg NH₃/L, os consumos mínimos foram registrados a partir da quinta semana do ensaio, momento em que começou a mortalidade dos peixes desses tratamentos. Com base nos dados do consumo total de ração, os pesos iniciais e finais dos peixes em cada tratamento, foram calculados os ganhos de peso médios, assim como as respectivas conversões alimentares, cujos valores estão apresentados na Tabela 47.

Tabela 47. Resumo das informações relativas ao ganho de peso e conversão alimentar

Tratamento	Combinação níveis	Peso inicial (g)	Ganho de peso total (g)	Ganho de peso/dia (g/d)	Conversão alimentar (g/g)
T1	C1D1	2,62	49,62	0,72	1,16
T2	C1D2	2,62	50,49	0,73	1,09
T3	C1D3	2,62	45,05	0,65	1,05
T4	C2D1	2,62	46,76	0,68	1,12
T5	C2D2	2,62	51,86	0,75	1,06
T6	C2D3	2,62	43,62	0,63	1,07
T7	C3D1	2,62	3,57	0,05	2,08
T8	C3D2	2,62	7,38	0,11	1,13
T9	C3D3	2,62	6,72	0,10	1,14

O menor ganho de peso, registrado nos tratamentos criados nas maiores concentrações de amônia, de acordo com Hargreaves e Kucuk (2001), pode ter duas possíveis explicações: a exposição à amônia pode reduzir o consumo voluntário de comida, ou pode reduzir a

digestibilidade do alimento consumido. A primeira explicação pode ser aplicada quando há similar conversão alimentar entre tratamentos, mas o crescimento é diferente, situação que pode ser assimilada ao observado na presente pesquisa.

Santos *et al.* (2013) avaliaram o ganho de peso de juvenis das linhagens de tilápia Bouaké, Chitralada, Supreme e GIFT alimentadas com ração comercial e criadas em SRA. Durante o experimento os valores médios das variáveis de qualidade da água foram $26,7 \pm 1,4^{\circ}\text{C}$, $5,04 \pm 0,95$ mg/L de OD e pH de $7,7 \pm 0,21$. O ganho de peso por dia calculado após 112 dias de experimento foi de 0,87, 1,00, 1,18 e 1,07 g/d respectivamente para as linhagens Bouaké, Chitralada, Supreme e GIFT; a sobrevivência registrada por cada linhagem no final do experimento foi de 46,2, 87,2, 92,8 e 80,8%.

Os ganhos de peso calculados para os tratamentos cultivados nas concentrações de 0,50 e 0,89 mg/L de amônia não ionizada representaram da ordem de 59 a 70% dos valores obtidos por Santos *et al.* (2013) na criação de tilápia GIFT. Da mesma maneira, representaram entre 70 a 83% do ganho de peso esperável para boas condições de cultivo, assim como entre 47 e 56% do esperado para condições de cultivo ótimas, de acordo com os valores sugeridos para tilápia por Kubitzka (2000a).

Reduções no consumo do alimento e baixas taxas de crescimento devido a altas concentrações de amônia tem sido registradas em estudos de toxicidade crônica com diversas espécies de peixes, como foi reportado por: Foss *et al.* (2003), na criação de peixe-lobo *Anarhichas minor* com peso médio inicial de 14,2 g criados por 69 dias em *raceways* rasos e expostos a concentrações de 0,0006, 0,13, 0,25 e 0,39 mg/L de NH_3 , com baixas taxas de crescimento, inclusive negativas nas primeiras semanas; Foss *et al.* (2004), na criação de bacalhau do Atlântico *Gadus morhua* com peso médio inicial de 16,7 g, criados por 96 dias em tanques de 150 L e expostos a concentrações de NH_3 de 0,0005, 0,06, 0,11 e 0,17 mg/L, com baixas taxas de crescimento durante o primeiro mês nas concentrações mais altas; Schram *et al.* (2010), na criação de bagre-africano *Clarias gariepinus* com peso médio inicial de 141,0 g, criados durante 34 dias em aquários de 30 L e expostos a concentrações de 0,06, 0,19, 0,53, 2,47 e 15,2 mg/L de NH_3 , com significativo menor peso para o tratamento com 15,2 mg/L e com os maiores ganhos de peso nos tratamentos com 0,19, 0,53, inclusive superiores aos registrados pelo tratamento com 0,06 mg/L (controle).

Nas Figuras 33a e 33b estão apresentadas imagens das biometrias realizadas durante os experimentos, na Figura 33c observam-se as diferenças no tamanho de peixes dentro da

mesma repetição do tratamento T2, e na Figura 33d é evidente a diferença de tamanhos de peixes observada na biometria final no tratamento T3.



Figura 33. Fotografias da biometria final realizada aos peixes após 69 dias. Peixe pertencente à linha com 0,50 mg NH_3/L (a), peixe pertencente à linha com 0,89 mg NH_3/L (b), diferença de tamanho em peixes da mesma repetição do tratamento T2 (c), diferença de crescimento em peixes do tratamento T3 (d).

As diferenças no ganho de peso dos peixes entre as concentrações mais baixas e a de 1,58 mg/L devidas ao efeito crônico da amônia foram evidentes nas três biometrias, enquanto os pesos médios das tilápias dos tratamentos com 0,50 e 0,89 mg NH_3/L ficaram cada vez mais similares. Devido ao longo período de avaliação dos ensaios foi possível determinar além dos efeitos no ganho de peso, o efeito das concentrações na sobrevivência das tilápias, segundo recomendado por Rand (2008).

6.4 Conclusões

Nos experimentos não houve diferenças significativas no ganho de peso para os tratamentos 0,50 e 0,89 mg NH_3/L , e foram significativamente maiores aos ganhos de peso dos peixes cultivados na concentração de 1,58 mg NH_3/L .

Os ganhos de peso para as tilápias cultivadas na concentração de 0,50 mg NH₃/L variaram entre 0,65 e 0,73 g/d, para as cultivadas em 0,89 mg NH₃/L variaram entre 0,63 e 0,75 g/d, enquanto que os das criadas em 1,58 mg/L variaram entre 0,05 e 0,11 g/d.

Unicamente foram registradas mortalidades nos peixes submetidos à maior concentração da amônia não ionizada, entre os dias 30 e 46 dos experimentos, cujo valor total acumulado foi dos 89,5%.

A conversão alimentar para os peixes dos tratamentos com 0,5 mg/L de NH₃ variou entre 1,05 e 1,16, a dos tratamentos com 0,89 mg de NH₃/L variou entre 1,06 e 1,12, e a dos tratamentos com 1,58 mg/L de NH₃ variou entre 1,13 e 2,08.

Os resultados obtidos nos três ensaios de toxicidade crônica sugerem que a tilápia GIFT pode ser criada em ambientes com concentrações máximas de 0,89 mg NH₃/L sem comprometer a sobrevivência dos peixes, mas é esperado que os ganhos de peso diários sejam entre 30 e 41% menores aos reportados para condições de cultivo ótimas.

7. CAPÍTULO 4. AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL DA AMÔNIA E DENSIDADES DE ESTOCAGEM NA CRIAÇÃO DE TILÁPIA GIFT EM TANQUES RECEBENDO EFLUENTE DE LAGOAS DE ALTA TAXA

Resumo

O cultivo de peixes em tanques recebendo efluentes tratados é uma prática realizada há várias décadas, e é uma alternativa para geração de fontes de proteína animal para consumo humano, principalmente para comunidades carentes. Mortalidades massivas de peixes criados em efluentes tratados, ou em unidades para tratamento de esgoto tem sido reportadas, são vários os eventos estiveram associados à toxicidade pelo NH_3 afluente. Persiste na literatura técnica uma lacuna relativa à máxima quantidade de nitrogênio amoniacal total (NAT), remanescente no esgoto tratado, que pode ser disposta nas unidades de criação de peixes recebendo efluentes tratados, por tal motivo na presente pesquisa foram realizados estudos para determinar as taxas de aplicação superficial (TAS) do NAT que podem ser aplicadas nos tanques de cultivo. Três experimentos para cultivo de tilápia GIFT foram conduzidos em escala piloto ao nível de campo, em tanques recebendo, em fluxo contínuo, efluente de lagoa de alta taxa (LAT), tratando esgoto doméstico efluente de fossa séptica. Para as fases de alevino e juvenil foram avaliados os efeitos nos parâmetros zootécnicos de diferentes TAS de nitrogênio amoniacal total e densidades de estocagem (DE). Nos dois primeiros experimentos avaliaram-se 6 tratamentos, determinados pelas TAS1, TAS2 e TAS3: 0,6, 1,2 e 2,4 kg NAT/ha.d, e pelas DE1 e DE2: 6 e 12 peixes/m²; no terceiro experimento avaliaram-se 9 tratamentos, determinados pelas TAS, TAS2 e TAS3, e pelas DE13, DE23 e DE33: 3, 6 e 12 peixes/m². As durações do primeiro, segundo e terceiro experimentos foram de 84, 84 e 180 dias, e os respectivos pesos médios iniciais das tilápias utilizadas foram 2,6, 58,2 e 7,5 g. No primeiro experimento (fim do verão e início do outono), o máximo ganho de peso foi 0,26 g/d, no tratamento TAS3 – DE1, que registrou a menor mortalidade, de 16,7%; no segundo experimento (outono e inícios de inverno), o máximo ganho de peso foi de 0,03 g/d, no tratamento TAS3 – DE1, e a maior perda de peso foi -0,03 g/d, no tratamento TAS1 – DE2. No terceiro experimento (verão e primavera), o máximo ganho de peso foi de 0,84 g/d, no tratamento TAS2 – DE13, e o menor foi de 0,03 g/d, no tratamento TAS1 – DE33; a maior mortalidade foi de 87,5% no tratamento TAS3 – DE33. Os tanques de cultivo funcionaram como unidades de polimento, com base nas características do efluente da fossa, da LAT e dos

efluentes dos tanques, as máximas eficiências de remoção acumuladas nos três experimentos estiveram nos tratamentos com TAS1, pelo maior tempo de detenção hidráulica (TDH), da ordem de 55d, e cujos valores foram respectivamente para a LAT e para os tanques com TAS1: para nitrogênio total Kjeldhal (NTK) 73,9 e 94,3%; para nitrogênio amoniacal total (NAT) 77 e 97,3%; para fósforo total (PT) 53,0 e 68,83%; para DQO 80,9 e 88,3%; para *E. coli* 96,1 e 99,98%. Táxons das classes Bacillariophyceae e Cryptophyceae estiveram presentes na LAT e nos tratamentos e predominaram os táxons pertencentes à classe Chlorophyceae, houve aumento no número de táxons das classes Cyanophyceae e Euglenophyceae nos tratamentos em relação ao efluente da LAT. Houve redução na densidade fitoplanctônica total da LAT, cujo valor médio foi de 2,894.026 cél/mL, ao passar para os tratamentos, com valor médio mínimo de 1.152.356 cél/mL, no tratamento com TAS1 – DE23, devido ao consumo de fitoplâncton pelas tilápias. A produtividade estimada para cultivo de tilápias GIFT com peso médio inicial de 5 g, com ganho de peso de 0,84 g/d, mortalidade média de 43%, tempo de cultivo de 6 meses/ano é de 2671 kg/ha.ano, mas em regiões de clima equatorial, a produtividade poderia chegar às 5,34 ton/ha.a. Ao comparar tanques dos mesmos tratamentos com e sem peixes observou-se que os tanques com tilápias não apresentavam larvas nem pupas de mosquito, enquanto os tanques sem peixes registraram até 129 organismos/L; as concentrações de DQO, SST e SSV nos tanques com tilápias foram respectivamente 54,7, 53,8 e 51,6% menores do que as medidas nos tanques sem peixes.

7.1 Introdução

Em 2015, estimou-se que no cenário global, 2,4 bilhões de pessoas ainda utilizam instalações sanitárias não melhoradas, e que 7 de cada 10 pessoas sem acesso a condições de saneamento melhoradas moravam em áreas rurais (UNICEF e WHO, 2015). Estima-se que entre 2014 e 2016, 780 milhões de pessoas estiveram subnutridas, cuja maioria mora nas regiões em desenvolvimento, com uma prevalência de desnutrição de 12,9% (FAO, IFAD e WFP, 2015).

Segundo von Sperling (2006), além das dificuldades inerentes à desuniforme distribuição dos recursos hídricos em termos espaciais e temporais, a qualidade das águas, encontra-se sabidamente comprometida, em escala global, por atividades antrópicas ainda pouco controladas. De acordo com Steiner e Tibajuka (2010), 90% das águas residuárias em países em desenvolvimento são lançadas diretamente e sem nenhum tipo de tratamento nos rios, lagos e oceanos. Adicionalmente, os mais pobres entre os pobres também são os mais

afetados pela falta de acesso à água para fins produtivos, resultando em um ciclo vicioso de desnutrição, pobreza e má saúde (RIJSBERMAN, 2006).

Segundo Peña e Mara (2004), as lagoas de estabilização são usualmente o mais apropriado método de tratamento de águas residuárias de origem doméstico e municipal em países emergentes; são opções de baixo custo, que requerem de pouca manutenção e apresentam alta eficiência, por meio de mecanismos naturais e sustentáveis. De acordo com Green et al. (1996), quando na série de lagoas de estabilização, em vez de utilizar uma lagoa facultativa é implantada uma lagoa de alta taxa (*high rate algal pond*), é alcançado melhor desempenho do sistema de tratamento, embora a lagoa de alta taxa seja menos profunda que a lagoa facultativa secundária, requer de um tempo de detenção hidráulica (TDH) muito menor e produz muito mais oxigênio dissolvido (OD). Segundo Craggs et al. (2011), as LAT podem ser usadas para remoção da matéria orgânica e nutrientes em diversos tipos de águas residuárias, tais como efluentes de lagoas anaeróbias, esgoto doméstico pre-tratado nos níveis primário ou secundário e efluentes de agricultura.

De acordo com El Sayed (2006), em áreas rurais a aquicultura pode apresentar maiores vantagens do que outras atividades agrícolas ou pecuárias, pois pode ser facilmente integrada com outras atividades de produção agrícola ou animal, requer de insumos e tecnologias de baixo custo disponíveis em fontes locais, precisa de investimentos limitados e com baixos níveis de risco, apresenta baixos requisitos de mão de obra.

Nos países em vias de desenvolvimento, especialmente em comunidades de baixa renda, a prática da piscicultura é uma alternativa de produção de fontes de alimento e geração de emprego e falta de renda. De acordo com Lopes (2012), nos sistemas de produção extensiva não há fornecimento de ração aos peixes, e requerem pouco investimento, mas apresentam como desvantagens uma baixa produtividade e lenta taxa de crescimento. Nos sistemas semi-intensivos há fornecimento de alimento aos peixes, geralmente parte é constituída por ração e apresenta maior produtividade, se comparada ao sistema extensivo.

O cultivo de tilápias, e outras espécies de ciclídeos é o tipo de aquicultura mais praticada no mundo (FAO, 2014). De acordo com dados do IBGE, em 2015 e 2016 foram produzidas respectivamente 218,8 e 239,1 mil toneladas de tilápia, representando nesses anos os 26,70 e 28,97% da produção aquícola nacional, concentrados principalmente nas regiões sul e sudeste (IBGE, 2018).

A utilização de esgotos sanitários apresenta diversos atrativos e constitui, além de realidade nos mais variados países, em muitos casos, uma necessidade imposta pela escassez e

usos conflitantes de água (BASTOS, 2003). Segundo Asano *et al.* (2007), nos países em desenvolvimento, particularmente em zonas áridas, as águas residuárias são simplesmente valiosas em demasia para serem descartadas, pois contem um alto teor de nutrientes suscetíveis de serem reaproveitados em atividades agrícolas e pecuárias.

O reuso de excretas ou de águas residuárias em aquicultura, segundo Edwards (1992), pode ser direto ou indireto. Reuso direto é o uso planejado e deliberado de esgotos tratados para aquicultura; entanto que, no reuso indireto, a água que já foi utilizada uma ou mais vezes é lançada no ambiente e posteriormente recuperada e usada de novo, com ou sem reconhecimento do seu uso prévio. Para o caso do reuso direto, Tilley *et al.* (2014), definiram três tipos de produção piscícola: fertilização dos tanques com efluentes; fertilização com excretas e/ou com lodos sanitários; cultivo dos peixes diretamente em lagoas aeróbias.

De acordo com Edwards (1992), os peixes não devem ser cultivados diretamente nas águas residuárias, pois a elevada DBO deve ser reduzida antes de ser usada como insumo nos tanques de criação. Para tal fim é necessário: realizar um pretratamento suficiente do esgoto; diluir o esgoto com água fresca ou, com a água das próprias unidades de cultivo. Em todos os casos recomenda a aplicação de uma carga orgânica de 25 kgDBO/ha/d nos tanques para otimizar a produção de alimento natural que favorecerá o cultivo dos peixes.

Para uso de efluentes domésticos tratados em aquicultura de maneira segura, a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) recomendou, a partir do reportado por Mara *et al.* (1993), a implantação uma lagoa anaeróbia, seguida de uma lagoa facultativa secundária e a disposição do efluente em tanques para piscicultura, pois sugere levar em consideração o rápido decaimento das bactérias entéricas e vírus em tanques fertilizados para criação de peixes, que funcionam de maneira similar às lagoas de maturação. Adicionalmente, recomendou como critério de dimensionamento dos tanques para criação dos peixes uma carga superficial de 4 kg/ha/d de nitrogênio total (NT), e afirmou que é possível executar três ciclos de criação por ano com produções da ordem de 5 ton/ha com despesca para peixes com peso de 200 g e uma produtividade final da ordem de 13 t/ha/ano.

Segundo von Sperling e Chernicharo (2005), nos esgotos domésticos brutos, as formas predominantes do nitrogênio são o nitrogênio orgânico e a amônia. O nitrogênio orgânico corresponde a grupamentos amina. A amônia tem sua principal origem na ureia, que é rapidamente hidrolisada e raramente encontrada no esgoto bruto.

Proença e Bittencourt (1994) afirmaram que a amônia é a segunda variável em importância na criação de peixes, depois do OD; dentre as diversas origens deste composto na

água para piscicultura estão: decomposição da matéria orgânica, poluição, excrementos dos organismos aquáticos e o colapso de *blooms* de algas.

A amônia é um composto tóxico que pode afetar adversamente a saúde dos peixes. A natureza e grau de toxicidade dependem de vários fatores, incluindo a forma química da amônia, o pH e a temperatura da água, a duração da exposição e etapa de vida dos peixes expostos (LEVIT, 2010).

Para não comprometer de maneira significativa a sobrevivência e o ganho de peso dos peixes, é de fundamental importância evitar os efeitos tóxicos da amônia, situação de alta importância no cultivo de peixes em esgoto tratado, pois além da grande variabilidade sazonal de variáveis como a temperatura, há drásticas mudanças em variáveis como pH e OD em curtos períodos de tempo, inferiores a 24 horas, o que leva a que os efeitos do nitrogênio amoniacal mudem também de maneira drástica, sendo o mais crítico, no momento em que haja predomínio da amônia não ionizada (NH_3) presente no líquido.

Há na literatura, alguns relatos sobre criação de tilápia em monocultivo ou policultivo, em efluentes tratados ou em sistemas para tratamento de esgoto, que reportaram de maneira explícita a mortalidade dos peixes, principalmente como resultado dos efeitos da toxicidade de NH_3 e/ou excessos de matéria orgânica. Na Tabela 48 estão apresentados casos de mortalidade em cultivos de tilápia praticados dentro de unidades de tratamento de esgoto.

Tabela 48. Mortalidade em cultivos de tilápia dentro de unidades de tratamento de esgoto

Local da pesquisa	Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Espécie cultivada	Mortalidade - causas	Referência
Quail Creek-Oklahoma, USA	6 lagoas em série. Profundidades entre 0,9 e 1,5 m. 2 primeiras lagoas aeradas	Criação na lagoa 3, operada com TDH médio de 8,20 dias	Catfish e tilápia azul	Mortalidade atribuída a baixas temperaturas. NAT no afluente bruto: 12,61 mg/L e na lagoa: 0,31 mg/L	Henderson (1979) apud Edwards (1985)
Kisumu-Thika, Quênia	LA + LFP + LFS + LM	Criação em gaiolas dentro das lagoas facultativa secundária. e de maturação	Tilápia do Nilo e carpa comum	Mortalidade de 5% para tilápia e mortalidade dos 50% nas carpas. No afluente da LF < 75 mg DBO/L e no da LM 25 mg DBO/L	Meadows (1983)

Tabela 48. Mortalidade em cultivos de tilápia dentro de unidades de tratamento de esgoto (continuação)

Phuthaditjhaba, África do Sul	ETE com sedimentação primária, filtros percoladores e série de 5 LM	Criação em gaiolas dentro das LM.	<i>O. mossambicus</i>	Mortalidade final nas gaiolas 1 a 6: 91, 75, 48, 97, 97 e 94%. Variação do NH ₄ entre 0,5 e 25 mg/L. pH entre 7,3 e 10,3	Gaigher e Toerien (1985)
Shek Wu Hui, Hong Kong	Efluentes de filtros biológicos de alta taxa ou lodos ativados tratados por 2 LM.	Os peixes foram criados nas LM. A LM1 recebeu efluente dos lodos ativados e a LM2 o efluente do filtro biológico	Tilápia (<i>Sarotherodon mossambicus</i>).	Mortalidade de 21,1 e 17,5%. Concentrações de até 26,5 e 23,5 mg NAT/L com valores médios de 10 e 10,4 mg/L nas lagoas 1 e 2	Sin e Chiu (1987)
Haifa, Israel	ETE por meio de lodos ativados, aeração estendida.	4 tanques cheios com água de chuva, efluente de areação estendida e efluente de produção de algas	Tilápia azul, carpa comum e carpa prateada	Mortalidade em tilápia de 91,2 para 8,0 mg NH ₄ ⁺ /L e entre 0,3 e 0,6 mg NH ₃ /L e de 86% para carpa: 4,0 mg NH ₄ ⁺ /L e 0,2-0,4 mg NH ₃ /L.	Buras <i>et al.</i> (1987)
Bloemfontein, África do Sul	Tanques experimentais montados na ETE de Bloemfontein	4 tanques de oxidação operados em série, recebendo em batelada esgoto após sedimentação primária.	<i>Clarias gariepinus</i> , <i>Oreochromis mossambicus</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , <i>Cyprinus carpio</i> e <i>Labeo umbratus</i>	Mortalidades massivas no verão por baixo OD (2 a 3 h/d < 1,0 mg/L) e altos teores de amônia, de até 4,5 mg NH ₃ /L com alto pH	Wrigley (1988)
Ginebra-Valle del Cauca, Colômbia	1 UASB + 1 LF com lemna	Cultivo em gaiolas dentro da LF	Tilápia vermelha e <i>Oreochromis niloticus</i>	Mortalidade entre 30 e 80%. No efluente da lagoa facultativa: 40 mg DBO/L e 132 mg DQO/L	Abenzoa (2006)

A Tabela 49 apresenta informações sobre mortalidade em cultivos de tilápia praticados em tanques recebendo esgoto tratado em batelada.

Tabela 49. Mortalidade em cultivos de tilápia em tanques recebendo esgoto tratado em batelada

Local da pesquisa	Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Espécie cultivada	Mortalidade - causas	Referência
Montpellier, França	ETE com 3 lagoas de estabilização em série	10 tanques recebendo efluente das lagoas	Carpa cabeça grande, carpa comum, capim, carpa prateada, e tilápia do Nilo	Altas mortalidades de carpa comum por toxicidade da amônia. Valores acima de 0,5 mg NH ₃ /L	Bailly (1978) e (1979) apud Edwards (1985)
Cairo, Egito	Gradeamento + desarenado + pré-aeração + clarificação primária; lagoas aeradas + lodos ativados + valos de oxidação	6 tanques. 2 foram cheios com efluente primário, 2 com efluente secundário e 2 com água subterrânea (controle)	Tilápia do Nilo e carpa comum	Tilápias: 39 e 19% nos tanques que receberam efluentes primário e secundário. Carpas: 100 e 80% após 22 d, devido à amônia. 30,3 e 28,3 mg NAT/L nos efluentes primário e 2 rio.	Khalil e Hussein (1997)
Viçosa-Minas Gerais, Brasil	Reator UASB + Biofiltro aerado submerso + 3 LP em escala piloto	32 tanques de 500 L operados em batelada com renovação de 5, 10, 15 e 20% do volume/d	Tilápia	Mortalidades médias de 11, 27, 6, 2% para renovação de 5, 10, 15 e 20%/d. Concentrações de 0,38, 0,43, 0,55, 0,59 mg NH ₃ /L	Freitas (2006)
Viçosa-Minas Gerais, Brasil	Reator UASB + Biofiltro aerado submerso e série de LP em escala piloto	16 tanques de 600 L, com renovação diária em batelada de 5% do líquido	Tilápia do Nilo	Mortalidade 5,21%. 9,95 mg/L de NAT no afluente aos tanques	Souza (2007)
Aquiraz-Ceará, Brasil	1 LA, 1 LF e 2 LM em série	3 tanques recebendo efluente da LM em batelada	Tilápia do Nilo	Mortalidade de até 34,7%. Concentração média de NAT: 7 mg/L	Mota <i>et al.</i> (2009a), Santos <i>et al.</i> (2008) e Mota <i>et al.</i> (2009b)

A Tabela 50 apresenta informações sobre mortalidade em cultivos de tilápia praticados em tanques recebendo esgoto tratado em fluxo contínuo.

Tabela 50. Mortalidade em cultivos de tilápia em tanques recebendo esgoto tratado em fluxo contínuo

Local da pesquisa	Sistema de tratamento	Sistema de cultivo	Espécie cultivada	Mortalidade - causas	Referência
Bangkok, Tailândia	Lagoa de alta taxa com área superficial de 100 m ³ e TDH de 6d	16 tanques de 4 m ³ , e 4 tanques de terra de 200 m ² recebendo o efluente da lagoa	Tilápia do Nilo	Mortalidades até 31% devido a infecção por protozoário e baixos teores de OD. Concentrações de até 3,4 mg NH ₄ /L no efluente da LAT e pH de até 9,3	Edwards e Sinchumpasak (1981a), (1981b)
Bloemfontein, África do Sul	ETE tratando esgoto doméstico em nível terciário com LM	Tanque de concreto de 500 m ² recebendo efluente da LM, criação em gaiola	Carpa e tilápia Moçambique	Mortalidade entre 4 e 40%. 1,7 a 7,5 mg/L de NH ₄ no efluente das lagoas de maturação, pH entre 7,6 e 8,8	Gaigher e Krause (1983)
San Juan de Miraflores-Lima, Peru	2 LP + 1 LS + 1 LT	12 tanques de terra com área de 370 m ²	Tilápia do Nilo	Mortalidade de até 17,6%. No afluente aos tanques: até 2,59 mg NAT/L. Valores pico de 8 mg NAT/L e 0,8 mg NH ₃ /L e pH de 10	León e Moscoso (1996); Moscoso <i>et al.</i> (1992)
Cairo, Egito	1 LF + 1 LM com TDH's de 10 dias em cada lagoa	Tanque de aço recebendo efluente da LM:	Tilápia do Nilo e carpa prateada	Carpa: 100% mortalidade após 9 dias. 2,7 mgNAT/L, 0,41 mgNH ₃ /L	El-Gohary <i>et al.</i> (1995)
Lins-São Paulo, Brasil	ETE com três sistemas de LA + LF operando em paralelo	Tanque em escala piloto recebendo em fluxo contínuo efluente de LF,	Tilápia	Altas mortalidades de alevinos. Afluente com 16 a 26 mg/L de NAT	Bastos <i>et al.</i> (2003)
Viçosa-Minas Gerais, Brasil	Reator UASB + Biofiltro aerado submerso + 2 LP	Tanque de criação com volume de 13,8 m ³ e TDH de 18,48 d	Tilápia do Nilo	71% de mortalidade. NAT afluente e efluente 25,6 e 10,1 mg/L, máxima concentração de 16,8 mg/L	Ruas e Dornelas (2006)

As referências analisadas sugerem que a tilápia possui uma resistência maior, quando comparada com espécies como a carpa, aos efeitos tóxicos da amônia devido às drásticas mudanças ambientais e de qualidade da água, próprios dos ambientes de criação em tanques recebendo esgoto ou dentro de unidades de tratamento de esgoto doméstico.

Para não comprometer, em ambientes aquáticos baseados no uso de efluentes tratados, nem a sobrevivência dos peixes, nem o ganho de peso até níveis que possam fazer do cultivo da tilápia inviável, é necessário determinar critérios relativos à máxima TAS do nitrogênio

amoniaco total em tanques de piscicultura. O objetivo principal da presente pesquisa foi determinar o critério de operação: TAS de nitrogênio amoniaco total recomendável para tanques de criação de tilápia em tanques recebendo esgoto tratado por LAT, tendo como única fonte de alimento o plâncton presente no efluente. Espera-se, que por meio do critério acima comentado, junto com o da máxima concentração de NH_3 tolerável nas unidades de criação, associados aos já existentes na literatura, relativos às máximas cargas de matéria orgânica e de nitrogênio total a serem aplicadas nas unidades de cultivo, possam garantir aumento da produtividade e redução da mortalidade dos peixes deste tipo de atividade aquícola.

7.2 Material e métodos

Foram conduzidos em escala piloto ao nível de campo, três experimentos para cultivo de tilápia GIFT em tanques recebendo em fluxo contínuo efluente de LAT, utilizada para tratamento de esgoto doméstico efluente de fossa séptica. Foram avaliados, para as fases de alevino e juvenil, os efeitos nos parâmetros zootécnicos a combinação de diferentes taxas de aplicação superficial de nitrogênio amoniaco total (TAS) e de diferentes densidades de estocagem (DE).

Nos dois primeiros experimentos avaliaram-se 6 tratamentos, determinados pelas TAS1, TAS2 e TAS3: 0,6, 1,2 e 2,4 kg NAT/ha.d, e pelas DE1 e DE2: 6 e 12 peixes/m²; no terceiro experimento avaliaram-se 9 tratamentos, determinados pelas TAS1, TAS2 e TAS3, e pelas DE13, DE23 e DE33: 3, 6 e 12 peixes/m². A duração do primeiro, segundo e terceiro experimentos foram de 84, 84 e 180 d, e os respectivos pesos médios iniciais das tilápias utilizadas foram 2,6, 58,2 e 7,55 g.

7.2.1 Local de desenvolvimento das pesquisas e unidades de tratamento do esgoto

Os experimentos foram conduzidos no município de Viçosa, Estado de Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W), dentro do campus da Universidade Federal de Viçosa–UFV-. As lagoas de alta taxa estiveram localizadas no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental –LESA- da UFV, e fazem parte da infraestrutura para desenvolvimento de pesquisas coordenadas pela Professora Maria Lúcia Calijuri do Departamento de Engenharia Civil desta universidade.

Nas condições meteorológicas naturais de Viçosa, em tanques de 300 L foram realizados três experimentos para avaliar os efeitos de diferentes taxas de aplicação superficial da amônia presente em efluente de LAT, utilizado na criação de alevinos e juvenis de tilápia GIFT para diferentes densidades de semeadura, tendo como única fonte de alimento o

plâncton do líquido tratado. Os níveis de troca do líquido efluente de LAT permitiram controlar as TAS do nitrogênio amoniacal total nas unidades de cultivo.

Nos três experimentos foi utilizado esgoto doméstico de bairros do perímetro urbano de Viçosa, cujas estações de tratamento de esgoto (ETE) são operadas pelo Serviço Autônomo de Água e Esgotos (SAAE – Viçosa) e estão conformadas por sistemas de pré-tratamento, seguidos por tratamento anaeróbio por meio de fossa séptica e filtro anaeróbio.

7.2.2 Origem do esgoto doméstico

A ETE do bairro Coelhas é conformada por unidades pré-fabricadas, como pode ser observado na Figura 34a, que apresenta a sequência dos dispositivos de tratamento, conformado pela câmara de gradeamento grosseiro, as câmaras de gradeamento fino, do desarenador, da fossa e do filtro anaeróbio. Na Figura 34b apresenta-se a vista interna de uma das câmaras de gradeamento fino; a foto da Figura 34c apresenta as duas câmaras de gradeamento fino e a câmara de gradeamento grosso; e a Figura 34d ilustra o observado desde a fossa séptica, com as unidades de tratamento à montante

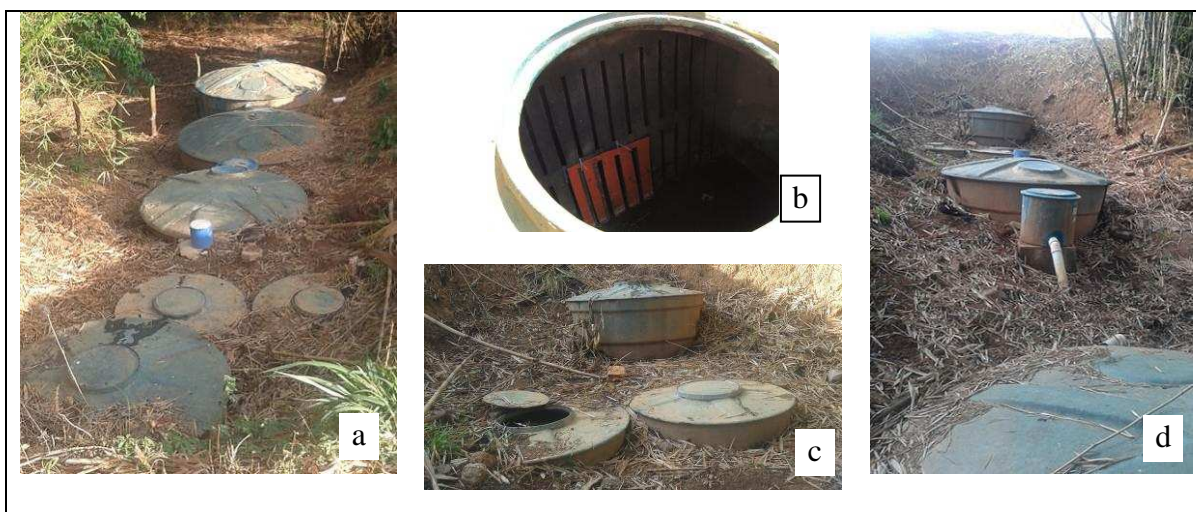


Figura 34. Fotografias da ETE do bairro Coelhas. Vista geral da ETE (a), câmara de gradeamento fino (b), câmaras de gradeamento fino e câmara de gradeamento grosso (c), fossa séptica e unidades de tratamento à montante (d).

Na Figura 35a é ilustrada a ETE do bairro Romão dos Reis, com a sequência de tratamento conformada por uma cesta para remoção dos sólidos maiores, seguida de um desarenador com duas câmaras operadas em paralelo, uma fossa séptica e um filtro anaeróbio, todas as unidades construídas in loco. A Figura 35b apresenta uma vista lateral da sequência de tratamento a partir da fossa e o caminhão para transporte de efluente da fossa ao local dos experimentos no LESA.

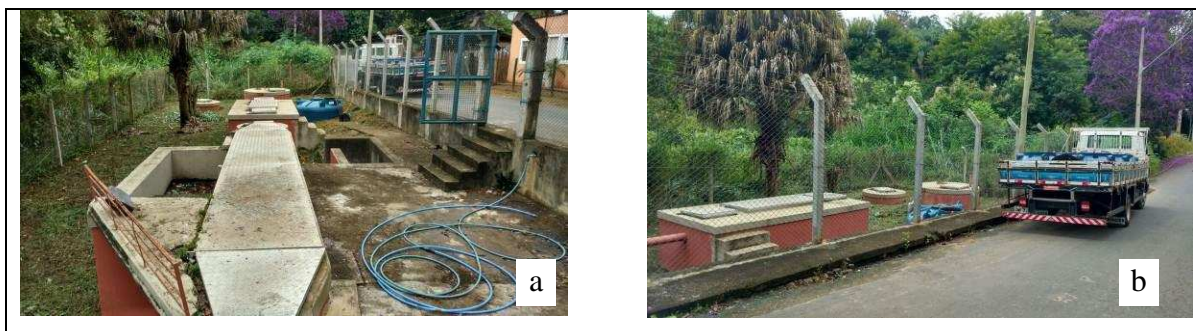


Figura 35. Fotografias da ETE Romão dos Reis. Imagem da sequência de unidades de tratamento anaeróbico (a), imagem da fossa séptica, do filtro anaeróbico, da câmara de saída do efluente final e do caminhão para transporte de efluente da fossa para o LESA (b).

A cada quinze dias, eram coletados e transportados para o LESA da UFV 3000 L do efluente de fossa séptica. Nos dois primeiros experimentos era coletado o líquido da câmara de saída da fossa do bairro “Coelhas”. No terceiro experimento, foi coletado o efluente da fossa séptica do bairro “Romão dos Reis”, nesse caso, para evitar a captura excessiva do lodo acumulado na fossa, o efluente era armazenado em um tanque reservatório de 5000 L de capacidade disposto à jusante da fossa. A captura do líquido foi realizada por meio de uma bomba submersível marca Anauger, modelo 800 de 220 V, que enviava efluente acumulado no reservatório para seis tanques de 500 L dispostos em um caminhão da Divisão de Transportes da UFV, como pode ser observado na Figura 35b.

7.2.3 Local do pós-tratamento do esgoto e de realização dos experimentos

O líquido coletado era transferido a três reservatórios, instalados no LESA para armazenamento de esgoto (Figura 36a), a partir dos quais era distribuído para unidades experimentais de pós-tratamento, conformadas por lagoas de alta taxa, cuja fase de montagem está apresentada na Figura 36b.



Figura 36. Fotografias das unidades de armazenamento e tratamento do efluente de fossa no LESA. Reservatórios de esgoto (a), lagoas de alta taxa em escala piloto no LESA(b).

As LAT utilizadas para o tratamento do esgoto estão confeccionadas em fibra de vidro e possuem as seguintes características: largura 1,28 m; comprimento 2,86 m; profundidade total 0,5 m; profundidade útil 0,3 m; área superficial de 3,3 m², volume útil de 1 m³ e foram operadas com TDH variando entre 4 e 8 dias. As LAT encontram-se instaladas acima do solo, a uma altura de 0,25 m; os agitadores com 12 pás para agitação da água confeccionados em aço inoxidável foram movimentados por um motor elétrico de 1 CV; a rotação foi reduzida por meio de um redutor acoplado ao motor e controlada por um inversor de frequência (marca WEG série CFW-10), que garantiram velocidade do líquido entre 0,10 e 0,15 m/s.

Para realizar as pesquisas foram reservadas três LAT, das quais duas foram utilizadas de maneira simultânea para produzir a quantidade de esgoto tratado suficiente para o enchimento inicial dos tanques de criação dos peixes, mas posteriormente ao início de cada um dos experimentos, unicamente foi operada uma lagoa para produzir o líquido tratado a ser disposto em fluxo contínuo nas unidades de cultivo.

Para a partida das lagoas, no primeiro dia, a unidade era cheia até uma altura de 15 cm de coluna de líquido e era ligado o sistema de agitação, após 24 horas foi completado o volume equivalente a 1 m³ e continuou-se a operação sem adição nem remoção do esgoto por um período de 7 dias. A Figura 37a ilustra o momento de enchimento parcial da LAT para começar a partida do tratamento (dia zero), na Figura 37b é apresentada uma imagem da LAT após 3 dias da partida, e a Figura 37c é uma fotografia da mesma LAT no dia 7 após a partida, onde pode ser observada alta presença de fitoplâncton, caracterizada pela intensa cor verde.

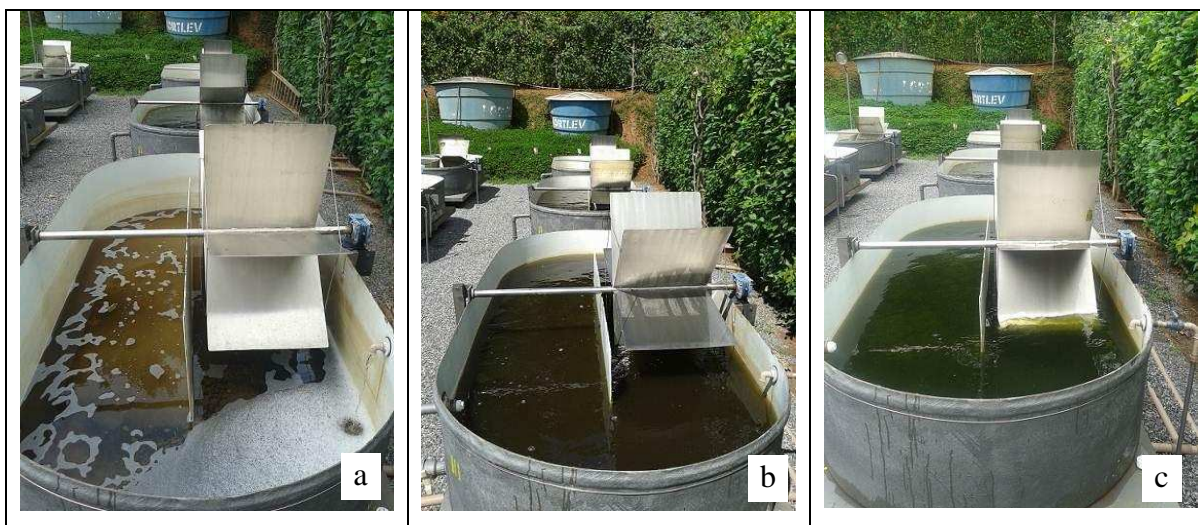


Figura 37. Fotografias da sequência de operação de uma LAT. Enchimento parcial de uma LAT na partida (a), LAT cheia com esgoto após 3 dias da partida (b), esgoto na LAT 7 dias após a partida.

Nos tanques de criação foram controladas as taxas de aplicação superficial do nitrogênio amoniacal total (TAS), que por sua vez eram controladas com base nas

concentrações da amônia registradas no efluente das lagoas, as quais determinaram as vazões do líquido afluente para manter três diferentes níveis de TAS (b_j). Os valores de TAS avaliados foram: como valor mínimo, 0,60 kg de NAT/ha/d, que é um valor próximo ao relatado nas pesquisas realizadas por Bastos *et al.* (2003) e Edwards *et al.* (1981), e foram avaliados os efeitos de valores duas e quatro vezes maiores, isto é 1,20 e 2,40 kg NAT/ha/d.

Na Figura 38 é apresentado um fluxograma com as principais atividades executadas durante a terceira fase da pesquisa.

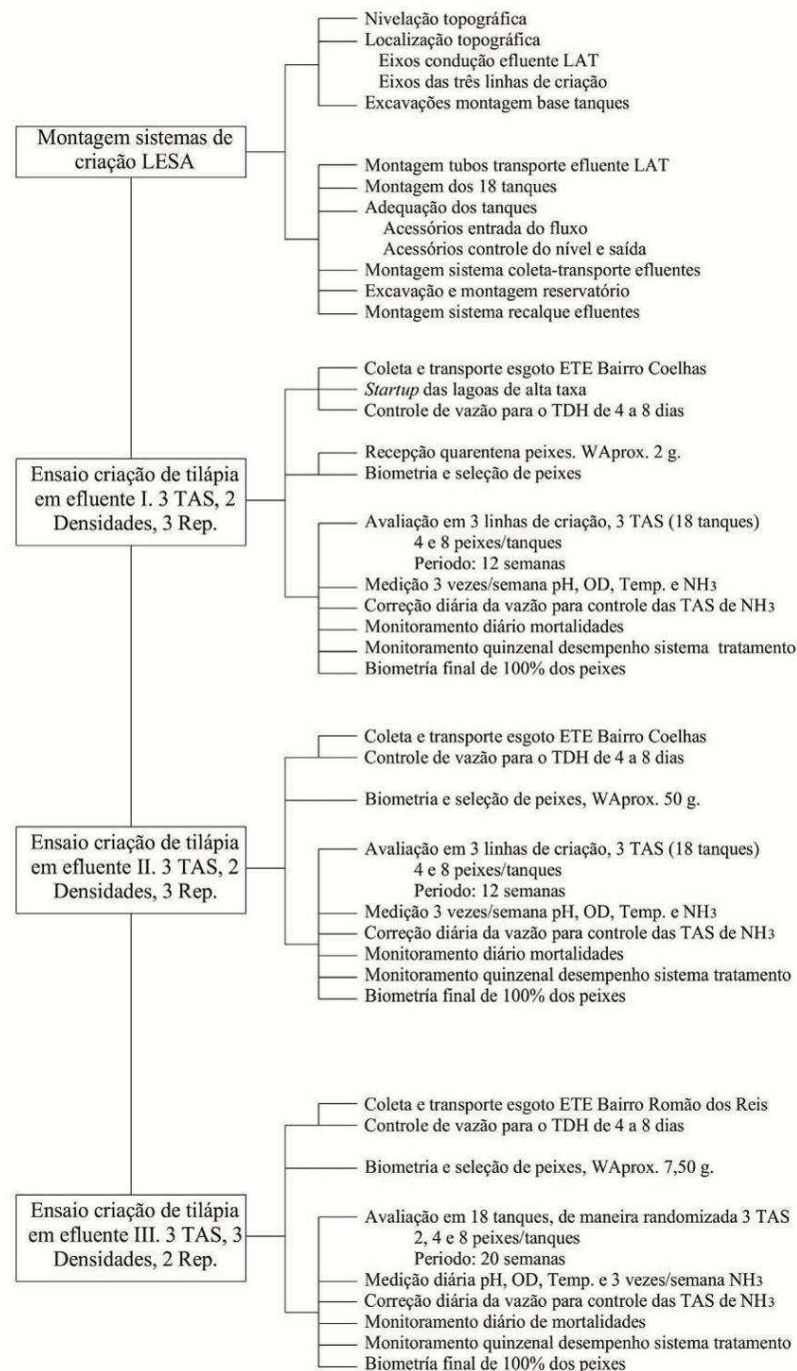


Figura 38. Fluxograma das principais atividades realizadas na terceira fase da pesquisa.

7.2.4 Fatores e níveis avaliados

Para determinar as densidades de estocagem (DE) dispostas nas unidades de criação foram consideradas as recomendações feitas por Edwards *et al.* (1981) de criar um máximo de 10 peixes/m³, que para um peso comercial por peixe de 300 g, representaria uma biomassa de 3 kg/m³; da mesma maneira, foi considerado o recomendado por León e Moscoso (1996) em termos de uma capacidade de carga permissível de 4410 kg/ha, que para o caso de profundidades de coluna de água de 1m representaria uma biomassa de 4,41 kg/m³; por fim, considerando que Kubitzka (2000a) recomendou capacidades de suporte da ordem de 1000 a 3700 kg/ha (3,7 kg/m³) para criação de peixes em tanques com adubação orgânica e/ou inorgânica. Levando-se em conta que as LAT produzem altas quantidades de biomassa fitoplanctônica decidiu-se trabalhar com densidades de 10 e 20 peixes/m³.

Considerando que o máximo volume útil dos tanques é de 250 L, a biomassa máxima a ser mantida foi de 20 peixes/m³ x 0,30 kg x 0,25 m³ = 1,50 kg de peixe, então para um peso comercial de 200 g, a quantidade máxima de peixes mantida nos tanques foi de 8 tilápias/tanque. Uma vez que a área superficial de cada tanque foi de 0,665 m², a máxima densidade de peixes adotada foi de 12 peixes/m².

Com base nas informações acima comentadas, nos dois primeiros ensaios foram avaliadas duas DE dos peixes de 4 e 8 tilápias por tanque, que corresponderam respectivamente a 6 e 12 peixes/m², com três repetições por tratamento. Por outro lado, no terceiro ensaio, foram avaliadas três DE (2, 4 e 8 alevinos por tanque, que corresponderam respectivamente a 3, 6 e 12 peixes/m²), com duas repetições por tratamento. O número total de peixes necessário para o primeiro e segundo ensaios foi de 216 tilápias (108 peixes para cada um) e para o terceiro ensaio foram utilizadas 84 tilápias, para um total de 300 peixes.

Os pesos médios iniciais das tilápias no primeiro, segundo e terceiro ensaios foram respectivamente de 2,60; 58,24 e 7,50 g. Nos dois primeiros experimentos, os peixes foram mantidos no sistema por um tempo de 12 semanas, enquanto que o terceiro ensaio teve uma duração de 20 semanas. O primeiro ensaio foi conduzido principalmente na época do outono, o segundo no inverno, e o terceiro na primavera.

Os parâmetros zootécnicos de sobrevivência e crescimento dos animais, cuja única fonte de alimento foi o plâncton presente no efluente das lagoas, foram determinados no final de cada experimento em todas as unidades de criação.

Para conduzir os experimentos na zona externa do LESA foram instalados 18 tanques com capacidade máxima de 320 L e volume útil de 210 L, organizados em 3 grupos de 6

unidades, assim como um sistema hidráulico composto por tubos sob pressão por gravidade, disposto de tal maneira que os tanques recebam em fluxo contínuo o efluente de LAT.

Cada grupo de tanques recebeu uma TAS de nitrogênio amoniacal total, cujo valor foi controlado por meio da vazão afluyente, prévia medição da concentração da amônia na saída da lagoa e considerando a área da superfície do líquido na unidade de criação de acordo com a Equação 7 a seguir:

$$T.A.S._{NAT} = \frac{[NAT]*Q}{A} \quad [7]$$

$T.A.S._{NAT}$: Taxa de aplicação superficial de nitrogênio amoniacal total aplicada (kg NAT/ha.d)

$[NAT]$: Concentração do nitrogênio amoniacal total no efluente da LAT (kg/m³)

Q : Vazão afluyente na unidade de criação (m³/d)

A : Área da superfície de líquido no tanque (ha)

Com base na TAS do tanque, na área superficial da água na unidade de cultivo e na concentração do efluente da LAT foram calculadas as vazões respectivas a serem aplicadas nos tanques. Por exemplo, para uma taxa de aplicação superficial do nitrogênio amoniacal de 1,2 kgNAT/ha.d, uma concentração efluente de 15 mg/L = 0,015 kgNAT/m³, e um diâmetro da superfície do líquido de 0,92 m, que representa uma área de 6,65.10⁻⁵ ha, a vazão do líquido a ser disposta no tanque é de 5,32.10⁻³ m³/d = 5,32 L/d.

A troca parcial do líquido dos tanques foi realizada por meio de fluxo contínuo. A vazão era controlada duas vezes por dia ao regular o fluxo afluyente nos registros plásticos individuais de cada unidade de criação.

Para determinar a localização dos tanques de cultivo foi realizado um levantamento topográfico por meio de uma estação total marca Geodetic, modelo GT2⁺, cujos resultados foram desenhados em Autocad. A Figura 39 apresenta uma ilustração gráfica da disposição dos tanques em relação às LAT.

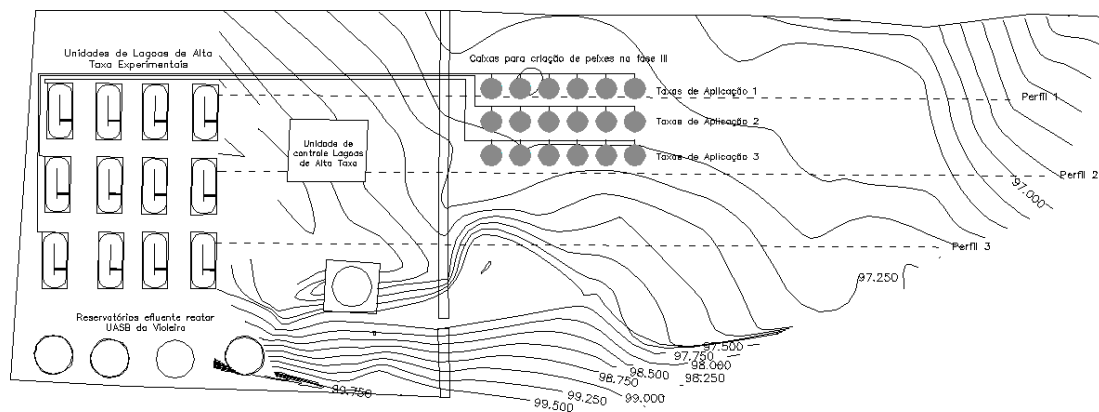


Figura 39. Disposição dos tanques em relação aos reservatórios e às LAT.

A montagem dos tanques, no local selecionado de acordo com os critérios topográficos (Figura 40a), começou pela localização dos eixos de cada linha das unidades de criação e a instalação das redes de tubos que transportavam o efluente desde as três LAT aos tanques (Figuras 40b e 40c). Foi instalado um tanque enterrado que funcionou como reservatório dos efluentes finais dos tanques (Figura 40d), onde o líquido acumulado foi recalcado para irrigação da cerca viva do LESA; também foram instalados os tanques assim como as redes do sistema hidráulico que distribuiu o líquido às unidades de criação (Figuras 40e e 40f).

Para evitar a entrada de pássaros e predadores aos tanques, tanto no primeiro como no segundo experimentos, cada tanque foi coberto com uma tampa plástica, na qual foram praticados 19 furos circulares e 4 aberturas com forma trapezoidal, que representaram 30% da área exposta e permitiram a passagem da luz e da chuva, assim como a circulação do ar (Figura 40g), mas que impediram a passagem de sólidos de tamanho acima de 1,25 cm, pois possuíam tela plástica para tal fim. No terceiro experimento, as tampas plásticas foram substituídas por tela plástica losangular de polietileno, com malha de 15 mm, nas quais foram confeccionadas aberturas individuais para permitir controle da vazão, amostragem e monitoramento das variáveis de qualidade da água sem necessidade de retirar a tela inteira (Figura 40h).

Por fim, foram instalados sistemas de controle do nível de cada tanque para um volume de armazenamento máximo de 210 L. A saída lateral do líquido foi através de um furo de 30 mm, coberto com malha de nylon para evitar a obstrução do conduto pelos alevinos, localizado a 4 cm do fundo, instalado por meio de um flange e uma série de segmentos de tubo PVC de 32 mm que propiciaram a remoção de sólidos sedimentados junto com o líquido que saía como resultado da troca de água praticada. Cada saída tinha uma série de 3 joelhos

que permitiu variar a declividade do tubo de saída para controlar o nível do líquido, a última extremidade dos tubos estava conectada a um pedaço de mangueira plástica transparente, que facilitou a disposição do efluente dentro do respectivo tubo coletor que o transportava para o reservatório enterrado. Na Figura 40i está apresentada a disposição final dos tanques e do sistema hidráulico utilizados nos experimentos.



Figura 40. Montagem do experimento para criação das tilápias em tanques recebendo efluente de LAT. Local selecionado para os experimentos (a), tubulações para transporte com efluente das LAT (b), redes principais para transporte do efluente dos tanques (c), tanque enterrado recebendo o efluente dos tanques (d), localização dos tanques de cultivo (e), montagem hidráulica da rede de distribuição do esgoto tratado (f), tampa perfurada utilizada nos dois primeiros experimentos (g), tela plástica, com abertura, utilizada no terceiro experimento (h), vista geral dos tanques de cultivo no primeiro e segundo experimentos (i), vista geral dos tanques de cultivo no terceiro experimento (j).

7.2.5 Descrição dos dois ensaios com efluente de LAT avaliando 3 TAS e 2 densidades de estocagem

7.2.5.1 Variáveis e níveis avaliados

Nos dois primeiros ensaios foram estudados os efeitos de dois fatores: taxa de aplicação superficial de NAT e densidade de estocagem das tilápias GIFT. Foram avaliados três níveis para o fator TAS de nitrogênio amoniacal total: 0,60, 1,20 e 2,40 kg NAT/ha.d. Também foram avaliados dois níveis do fator DE dos peixes: 6 e 12 peixes/m² (4 e 8 peixes/tanque). As variáveis resposta estudadas foram o ganho de peso e a mortalidade dos peixes nos diferentes tratamentos dispostos nas unidades experimentais, conformadas pelos tanques com volume útil de 210 L. A Tabela 51 apresenta a combinação dos níveis dos fatores avaliados nos ensaios, os 6 tratamentos foram montados com três repetições.

Tabela 51. Tratamentos avaliados nos dois primeiros ensaios de criação de tilápia em esgoto tratado efluente de LAT

Tratamento No.	Taxa de aplicação superficial de NAT (kg NAT/ha.d)	Densidade estocagem (peixes/m ²)	Combinação dos níveis
T1	0,60	6	Tx1-D1
T2	0,60	12	Tx1-D2
T3	1,20	6	Tx2-D1
T4	1,20	12	Tx2-D2
T5	2,40	6	Tx3-D1
T6	2,40	12	Tx3-D1

O número de repetições calculou-se de acordo com os critérios estabelecidos por Ryan (2013), os quais têm sido adotados pela Comissão de Ética no Uso de Animais de Produção da Universidade Federal de Viçosa CEUAP/UFV. O número de repetições foi aprovados pela CEUAP da UFV pelo protocolo 43 de 2016, aprovado o dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2)

No cálculo do numero de repetições por tratamento foi considerado $P \leq 0,05$; o coeficiente de variação assumido foi de 20,7%, a partir do observado por Freitas (2006) na avaliação do ganho de biomassa como função da densidade de estocagem e da taxa de renovação de esgoto tratado na criação de alevinos de tilápia. Foi assumida uma diferença esperada em relação ao controle de 66,66%, com base no ganho de peso de 0,3 g/peixe/dia, reportado por Freitas (2006), quando comparado aos 0,9 g/peixe/dia, que é o ganho de peso ótimo esperado para tilápia em cultivo tradicional e com uso de rações completas na fase avaliada, segundo o relatado por Kubitzka (2000a). A partir das informações acima comentadas, para os dois primeiros ensaios da pesquisa, o número de repetições calculado e adotado foi de 3.

7.2.5.2 Delineamento experimental, análises estatísticas

No primeiro e segundo ensaios foram montados respectivamente três experimentos, cada um constituído por uma linha de seis tanques para avaliar um dos níveis do fator TAS de nitrogênio amoniacal total, isto é: 0,60, 1,20 ou 2,40 kg NAT/ha.d, onde cada linha representou um ambiente experimental com a sua própria vazão de esgoto tratado. O delineamento experimental de cada experimento foi inteiramente casualizado com três repetições para as densidades de estocagem avaliadas (6 e 12 peixes/m²). Na Figura 41 é apresentada a disposição de cada experimento, representado por uma linha de tanques, assim como a distribuição dos diferentes tratamentos e suas repetições nos três experimentos.

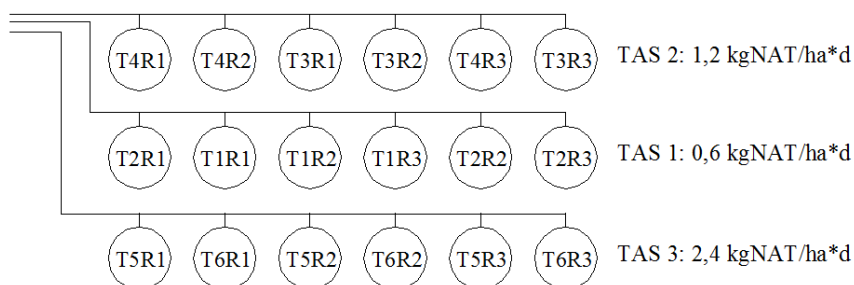


Figura 41. Vista em planta da disposição dos tratamentos nos dois primeiros ensaios.

O primeiro ensaio, utilizando alevinos com peso médio inicial de 2,6 g, foi conduzido durante 3 meses com temperatura predominantemente quente, distribuídos no fim do verão e nas três primeiras semanas do outono. Para o segundo ensaio, com duração também de 3 meses, foi conduzido durante o outono e a primeira semana de inverno com criação de juvenis de tilápia GIFT com peso médio inicial de 58,2 g.

Para cada ensaio foi realizada uma análise conjunta aos dados de ganho de peso e mortalidade dos peixes dos três experimentos. Foi verificada a significância dos fatores TAS de nitrogênio amoniacal total e DE dos peixes, e foi realizada a comparação de médias dos tratamentos por meio do teste de Tukey utilizando o software R.

7.2.6 Descrição do ensaio com efluente de LAT avaliando 3 TAS e 3 densidades de estocagem

7.2.6.1 Variáveis e níveis avaliados

No terceiro ensaio foram estudados os efeitos de dois fatores: taxa de aplicação superficial de NAT e densidade de estocagem das tilápias GIFT. Foram avaliados três níveis para o fator TAS de nitrogênio amoniacal total: 0,60, 1,20 e 2,40 kg NAT/ha.d. Também foram avaliados três níveis do fator DE dos peixes: 3, 6 e 12 peixes/m² (2, 4 e 8

peixes/tanque). As variáveis resposta estudadas foram: ganho de peso e mortalidade dos peixes nos diferentes tratamentos dispostos nas unidades experimentais, conformadas pelos tanques com volume útil de 210 L.

A combinação de níveis dos fatores avaliados no terceiro experimento encontra-se detalhada na Tabela 52. Os nove tratamentos assim formados foram montados com duas repetições.

Tabela 52. Tratamentos avaliados no terceiro experimento

Tratamento No.	Taxa de aplicação superficial de NAT (kg NAT/ha.d)	Densidade estocagem (peixes/m ²)	Combinação dos níveis
T1	0,60	3	Tx1-D1
T2	0,60	6	Tx1-D2
T3	0,60	12	Tx1-D3
T4	1,20	3	Tx2-D1
T5	1,20	6	Tx2-D2
T6	1,20	12	Tx2-D3
T7	2,40	3	Tx3-D1
T8	2,40	6	Tx3-D2
T9	2,40	12	Tx3-D3

7.2.6.2 Delineamento experimental, análises estatísticas

O terceiro ensaio foi um experimento fatorial, que segundo Banzatto e Kronka (2006), é o tipo de experimento no qual são estudados, ao mesmo tempo, os efeitos de dois ou mais tipos de tratamentos ou fatores. De acordo com Ribeiro Júnior (2012), os experimentos fatoriais são montados de acordo com um delineamento de casualização (delineamento inteiramente casualizado -DIC-, ou delineamento em blocos casualizados -DBC-). O experimento foi montado no DIC, com distribuição aleatória dos tratamentos e suas repetições, cuja disposição é apresentada na Figura 42.

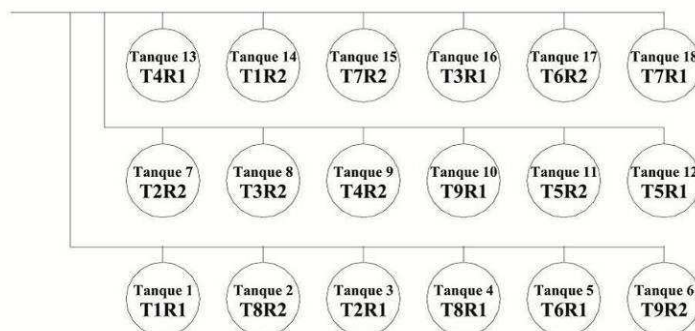


Figura 42. Vista em planta da disposição dos tratamentos no terceiro ensaio.

O experimento, utilizando alevinos de tilápia GIFT com peso médio inicial de 7,55 gramas, foi conduzido durante 5 meses com temperatura predominantemente quente, distribuídos no verão e a primavera.

Foi feita análise de variância dos resultados do ensaio para determinar se houve efeito significativo dos fatores avaliados e seus respectivos níveis nos parâmetros zootécnicos dos peixes. As análises foram feitas por meio do software R.

7.2.7 Montagem dos experimentos

Os tanques para criação dos peixes foram cheios com 2/3 do volume útil com água da torneira desclorada após dois dias de repouso. Posteriormente, 1/3 do volume faltante foi completado com efluente da LAT. Não foram adotadas as recomendações de Moscoso (1999), no sentido de encher com efluente da lagoa por pelo menos 15 dias, isto para evitar a proliferação de mosquitos na água parada. Após ter completado o volume do líquido, foi disposta a quantidade de peixes correspondente com a DE determinada para cada tratamento. As tilápias foram transportadas em sacos plásticos (Figura 43a) e foi feita uma adaptação gradual dos peixes à temperatura e características da água dos tanques por meio da substituição gradativa da água dos sacos pelo líquido do tanque de criação, como pode ser observado na Figura 43b, e aguardou-se até a saída dos peixes dos sacos para os tanques (Figura 43c). Tais atividades foram aprovadas para a pesquisa pela Comissão de Ética no Uso de Animais de Produção da UFV pelo protocolo 43 de 2016, aprovado pela CEUAP-UFV o dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2)



Figura 43. Disposição das tilápias nas unidades de criação ao início de cada experimento. Disposição de sacos plásticos com as tilápias nos tanques (a), adaptação gradual dos peixes às características da água dos tanques (b), saída dos peixes dos sacos para os tanques (c).

7.2.8 Monitoramento de variáveis físicas, químicas e dos parâmetros zootécnicos

Durante os três experimentos foram monitoradas e/ou controladas diversas variáveis associadas à qualidade da água, à sanidade dos peixes e às características produtivas dos sistemas avaliados. A seguir são apresentados os principais aspectos relativos ao monitoramento das diferentes variáveis.

7.2.8.1 Monitoramentos relativos às algas produzidas nas lagoas de alta taxa

De acordo com o recomendado por Moscoso *et al.* (1992a) foram estudados os seguintes aspectos relativos às algas:

- Caracterização qualitativa e quantitativa da população de microalgas no efluente da LAT e nos tratamentos, realizada no terceiro ensaio a cada três semanas.
- Medição da Clorofila-*a* no efluente da LAT e nas unidades de criação que receberam cada uma das três taxas de aplicação superficial, uma vez por mês no primeiro ensaio, e a cada três semanas no segundo e terceiro ensaios.

7.2.8.2 Monitoramento das variáveis de qualidade da água no efluente da fossa, na LAT e nos tanques de cultivo

Para avaliar o desempenho das unidades de tratamento de esgoto, assim como as características do líquido nas unidades de cultivo e nos efluentes dos tratamentos, foram realizados monitoramentos periódicos de algumas variáveis de qualidade da água, seguindo as disposições do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WPCF, 2005). As variáveis monitoradas foram: Demanda química de oxigênio – DQO- (5220D); Fósforo total -PT- (4500-P C); Nitrogênio amoniacal -N-NH₃- (4500-NH₃C); Nitrogênio total Kjeldahl –NTK- (4500-N D); Oxigênio dissolvido –OD-, método membrana eletrodo (4500-O G); pH, método eletrométrico (4500-H B); Temperatura, método termoeletrico (2550 B); Sólidos totais (ST, método 2540 D); Sólidos totais fixos e voláteis (SF e SV, método 2540 E); Sólidos suspensos totais (SST, método 2540 B); *Escherichia coli*, método cromogênico-fluorogênico (Colilert®).

As análises de Clorofila-*a* foram realizadas utilizando-se técnica de extração com etanol 80% como descrito em norma holandesa (Nederlands, 1981), com base em Nush e Palmer (1975), Moed e Hallegraef (1978) e Nush (1980).

As coletas para análise quantitativa do fitoplâncton foram feitas na superfície de cada tanque, em uma profundidade de aproximadamente 20 cm. As amostras foram preservadas com lugol acético 5%. Devido à alta concentração de organismos fitoplanctônicos foram praticadas diluições, a partir de 1 mL da amostra (Figura 44a), cujo volume posteriormente

para 10 mL com água destilada (Figura 44b). A densidade do fitoplâncton foi estimada por meio de contagens de células em câmara Sedgwick-Rafter (Figura 44c), segundo as metodologias recomendadas por APHA, AWWA e WPCF (2005), utilizando-se microscópio binocular marca Olympus, modelo cx31 com aumento de 400 vezes.



Figura 44. Diluição de amostra para análise quantitativa do fitoplâncton. Diluição a partir de 1 mL de amostra (a), volume completado para 10 mL com água destilada (b), disposição de 1 mL de amostra diluída em câmara Sedgwick-Rafter (c).

A contagem foi feita por meio de faixas horizontais, e o número de células por mL foi calculado de acordo com Jardim *et al.* (2002). Os resultados das análises quantitativas foram expressos em organismos/mL, a identificação e organização taxonômica dos organismos basearam-se em literatura especializada. A abundância relativa de cada táxon foi calculada a partir da contagem direta dos organismos, e os resultados foram transformados em porcentagens dos indivíduos do táxon identificado, em relação ao número total de indivíduos na amostra analisada.

Para classificar a frequência de ocorrência das espécies, na LAT e nos tratamentos foram considerados táxons constantes, quando encontrados indivíduos nas sete amostragens; comuns, quando foram registrados em 2 a 6 amostragens; raros, quando unicamente foram observados em uma das campanhas de amostragem, e não detectados, quando não estiveram presentes nas análises.

7.2.8.3 Locais de coleta e frequência das análises durante os ensaios

Foram medidos *in loco* pH, OD e temperatura, e foram coletadas amostras do líquido para análises em laboratório de DQO, NTK, NAT, PT, *E. coli* e clorofila-*a* efluente dos seguintes pontos: fossa séptica da ETE Coelhas (nos dois primeiros ensaios) e da ETE Romão dos Reis (terceiro ensaio); lagoa de alta taxa; tanques de cultivo recebendo efluente tratado para uma certa TAS do nitrogênio amoniacal total.

Devido a limitações logísticas, no primeiro ensaio o monitoramento foi realizado uma vez por mês, pois estava sendo conduzido de maneira simultânea, no LabNut do DZO, um experimento para avaliar a toxicidade crônica de NH_3 na criação de alevinos de tilápia GIFT, mas para o segundo e terceiro ensaios, os monitoramentos foram realizados a cada 3 semanas.

Durante os três ensaios, para controlar as cargas de NAT aplicadas às unidades de cultivo, duas vezes por semana foram medidos no efluente da LAT: NAT, pH e temperatura. A partir dos valores medidos eram calculadas as vazões do líquido a serem aplicadas nos tanques de cultivo, cuja vazão, como já foi mencionado, era medida duas vezes por dia. Nas unidades de criação utilizadas no experimento foram monitoradas as variáveis pH, OD e temperatura, duas vezes por semana.

7.2.8.4 Parâmetros zootécnicos monitorados nos peixes

Em termos dos parâmetros de interesse zootécnico, segundo recomendado por Moscoso *et al.* (1992a), foram monitorados nos peixes dos tratamentos:

- Sobrevivência (%), determinada no final do experimento, com base na população total de cada tratamento
- Tempo de cultivo (t, em dias), duração total do experimento
- Peso inicial dos animais (W_i , em g) de todos os peixes utilizados nos tratamentos ao início do experimento
- Peso final dos animais (W_f , em g) de todos os peixes criados nos tratamentos, medidos ao final dos experimentos
- Ganho de peso (GP, em g), a ser determinado no final do experimento, como resultado da diferença entre o peso médio final e o peso médio inicial para cada tratamento: $W_f - W_i$
- Taxa de crescimento (TC, em g/d), a ser calculada no final do experimento, como resultado de dividir o ganho de peso total de cada tratamento entre o tempo total dos experimentos: GP/t
- Produtividade piscícola (kg/ha), após a estimativa da produção neta (biomassa final-biomassa inicial) de cada tratamento, extrapolada em termos de kg/ha, kg/ha/d e kg/ha/ano.

Os protocolos aplicados para manipulação dos peixes foram aprovados pela Comissão de Ética no Uso de Animais de Produção da UFV por meio do protocolo 43 de 2016, aprovado pela CEUAP-UFV o dia 24 de junho de 2016 (Anexo 2)

Para verificar o grau de associação entre as variáveis zootécnicas: ganho de peso e mortalidade dos peixes com as variáveis de qualidade da água monitoradas, assim como com os resultados das análises do fitoplâncton, foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson.

7.3 Resultados e discussões

A seguir estão apresentados os resultados obtidos na caracterização inicial do esgoto das ETE's cujos efluentes das unidades de tratamento anaeróbio (fossa) foram utilizados durante os três experimentos.

7.3.1 Caracterização inicial do esgoto afluente e efluente das ETE's

A Tabela 53 apresenta um resumo geral dos resultados das análises realizadas no dia 2 de março de 2017, na ETE Coelhas e na ETE Romão dos Reis.

Tabela 53. Resultados análises realizadas no afluente e no efluente final das ETE's cujo efluente de fossa foi utilizado nos experimentos

Variável	Ponto	ETE Coelhas		ETE Romão dos Reis	
		Esgoto Bruto	Efluente final	Esgoto Bruto	Efluente final
OD (mg/L)		1,28	1,14	1,87	5,06
pH		6,8	6,7	6,6	7
Temperatura (°C)		26,8	26,7	26,5	25,6
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		2,50 E+6	1,89 E+5	1,04 E+5	2,26 E+3
DQO (mg/L)		2269,3	745,8	1010,7	66,9
DBO (mg/L)		1045	176	364	21
NAT (mg/L)		95,62	81,62	24,75	ND

A partir dos dados coletados foi calculada a eficiência de remoção da matéria orgânica, do nitrogênio amoniacal total e dos indicadores de contaminação fecal pelas ETE's, cujos valores foram, respectivamente para Coelhas e Romão dos Reis: 67,1 e 93,4% da DQO, 83,2 e 94,2% da DBO, 92,4 e 97,8% para *E. coli*, assim como 14,6 e praticamente de 100% para NAT.

As altas eficiências registradas pela ETE Romão dos Reis provavelmente estiveram associadas às baixas concentrações do efluente final, pois o horário de coleta nesta ETE foi 7 a.m., e no efluente estava saindo o líquido tratado durante o período da noite, momento no qual as vazões foram menores e eventualmente o esgoto chegou mais diluído.

7.3.2 Resultados do primeiro ensaio com efluente de lagoa de alta taxa

A seguir, estão apresentados os resultados obtidos durante o primeiro ensaio, utilizando peixes peso médio inicial de 2,6 gramas e com predomínio de clima quente.

7.3.2.1 Qualidade da água no primeiro ensaio

Com base nos três monitoramentos mensais realizados no efluente da fossa e no afluente da LAT, as concentrações médias de NTK, DQO e PT no efluente anaeróbico foram respectivamente de 77,04, 1454,75 e 16,23 mg/L; da mesma maneira, as respectivas concentrações médias calculadas para o efluente da LAT foram de 31,73, 295,23 e 7,63 mg/L, valores que representaram eficiências de remoção da ordem de 50,8, 80,9 e 53,0% para tais poluentes.

As concentrações médias de NAT e de clorofila-*a* no efluente da LAT foram respectivamente de 49,7 mg/L e de 1736,2 µg/L. No último dia do experimento foram medidas as concentrações de clorofila-*a* nos tanques de criação dos peixes e os valores médios calculados para os seis tratamentos foram de 267, 856, 424, 1192, 168 e 155 µg/L. Na Figura 45 estão apresentadas fotografias que ilustram as diversas cores do líquido observadas nos tanques de cultivo durante o primeiro ensaio de criação de tilápias em tanques recebendo esgoto tratado por meio de LAT.



Figura 45. Fotografias dos tanques de cultivo no primeiro ensaio com esgoto tratado. Tanque com alta presença de algas verdes (a), disposição dos tanques e aparência do líquido em um dos tratamentos (b), tanque com baixa densidade de algas verdes (c).

7.3.2.2 Qualidade da água: pH, OD e temperatura na LAT e nos tanques durante o primeiro ensaio

O monitoramento do pH, OD e temperatura na lagoa de alta taxa foi realizado duas vezes por semana, e a cada cinco dias nas unidades de criação. Entre 6 de janeiro e 4 de abril de 2017 foram registrados 31 dados para cada variável na LAT e 16 dados em cada um dos tanques de cultivo. Com o propósito de melhor registrar a variabilidade das variáveis, foram realizadas medições na LAT e nos tanques em diferentes horários de acordo com a seguinte distribuição: 3 medições às 6 a.m., 5 às 7 a.m., 1 às 9 a.m., 2 ao meio dia, 1 às 14 horas, 1 às 15 horas, e 3 às 18 horas. Por outro lado, para a LAT, além dos monitoramentos acima comentados, foram realizadas 2 medições às 6 a.m. e 13 às 7 a.m.

Devido às mortalidades apresentadas, nos tanques 4 e 9 unicamente foram registrados 6 dados; nos tanques 9, 14 e 15 foram medidos 7 dados; e no tanque 13, foram registrados 13 dados para cada variável.

Na Tabela 54 está apresentado um resumo dos valores medidos para oxigênio dissolvido, pH e temperatura na lagoa de alta taxa e nos seis tratamentos.

Tabela 54. Valores das variáveis OD, pH e temperatura medidos na LAT e nos seis tratamentos durante o primeiro ensaio

Tratamento	Oxigênio dissolvido (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	2,15	6,47 (2,86)	15,88
T1	5,18	12,41 (5,03)	21,31
T2	5,76	9,41 (3,64)	16,90
T3	6,10	9,22 (3,10)	15,16
T4	4,97	9,18 (3,72)	17,86
T5	2,96	10,59 (4,29)	18,31
T6	2,33	10,96 (4,64)	18,29

Tratamento	pH		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	6,89	7,94 (0,66)	9,10
T1	5,73	8,73 (1,29)	10,20
T2	5,50	8,78 (1,03)	9,80
T3	8,20	9,07 (0,39)	9,65
T4	8,25	8,62 (1,17)	9,42
T5	7,53	8,68 (0,70)	9,97
T6	5,00	8,38 (1,43)	10,00

Tratamento	Temperatura (°C)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	19,5	22,39 (2,84)	28,7
T1	21,0	23,70 (2,94)	29,2
T2	21,0	23,64 (2,95)	29,2
T3	20,9	23,75 (3,03)	29,1
T4	20,9	23,72 (3,01)	29,1
T5	21,0	23,80 (2,96)	29,2
T6	21,0	23,84 (3,06)	29,2

Observou-se que nos tratamentos com maior TAS do nitrogênio amoniacal total foram medidos os menores teores de OD, principalmente nos horários da madrugada, provavelmente como resultado do consumo do gás na estabilização da maior carga de matéria orgânica aplicada aos tanques.

Para comparar as temperaturas medidas na água com as do ar ao longo dos 84 dias do experimento, foram analisados os dados reportados pelo INMET, com temperaturas a cada

hora, registrados pela estação meteorológica Viçosa-A510, Código OMM: 86824 e Registro: 08 UTC. A temperatura média geral do ar registrada no período da pesquisa foi de $22,32 \pm 3,87^{\circ}\text{C}$, e as temperaturas máxima e mínima foram respectivamente de $33,5$ e $11,4^{\circ}\text{C}$. Devido aos horários de medição das variáveis de qualidade da água, a temperatura do líquido não registrou valores tão extremos como os observados no ambiente.

7.3.2.3 Resultados da biometria final do primeiro ensaio

Na Tabela 55 estão apresentados os valores do ganho de peso médio calculado para os peixes cultivados em cada tratamento.

Tabela 55. Ganho de peso médio dos peixes e desvio padrão em gramas, entre parêntesis, no primeiro ensaio com esgoto após 84 dias

Densidade (peixes/m ²)	Taxa de aplicação superficial (kg NAT/ha.d)		
	0,6	1,2	2,4
6	4,86 (0,33)	18,90 (14,50)	9,46 (4,82)
12	7,76 (1,77)	10,07 (0,27)	5,91 (1,66)

O máximo ganho de peso por unidade de tempo foi de $0,225$ g/d, registrado no tratamento 3 ($1,2$ kg NAT/ha.d – 6 peixes/m²), e o menor ganho de peso apresentou-se no tratamento 1 ($0,6$ kg NAT/ha.d – 6 peixes/m²), cujo valor foi de $0,058$ g/d. Em termos gerais, o ganho de peso foi menor ao reportado por autores como Edwards *et al.* (1981), Mota *et al.* (2009) e Monteiro *et al.* (2011).

Na Figura 46 estão apresentadas algumas imagens dos peixes minutos antes da biometria realizada na conclusão do ensaio, após 84 dias.

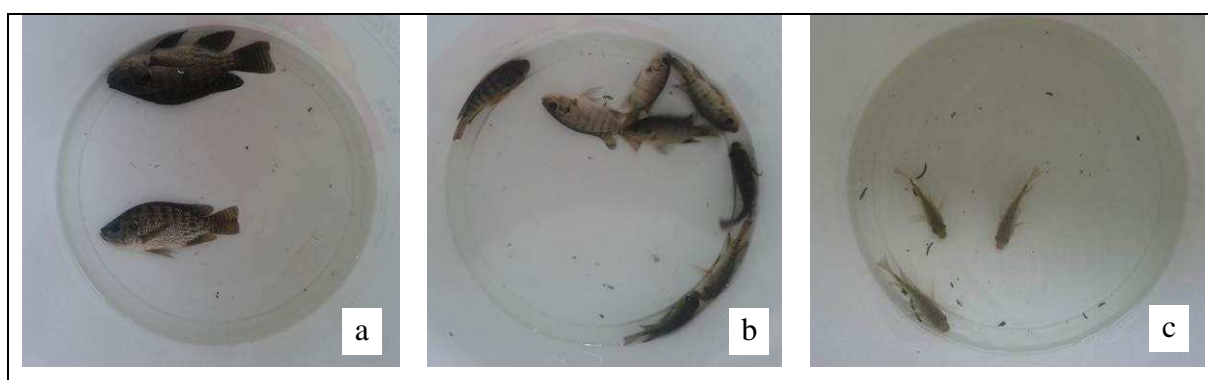


Figura 46. Fotografias dos peixes na biometria realizada no final do primeiro ensaio. Peixes do tratamento 3 (a), tilápias do tratamento 2 (b), peixes do tratamento 6 (c).

Observam-se, na Figura 46a, peixes de uma das repetições do tratamento 3 (TAS $1,2$ kg NAT/ha.d e 6 peixes/m² = 4 peixes/tanque), onde é possível observar as diferenças de

tamanho entre indivíduos da mesma unidade de cultivo. O ganho de peso diferenciado entre indivíduos do mesmo grupo não é uma situação inesperada. Johnsson *et al.* (2006) sugeriram que a supressão do apetite associada com anorexia induzida por estresse e a diminuição na digestibilidade de nutrientes em peixes subordinados, podem conduzir à perda de peso no curto e médio prazo. Em pesquisas com tilápia, Fernandes e Volpato (1993), registraram maior custo metabólico para peixes subordinados quando comparado com o custo de peixes dominantes.

Na Figura 46b está representada uma das repetições do tratamento 2 (TAS 0,6 kg NAT/ha.d e 12 peixes/m² = 8 peixes/tanque), onde as tilápias apresentaram crescimento uniforme. A Figura 46c ilustra uma das repetições do tratamento 6 (TAS 2,4 kg NAT/ha.d e 12 peixes/m² = 8 peixes/tanque), com baixo desempenho, muito similar entre os peixes.

A seguir, na Tabela 56, estão apresentados os resultados da ANOVA a partir da análise conjunta dos três experimentos com alevinos de peso inicial de 2,6 g.

Tabela 56. Análise de variância biometria final no primeiro ensaio após 84 dias

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P-valor
Taxa de aplicação (TAS)	2	151,7	75,84	1,201	0,350
Densidade estocagem (DE)	1	27,2	27,18	0,431	0,530
TAS : DE	2	75,9	37,97	0,602	0,571
Resíduos	8	505	63,12		

Significância do teste F: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Com base nos resultados da ANOVA observa-se que não houve interação significativa entre os fatores TAS x DE e, que não foram significativos os efeitos simples de tais fatores.

Na Tabela 57 estão apresentados os valores médios, assim como os limites inferior e superior dos pesos, calculados pelo teste de Tukey para os tratamentos correspondentes às taxas de aplicação superficial 0,6, 1,2 e 2,4 kg NH₃/ha.d.

Embora tenham sido medidos altos valores de peso final nos tratamentos com 1,2 kg NH₃/ha.d, a elevada variabilidade dos dados fez com que os ganhos de peso tenham sido estatisticamente iguais.

Tabela 57. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator TAS

TAS (kg NH ₃ /ha.d)	Peso (gramas)		
	Média	Limite inferior	Limite superior
0,6	8,914167	0,5516701	17,27666
1,2	17,082500	7,9218440	26,24316
2,4	10,282500	1,9200034	18,64500

Para o efeito simples da densidade de estocagem, de acordo com o teste Tukey não houve diferença significativa no ganho de peso médio entre os dois diferentes níveis avaliados ($P > 0,05$), pela superposição dos intervalos de confiança para a média dos pesos, conforme pode ser observado na Tabela 58.

Tabela 58. Médias e limites dos intervalos de confiança, análise simples fator densidade de estocagem

Densidade (peixes/m ²)	Peso (gramas)		
	Média	Limite inferior	Limite superior
6	13,67333	6,621457	20,72521
12	10,51278	3,460902	17,56465

Embora o ganho de peso médio nos tanques correspondentes aos tratamentos com densidade de 6 peixes/m², tenham registrado valores mais altos, não houve diferenças significativas com os medidos para a densidade de 12 peixes/m². Os valores mais altos provavelmente ocorreram devido à menor quantidade de peixes, pois a menor densidade teria influenciado no desempenho dos animais.

Com exceção dos tratamentos pertencentes à TAS de 0,6 kg NAT/ha.d (T1 e T2), quanto menor a DE, maior foi o ganho de peso (T3 e T5 comparados com os tratamentos T4 e T6 respectivamente). O máximo ganho de peso, de 0,255 g foi obtido no tratamento T3, provavelmente devido ao nível intermediário de TAS do nitrogênio amoniacal total (em consequência, menores efeitos de toxicidade do NAT).

Nos tratamentos com TAS de 2,4 kg NAT/ha.d, o crescimento dos peixes pode ter sido inibido devido às altas concentrações da amônia. Nesse sentido, El-Sherif e El-Feky (2008) observaram que o ganho de peso em tilápias diminuiu com o aumento dos teores de NH₃. Por outro lado, o baixo ganho de peso registrado nos tratamentos com TAS de 0,6 kg NAT/ha.d pode ter estado associado à limitada disponibilidade de fitoplâncton (embora o ganho de peso no T2 tenha sido maior que no T6). Em termos gerais, os resultados sugerem o potencial de cultivo de alevinos de tilápia linhagem GIFT em tanques recebendo moderadas TAS de NAT.

Houve alta correlação negativa entre o ganho de peso e o OD (coeficiente de correlação de Pearson, $r = -0,673$), devido à maior variabilidade nas concentrações do gás nos tratamentos com maiores níveis de OD, pois de acordo com Wang *et al.* (2009), é provável que mudanças dinâmicas nos teores do OD possam aumentar a taxa metabólica e reduzir a quantidade de energia disponível para crescimento.

Não houve associação entre o ganho de peso e a temperatura média ($r = -0,099$), pois embora essa variável tenha variado durante o dia, quase não apresentou variações entre tratamentos. Não houve também associação com as concentrações de clorofila-*a* ($r = 0,132$),

pois a amônia pode ter inibido o aproveitamento do alimento natural e, em consequência, o ganho de peso foi limitado pela toxicidade dos maiores teores da amônia, como foi reportado por El-Sherif e El-Feky (2008). Houve alto grau de correlação entre o ganho de peso e o pH ($r = 0,740$), sugerindo que quanto maiores os valores de pH, maior foi a produtividade primária e maior a quantidade de alimento consumida pelos peixes, principalmente para a TAS intermediária.

7.3.2.4 Resultados da mortalidade acumulada no primeiro ensaio

A Tabela 59 apresenta as mortalidades acumuladas de peixes nos 6 tratamentos.

Tabela 59. Mortalidade acumulada (em porcentagem), primeiro ensaio com esgoto

Densidade (peixes/m ²)	Taxa de aplicação superficial (kg NAT/ha.d)		
	0,6	1,2	2,4
6	66,67	41,67	16,67
12	41,67	62,50	54,17

Na Figura 47 estão apresentadas algumas imagens dos peixes que morreram durante o primeiro ensaio com esgoto tratado.



Figura 47. Fotografias de mortalidades registradas durante o primeiro ensaio. Mortalidade de peixes no tratamento T6 (47a e 47b), mortalidade no tratamento T2 (47c).

Observa-se, na Figura 47a e 47b, a mortalidade de peixes registrada em uma das repetições do tratamento 6 (TAS 2,4 kg NAT/ha.d e 12 peixes/m² = 8 peixes/tanque), onde é possível observar uniformidade no tamanho das tilápias. Na Figura 47c está representada a mortalidade em uma das repetições do tratamento 2 (TAS 0,6 kg NAT/ha.d e 12 peixes/m² = 8 peixes/tanque), onde novamente, as tilápias apresentaram crescimento uniforme. Os episódios de mortalidade simultânea de vários peixes ocorreram principalmente após drásticas variações térmicas em curtos períodos de tempo, pois a amplitude térmica foi muito alta durante o tempo de execução dos experimentos. De acordo com os dados do INMET, a temperatura média geral do ar durante o período da pesquisa foi de $22,32 \pm 3,87^{\circ}\text{C}$, e as temperaturas máxima e mínima foram respectivamente de $33,5$ e $11,4^{\circ}\text{C}$.

Outra causa das mortalidades massivas pode ter sido como resultado dos efeitos aditivos de baixas concentrações de OD e altos teores de NH₃, situação que foi reportada por Sargent e Galat (2002), os quais registraram em um córrego afluente do rio Missouri - U.S.A., a morte massiva de *Cyprinus carpio*, *Ameiurus melas*, *Lepomis cyanellus*, *Ictiobus cyprinellus*, *Lepomis macrochirus* e *Gambusia affinis* devido à queda dos valores no OD, com valores mínimos da ordem de 0,1 mg/L na madrugada, e concentrações de NH₃ de até 2,42 mg/L. Mudanças bruscas na temperatura foram reportadas por Economidis e Vogiatzis (1992) como causadoras de mortalidades massivas principalmente de *Sardinella aurita*, assim como de *Dicentrarchus labrax*, *Sparus aurata* e *Mugil sp.* na bahia de Tessalônica – Grécia, onde foi registrada uma queda abrupta da temperatura em poucas horas.

Efeitos de curto prazo, por altas concentrações de NH₃, podem produzir mortalidade massiva de peixes. A mortalidade de várias toneladas de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no córrego Marriotiah, tributário do rio Nilo no Egito foi relatada por Abdelaziz e Zaki (2010). As causas principais estiveram associadas ao lançamento do efluente de uma fábrica de açúcar no córrego, as análises realizadas pelos autores indicaram que as concentrações de NAT a montante e a jusante do ponto de lançamento foram respectivamente de 0,01 e 32,4 mg/L, e o pH aumentou de um valor de 7,2 a 8,3.

As diferenças observadas em termos de ganho de peso (Figura 43a) e sobrevivência podem ser justificadas para hierarquia entre os peixes, pois de acordo com Sloman e Wilson (2005), o “estresse social” associado ao status social conduz a diversas diferenças fisiológicas entre os peixes dominantes e os subordinados; tais autores apontam com que os peixes subordinados apresentam características como maiores taxas metabólicas e redução nas taxas de crescimento, assim como menor resistência a doenças. Adicionalmente, Randall e Tsui (2002) afirmaram que peixes estressados são mais suscetíveis à amônia que peixes sem estresse como o produzido por aumento da densidade de estocagem.

7.3.3 Resultados do segundo ensaio com efluente de lagoa de alta taxa

A seguir, estão apresentados os resultados obtidos durante o segundo ensaio, com peixes com peso médio inicial de 58,2 g e com predomínio de clima frio.

7.3.3.1 Qualidade da água, monitoramentos quinzenais do segundo ensaio

A partir dos seis monitoramentos quinzenais realizados no efluente da fossa, no efluente da LAT e nas amostras compostas dos tanques com as diferentes TAS de NAT foram calculados os valores médios das variáveis de qualidade da água, apresentados na Tabela 60.

Tabela 60. Valores das variáveis de qualidade da água nos efluentes da fossa, da LAT e dos tanques de criação no segundo ensaio

Efluente estudado	NTK (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	78,3	113,2 (20,65)	131,9
LAT	27,7	40,1 (14,63)	70,8
Tanques com TAS 1	5,8	10,5 (3,81)	17,4
Tanques com TAS 2	7,0	14,1 (5,95)	24,8
Tanques com TAS 3	9,9	20,3 (7,50)	33,10
Efluente estudado	NAT (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	138,1	147,3 (7,38)	156,1
LAT	2,7	33,9 (21,44)	54,7
Tanques com TAS 1	5,7	10,7 (3,53)	14,7
Tanques com TAS 2	0,6	11,9 (8,55)	20,5
Tanques com TAS 3	18,9	24,1 (4,37)	30,6
Efluente estudado	Fósforo total (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	15,1	16,4 (1,40)	18,7
LAT	11,4	12,7 (0,68)	13,6
Tanques com TAS 1	3,0	5,5 (1,87)	8,2
Tanques com TAS 2	3,6	7,0 (2,13)	9,4
Tanques com TAS 3	6,0	9,8 (2,00)	11,9
Efluente estudado	DQO (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	613	1064 (396,96)	1485
LAT	178	231,5 (57,79)	343
Tanques com TAS 1	88	124,7 (34,54)	191
Tanques com TAS 2	51	145,5 (51,06)	202
Tanques com TAS 3	116	167,8 (45,40)	248
Efluente estudado	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	2,0 E+4	6,6 E+5 (1,01 E+6)	2,4 E+6
LAT	3,2 E+2	3,2 E+4 (3,25 E+4)	7,7 E+4
Tanques com TAS 1	3,6 E+1	1,8 E+3 (1,45 E+3)	3,6 E+3
Tanques com TAS 2	4,3 E+1	2,8 E+3 (2,29 E+3)	5,6 E+3
Tanques com TAS 3	3,0 E+0	3,7 E+3 (6,28 E+3)	1,6 E+4
Efluente estudado	Clorofila-a (µg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	---	---	---
LAT	280,4	475,3 (147,11)	723,6
Tanques com TAS 1	109,5	178,4 (70,53)	320,4
Tanques com TAS 2	101,5	178,7 (71,61)	325,7
Tanques com TAS 3	125,5	234,1 (83,35)	392,5

A partir das concentrações médias do NTK, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 64,6%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 90,7, 87,5 e 82,1% respectivamente para as linhas com TAS 1, TAS 2 e TAS 3. As remoções individuais do NTK pelos tanques, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 73,8, 64,8 e 49,4%, fato que evidenciou a contribuição na remoção desta forma do nitrogênio pela prolongada permanência do líquido nos tanques de cultivo.

Com base nas concentrações médias do NAT, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 77,0%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 92,7, 91,9 e 83,6% respectivamente para as linhas com TAS 1, TAS 2 e TAS 3. As remoções individuais do NAT pelos sistemas de tanques de criação, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 68,4, 64,9 e 28,9%, valores que sugerem a importância da biomassa algal na assimilação do NAT, o que pode ser observado pela elevada remoção do NAT na LAT, assim como o efeito dos altos teores do pH no favorecimento da volatilização de NH_3 nos tanques de criação.

A partir das concentrações médias do PT, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 22,6%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 66,5, 57,3 e 40,2% respectivamente, para as linhas com TAS 1, TAS 2 e TAS 3. As remoções individuais do PT pelos tanques, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 56,7, 44,9 e 22,8%, esses valores evidenciaram o efeito do maior TDH na remoção deste nutriente. De acordo com Boyd (2015), parte do fósforo presente na água em tanques escavados para piscicultura é rapidamente absorvido pelo fitoplâncton, enquanto a parte não removida tende a se acumular no sedimento. Da mesma maneira, afirmou que a maior parte do nutriente removido pelas plantas eventualmente retornara para o sedimento dos tanques.

As concentrações de matéria orgânica, na forma da DQO registraram altas variações durante o experimento, principalmente como resultado da falta de manutenção nas unidades de pré-tratamento e falta de remoção periódica dos lodos acumulados na fossa da ETE Coelhas. Com base nas concentrações médias, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 78,2%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 88,3, 86,3 e 84,2% respectivamente para as linhas com TAS 1, TAS 2 e TAS 3. As remoções individuais da DQO pelos sistemas de tanques de criação, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 46,1, 37,1 e 27,5%.

A partir das concentrações médias de *E. coli*, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 95,2%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 99,7, 99,6 e 99,4% respectivamente, para as linhas com TAS 1, TAS 2 e TAS 3; tais valores representaram remoções da ordem de 1,32, 2,52, 2,40 e 2,22 unidades logarítmicas removidas nessa ordem pela LAT e os tanques que receberam TAS de 0,6, 1,2 e 2,4 kg de NAT/ha.d. As remoções individuais de *E. coli* pelos tanques, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 94,4, 91,3 e 88,4%, que corresponderam à remoção de 1,25, 1,06 e 0,93 unidades logarítmicas.

Com base nas concentrações médias de clorofila-*a* calculadas, observou-se que houve uma diminuição na concentração da clorofila-*a* nos tanques de criação em relação à concentração efluente da LAT da ordem de 62,5, 62,4 e 50,7% nos tanques que pertenceram às linhas recebendo respectivamente 0,6, 1,2 e 2,4 kg NAT/ha.d. A aparência dos tanques foi diferenciada, com alguns tanques apresentando cores mais esverdeadas e outros com cor marrom, assim como alguns com maior transparência que outros, provavelmente como resultado do tipo de fitoplâncton predominante e da pouca intensidade dos processos fotossintéticos. As Figuras 48a e 48b apresentam uma fotografia da aparência dos tanques durante o segundo mês do ensaio.



Figura 48. Fotografias da aparência dos tanques durante o segundo ensaio. Tanques de tratamentos as três linhas (a), tanques da linha recebendo 2,4 kg NAT/ha.d (b).

7.3.3.2 Qualidade da água: pH, OD e temperatura na LAT e nos tanques no segundo ensaio

No monitoramento das variáveis de qualidade da água OD, pH e temperatura, entre maio 25 e agosto 01 de 2017, foram coletados 17 dados para a LAT e 14 dados para cada um dos tanques de criação de tilápia, pois nos últimos a medição de tais variáveis realizou-se a cada 6 dias, e na LAT a cada 5 dias. Com o propósito de melhor registrar a variabilidade natural das variáveis em diversos horários, durante o nsaio foram realizadas medições de

acordo com a seguinte distribuição: 1 medição às 6 a.m., 7 às 7 a.m., 3 às 9 a.m., 1 ao meio dia, 1 às 13 horas, 1 às 14 horas, 1 às 15 horas, 1 às 16 horas e 1 às 18 horas.

Na Tabela 61 está apresentado um resumo dos valores medidos (médias e desvio padrão) para oxigênio dissolvido, pH e temperatura na LAT e nos seis tratamentos.

Tabela 61. Valores das variáveis OD, pH e temperatura medidas na LAT e nos seis tratamentos durante o segundo ensaio

Tratamento	Oxigênio dissolvido (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	4,38	6,84 (2,07)	10,73
T1	1,82	6,03 (2,38)	10,09
T2	1,47	4,71 (2,32)	10,34
T3	2,35	6,14 (2,49)	11,32
T4	1,31	5,01 (2,50)	8,74
T5	1,20	4,93 (3,37)	9,96
T6	0,71	4,88 (3,00)	11,78

Tratamento	pH		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	6,02	7,09 (0,53)	7,90
T1	5,53	6,61 (0,63)	7,80
T2	6,07	6,73 (0,53)	7,80
T3	5,63	6,73 (0,64)	7,87
T4	6,02	6,85 (0,64)	7,90
T5	6,17	6,94 (0,53)	8,00
T6	5,67	6,93 (0,64)	7,97

Tratamento	Temperatura (°C)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	13,60	18,18 (3,39)	26,50
T1	15,50	19,79 (2,87)	26,83
T2	15,43	19,67 (2,82)	26,60
T3	15,37	19,80 (2,85)	26,63
T4	15,33	19,76 (2,82)	26,67
T5	15,53	19,87 (2,78)	26,37
T6	15,47	19,89 (2,89)	26,77

De maneira similar ao registrado durante o primeiro ensaio, os menores teores de oxigênio dissolvido foram observados nos tratamentos com maior TAS do nitrogênio amoniacal total, provavelmente como resultado do consumo do gás na estabilização da maior carga de matéria orgânica aplicada aos tanques.

Em termos gerais, os valores do pH foram menores aos registrados durante o primeiro experimento, provavelmente como resultado de uma menor intensidade nos processos fotossintéticos.

Para comparar os valores medidos na água com as temperaturas do ar ao longo dos 84 dias do experimento, foram analisados os valores obtidos a partir dos reportes do INMET em (http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo_sim.php?QTUxMA==), com dados horários de temperatura, registrados pela estação meteorológica Viçosa-A510, Código OMM: 86824 e Registro: 08 UTC. A média geral da temperatura do ar registrada durante a pesquisa foi de $17,54 \pm 4,06^{\circ}\text{C}$, quase 5°C abaixo da média calculada para o primeiro ensaio; e as temperaturas máxima e mínima foram respectivamente de $31,0$ e $7,3^{\circ}\text{C}$. Devido aos horários de medição das variáveis de qualidade da água, a temperatura da água não registrou valores tão extremos como os observados no ambiente. A Figura 49 ilustra uma imagem das condições climáticas predominantes no segundo ensaio, com temperaturas bastante baixas.



Figura 49. Imagem das condições ambientais de baixa temperatura durante o segundo ensaio.

Como complemento às informações obtidas a partir dos monitoramentos quinzenais da qualidade da água do efluente da fossa, da LAT e dos tratamentos, assim como dos monitoramentos rotineiros realizados na LAT e nos tanques de cultivo, entre maio 19 e 20 de 2017 foi conduzido um monitoramento durante 24 horas consecutivas, cujos resultados estão apresentados no item a seguir.

7.3.3.3 Qualidade da água na LAT e nos tanques, monitoramento de 24 horas no segundo ensaio

A Tabela 62 apresenta um resumo dos valores medidos (médias e desvio padrão) para OD, pH e temperatura na LAT, assim como os valores médios calculados para os tanques operados sob as diferentes TAS de nitrogênio amoniacal total, como resultado do monitoramento horário realizado durante 24 horas consecutivas.

Tabela 62. Média e desvio padrão (entre parêntesis) das variáveis OD, pH e temperatura, medidos na LAT e calculados para tanques com diferentes TAS no monitoramento de 24 horas do segundo ensaio

Tratamento	OD (mg/L)	pH	Temperatura (°C)
LAT	5,70 (1,35)	6,76 (0,06)	17,65 (0,79)
Tanques T.A.S. 1	5,45 (0,75)	6,72 (0,07)	18,27 (0,60)
Tanques T.A.S. 2	5,34 (0,80)	6,56 (0,08)	18,26 (0,63)
Tanques T.A.S. 3	5,15 (0,86)	6,81 (0,17)	18,28 (0,59)

Na Figura 50 estão apresentadas as concentrações de OD medidas na LAT, assim como as concentrações médias calculadas para os seis tratamentos avaliados.

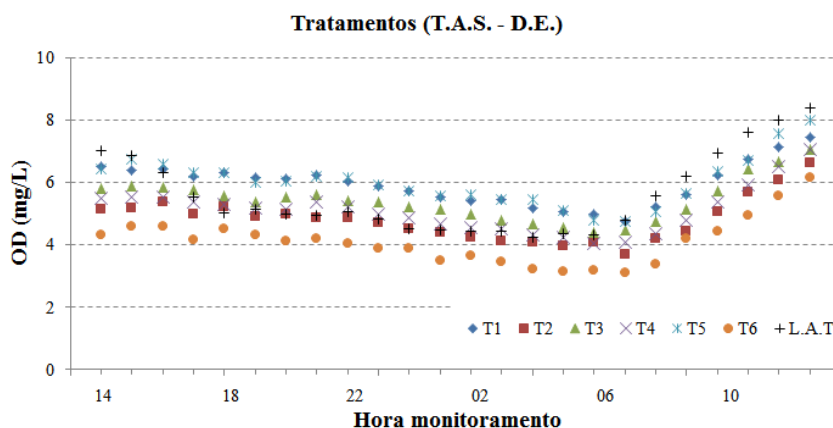


Figura 50. Variação do OD na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no segundo ensaio.

As máximas concentrações de OD registradas na LAT e nos tanques que receberam as taxas de aplicação superficial T.A.S. 1, T.A.S. 2 e T.A.S. 3 foram respectivamente de 8,58, 7,15, 7,29 e 7,20 mg/L; as concentrações mínimas respectivas foram de 4,23, 4,22, 4,21 e 3,93 mg/L.

Com base nos dados medidos, a Figura 51 apresenta de maneira gráfica o pH medido na LAT, assim como os valores médios calculados para os seis tratamentos.

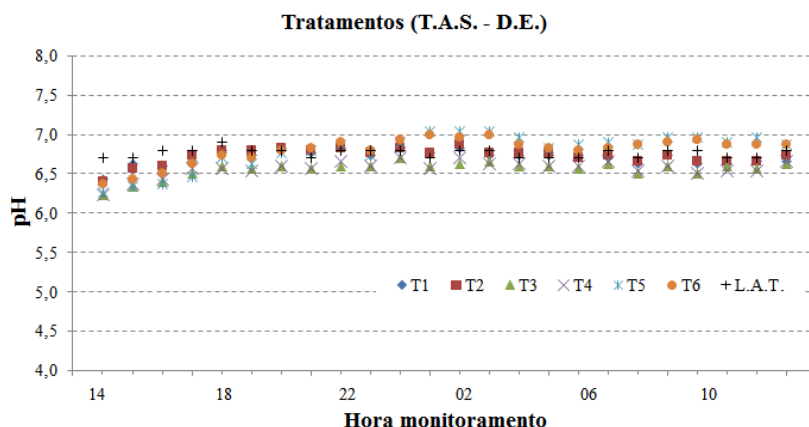


Figura 51. Variação do pH na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no segundo ensaio.

O máximo ganho de peso por unidade de tempo foi de 0,03 g/d, registrado no tratamento 5 (2,4 kg NAT/ha.d – 6 peixes/m²), e a maior perda de peso apresentou-se no tratamento 2 (0,6 kg NAT/ha.d – 12 peixes/m²), cujo valor foi de -0,03 g/d. Esses valores podem ser explicados pela baixa temperatura da água que prevaleceu durante o segundo ensaio, que junto ao efeito do NAT comprometeram o metabolismo das tilápias inibindo o crescimento, mas sem produzir mortalidades, devido ao grande tamanho dos animais com peso médio inicial de 58,2 g. Segundo El-Sayed (2006), em temperaturas abaixo dos 20°C, há uma redução drástica no consumo de alimento em tilápia, para temperaturas da ordem dos 16°C não há mais consumo de alimento, e aos 12°C ocorrem mortalidades severas.

Houve correlação positiva entre o ganho de peso e a temperatura (coeficiente de correlação de Pearson, $r = 0,684$), assim como entre o crescimento e o pH ($r = 0,526$). Adicionalmente, houve uma correlação positiva moderada entre o ganho de peso e a concentração da clorofila-*a* ($r = 0,490$), e baixa correlação entre o crescimento e o OD ($r = 0,183$). Provavelmente, os discretos ganhos de peso, tenham ocorrido durante os poucos dias que registraram temperaturas moderadamente altas, nos quais houve um aumento do pH e dos teores de clorofila-*a*.

Os resultados da ANOVA, a partir da análise conjunta dos três experimentos que conformaram o segundo ensaio, estão apresentados a seguir, na Tabela 64.

Tabela 64. Análise de variância biometria final do segundo ensaio após 84 dias

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P-valor
Taxa de aplicação (TAS)	2	40,36	20,178	2,715	0,107
Densidade estocagem (DE)	1	13,40	13,399	1,803	0,204
TAS : DE	2	1,61	0,807	0,109	0,898
Resíduos	12	89,20	7,433		

Significância do teste F: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Os P-valor > 0,05 indicaram que não houve interação significativa entre os fatores TAS x DE. Da mesma maneira, permitiram concluir que não foram significativos os efeitos simples dos fatores TAS de nitrogênio amoniacal total e DE.

Na Tabela 65 estão apresentados os valores médios, assim como os limites inferior e superior dos pesos dos peixes, calculados no teste de Tukey para os tratamentos correspondentes às taxas de aplicação superficial 0,6, 1,2 e 2,4 kg NH₃/ha.d. Embora os valores de peso final nos tratamentos com 1,2 e 2,4 kg NH₃/ha.d tenham sido maiores que os

resultados dos tanques para 0,6 kg NH₃/ha.d, não houve diferenças significativas entre os três grupos de tratamentos.

Tabela 65. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator DE

TAS (kg NH ₃ /ha.d)	Peso (gramas)		
	Média	Limite inferior	Limite superior
0,6	-1,838333	-4,263478	0,5868108
1,2	1,255000	-1,170144	3,6801442
2,4	1,415000	-1,010144	3,8401442

Para o efeito simples da densidade de estocagem, de acordo com o teste Tukey não houve diferença significativa no ganho de peso médio entre os dois níveis avaliados ($P > 0,05$), pela superposição dos intervalos de confiança para a média dos pesos, conforme é observado na Tabela 66.

Tabela 66. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator DE

Densidade (peixes/m ²)	Peso (gramas)		
	Média	Limite inferior	Limite superior
6	1.1400000	-0.8401219	3.120122
12	-0.5855556	-2.5656775	1.394566

Embora os pesos médios dos tanques correspondentes aos tratamentos com densidade de 6 peixes/m², registrassem valores ligeiramente maiores, não houve diferenças significativas com os medidos para densidade 12 peixes/m².

Os ganhos de peso negativos (perda de peso) registrados podem ser explicados: pelo efeito inibidor do crescimento que as baixas temperaturas exerceram no desenvolvimento dos peixes; pela baixa disponibilidade de alimento, para o caso dos tratamentos com menor TAS de nitrogênio amoniacal total; e pela maior concentração de NH₃ nos tratamentos com maior DE, que atuou sobre o sistema nervoso, afetando o centro da saciedade dos peixes, limitando o consumo do fitoplâncton e fazendo com que as tilápias utilizem parte das reservas corpóreas de massa muscular e de gordura. Santos *et al.* (2010) avaliaram a criação de alevinos de tilápia GIFT em temperaturas de 22 e 30°C e reportaram diferenças no crescimento dos peixes quando submetidos a temperaturas abaixo dos valores ótimos. Segundo Beamish (1970), quem pesquisou em juvenis de *T. nilótica*, com pesos médios entre 5,6 e 11,8 g, a combinação de salinidades entre 0 e 30‰ e temperaturas entre 15 e 35°C reportou que o melhor desempenho apresentou-se para temperaturas entre 28 e 30°C, enquanto que Fukusho (1968) recomendou para a mesma espécie uma temperatura de 32°C.

Valores negativos de taxa de crescimento específica foram registrados por Foss *et al.*, (2003) após 27 dias de ensaio de toxicidade crônica para concentrações de 0,25 e 0,39 mg/L de NH₃ em peixes *Anarhichas minor* (peixe-lobo-malhado) com peso inicial médio de 14,2 g. De acordo com El-Sayed (2006), a tilápia pode tolerar baixas temperaturas, da ordem de 7 a 10°C, mas unicamente por curtos períodos de tempo, pois exposições maiores podem conduzir a mortalidades massivas dos peixes. Segundo Chevrinski (1982), para temperaturas abaixo dos 20°C há uma redução na atividade e no consumo de alimento das tilápias e o crescimento é interrompido a partir de temperaturas em torno dos 16°C. Já para tilápia GIFT, Sifa *et al.* (2002), realizaram experimentos para avaliar a resistência às baixas temperaturas em juvenis com pesos médios de 77 e 80 g, os autores concluíram que a mortalidade dos peixes começa para temperaturas entre 8,4 e 11°C, com valores de 50% de mortalidade para 8,8°C.

7.3.4 Resultados do terceiro ensaio com efluente de lagoa de alta taxa

A seguir, estão apresentados os resultados obtidos durante o terceiro ensaio, utilizando peixes com peso médio inicial de 7,50 g, com predomínio de climas temperado e quente.

7.3.4.1 Qualidade da água, monitoramentos quinzenais no terceiro ensaio

A partir do monitoramento das variáveis de qualidade da água realizados a cada três semanas no efluente da fossa, no efluente da LAT e nas amostras compostas dos tanques com as diferentes TAS de nitrogênio amoniacal total foram calculados os valores médios das variáveis de qualidade da água, apresentados na Tabela 67.

Tabela 67. Valores das variáveis de qualidade da água nos efluentes da fossa, da LAT e dos tanques de criação no terceiro ensaio

Efluente estudado	NTK (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	86,8	114,8 (31,41)	186,4
LAT	9,9	29,9 (9,66)	39,1
Tanques com TAS 1	4,6	6,5 (1,51)	9,1
Tanques com TAS 2	5,7	8,8 (2,97)	14,3
Tanques com TAS 3	8,2	11,9 (4,79)	20,3
Efluente estudado	NAT (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	69,8	121,7 (36,91)	159,0
LAT	15,4	30,4 (12,58)	47,3
Tanques com TAS 1	0,1	3,31 (2,71)	6,0
Tanques com TAS 2	0,2	5,8 (5,79)	11,2
Tanques com TAS 3	0,4	8,1 (8,55)	18,2

Tabela 67. Valores das variáveis de qualidade da água nos efluentes da fossa, da LAT e dos tanques de criação no terceiro ensaio (continuação)

Efluente estudado	Fósforo total (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	10,4	12,5 (1,91)	15,8
LAT	8,2	10,8 (2,07)	14,9
Tanques com TAS 1	2,7	3,9 (1,43)	6,0
Tanques com TAS 2	3,3	5,0 (2,22)	8,4
Tanques com TAS 3	4,3	6,8 (2,72)	10,8
Efluente estudado	DQO (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	11	361,0 (235,01)	768
LAT	41	180,9 (83,24)	322
Tanques com TAS 1	37	77,5 (28,95)	125
Tanques com TAS 2	65	92,1 (34,64)	160
Tanques com TAS 3	70	101,0 (35,22)	159
Efluente estudado	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	3,1 E+4	9,6 E+5 (1,24 E+6)	2,8 E+6
LAT	5,2 E+2	3,7 E+3 (3,62 E+3)	1,0 E+4
Tanques com TAS 1	5,1 E0	1,6 E+1 (1,33 E+1)	3,8 E+1
Tanques com TAS 2	8,6 E0	3,4 E+1 (3,59 E+1)	9,6 E+1
Tanques com TAS 3	2,0 E0	2,9 E+2 (5,17 E+2)	1,2 E+4
Efluente estudado	Clorofila- <i>a</i> (µg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
Fossa	---	---	---
LAT	316,0	619,6 (266,36)	1003,9
Tanques com TAS 1	11,7	156,9 (91,38)	293,7
Tanques com TAS 2	22,9	259,6 (184,19)	469,9
Tanques com TAS 3	56,1	306,7 (193,23)	534,0

A partir das concentrações médias do NTK, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 73,9%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 94,3, 92,3 e 89,6% respectivamente para os tanques com TAS 1, TAS 2 e TAS 3. Já as remoções individuais do NTK pelos tanques, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 78,3, 70,6 e 60,2%, evidenciando a contribuição na remoção desta forma do nitrogênio pela permanência do líquido nos tanques de cultivo, cujos TDH médios foram de 55, 27,5 e 13,8 dias, respectivamente para os tratamentos com TAS1, TAS2 e TAS3.

Com base nas concentrações médias de NAT, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 75,0%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que

receberam as diferentes TAS foram de 97,3, 95,2 e 93,3% respectivamente para os tratamentos com TAS 1, TAS 2 e TAS 3. As remoções individuais do NAT pelos sistemas de tanques de criação, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 89,1, 80,9 e 73,4%.

O potencial para remoção de amônia pelos tanques para cultivo de peixes recebendo esgoto tratado está associado aos estudos realizados por Abdalla *et al.* (1996), que estudaram durante 18 semanas as vias de redução da amônia em tanques de terra para criação de alevinos de *Oreochromis niloticus* com peso médio inicial de 20 g e para uma densidade de estocagem de 2 peixes/m²; os tratamentos avaliados foram três formas de adubação semanal dos tanques baseados na aplicação de: esterco de frango em uma taxa de 1,2 g N/m², esterco de frango com ureia para uma taxa de 1,2 g N/m², esterco de frango com ureia em uma taxa de 14,3 g N/m². Os autores registraram, durante as horas do dia taxas médias de remoção respectivas da ordem de 78, 183 e 1040 mg de NAT/m².d, que corresponderam a eficiências médias entre 36 e 75%, onde a assimilação pelas algas foi o principal mecanismo de remoção, e as percentagens de remoção pela volatilização foram unicamente de 0,7, 1,4 e 5,1%. As mortalidades registradas nos tratamentos foram respectivamente de 22, 26 e 71%.

A partir das concentrações médias de fósforo total, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 13,6%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 68,8, 60,0 e 45,6% respectivamente, para os tratamentos com TAS 1, TAS 2 e TAS 3. As remoções individuais do P total pelos tanques, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 63,9, 53,7 e 37,0%, valores que evidenciaram a importância do TDH, principalmente nos tanques de criação, na remoção do nutriente.

Com base nas concentrações médias, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 49,9%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 78,5, 74,5 e 72,0% respectivamente para os tratamentos com TAS 1, TAS 2 e TAS 3. As remoções individuais da DQO pelos sistemas de tanques de criação, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 57,2, 49,1 e 44,2%.

A partir das concentrações médias de *E. coli*, determinou-se que a eficiência de remoção pela LAT foi de 96,14%, e as eficiências de remoção acumuladas pelos tanques que receberam as diferentes TAS foram de 99,98, 99,96 e 99,70% respectivamente, para os tratamentos com TAS 1, TAS 2 e TAS 3; tais valores representaram remoções da ordem de 1,41, 3,70, 3,40 e 2,52 unidades logarítmicas removidas nessa ordem pela LAT e os tanques

que receberam TAS de 0,6, 1,2 e 2,4 kg NAT/ha.d. As remoções individuais de *E. coli* pelos tanques, em relação à concentração média efluente da LAT, foram de 99,56, 99,08 e 92,16%, que corresponderam à remoção de 2,34, 2,04 e 1,11 unidades logarítmicas.

Com base nas concentrações médias de clorofila-*a*, observou-se que houve uma diminuição na concentração da clorofila-*a* nos tanques de criação em relação à concentração efluente da LAT da ordem de 74,7, 58,1 e 50,5% nos tanques que pertenceram aos tratamentos recebendo, respectivamente, 0,6, 1,2 e 2,4 kg NAT/ha.d, provavelmente devido ao consumo do fitoplâncton pelos peixes.

Para complementar as análises das variáveis de qualidade da água acima comentadas, na semana 12 do experimento foi feita uma amostragem composta do líquido presente nos dois tanques de criação que conformavam cada um dos tratamentos avaliados, e foram realizadas análises em triplicata dos sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV) para estimar a qualidade do efluente final que poderia se esperar nos tratamentos. A Tabela 68 apresenta os resultados obtidos para as variáveis ST, STF e STV.

Tabela 68. Concentração de sólidos no efluente dos tratamentos

Tratamento	Tanques	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
Tratamento 1	1 – 14	0,288	0,155	0,133
Tratamento 2	3 – 7	0,378	0,175	0,203
Tratamento 3	8 – 16	0,248	0,133	0,116
Tratamento 4	9 – 13	0,326	0,149	0,177
Tratamento 5	11 – 12	0,315	0,165	0,150
Tratamento 6	5 – 17	0,335	0,175	0,160
Tratamento 7	15 – 18	0,395	0,238	0,157
Tratamento 8	2 – 4	0,351	0,192	0,159
Tratamento 9	6 – 10	0,480	0,231	0,248

Não houve uma tendência específica nos tratamentos, em termos das concentrações dos ST como função da densidade de estocagem de peixes, mas em termos da TAS do nitrogênio amoniacal total observou-se que quanto maior a TAS, maior foi a concentração de ST.

Os resultados indicaram que os tanques para cultivo de tilápia recebendo o efluente da LAT funcionaram como unidades de pós-tratamento que melhoraram a qualidade do efluente final ao reduzir eficientemente as concentrações da matéria orgânica na forma de DQO, do nitrogênio na forma de NTK e NAT, do fósforo total e na inativação de *E. coli*. As vantagens da criação de peixes em lagoas de estabilização para melhorar a qualidade do efluente já tinham sido comentadas por Reed *et al.* (1979) e Matheus (1986). No terceiro ensaio ficou mais evidente a contribuição na melhoria da qualidade da água, com maiores eficiências de

remoção das variáveis de qualidade da água, pois a malha plástica disposta em cada tanque em substituição da tampa com perfurações, propiciou a passagem da radiação solar assim como a incidência das condições climáticas do ambiente nas unidades de criação.

A implantação de unidades para piscicultura melhora a qualidade do efluente final devido à contribuição da atividade dos peixes no consumo de matéria orgânica, no controle de biomassa algal pela alimentação, na ressuspensão de material fotossinteticamente ativo, na promoção de mistura e agitação da água, condições que junto com o aumento do tempo de detenção do líquido, que promove a inativação de organismos patogênicos tais como vírus e bactérias, fazem com que os tanques trabalhem como unidades de polimento.

7.3.4.2 Qualidade da água: pH, OD e temperatura na LAT e nos tanques no terceiro ensaio

O monitoramento das variáveis OD, temperatura e pH durante o experimento foram realizados por pelo menos 4 vezes por semana, totalizando 96 dados para cada um dos tanques e para a LAT, com exceção dos tanques 6, 7 e 8 com 79 dados, e dos tanques 9 e 18 com 57 dados, cujas quantidades foram menores devido à mortalidade da totalidade dos peixes cultivados nas respectivas unidades de criação.

Com o propósito de registrar a variabilidade das variáveis em diversos horários, foram realizadas 7 medições às 6 a.m., 13 às 7 a.m., 14 às 8 a.m., 7 às 9 a.m., 14 às 10 a.m., 11 às 11 a.m., 1 ao meio dia, 2 às 13 horas, 10 às 14 horas, 12 às 15 horas, 3 às 16 horas e 2 às 17 horas.

A Tabela 69 apresenta um resumo dos valores medidos (médias e desvio padrão) para oxigênio dissolvido, pH e temperatura na lagoa de alta taxa e nos nove tratamentos.

Tabela 69. Valores das variáveis OD, pH e temperatura medidas na LAT e nos nove tratamentos durante o terceiro ensaio

Tratamento	Oxigênio dissolvido (mg/L)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	1,81	7,74 (2,31)	17,05
T1	3,30	9,55 (4,01)	19,80
T2	2,11	9,27 (3,92)	20,39
T3	1,61	8,84 (3,48)	21,03
T4	1,97	9,13 (4,37)	22,00
T5	1,48	10,63 (4,87)	22,00
T6	1,99	10,99 (5,05)	22,00
T7	0,58	9,39 (4,72)	22,00
T8	0,52	11,50 (5,05)	22,00
T9	1,85	11,21 (5,04)	22,00

Tabela 69. Valores das variáveis OD, pH e temperatura medidas na LAT e nos nove tratamentos durante o terceiro ensaio (continuação)

Tratamento	pH		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	5,00	6,85 (0,99)	10,20
T1	5,80	8,35 (1,61)	10,90
T2	6,30	8,31 (1,42)	10,90
T3	5,50	8,16 (1,34)	11,00
T4	6,00	8,21 (1,39)	11,00
T5	6,70	8,81 (1,46)	11,10
T6	5,60	8,84 (1,44)	11,00
T7	5,90	8,14 (1,33)	10,80
T8	6,40	9,00 (1,36)	11,00
T9	6,70	8,94 (1,30)	11,00

Tratamento	Temperatura (°C)		
	Mínimo	Média (desvio padrão)	Máximo
LAT	17,90	23,85 (3,20)	31,40
T1	19,80	25,38 (3,49)	34,90
T2	19,80	25,35 (3,39)	35,00
T3	20,00	25,55 (3,46)	34,15
T4	19,80	25,15 (3,45)	34,90
T5	20,00	25,81 (3,51)	34,75
T6	20,00	25,95 (3,52)	34,60
T7	18,90	25,60 (3,49)	35,50
T8	19,90	25,83 (3,61)	34,85
T9	19,90	25,68 (3,58)	35,20

Ao analisar os valores máximos observou-se que os tanques dos três tratamentos que receberam menor TAS de nitrogênio amoniacal total foram os únicos que não registraram concentrações de saturação acima do nível máximo detectável pela sonda, provavelmente pelo fato de ter recebido menor quantidade de biomassa fitoplanctônica do efluente da lagoa de alta taxa.

Em termos gerais, os elevados valores de pH, junto às concentrações de supersaturação de OD evidenciaram os altos processos fotossintéticos registrados durante o experimento, como resultado da maior exposição da superfície do líquido à radiação solar pela substituição da tampa perfurada dos primeiros dois experimentos, pela tela plástica da presente pesquisa, condição mais próxima às condições reais de tanques para piscicultura.

Para comparar os valores das temperaturas medidas na água com as temperaturas do ar registradas ao longo dos 140 dias do experimento compreendidos entre 14/10/2017 e 01/04/2018, foram analisados os valores obtidos a partir dos reportes do INMET em

(http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo_sim.php?QTUxMA==), com dados horários de temperatura, registrados pela estação meteorológica Viçosa-A510, Código OMM: 86824 e Registro: 08 UTC. A média geral da temperatura do ar registrada no período da pesquisa foi de $22,46 \pm 3,66^{\circ}\text{C}$, e as temperaturas máxima e mínima foram respectivamente de 35,1 e $13,4^{\circ}\text{C}$.

Como complemento às informações obtidas a partir dos monitoramentos da qualidade da água, realizados a cada três semanas, ao efluente da fossa, da LAT e dos tratamentos, assim como dos monitoramentos rotineiros realizados na LAT e nos tanques de cultivo, entre março 9 e 10 de 2018 foi conduzido um monitoramento durante 24 horas consecutivas, cujos resultados estão apresentados no item a seguir.

7.3.4.3 Qualidade da água na LAT e nos tanques, monitoramento de 24 horas no terceiro ensaio

A Tabela 70 apresenta um resumo dos valores medidos (médias e desvio padrão) para OD, pH e temperatura na LAT, assim como os valores médios calculados para os tanques operados sob as diferentes TAS de nitrogênio amoniacal total, como resultado do monitoramento horário realizado por 24 horas consecutivas.

Tabela 70. Média e desvio padrão (entre parêntesis) das variáveis OD, pH e temperatura, medidos na LAT e calculados para tanques com diferentes TAS no monitoramento de 24 horas do terceiro ensaio

Tratamento	OD (mg/L)	pH	Temperatura (°C)
LAT	6,40 (1,34)	5,62 (1,32)	24,36 (2,39)
Tanques T.A.S. 1	10,82 (3,68)	6,57 (2,32)	25,92 (2,36)
Tanques T.A.S. 2	10,02 (4,93)	6,55 (2,33)	25,81 (2,46)
Tanques T.A.S. 3	13,70 (4,70)	6,72 (2,55)	26,07 (2,62)

Na Figura 53 estão apresentadas as concentrações de oxigênio dissolvido medidas na LAT, assim como as concentrações médias calculadas para os nove tratamentos.

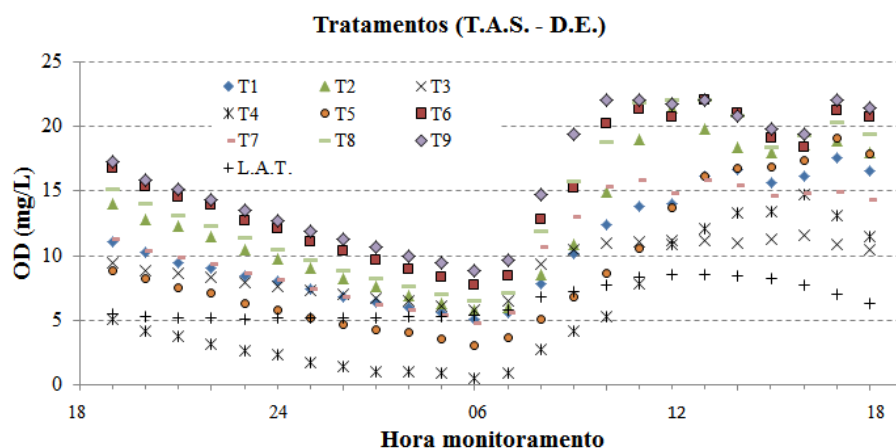


Figura 53. Variação do OD na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no terceiro ensaio.

As máximas concentrações de OD registradas na LAT e nos tanques que receberam as taxas de aplicação superficial T.A.S. 1, T.A.S. 2 e T.A.S. 3 foram respectivamente de 8,56, 15,76, 17,81 e 19,95 mg/L; as concentrações mínimas respectivas foram de 5,12, 5,53, 3,77 e 6,68 mg/L. Os dados evidenciaram uma variabilidade muito maior à observada no monitoramento de 24 horas conduzido no segundo experimento como resultado de maior radiação solar e temperaturas mais altas, em consequência, dos processos fotossintéticos mais intensos.

Com base nos dados medidos, a Figura 54 apresenta de maneira gráfica o pH medido na LAT, assim como os valores médios calculados para os nove tratamentos.

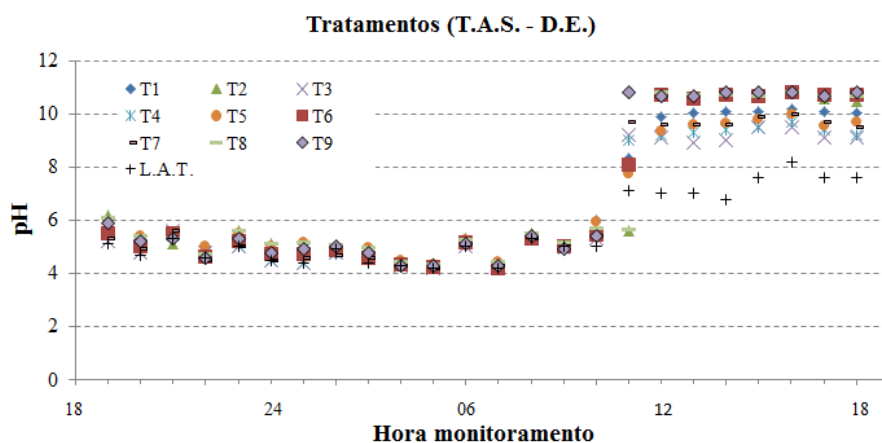


Figura 54. Variação do pH na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no terceiro ensaio.

Os máximos valores de pH medidos na LAT e nos tanques que receberam as taxas de aplicação superficial T.A.S. 1, T.A.S. 2 e T.A.S. 3 foram respectivamente de 8,20, 10,17, 10,17 e 10,53 unidades de pH; os valores mínimos respectivos foram de 4,20, 4,32, 4,28 e

4,28 unidades. Os dados coletados corroboraram a intensa e altamente variável atividade fotossintética da LAT e dos tanques durante o experimento.

Na Figura 55 estão apresentadas as temperaturas medidas na LAT, assim como as temperaturas médias calculadas a cada hora para os nove tratamentos.

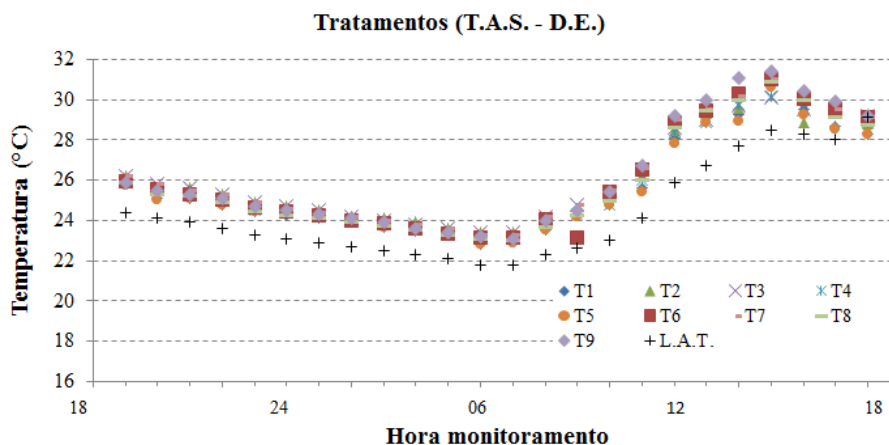


Figura 55. Variação da temperatura na LAT e nos tratamentos durante 24 horas consecutivas no terceiro ensaio.

As temperaturas máximas medidas na LAT e nos tanques que receberam as taxas T.A.S. 1, T.A.S. 2 e T.A.S. 3 foram respectivamente de 29,10, 30,67, 30,62 e 31,10°C; as temperaturas mínimas respectivas foram de 21,80, 23,20, 23,07 e 23,15°C. Com base nos dados do INMET, durante as 24 horas do monitoramento, a temperatura média do ar foi de $22,56 \pm 2,43^{\circ}\text{C}$, e as temperaturas máxima e mínima registradas durante esse tempo foram de 29,80 e 19,10°C.

7.4.4 Resultados análises qualitativa e quantitativa do fitoplâncton da LAT e dos tratamentos avaliados no terceiro ensaio

A partir da análise qualitativa do fitoplâncton coletado nas sete campanhas de amostragem foram obtidos os resultados que serão detalhados nos parágrafos a seguir.

7.4.4.1 Composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica

O levantamento taxonômico da comunidade fitoplanctônica levou a identificação de 34 táxons, distribuídos em 6 classes taxonômicas, das quais 24 pertenceram à classe Chlorophyceae, 5 à classe Euglenophyceae, 2 à classe Cyanophyceae e somente foi registrado um táxon para as classes Bacillariophyceae, Cryptophyceae e Dinophyceae. A Tabela 71 apresenta uma relação dos táxons encontrados na LAT e em cada um dos tratamentos estudados.

Tabela 71. Táxons encontrados na LAT e nos tanques dos nove tratamentos avaliados no terceiro ensaio

CLASSES Táxons	Efluente lagoa de alta taxa - Tratamento									
	LAT	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
CHLOROPHYCEAE										
<i>Chlamidomonas</i> sp.	x	x	x		x	x	x	x		
<i>Chlorella</i> sp.	x	x	x	x	x			x	x	x
<i>Chlorophyceae</i>	x				x	x				
<i>Cryptomonas</i> sp.	x									
<i>Desmodesmus armatus</i>	x	x	x	x		x	x	x		
<i>Desmodesmus communis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Desmodesmu dimorphus</i>	x		x			x	x	x	x	
<i>Desmodesmus</i> sp.	x	x		x		x		x		
<i>Desmodesmus</i> sp. 1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Desmodesmus</i> sp. 2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	x	x								
<i>Eutetramorus</i> sp.	x	x		x	x		x			x
<i>Golenkinia</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Kirchneriella</i> sp.	x	x		x		x	x		x	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>		x			x					
<i>Monoraphidium contortum</i>		x	x	x	x	x	x			
<i>Monoraphidium griffithii</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Monoraphidium minutum</i>		x	x	x				x		
<i>Oocystis borgei</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oocystis</i> sp.		x	x	x		x			x	
<i>Scenedesmus acutus</i>		x					x		x	x
<i>Scenedesmus communis</i>										x
<i>Scenedesmus ellipticus</i>			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ulothrix</i> sp.	x									
EUGLENOPHYCEAE										
<i>Euglena</i> sp.	x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Euglena</i> sp. 1	x	x		x	x	x	x		x	x
<i>Euglena</i> sp. 2		x					x		x	
<i>Phacus</i> sp.				x						
<i>Trachelomonas</i> sp.			x	x		x	x			x
CYANOPHYCEAE										
<i>Lyngbia</i> sp.	x		x	x	x		x			
<i>Synechocystis</i> sp.				x	x	x	x	x	x	x
BACILLARIOPHYCEAE										
<i>Navicula</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
CRYPTOPHYCEAE										
<i>Cryptomonas</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DINOPHYCEAE										
<i>Peridinium</i> sp.		x			x	x	x		x	x

Com base na quantidade de táxons encontrados na LAT e nos tratamentos foi calculada a abundância relativa das classes taxonômicas. A Tabela 72 apresenta o percentual de cada classe identificada.

Tabela 72. Abundância relativa (em porcentagem) de classes taxonômicas encontrados na LAT e nos tanques dos nove tratamentos avaliados no terceiro ensaio

Classes taxonômicas	Abundância relativa (%) efluente LAT - Tratamentos									
	LAT	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
Chlorophyceae	83,7	86,2	93,8	88,4	55,0	70,3	82,7	77,0	82,9	91,0
Euglenophyceae	0,8	2,7	2,5	2,7	1,2	3,1	0,7	0,3	1,7	0,9
Cyanophyceae	1,6	0,0	1,2	3,5	10,3	13,9	13,9	8,2	10,9	5,7
Bacillariophyceae	3,0	1,1	0,9	1,3	0,8	10,1	0,9	1,8	2,2	0,6
Cryptophyceae	10,9	10,0	1,7	4,2	32,3	2,6	1,6	12,7	1,8	1,8
Dinophyceae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,2	0,0	0,4	0,0

Na Figura 56a estão apresentados os percentuais das classes taxonômicas encontradas na LAT. A Figura 56b ilustra os valores percentuais médios calculados para os nove tratamentos avaliados no terceiro ensaio.

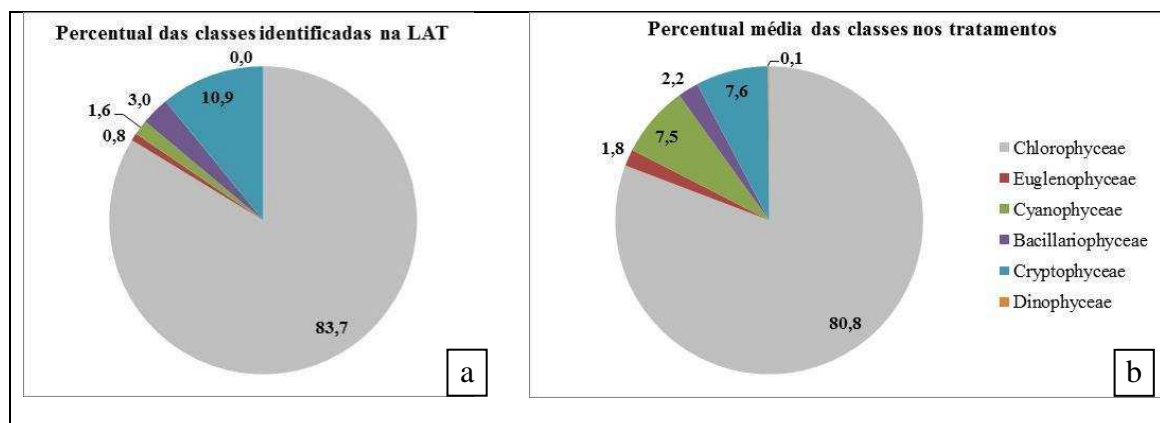


Figura 56. Percentual geral de táxons das classes fitoplanctônicas. Táxons encontrados na LAT (a), táxons encontrados nos tratamentos (b).

Observou-se que houve um predomínio de táxons pertencentes à classe Chlorophyceae tanto na LAT como nos tratamentos. Houve um leve aumento do número de táxons das classes Cyanophyceae e Euglenophyceae nos tratamentos em relação ao efluente da LAT, assim como a identificação de um táxon da classe Dinophyceae que não esteve presente na LAT. Por outro lado, para as classes Bacillariophyceae e Cryptophyceae os respectivos táxons *Navicula* sp. e *Cryptomonas* sp. estiveram presentes tanto na lagoa como nos tratamentos.

Na Tabela 73 estão apresentados os resultados da frequência de ocorrência das espécies de fitoplâncton na LAT e nos tratamentos, para cuja classificação foram considerados táxons constantes (CTE), comuns (C), raros (R), e não detectados (-).

Tabela 73. Frequência de ocorrência de táxons presentes na LAT e os tratamentos avaliados no terceiro ensaio

CLASSES Táxons	Efluente lagoa de alta taxa - Tratamento									
	LAT	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
CHLOROPHYCEAE										
<i>Chlamidomonas</i> sp.	C	R	R	-	R	C	C	R	-	-
<i>Chlorella</i> sp.	C	CTE	C	CTE	C	-	-	CTE	C	C
<i>Chlorophyceae</i>	R	-	-	-	R	C	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> sp.	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus armatus</i>	C	C	R	R	-	R	R	R	-	-
<i>Desmodesmus communis</i>	R	C	C	C	C	CTE	C	C	C	C
<i>Desmodesmu dimorphus</i>	R	-	R	-	-	R	R	R	R	-
<i>Desmodesmus</i> sp.	R	R	-	R	-	R	-	R	-	-
<i>Desmodesmus</i> sp. 1	C	C	C	C	R	C	C	C	C	C
<i>Desmodesmus</i> sp. 2	C	C	C	C	C	C	C	C	C	CTE
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	C	R	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eutetramorus</i> sp.	C	R	-	R	R	-	R	-	-	R
<i>Golenkinia</i> sp.	C	C	R	R	R	C	C	C	R	-
<i>Kirchneriella</i> sp.	C	R	-	R	-	R	R	-	C	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	-	R	-	-	C	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	-	C	R	C	C	R	R	-	-	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	C	C	C	C	C	C	C	C	C
<i>Monoraphidium minutum</i>	-	R	R	R	-	-	-	R	-	-
<i>Oocystis borgei</i>	-	R	C	C	R	C	C	R	R	R
<i>Oocystis</i> sp.	-	R	C	C	-	C	-	-	R	-
<i>Scenedesmus acutus</i>	-	C	-	-	-	-	R	-	R	C
<i>Scenedesmus communis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	R
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	-	-	C	C	C	C	C	C	C	C
<i>Ulothrix</i> sp.	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EUGLENOPHYCEAE										
<i>Euglena</i> sp.	R	R	-	-	C	C	C	R	C	R
<i>Euglena</i> sp. 1	C	C	-	C	R	C	C	-	C	R
<i>Euglena</i> sp. 2	-	R	-	-	-	-	R	-	R	-
<i>Phacus</i> sp.	-	-	-	R	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas</i> sp.	-	-	C	R	-	R	C	-	-	R
CYANOPHYCEAE										
<i>Lyngbia</i> sp.	R	-	R	R	R	-	C	-	-	-
<i>Synechocystis</i> sp.	-	-	-	R	R	R	R	R	R	R
BACILLARIOPHYCEAE										
<i>Navicula</i> sp.	CTE	C	C	C	C	C	C	C	C	C
CRYPTOPHYCEAE										
<i>Cryptomonas</i> sp.	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
DINOPHYCEAE										
<i>Peridinium</i> sp.	-	R	-	-	C	R	R	-	C	C

Unicamente os táxons *Desmodesmus* sp. 2, *Navicula* sp. e *Cryptomonas* sp. pertencentes respectivamente às classes Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Cryptophyceae estiveram presentes na LAT e nos tratamentos, bem seja na condição de táxons comuns ou constantes. Os táxons *Desmodesmus communis* e *Desmodesmus* sp. 1, da classe Chlorophyceae foram encontrados na LAT e nos tratamentos na condição de táxons comuns ou raros. O táxon *Monoraphidium griffithii* da classe Chlorophyceae não foi identificado na LAT, mas esteve presente nos 9 tratamentos como táxon comum, e o táxon *Oocystis borgei*, da classe Chlorophyceae também não foi identificado na LAT, mas esteve presente nos tratamentos como táxon comum ou raro.

A Tabela 74 apresenta o número total de táxons por classe fitoplanctônica encontrado na LAT e nos tratamentos durante o terceiro ensaio.

Tabela 74. Número total de táxons por classe fitoplanctônica encontrado na LAT e nos tanques dos nove tratamentos avaliados no terceiro ensaio

Classes taxonômicas	Número de táxons: efluente LAT - Tratamentos									
	LAT	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
Chlorophyceae	15	18	14	15	13	15	14	13	12	10
Euglenophyceae	2	3	1	3	2	3	4	1	3	3
Cyanophyceae	1	0	1	2	2	1	2	1	1	1
Bacillariophyceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cryptophyceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dinophyceae	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1

Tanto na LAT como nos tratamentos predominaram os táxons da classe Chlorophyceae, seguido dos táxons da classe Euglenophyceae. Na presente pesquisa foram identificados táxons de *Scenedesmus* em todos os tratamentos, mas não estiveram presentes na LAT, provavelmente devido ao alto TDH do líquido nos tanques de cultivo, situação que favoreceu o funcionamento dos tanques como unidade de polimento do efluente da LAT. Sin e Chiu (1987) identificaram alta presença de *Scenedesmus* em 2 lagoas de maturação, projetadas para gerar efluente 20 mg/L de DBO e 30 mg/L de SS a partir do pós-tratamento de efluentes de filtros biológicos de alta taxa ou de lodos ativados; Matheus (1989) também identificou alta presença dessa classe taxonômica em lagoas facultativas com e sem presença de peixes, assim como em uma lagoa de maturação. Edwards e Sinchumpasak (1981a) reportaram alta dominância de *Chlorella* e *Scenedesmus* em efluente de LAT, operada com TDH de 6 dias, tratando esgoto fraco com concentração média afluyente da DQO de 81 mg/L. As altas concentrações de matéria orgânica no esgoto afluyente à LAT da presente pesquisa,

com DQO média afluyente de 1064 mg/L, podem explicar a ausência de *Scenedesmus* na unidade de tratamento, que teve presença de *Chlorella* como táxon comum.

7.4.4.2 Análises quantitativas da comunidade fitoplanctônica

Na Tabela 75 estão apresentados os valores da densidade média total e o desvio padrão da comunidade fitoplanctônica, calculados a partir das 7 campanhas de coleta realizadas durante o terceiro ensaio, para a LAT e os 9 tratamentos.

Tabela 75. Valores médios e desvio padrão (entre parêntesis) da densidade fitoplanctônica total, em células/mL, calculados para a LAT e os nove tratamentos

LAT	T1	T2	T3	T4
2.794.026 (3.419.874)	1.326.415 (734.247)	1.152.356 (746.148)	1.621.221 (1.443.608)	1.351.166 (1.305.449)
T5	T6	T7	T8	T9
1.650.664 (1.258.392)	1.325.932 (617.849)	1.613.119 (829.417)	1.398.681 (1.592.391)	1.600.858 (1.275.618)

Houve uma redução entre o número de indivíduos da comunidade fitoplanctônica calculada para a LAT e a densidade determinada nos tratamentos, provavelmente devido ao consumo de fitoplâncton pelas tilápias. Na Tabela 76 estão apresentadas as densidades médias calculadas para a LAT e para os tratamentos avaliados.

Tabela 76. Densidades médias de classes taxonômicas, em células/mL, calculadas na LAT e nos tratamentos

Classes taxonômicas	LAT	T1	T2	T3	T4
Chlorophyceae	1.839.326	1.205.546	1.104.339	1.506.908	364.909
Euglenophyceae	15.300	33.193	43.820	41.400	7.495
Cyanophyceae	62.550	0	33.600	227.610	455.200
Bacillariophyceae	53.551	18.773	21.650	19.080	21.195
Cryptophyceae	2.066.530	161.797	20.060	70.605	1.937.100
Dinophyceae	0	2.060	0	0	24.945
Classes taxonômicas	T5	T6	T7	T8	T9
Chlorophyceae	820.937	1.021.490	1.316.277	1.288.664	1.501.337
Euglenophyceae	71.492	10.971	24.640	10.593	7.310
Cyanophyceae	4.236.960	617.003	711.490	635.100	501.165
Bacillariophyceae	344.597	24.427	78.850	12.475	17.600
Cryptophyceae	44.055	36.433	592.030	20.393	45.407
Dinophyceae	3.660	31.680	0	3.265	2.130

Em termos gerais, a densidade de organismos fitoplanctônicos das classes Chlorophyceae e Cryptophyceae apresentou redução entre os valores determinados na LAT e os calculados para os nove tratamentos, devido à ingestão pelos peixes. Em relação às classes Euglenophyceae, Cyanophyceae e Bacillariophyceae, em alguns casos houve um aumento da

densidade de organismos entre o efluente tratado pela LAT e o líquido dos tratamentos. Já para a classe Dinophyceae, que esteve ausente na LAT, foi identificada nos tratamentos T1, T4, T5, T6, T8 e T9.

7.4.5 Resultados da biometria final do terceiro ensaio

Na Tabela 77 estão apresentados os valores dos pesos médios calculados para os peixes dos tratamentos avaliados.

Tabela 77. Ganho de peso médio dos peixes e desvio padrão em gramas, entre parêntesis, terceiro ensaio com esgoto após 140 dias

Densidade (peixes/m ²)	Taxa de aplicação superficial (kg NAT/ha.d)		
	0,6	1,2	2,4
3	43,66 (25,65)	117,51 (*)	19,83 (*)
6	16,14 (*)	20,04 (11,17)	11,47 (6,15)
12	3,54 (*)	4,82 (0,03)	15,89 (*)

* : Não foi reportado o desvio padrão por mortalidade total em uma das repetições

Já que o ensaio foi conduzido por um período de 140 dias, os ganhos de peso por dia, nos tratamentos com TAS 0,6 kg NAT/ha.d, variaram entre 0,03 e 0,31 g/d; nos tratamentos com TAS 1,2 kg NAT/ha.d variaram entre 0,03 e 0,84 g/d, e nos tratamentos com TAS 2,4 kg NAT/ha.d variaram entre 0,08 e 0,14 g/d, apresentando os melhores resultados para os tratamentos com DE de 3 peixes/m². O máximo ganho de peso obtido no experimento foi maior aos valores reportados por: (a) Meadows (1983), de até 0,31 g/d na criação de tilápia em gaiolas dentro de lagoas facultativas secundárias e de maturação; (b) Freitas (2006) e Souza (2007), respectivamente de 0,26 e 0,10 g/d no cultivo de tilápia em tanques recebendo efluente de lagoas de maturação; (c) Monteiro *et al.* (2011), de 0,47 e 0,65 g/d respectivamente na criação de tilápia em tanques recebendo efluente de lagoa de maturação sem e com aeração *air-lift*; (d) Balasubramanian *et al.* (1995), da ordem de 0,41 g/d na criação de tilápia em policultivo em tanques recebendo efluente de um sistema de lagoas de estabilização em série. Por outro lado, o melhor ganho de peso obtido foi inferior ao registrado por autores como: (a) Sin e Chiu (1987), de até 1,57 g/d no cultivo de tilápia em lagoas de maturação; (b) Buras *et al.* (1987), de 1,6 g/d na criação de tilápia em policultivo em tanques cheios com água de chuva, efluente de aeração estendida e efluente de produção de algas, com reposição de perdas por evaporação com efluente de aeração estendida; e (c) Santos *et al.* (2008 e 2009) e Mota *et al.* (2009a), da ordem de 1,74 g/d para tilápia criada em tanques recebendo em batelada efluente de lagoa de maturação.

Foi observada correlação negativa fraca entre o ganho de peso e o OD ($r = -0,381$), assim como entre o pH e o crescimento ($r = -0,379$). Houve correlação desprezível entre o ganho de peso e as concentrações de clorofila-*a* ($r = 0,021$). Segundo Wang *et al.* (2009), as dinâmicas mudanças nas concentrações do OD podem aumentar a taxa metabólica dos peixes, e reduzir a quantidade de energia disponível para crescimento. Este efeito poderia ser explicado pelos dados da Tabela 69, na qual pode ser observado que os tratamentos com as mais altas concentrações de OD também apresentaram os maiores valores de desvio padrão, o que sugere variabilidade mais drástica dos teores do gás. A elevada atividade fotossintética dos tanques fez com que, além de apresentar altos teores de OD, também elevou o pH, fazendo com que uma fração cada vez maior do NAT assumisse a forma não ionizada, aumentando o efeito tóxico nos peixes, inibido o aproveitamento do alimento natural e limitando o ganho de peso, segundo foi relatado por El-Sherif e El-Feky (2008).

As análises de correlação entre o ganho de peso e as densidades de organismos fitoplanctônico com as diferentes classes taxonômicas identificadas nos tratamentos reportaram respectivamente os coeficientes de correlação de Pearson: $r = -0,780$ para Chlorophyceae, $r = -0,267$ para Euglenophyceae, $r = -0,098$ para Cyanophyceae, $r = -0,097$ para Bacillariophyceae, $r = 0,930$ para Cryptophyceae, e $r = 0,416$ para Dinophyceae. A alta correlação positiva apresentada pelo ganho de peso e a densidade de organismos da classe Cryptophyceae pode ser explicada pela alta concentração de indivíduos registrada no tratamento 4 (1.937.100 cél/mL), que por sua vez foi o tratamento onde aconteceu o maior ganho de peso. Embora em todos os tratamentos tenha sido observado o predomínio de organismos da classe Chlorophyceae, foi o tratamento 4 que registrou a menor concentração onde (364.909 cél/mL), o que sugere o elevado consumo pelos peixes. Sousa (2007) ao analisar o fitoplâncton na água, assim como no conteúdo do estômago, do intestino e das fezes de alevinos de tilápia, cultivados em efluentes de lagoas de polimento, relatou alta densidade no próprio ambiente, e alta ingestão das células. De acordo com Micha *et al.* (1996), em estudo realizado no Lago Muhazi, Ruanda, ao analisar o fitoplâncton do lago e no estomago de *Oreochromis niloticus*, encontraram poucas diferenças em termos de gênero e espécie do fitoplâncton nas diferentes estações e locais do lago, mas identificaram que as tilápias se alimentaram principalmente de cianobactérias filamentosas e raramente de diatomáceas e algas verdes, concluindo que o fitoplâncton do lago é consumido de maneira seletiva pelos peixes e que a maior parte da produção de algas não é consumida.

Os resultados da ANOVA, a partir das análises do ganho de peso registrado no ensaio, montado com 9 tratamentos e 2 repetições no DIC, estão apresentados a seguir na Tabela 78.

Tabela 78. Análise de variância biometria final do terceiro ensaio após 140 dias

	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrado médio	F calculado	P-valor
Taxa de aplicação (TAS)	2	791	395,6	1,929	0,2591
Densidade estocagem (DE)	2	6195	3097,7	15,105	0,0137 *
TAS : DE	4	4141	1035,2	5,048	0,0730 .
Resíduos	4	820	205,1		

Significância do teste F: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Não houve interação significativa entre os fatores TAS x DE (p-valor > 0,05). Não foram significativos os efeitos simples da TAS no ganho de peso dos peixes (p-valor > 0,05); no entanto, foram altamente significativos os efeitos simples do DE. Na Tabela 79 estão apresentados os valores médios, assim como os limites inferior e superior dos intervalos de confiança calculados pelo teste de Tukey para os tratamentos correspondentes às DE 3, 6 e 12 peixes/m².

Tabela 79. Valores médios e limites dos intervalos de confiança na análise simples do fator densidade de estocagem

Densidades (peixes/m²)	Peso (gramas)		
	Média	Limite inferior	Limite superior
3	60,331667	39,375900	81,28743
6	15,885000	-2,858407	34,62841
12	8,083333	-12,872433	29,03910

Observou-se que houve diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos com DE de 3 e 6 peixes/m² (P < 0,05), assim como entre os tratamentos com DE de 3 e 12 peixes/m² (P < 0,05); por outro lado, os pesos médios dos peixes com DE de 6 e 12 peixes/m² foram iguais (P > 0,05). Com base nestes resultados, e a partir dos valores da Tabela 77, é possível concluir que os melhores ganhos de peso foram obtidos para a DE de 3 peixes/m², possivelmente alcançando a capacidade de suporte do tanque. Adicionalmente é possível concluir que dentro dessa DE, o tratamento que reportou o melhor ganho de peso, de 0,84 g/d, foi obtido para a TAS de 1,2 kg NAT/ha.d.

A DE que apresentou os melhores resultados é similar à reportada por Kund-Hansen e Lin (1996), que durante 149 dias avaliaram diferentes DE na criação de *Oreochromis niloticus* revertidos, com peso inicial médio de 10 g, em tanques de terra de 280 m² adubados com esterco de frango, ureia e superfosfato. As DE avaliadas foram de 0,6, 1,2 e 2,4 peixes/m², as taxas líquidas de crescimento extrapoladas foram respectivamente de 14,2, 19,2

e 25,7 kg/ha.d para sobrevivência média de 86,4%, variando entre 75,9 e 94,1%. Os autores concluíram que as maiores taxas de produção anuais podem ser obtidas para a DE de 2,4 peixes/m².

7.4.6 Resultados da mortalidade acumulada no terceiro ensaio

Na Tabela 80 estão apresentados os valores acumulados de mortalidade de peixes para os tratamentos avaliados.

Tabela 80. Mortalidade acumulada (em percentagem) no terceiro ensaio com esgoto

Densidade (peixes/m ²)	Taxa de aplicação superficial (kg NAT/ha.d)		
	0,6	1,2	2,4
3	25,0	75,0	50,0
6	50,0	12,5	0,0
12	75,0	18,75	87,5

Não foi observada uma tendência específica da mortalidade dos peixes em função dos níveis de taxa de aplicação superficial do NAT, nem da DE, pois boa parte das mortalidades apresentou-se de maneira massiva, como resultado de eventos específicos associados às características meteorológicas, como será discutido nos parágrafos seguintes.

Após 7 semanas do início do experimento, no município de Viçosa choveu de maneira intensa durante aproximadamente 30 horas consecutivas. Observou-se que, desde o início da precipitação, a ação mecânica das gotas de água rompeu uma camada grossa de fitoplâncton que tinha se formado nove dias antes no tanque 18 (Tratamento 7: TAS3 – D1), assim como uma incipiente camada que se formou dois dias antes no tanque 9 (Tratamento 4: TAS2 – D1). No dia 02 de dezembro foi registrada a morte dos dois peixes do tanque 18, e um dia depois a do peixe que ainda sobrava no tanque 9; tais mortalidades provavelmente foram produzidas por baixas concentrações de OD, devido ao consumo do gás para degradação do material fitoplanctônico sedimentado, assim como à queda nos processos fotossintéticos pela grande presença de nuvens. A Figura 57a apresenta uma fotografia do início da formação de uma camada de fitoplâncton em um dos tanques de cultivo do tratamento 3, e a Figura 57b ilustra uma fotografia do mesmo tanque no terceiro dia de formação da camada.

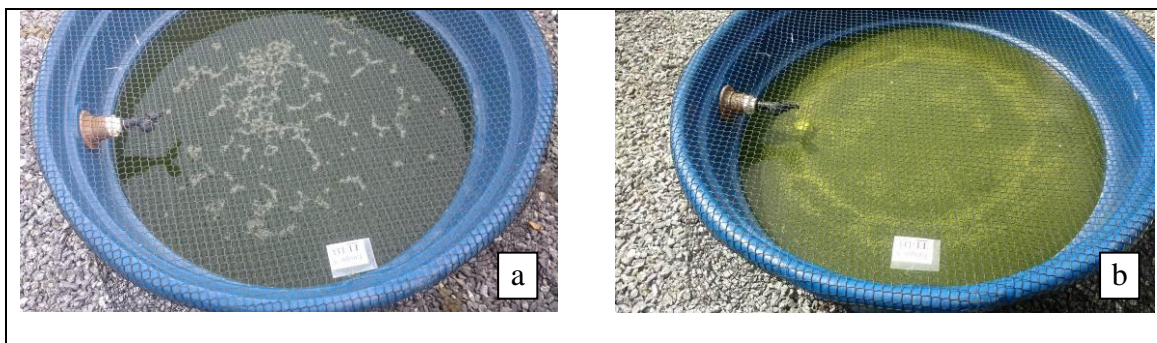


Figura 57. Formação de uma camada de fitoplâncton no tratamento T3. Imagem do primeiro dia (a), imagem do terceiro dia (b).

Situação similar à mortalidade do tanque 18, acima comentada, aconteceu no tanque 7 (Tratamento 2: TAS1 – D2) o dia 8 de fevereiro de 2018, após um período de aproximadamente 48 horas contínuas de chuva que quebrou uma camada grossa de material fitoplanctônico que tinha se formado durante os três dias que antecederam o início das precipitações.

Os *blooms* de algas podem ser muito fugazes ou podem permanecer por vários dias com consequências prejudiciais para os peixes, como baixo crescimento e até mortalidade massiva, devido à deterioração na qualidade da água, principalmente pela depleção do oxigênio (PADMAVATHI e DURGA, 2007). Segundo Bailly (1978) e Bailly (1979) apud Edwards (1985), foi registrada mortalidade massiva de peixes na França em dois tanques recebendo efluentes de uma série de lagoas de estabilização, sendo o fenômeno atribuído à queda nos teores do OD após o colapso de um *bloom* de algas.

A elevada variabilidade diária no OD, pH e temperatura pode ter gerado efeitos que aumentaram a toxicidade da amônia levando à morte de alguns peixes, como relatado por Sprague (1970). A suscetibilidade dos peixes de água doce à amônia é maior para altas temperaturas, segundo relatado por Barbieri e Bondioli (2015) que realizaram estudos com Pacú (*Piaractus mesopotamicus*), nos quais o aumento da temperatura de 15 para 25°C fez aumentar a suscetibilidade em 21,8, 9,5, 31,9 e 30,97%, após 24, 48, 72 e 96 h de exposição. Situação similar foi relatada para peixes marinhos, segundo foi observado nos estudos que Kir *et al.* (2016) conduziram com corvina (*Argyrosomus regius*) para temperaturas de 18, 22 e 26°C, nos quais as CL50 para 96 h aumentaram em 30% para 22°C, e em 56% para temperatura de 26°C, em relação à calculada para 18°C.

Segundo El Sayed (2006), as tilápias toleram amplas faixas de valores de pH. Este autor afirmou que a *Tilapia congica* consegue viver em ambientes muito ácidos, com pH variando entre 4,5 e 5,0 no lago Tumba no Zaire, enquanto Coe (1966) reportou que a *Tilapia*

grahami vive no ambiente extremo do lago Magadi na Quênia, com valores de pH de até 10,5 e temperaturas de até 43°C, situação que de acordo com Randall *et al.* (1989) é devido à capacidade de realizar as excreções dos resíduos nitrogenados exclusivamente na forma de ureia e não principalmente na forma de amônia, como acontece na grande maioria de peixes de água doce. Experimentos conduzidos por Reite *et al.* (1974) em *Tilapia grahami* evidenciaram a resistência deste peixe por pelo menos 24 h para valores de pH entre 5 e 11 e temperaturas entre 16 e 40°C. Wangead *et al.* (1988), avaliaram a sobrevivência de *Oreochromis niloticus* criados por 60 dias sob condições de pH de 4 e 5, e reportaram para alevinos de 1 g respectivamente sobrevivências de 57,8 e 82,2%; e para adultos de 45,4 g, expostos aos mesmos valores de pH por 70 dias reportaram sobrevivências de 86,6 e 100%.

De acordo com Bergman *et al.* (2010), a *Tilapia grahami* além de viver em condições extremas de altos pH e temperatura do lago Magadi, tem conseguido se adaptar às drásticas variações dos níveis de OD, com hiperoxia diurna e hipóxia noturna como resultado da alta capacidade de difusão do OD pelas brânquias, da adaptação metabólica aos ciclos diários de temperaturas e do OD, assim como de uma respiração facultativa.

Fukusho (1968) utilizou alevinos de sete espécies de tilápia *T. zillii*, *T. sparmanni*, *T. galilaea*, *T. mossambica*, *T. macrochir*, *T. nilotica*, e *T. macrocephala*, para avaliar a resposta dos peixes para diferentes níveis de temperatura da água. O melhor desempenho das espécies foi categorizado em quatro grupos a seguir: 24°C *T. sparmanni*, 28°C *T. zillii*, *T. macrochir* e *T. macrocephala*, 28-32°C *T. nilótica*, 32°C *T. galilaea* e *T. mossambica*. Em termos da ordem de tolerância às baixas temperaturas, *T. sparmanni* foi a de maior resistência nos ensaios com temperaturas de 1, 5 e 10°C, seguida da *T. mossambica* e da *T. nilótica*, cuja letalidade apresentou-se antes de 12 horas de exposição às três temperaturas; na tolerância a altas temperaturas, a ordem foi inversa nos ensaios com temperaturas de 35, 40 e 45°C com letalidade para 40°C antes de 1 hora de exposição.

De acordo com Chevriski (1982), a tilápia tolera baixas concentrações de OD, da ordem de 1,0 mg/L, mas a partir desse valor pode depender do oxigênio atmosférico. Para concentrações abaixo de 25% da saturação diminui o crescimento, e a mortalidade dos peixes acontece para níveis de OD abaixo dos 20% durante períodos de 2 a 3 dias consecutivos.

Parte das mortalidades registradas no terceiro experimento pode ter sido devida à falta de oxigênio durante a madrugada, como pode ser observado na Figura 50. Baixos teores de OD também se apresentaram por vários dias, como resultado da pouca radiação solar durante a época das chuvas mais intensas do verão de 2017 ou pela limitada passagem da radiação

solar através da coluna do líquido devido ao desenvolvimento de camadas espessas de fitoplâncton na superfície dos tanques. Dabrowski *et al.* (2012) conduziram pesquisas com juvenis de carpa comum, carpa koi, peixe-gato-cabeçudo-castanho e truta arco-íris, para avaliar os efeitos na toxicidade da amônia pela exposição dos peixes a concentrações sub-letais da amônia entre 0,3 e 0,7 mg/L de NH₃ e dos níveis 2,5-3,5; 4,5-5,5 e 7,5-8,5 mg/L de OD, os autores reportaram o aumento de até 30% na toxicidade do NH₃ para os mais baixos níveis de OD na água. Os efeitos aditivos de baixas concentrações de OD e altos teores de NH₃ também foram reportados por Sargent e Galat (2002).

Pode-se concluir que as mortalidades registradas na presente pesquisa foram resultado de variações drásticas das variáveis de qualidade da água OD, pH, amônia e temperatura, e que casos específicos associados ao colapso de camadas de fitoplâncton produziram mortalidade massivas, que na prática podem ser evitadas por meio do controle da espessura e disposição da camada de biomassa planctônica por meio da sua remoção ou deslocamento para locais específicos das unidades de criação, como relatado por Sarkar *et al.* (2009), no preparo dos “bheries” em Calcutá do Este.

7.4.7 Cálculo da produtividade estimada

Para estimar a produtividade esperada em tanques para criação de tilápia GIFT em tanques recebendo esgoto doméstico, tratado por meio de fossa séptica e LAT, foram adotados os resultados do melhor ganho de peso registrado na presente pesquisa, considerado a densidade de estocagem que apresentou o melhor crescimento dos peixes, assim como a respectiva mortalidade média. O cálculo foi realizado com base na Equação 8.

$$\text{Prod.} = \left(\frac{\text{P.I.} + (\text{G.P.} * \text{t})}{1000} \right) * (\text{D.E.} * (1 - \text{M}/100) * \text{fc}) \quad [8]$$

Na qual:

Prod. : Produtividade esperada (kg/ha.ano)

P.I. : Peso inicial dos peixes (g)

G.P. : Ganho de peso esperado por unidade de tempo (g/d)

t : Tempo de cultivo dos peixes (d)

D.E. : Densidade de estocagem praticada (peixes/m²)

M : Mortalidade média estimada (%)

fc : fator de conversão de m² a hectares = 10000

O valor do melhor ganho de peso de 0,84 g/d foi o registrado para a DE de 3 peixes/m² e TAS do nitrogênio amoniacal total de 1,2 kg NAT/ha.d, tratamento 4 (TAS2 – DE1).

Considerando que um dos tanques do tratamento 4 apresentou mortalidade total devido à camada grossa de fitoplâncton, e que em termos práticos, é factível evitar mortalidades massivas pelo controle das camadas da biomassa algal, foi estimada a mortalidade média de 43%, como resultado do cálculo da mortalidade média entre os valores dos tratamentos com DE 3 peixes/m², dos 50%, e dos tratamentos com TAS 2, dos 35,4%.

A partir dos valores acima comentados, e considerando um tempo de cultivo de 6 meses/ano, representados pelo período em países tropicais com temperaturas quentes, favoráveis ao crescimento dos peixes, para o cultivo de tilápias GIFT, com peso médio inicial de 5 g, a produtividade esperável é da ordem de 2671 kg/ha.ano.

Para comunidades de clima quente, localizadas em regiões de clima equatorial com temperaturas altas durante os 12 meses do ano, a produtividade para um peso comercial da ordem das 156 g poderia chegar às 5,34 ton/ha.a, valor que pode ser ainda maior em função da diminuição da mortalidade, como resultado da adequada operação do sistema de tratamento e dos tanques de cultivo.

A produtividade anual calculada foi menor aos valores extrapolados por Edwards e Sinchumpasak (1981b), para criação de tilápia em efluente tratado por LAT, mas vale salientar que tais autores trataram esgoto muito fraco, que não se enquadra nas concentrações típicas de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e amônia do esgoto doméstico comum. A produtividade estimada também foi inferior à registrada por autores como: (a) Santos *et al.* (2008) e Mota *et al.* (2009b), de até 6,2 ton/ha.a para tilápia criada em tanques recebendo em batelada efluente de lagoa de maturação; (b) Das (1995), de 9,35 ton/ha.a na criação de tilápia em tanque recebendo efluente de ETE diluído com água limpa 1:3 e trocas de 10% do volume por dia; (c) Idder *et al.* (2012), de 5,7 ton/ha.a no cultivo de tilápia em tanque recebendo efluente de uma série de 3 lagoas de estabilização

O valor da produtividade estimada nesta pesquisa foi compatível com o reportado por: (a) León e Moscoso (1996), da ordem de 5,54 ton/ha.a, para cultivo de tilápia com peso inicial de 50 g durante 6 meses/ano em efluente de lagoas terciárias; (b) Shereif *et al.* (1995), de 5 a 7 ton/ha.a, para cultivo de *Oreochromis niloticus* e *Mugil sehli* em tanques recebendo efluente de lagoas de maturação; (c) Jana (1998), de até 5,7 ton/ha.a para policultivo de 9 espécies de peixes em tanques recebendo efluente de um sistema de tratamento constituído por lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e canal de macrófitas; (d) Bastos *et al.* (2003), de 3,9 ton/ha.safra no cultivo de tilápia em tanques recebendo efluente de um sistema de tratamento conformado por UASB e três lagoas em série; (e) Pereira (2004) e Pereira e Lapolli (2009), de até 3,94

ton/ha.safra, na criação de tilápia em tanques *raceway* com aeração *airlift* recebendo efluente de lagoas facultativas.

A produtividade estimada nesta pesquisa foi maior aos valores reportados por: (a) Sin e Chiu (1987), de até 1,08 ton/ha.a no cultivo de tilápia em lagoas de maturação; (b) Wrigley (1988), de até 3 ton/ha na criação de tilápia em policultivo dentro de tanques de oxidação operados em série, recebendo em batelada esgoto após sedimentação primária; (c) Silva *et al.* (2000), de até 1,71 ton/ha.a no cultivo de tilápia em lagoas de maturação; (d) Abdul-Rahaman *et al.* (2012), de até 0,27 ton/ha.a em hapas submersas em lagoas facultativas e lagoas aeróbias; (e) Ruas e Dornelas (2006), de 0,096 ton/ha.a no cultivo de tilápia em tanques recebendo efluente de um sistema de tratamento conformado por UASB e três lagoas em série.

Uma estratégia para garantir maior ganho de peso nas tilápias e aumentar a rentabilidade da criação semi-intensiva dos peixes consiste no fornecimento de alimento suplementar, que de acordo com Bunting, Pretty e Edwards (2010) é principalmente usada em etapas avançadas de desenvolvimento para manter altas taxas de crescimento em peixes com pesos individuais da ordem das 100 g, pois o alimento natural é insuficiente para que peixes continuem crescendo e aumentando de peso. Embora seja uma opção viável, o fornecimento de ração aumentaria os custos da produção e iria contra o princípio da simplicidade e sustentabilidade do alimento dos tanques para criação de tilápia unicamente baseada no esgoto tratado.

7.4.8 Avaliação comparativa de repetições de tanques do mesmo tratamento com e sem peixes

Uma semana depois de registrar a mortalidade total dos peixes nos tanques 9 e 18 (tratamentos 4 e 7 respectivamente) observou-se a presença de larvas de mosquito. Antes do esvaziado de tais unidades de cultivo foram coletadas amostras do líquido e transportadas para o Departamento de Biologia Geral da UFV, onde o professor Gustavo Ferreira Martins registrou em quase a totalidade dos casos larvas de diferentes tamanhos e pupas de *Culex quinquefasciatus*, além de dois indivíduos de Anopheles, cuja espécie não foi possível identificar.

Durante o terceiro ensaio, uma das repetições dos tratamentos 2, 3, 4, 7 e 9 registrou mortalidade total dos peixes. Os últimos peixes dos tanques 6 e 8 (tratamentos 9 e 3 respectivamente) morreram no dia 29 de janeiro, e os do tanque 7 (tratamento 2) o 7 de fevereiro, após um período de mais de 18 horas de chuva contínua.

Para os tratamentos 2, 3 e 9 decidiu-se fazer uma análise comparativa de sólidos totais e suspensos, da DQO e da quantidade de larvas e pupas nos tanques dos tratamentos com e sem peixes, para desta maneira determinar se houve alguma diferença na qualidade do líquido entre as duas condições. As coletas e análises foram realizadas o dia 13 do mesmo mês, isto é 15 e 6 dias após a ausência de peixes, mas com os tanques ainda recebendo o esgoto efluente da LAT.

A Tabela 81 apresenta as concentrações médias de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) calculadas para os tanques estudados.

Tabela 81. Concentração de sólidos totais nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9 com e sem peixes

Tratamento	Tanques	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)
Tratamento 2	7 - Sem peixe	0,3193	0,1617	0,1577
Tratamento 2	3 - Com peixe	0,3780	0,1753	0,2027
Tratamento 3	8 - Sem peixe	0,3790	0,1567	0,2223
Tratamento 3	16 - Com peixe	0,2483	0,1327	0,1157
Tratamento 9	6 - Sem peixe	0,3783	0,2153	0,1630
Tratamento 9	10 - Com peixe	0,4797	0,2313	0,2483

A partir dos dados da tabela anterior, não foi observada tendência específica em relação às concentrações dos sólidos totais para tanques com ou sem peixes, nem para os tratamentos associados às TAS.

Na Tabela 82 estão apresentados os valores das concentrações médias de sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV), calculadas para os tanques estudados.

Tabela 82. Concentração de sólidos suspensos nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9 com e sem peixes

Tratamento	Tanques	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)
Tratamento 2	7 - Sem peixe	0,1422	0,0067	0,1356
Tratamento 2	3 - Com peixe	0,0920	0,0110	0,0810
Tratamento 3	8 - Sem peixe	0,1542	0,0087	0,1454
Tratamento 3	16 - Com peixe	0,0713	0,0010	0,0703
Tratamento 9	6 - Sem peixe	0,1068	0,0087	0,0981
Tratamento 9	10 - Com peixe	0,0720	0,0070	0,0650

Nas análises de sólidos suspensos dos três tratamentos observou-se que nos tanques com peixes as concentrações de SST foram 35,3, 53,8 e 32,6% menores que as medidas nos tanques sem peixes, e que as de SSV dos tanques com peixes foram 48,3, 51,6 e 33,7% menores que as dos tanques sem tilápias. Na Tabela 83 estão apresentadas as concentrações de DQO medidas nas amostras dos tanques estudados.

Tabela 83. Concentração da DQO nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9 com e sem peixes

Tratamento	Tanques	DQO (mg/L)
Tratamento 2	7 - Sem peixe	190,35
Tratamento 2	3 - Com peixe	145,95
Tratamento 3	8 - Sem peixe	266,47
Tratamento 3	16 - Com peixe	120,58
Tratamento 9	6 - Sem peixe	175,13
Tratamento 9	10 - Com peixe	135,80

As concentrações da DQO foram 23,3, 54,7 e 22,5% menores nos tanques com peixes, em relação às medidas nos tanques sem peixes, para os tratamentos 2, 3 e 9 respectivamente. Esse fato conserva relação com as menores concentrações de SSV nos tanques com peixes dos mesmos tratamentos.

A seguir, na Tabela 84 estão apresentados os valores da contagem de larvas e pupas de mosquitos nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9, os quais foram quantificadas a partir das análises em amostras de 2 L.

Tabela 84. Número de larvas e pupas contabilizadas nos tanques dos tratamentos 2, 3 e 9 com e sem peixes

Tratamento	Tanques	Número de organismos / 2 Litros			
		Larvas pequenas	Larvas médias	Larvas grandes	Pupas
Tratamento 2	7 - Sem peixe	181	42	7	28
Tratamento 2	3 - Com peixe	0	0	0	0
Tratamento 3	8 - Sem peixe	121	76	9	37
Tratamento 3	16 - Com peixe	0	0	0	0
Tratamento 9	6 - Sem peixe	14	13	10	26
Tratamento 9	10 - Com peixe	0	0	0	0

Os dados registrados indicaram a presença de uma elevada quantidade de larvas de mosquito em diversas fases de crescimento, assim como um alto número de pupas nos três tanques sem peixes. A quantidade total dos organismos foi similar para os tanques dos tratamentos que receberam a menor taxa de aplicação superficial (0,60 kg NAT/ha.d): 258 organismos para o tanque 7, do tratamento 2, e 243 organismos no tanque 8, do tratamento 3, embora os tanques tenham ficado sem peixes com uma diferença de nove dias. Por outro lado, para o tanque 6, do tratamento 9, o número total foi de 63 organismos. Esses resultados sugerem que quanto maior a carga orgânica e nitrogenada disposta nos tanques, menor é a quantidade de larvas e pupas de mosquito.

As larvas de mosquito em unidades de tratamento de esgoto e a eventual proliferação de insetos é um dos problemas de lagoas de estabilização (VON SPERLING, 2007), que

muitas vezes têm produzido desconforto, polêmica e rejeição pelas comunidades. Assim, a presença de peixes em unidades tais como lagoas facultativas, de maturação ou de polimento evita esse tipo de problemas.

Os resultados obtidos sugerem que a presença dos peixes contribuiu no melhoramento da qualidade do esgoto tratado, ao reduzir os teores de sólidos suspensos totais e voláteis, assim como as concentrações de matéria orgânica, situações já relatadas por Reed *et al.* (1979) e Matheus (1986), e ao impedir a presença de larvas e pupas de mosquito.

7.5 Conclusões

Nos três experimentos em escala piloto para cultivo de tilápia da linhagem GIFT em tanques recebendo, em fluxo contínuo, efluente de LAT, o máximo ganho de peso registrado foi de 0,84 g/d, para taxa de aplicação superficial 1,2 kg NAT/ha.d e densidade de estocagem de 3 peixes/m².

Os tanques de cultivo recebendo o esgoto tratado funcionaram como unidades de polimento, com as maiores eficiências acumuladas nos tratamentos com taxa de aplicação superficial da amônia de 0,6 kg NAT/ha., pelo alto tempo de detenção hidráulica, da ordem de 55d. As máximas eficiências de remoção pelo sistema LAT - tanques de cultivo foram: para nitrogênio total Kjeldhal 94,3%; para nitrogênio amoniacal 97,3%; para fósforo total 68,83%; para DQO 88,3%; para *E. coli* 99,98%.

A produtividade estimada para cultivo de tilápias GIFT com peso médio inicial de 5 g, com ganho de peso de 0,84 g/d; mortalidade média de 43%, para um tempo de cultivo de 6 meses/ano é de 2671 kg/ha.ano. Para regiões de clima equatorial, espera-se uma produtividade da ordem de 5,34 ton/ha.a.

Houve predomínio de táxons pertencentes à classe Chlorophyceae tanto na LAT como nos tratamentos, assim como aumento no número de táxons das classes Cyanophyceae e Euglenophyceae nos tratamentos em relação ao efluente da LAT. Houve redução na densidade fitoplanctônica nos tratamentos em relação à calculada para a LAT, devido ao consumo de fitoplâncton pelas tilápias.

Ao comparar tanques dos mesmos tratamentos com e sem peixes observou-se que os tanques com tilápias não apresentavam larvas nem pupas de mosquito, enquanto os tanques sem peixes registraram até 129 organismos/L. As concentrações de DQO, SST e SSV nos tanques com tilápias foram respectivamente 54,7, 53,8 e 51,6% menores do que as medidas nos tanques sem peixes.

A implantação de unidades para piscicultura melhora a qualidade do efluente final devido à contribuição da atividade dos peixes no consumo de matéria orgânica, no controle de biomassa algal pela alimentação, na ressuspensão de material fotossinteticamente ativo, na promoção de mistura e agitação da água, condições que junto com o aumento do tempo de detenção do líquido fazem com que os tanques trabalhem como unidades de polimento.

Recomenda-se a avaliação do cultivo de tilápia em tanques escavados recebendo efluentes de lagoa de alta taxa tratando esgoto doméstico, pois ao corroborar os valores de produtividade, assim como as eficiências de remoção dos poluentes será possível a implantação desse tipo de sistemas em escala real, situação que pode contribuir na solução de sensíveis problemas de saneamento, falta de alimento, baixa renda e falta de fontes de emprego em comunidades carentes.

CONCLUSÕES GERAIS

Nos ensaios de toxicidade aguda de 96 horas observou-se que alevinos de tilápia da linhagem GIFT de menor tamanho foram mais suscetíveis aos efeitos tóxicos de NH_3 , com mortalidade acima de 60% para a concentração inicial de 5,0 mg/L. Os resultados obtidos sugerem que a tilápia GIFT é uma linhagem com alta tolerância aos efeitos tóxicos de NH_3 . Com base na CL_{50} calculada pelo método Probit, a máxima concentração de NH_3 recomendável para criação segura de alevinos de tilápia, com peso de 0,5 g, ou maiores, é de 0,48 mg NH_3/L .

Três ensaios de toxicidade crônica foram realizados para avaliar o efeito das concentrações 0,50, 0,89 e 1,58 mg/L de NH_3 em alevinos de tilápia da linhagem GIFT, com peso médio inicial de 2,60 g e densidades de estocagem 33, 66 e 132 peixes/ m^3 . Os resultados obtidos sugerem que a tilápia GIFT pode ser criada em ambientes com concentrações de até 0,89 mg NH_3/L , em densidades de estocagem de até 132 peixes/ m^3 , sem comprometer a sobrevivência dos peixes, com ganhos de peso de 0,75 g/d, mas espera-se que o ganho de peso diário seja entre 30 e 41% menor ao reportado para condições de cultivo ótimas.

Nos três experimentos em escala piloto para cultivo de tilápia GIFT em tanques recebendo, em fluxo contínuo, efluente de lagoa de alta taxa (LAT), o máximo ganho de peso registrado, para condições de cultivo no verão e primavera, foi de 0,84 g/d, no tratamento com taxa de aplicação superficial da amônia de 1,2 kg NAT/ha.d e densidade de estocagem de 3 peixes/ m^2 .

Os tanques de cultivo recebendo o esgoto tratado funcionaram como unidades de polimento, com as maiores eficiências registradas nos tratamentos com taxa de aplicação superficial de 0,6 kg NAT/ha, devido ao alto tempo de detenção hidráulica, da ordem de 55 d.

A produtividade estimada para cultivo de tilápias GIFT com peso médio inicial de 5 g, com ganho de peso de 0,84 g/d; mortalidade média de 43%, para um tempo de cultivo de 6 meses/ano é de 2671 kg/ha.ano. Para regiões de clima equatorial, espera-se uma produtividade da ordem de 5,34 ton/ha.a.

Houve predomínio de táxons pertencentes à classe Chlorophyceae tanto na LAT como nos tratamentos, assim como aumento no número de táxons das classes Cyanophyceae e Euglenophyceae nos tratamentos em relação ao efluente da LAT. Houve redução na densidade fitoplanctônica nos tratamentos em relação à calculada para a LAT, devido ao consumo de fitoplâncton pelas tilápias.

Ao comparar tanques dos mesmos tratamentos com e sem peixes observou-se que os tanques com tilápias não apresentavam larvas nem pupas de mosquito, enquanto os tanques sem peixes registraram altas densidades de organismos. Além disso, as concentrações de DQO, SST e SSV nos tanques com tilápias foram menores do que as medidas nos tanques sem peixes.

A implantação de tanques para cultivo de tilápia GIFT recebendo efluentes tratados por LAT é altamente recomendável, pois são alternativas para: (a) produção de proteína de origem animal para consumo humano, gerando fontes de alimento, trabalho e renda; (b) melhorar a qualidade do esgoto tratado, pois funcionam como unidades de polimento para aumentar a remoção de nutrientes e matéria orgânica; (c) evitam a proliferação de mosquitos e de insetos e removem frações adicionais de matéria orgânica e sólidos em suspensão; (d) possibilitam a aproximação da qualidade do efluente para uso em fertirrigação pela inativação de microrganismos.

8. BIBLIOGRAFIA

- ABBAS, H. H. Acute toxicity of ammonia to common carp fingerlings (*Cyprinus carpio*) at different pH levels. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 9, n. 12. p. 2215-2221, 2006.
- ABDALLA, A. A. F.; MCNABB, C. D.; BATTERSON, T. R. Ammonia dynamics in fertilized fish ponds stocked with Nile Tilapia. **The Progressive Fish-Culturist**. v. 58, p. 117-123. 1996.
- ABDALLA, A.A.F.; MCNABB, C.D. Acute and sublethal growth effects of un-ionized ammonia to Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. In: RANDALL, D.; MACKINLAY, D. (Editors), **Nitrogen Production and Excretion in Fish. International Congress on the Biology of Fish**, Symposium Proceedings, July 27-30 1998, pp. 35-44
- ABDELAZIZ, M. A.; ZAKI, M. M. Investigation of mass mortality problem of *Oreochromis niloticus* in Mariotia Channel in Egypt. **World Journal of Fish and Marine Sciences**. v. 2, n. 5, p. 461-470, 2010
- ABDUL-RAHAMAN, I.; OWUSU-FRIMPONG, M.; OFORI-DANSON, P. K. Sewage fish culture as an alternative to address the conflict between hunters and hunting communities in Northern Region. **Journal of Agriculture and Sustainability**. v. 1, n. 1. p. 1-22. 2012.
- ABENOZA-ALCID, J. A. **Estudio del efecto de la densidad de siembra y tipo de alimentación en el crecimiento de un cultivo comercial de tilapia (*Oreochromis sp.*) en una laguna facultativa para el tratamiento de aguas residuales domésticas, Municipio de Ginebra – Valle del Cauca**. 2006. 185 p. Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniero Sanitario. Universidad del Valle, Facultad de Ingenierías, Escuela de los Recursos Naturales y del Ambiente, Área de Ingeniería Sanitaria. Cali-Valle, Colombia, 2006.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com peixes, Norma ABNT-NBR 15088**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta duração– Método de ensaio com peixes, Norma ABNT-NBR 15499 Terceira edição**. Rio de Janeiro: ABNT, 2016. 23 p.

- ADHIKARI, S.; GHOSH, L.; RAI, S. P.; AYYAPPAN, S. Metal concentrations in water, sediment, and fish from sewage-fed aquaculture ponds of Kolkata, India. *Environmental Monitoring and Assessment*. v. 159, n. 1-4, p.217–230. 2009.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for ammonia**. Atlanta USA. U.S. Department of Health and Human Services - Public Health Service - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2004, 269 p.
- ALCARAZ-ZUBELDIA, G.; BADILLO-ALEMÁN, M.; VANEGAS-PÉREZ, C. Ensayo de toxicidad aguda con el pez *Xiphophorus montezumae*. In: RAMÍREZ-ROMERO, P.; MENDOZA-CANTÚ, A. (Compiladores). **Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo La experiencia en México**. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2008. p. 127-138.
- ALDERSON, M. P.; SANTOS, A. B.; MOTA, F. C. R. Reliability analysis of low-cost, full-scale domestic wastewater treatment plants for reuse in aquaculture and agriculture. *Ecological Engineering*, v. 82, p. 6–14. 2015.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WPCF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington DC: American Public Health Association APHA, 2005.
- ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. Em: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações**-. Segunda edição. São Carlos, Brasil: RiMa. 2014. 486 p.
- ARENZON, A.; PEREIRA, T.; GERBER, W. **Manual sobre toxicidade em efluentes industriais – Federação das Indústrias do Rio Grande do Sul, Conselho do Meio Ambiente**. Porto Alegre: CEP SENAI de Artes Gráficas Henrique d'Ávila Bertaso, 2011. 40 p.
- ASANO, T.; BURTON, F. L.; LEVERENZ, H. L.; TSUCHIHASHI, R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Water reuse: issues, technologies, and applications**. New York: Metcalf & Eddy/AECOM - McGraw-Hill. 2007. 1570 p.
- ASSEMANY, P. P.; CALIJURI, M. L.; COUTO, E. A.; SOUZA, M. H. B.; SILVA, N. C.; SANTIAGO, A. F.; CASTRO, J. S. Algae/bacteria consortium in high rate ponds: Influence of solar radiation on the phytoplankton community. *Ecological Engineering*, v. 77, p. 154–162, 2015.

- ASSUNÇÃO, F. A. L. **Estudo da remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG.** 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2009.
- AVNIMELECH, Y. Bio-filters: The need for a new comprehensive approach. **Aquacultural Engineering.** v. 34, p. 172–178, 2006.
- BALAMURUGAN, J.; KUMAR, T. T. A.; PRAKASH, S.; MEENAKUMARI, B.; BALASUNDARAM, C.; HARIKRISHNAN, R. Clove extract: A potential source for stress free transport of fish. **Aquaculture,** v. 454, p. 171–175. 2016.
- BALASUBRAMANIAN, S.; RAJAN, M. R.; RAJ, S. P. Microbiology of fish grown in a sewage-fed pond. **Bioresource Technology,** v. 40, p. 63-66. 1992.
- BALASUBRAMANIAN, S.; PAPPATHI, R.; RAJ, S. P. An energy budget and efficiency of sewage-fed fish ponds. **Bioresource Technology.** v. 52, p. 145-150, 1995.
- BALDISSEROTTO, B. **Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura.** Santa Maria-RS: Ed. Universidade Federal de Santa Maria. 2002. 211 p.
- BAILLY, J. M. **Essais d'aquaculture en effluent de lagunage** (English abstract). EIFAC/78/Symp:E/29, FAO. 30 pp. 1978.
- BAILLY, J. M. **Essais d'aquaculture en effluent de lagunage** (English abstract). Proc. World Symp. on Finfish Nutrition and Fishfeed Technology 1, p. 387-410. 1979.
- BANZATTO, D. A.; KRONKA, S. N. **Experimentação agrícola.** 4. ed. Joboticabal, São Paulo: Funep. 2006. 237 p.
- BARBIERI, E.; BONDIOLI, A. C. V. Acute toxicity of ammonia in Pacu fish (*Piaractus mesopotamicus*, Holmberg, 1887) at different temperatures levels. **Aquaculture Research,** v. 46, n. 3, 2015, p. 565–571. 2015.
- BARDÓCZ, T. Technology and production of main freshwater aquaculture types in Europe. In: VÁRADI, L.; BARDÓCZ, T.; OBERDIECK, A. **SustainAqua handbook – A handbook for sustainable aquaculture.** Bremerhaven, Germany: SustainAqua – Integrated approach for a sustainable and healthy freshwater aquaculture. 2009. cap. 3. p. 11-13.
- BARNABÉ, G. Utilisation des chaînes alimentaires naturelles et du recyclage des eaux usées dans la production à grande échelle de juveniles pour l'aquaculture. Em: **Colloque national "ECOTRON" organisé par le CNEXO** - Brest, 3-6 juillet: 1978. "Mécanismes

- et contrôle de la production biologique marine - Systèmes clos artificiels, écosystèmes littoraux” Publ. Sci. Tech. CNEOX: Actes Colloq., no 7 – p. 221-238. 1978.
- BARROSO, G. F.; POERSCH, L. H.; CASTELLO, J. P.; CAVALLI, R. O. Premissas para a sustentabilidade da aquicultura costeira. In: BARROSO, G. F.; POERSCH, L. H.; CAVALLI, R. O. (Org.). **Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil: recursos, tecnologias, aspectos ambientais e sócio-econômicos**. Rio de Janeiro: Museu Nacional - Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2007. cap. 1. p. 15-24.
- BARTONE, C. R. Reutilización de aguas residuales en las lagunas de estabilización de San Juan de Miraflores. Repercusiones sanitarias, ambientales y socioeconómicas. **Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana (OSP)**; v. 101, n. (5), p. 425-451. 1986.
- BASTOS, R. K. X. (Coord.) **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura – Projeto PROSAB**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 267 p.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; NUNES, F. L.; SOEIRO, G. P.; SILVA, C. V.; FREITAS, A. S. Avaliação do tratamento de esgotos sanitários em lagoas de estabilização tendo em vista a utilização do efluente na agricultura e piscicultura, In: **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, 28, 2002, Cancún. Anais. México, AIDIS, 2002. CD Rom.
- 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 fertirrigação, hidroponia e piscicultura – Projeto PROSAB**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. cap. 6, p. 193-221.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. A. B.; DORNELAS, F. L.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; RIOS, E. N.; SILVA, A. F. S.; FREITAS A. S.; COSTA, G. S. Tratamento de esgotos sanitários e usos múltiplos de efluentes. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, (Supl.), p. 164-170, 2005.
- BEAMISH, F. W. H. Influence of temperature and salinity acclimation on temperature preference of the euryhaline fish *T. nilotica*. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**. v. 27, p. 1209–1214. 1970.
- BENLI, A. Ç. K.; KÖKSAL, G. The acute toxicity of ammonia on tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) larvae and fingerlings. **Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences (Turk J Vet Anim Sci)**. v. 29, 2005, pp. 339-344.

- BENLI, A. Ç. K.; KÖKSAL, G.; ÖZKUL, A. Sublethal ammonia exposure of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.): Effects on gill, liver and kidney histology. **Chemosphere**, v. 72, p. 1355–1358. 2008.
- BERAN, B.; KARGI, F. A dynamic mathematical model for wastewater stabilization ponds. **Ecological Modelling**, v. 181, p. 39–57, 2005.
- BERGMAN, H. L.; WALSH, P. J.; WRIGHT, P. A.; BERGMAN, A. N.; PERRY, S. F.; LAURENT, P.; MAINA, J. N.; RANDALL, D. J.; WOOD, C. M. The lake Magadi tilapia: life on the edge in a highly alkaline kenyan lake. In: MACKINLAY, D. (Comp.). **Proceedings 9th International Congress on the Biology of Fish**. Barcelona, Spain. July 5-9, 2010. pp. 24-25.
- BESADA, C.; K. WERNER. An assessment of the effects of Africa's water crisis on food security and management. **International Journal of Water Resources Development**, v. 31, n. 1, p. 120-133. 2015.
- BLANCO, C. M. C. **La trucha – Cría industrial**. 2 ed. Madrid, España: Ediciones Mundi – Prensa. 1995. 503 p.
- BRASIL. **Diretriz da prática de eutanásia do CONCEA**. Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal – CONCEA. 2015. 54 p.
- BRASIL. **Diretriz Brasileira para o cuidado e a utilização de animais em atividades de ensino ou de pesquisa científica – DBCA**. Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal – CONCEA. 2016. 50 p.
- BOJINK, C. L.; QUEIROZ, C. A.; CHAGAS, E. C.; CHAVES, F. C. M.; INOUE, L. A. K. A. Anesthetic and anthelmintic effects of clove basil (*Ocimum gratissimum*) essential oil for tambaqui (*Colossoma macropomum*). **Aquaculture**, v. 457, p. 24–28. 2016.
- BONMATI, A.; FLOTATS, X. Air Stripping of ammonia from pig slurry: characterization and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 23, p. 261-272, 2003.
- BOYD, C. E. Pond Hydrology. In: TUCKER, C. S.; HARGREAVES, J. A. (Editors). **Biology and culture of channel catfish**. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier B.V. 2004. cap 9. p. 196-214.
- BOYD, C. E. **Water quality: an introduction**. Second edition. Switzerland: Springer International Publishing. 2015. 357 p.

- BRAVO-YUMI, N. P. **Efecto agudo del Amoníaco en tilapia roja (*Oreochromis sp.*)**. Proyecto especial presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniero Agrónomo en el grado académico de Licenciatura. Zamorano, Honduras. 2007. 28 p.
- BUNTING, B. W. Wastewater aquaculture: perpetuating vulnerability or opportunity to enhance poor livelihoods?. **Aquatic Resources, Culture and Development**, v. 1, n. 1, p. 51–75. 2004.
- BUNTING, S. W.; PRETTY, J.; EDWARDS, P. Wastewater-fed aquaculture in the East Kolkata Wetlands, India: anachronism or archetype for resilient ecocultures?. **Reviews in Aquaculture**, v. 2, n. 3, p 138–153. 2010. doi: 10.1111/j.1753-5131.2010.01031.x.
- BURAS, N.; DUEK, L.; NIV, S.; HEPHER, B.; SANDBANK, E. Microbiological aspects of fish grown in treated wastewater. **Water Research**, 21, n. 1, p. 1-10. 1987.
- CAPUTO, L. F. G.; GITIRANA, L. B.; MANSO, P. P. A. Técnicas histológicas. In: MOLINARO, E. M.; CAPUTO, L. F. G.; AMENDOEIRA, M. R. R. (Org.). **Conceitos e métodos para a formação de profissionais em laboratórios de saúde: volume 2**. Rio de Janeiro: Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio/Instituto Oswaldo Cruz, 2010. p. 89-188.
- CASTAGNOLLI, N. **Criação de peixes de água doce**. Jaboticabal, Brasil: FUNEP. 1992. 189 p.
- CANTANHÊDE, S. M.; MEDEIROS, A. M.; FERREIRA, F. S.; FERREIRA, J. R. C.; ALVES, L. M. C.; CUTRIM, M. V. J.; SANTOS, D. M. S. Uso de biomarcador histopatológico em brânquias de *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1972) na avaliação da qualidade da água do Parque Ecológico Laguna da Jansen, São Luís – MA. **Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia**. v. 66, n. 2, p. 593-601, 2014.
- CASTRO, J. S.; SILVA, J. S.; FREITAS, L. C.; CARVALHO-NETA, R. N. F. Biomarcadores histopatológicos na espécie *Hoplias malabaricus* (Pisces, Osteichthyes, Erythrinidae) em uma unidade de conservação de São Luís (MA). **Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia**. v. 66, n. 6, p. 1687-1694, 2014.
- 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: ABES, 2001, p.105-170. (Projeto PROSAB).
- CENTRAL POLLUTION CONTROL BOARD. **Status of sewage treatment in India**. CPCB. Delhi - India. November 2005. 101 p.

- CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Introdução. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, cap. 1. Rio de Janeiro, Brasil: FINEP/PROSAB. 2001. 544 p.
- CHERVINSKI, J. Environmental physiology of tilapias. pp. 119–128. In: PULLIN, R. S. V.; LOW-MCCONNELL, R. H. (Eds.). **The biology and culture of tilapias. ICLARM Conference Proceedings No. 7**. Manila, Philippines: International Center for Living Aquatic Resources Management. pp. 119-128. (1982).
- CHETTY, C. S.; NAIDU, R. CH.; REDDY, Y. S.; ARUNA, P.; SWAMI, K. S. Tolerance limits and detoxification mechanisms in the fish *Tilapia mossambica* subjected to ammonia toxicity. **Indian Journal of Fisheries**, v. 27, p. 177–182. 1980.
- CHEW, S. F.; WILSON, J. M.; IP, Y. K.; RANDALL, D.J. Nitrogen excretion and defense against ammonia toxicity. In: VAL, A. L.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; RANDALL, D. J. (Eds.). **The physiology of tropical fishes, Volume 21 Fish Physiology series**. Academic Press. London UK. pp. 307-395. 2005.
- COE, M. J. The biology of *Tilapia grahami* Boulenger in Lake Magadi, Kenya. **Acta Tropica**, v. 23, n. 2. p. 146-177. 1966.
- COINTREAU, S. J. **Aquaculture with treated wastewater: a status report on studies conducted in Lima, Perú**. Washington, D.C.: The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. 1987. 57 p.
- CONDESSA, S. S. **Toxicidade subcrônica em lambaris *Astyanax aff. bimaculatus* expostos ao zinco**. 2009. 102 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.
- CONROY, D. A.; CONROY, G. A. **Manual de métodos de diagnóstico en ictiopatología, con especial referencia a los salmónidos**. Brasília, Brasil: FAO Documento de campo 4 (Esp). 1987. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/field/003/AB469S/AB469S00.htm#TOC>. Acesso em: 20 Mai. 2016.
- CORCORAN, E.; NELLEMAN, C.; BAKER, E.; BOS, R. OSBORN, D.; SAVELLI, H. (Eds). **Sick water? The central role of wastewater management in sustainable development**. Norway: United Nations Environment Programme –UNEP-. 2010. 85 p.
- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA. C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830. 2008.

- COSTA-PIERCE, B. A. Preliminary investigation of an integrated aquaculture–wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles County, California. **Ecological Engineering**, v. 10, n. 4. p. 341–354. 1998.
- COUTO, E. A.; CALIJURI, M. L.; ASSEMAN, P. P.; TANGO, M. D.; SANTIAGO, A. F. Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high rate ponds. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 140–145, 2015.
- CRAGGS, R. J.; HEUBECK, S.; LUNDQUIST, T. J.; BENEMANN, J. R. Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Science & Technology**, v. 63, n. 4, p. 660-665. 2011.
- CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems**. New York: McGraw-Hill. 1998. 1084 P.
- CROSS, D. Malawi sugar estates use wastes to grow tilapias. **Fish Farming International**, v. 12, n. 3, p. 16-17. 1985.
- CUNHA, P. S. L.; LANNA, E. A. T.; BASTOS, R. K. X.; FREITAS, L. M.; REZENDE, F. Uso de biosólidos como estratégia de fertilização da água para produção aquícola. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 2, n. 1, p. 56-64, 2009.
- CUNHA, P. S. L.; LANNA, E. A. T.; BASTOS, R. K. X.; QUADROS, M. ; REZENDE, F.; FREITAS, L. M.. Fertilizers for *Daphnia* sp. (Crustacea, Cladocera) production in experimental tanks. **R. Bras. Zootec.**, v.39, n.5, p.955-960, 2010.
- DABROWSKI, K.; PARKER, T.; SATORA, L. Ammonia as accessory factor to hypoxia related mortality in fish: most commonly overlooked interaction. Em: MACKINLAY, D. (Comp.). Proceedings **10th International Congress on the Biology of Fish**. Madison, Wisconsin, USA. July 15-19, 2012. pp. 29-30.
- DAS, C. R. Integrated wastewater aquaculture. **Journal of the Indian Fisheries Association**. v. 25, p. 57-62. 1995.
- DASGUPTA, S.; PANDEY, B. K.; SARANGI, N.; MUKHOPADHYAY, P. K.. Evaluation of water productivity and fish yield in sewage-fed vis-à-vis fertilized based carp culture. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 3499–3506. 2008.
- DAUD, S. K.; HASBOLLAH, D; LAW, A. T. 1988. Effects of un-ionized ammonia on red tilapia (*Oreochromis mossambicus/O. niloticus* hybrid) fry. Em: PULLIN, R. S. V.; BHUKASWAN, T.; TONGUTHAI, K.; MACLEAN, J. L. editors. **The Second**

- International Symposium on Tilapia in Aquaculture.** International Center for Living Aquatic Resources Management. Manila, Philippines. Pages 411–413
- DEB, S. C.; SANTRA, S. C. Bioaccumulation of metals in fishes: an in vivo experimental study of a sewage fed ecosystem. **The Environmentalist**, v. 17, p. 27-32. 1997.
- DEHADRAI, P. V.; GHOSH, A. Recycling of organic waste in aquaculture. Em: Fifth **FAO/SIDA Workshop on Aquatic Pollution in Relation to Protection of Living Resources**, Manila, 17 Jan-27 Feb, 1977. FIR:TPLR/77/36, pp. 101-110. 1977.
- DELBON, M. C.; RANZANI PAIVA, M. J. T. Eugenol em juvenis de tilápia do Nilo: concentrações e administrações sucessivas. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 1, p. 43–52. 2012
- DURBOROW, R. M.; CROSBY, D. M.; BRUNSON, M. W. **Ammonia in fish ponds, SRAC Publication No. 463.** Stoneville, Mississippi: Southern Regional Aquaculture Center. 1997. 2 p.
- ECONOMIDS, P. S.; VOGIATZIS, V. P. Mass mortality of *Sardinella aurita* Valenciennes (Pisces, Clupeidae) in Thessaloniki Bay (Macedonia, Greece). **Journal of Fish Biology**. v. 41, n. 1, p. 147-149. 1992.
- EDDY, F. B. Ammonia in estuaries and effects on fish. **Journal of Fish Biology**. v. 67, p. 1495–1513. 2005.
- EDWARDS, P.; SINCHUMPASAK, O. A. The harvest of microalgae from the effluent of a sewage fed high rate stabilization pond by tilapia nilotica Part 1: Description of the system and the study of the high rate pond. **Aquaculture**, v. 23, p. 83-105. 1981.
- EDWARDS, P.; SINCHUMPASAK, O. A.; TABUCANON, M. The harvest of microalgae from the effluent of a sewage fed high rate stabilization pond by tilapia nilotica Part 2: Studies of the fish ponds. **Aquaculture**, v. 23, p. 107-147. 1981.
- EDWARDS, P. **Aquaculture: A component of low cost sanitation technology.** World Bank Technical Paper no. 36. Washington D.C., U.S.A.: The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. 1985. 45 p.
- EDWARDS, P. **Reuse of human wastes in aquaculture, a technical review.** Washington, U.S.A.: The World Bank, UNDP-World Bank Water and Sanitation Program. 1992. 350 p.
- EDWARDS, P. Public health issues of wastewater-fed aquaculture. **UA-Magazine**. p. 20-22. March 2001.
- EDWARDS, P. **Key issues in the safe use of wastewater and excreta in aquaculture**, Third edition of the guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater in

- agriculture and aquaculture Guidance note for Programme Managers and Engineers. Washington, U.S.A.: WHO, FAO, IDRC, IWMI. 2008. 6 p.
- EL-GOHARY, F.; EL-HAWARRY, S.; BADR, S.; RASHED, Y. Wastewater treatment and reuse for aquaculture. **Water Science and Technology**. v. 32, n. 11, p. 127-136. 1995.
- EL-SAYED, A-F. M. **Tilapia culture**. Wallingford Oxfordshire UK. CABI Publishing. 2006. 277 p.
- EL-SHAFAI, S. A.; EL-GOHARY, F. A.; NASR, F. A.; STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Chronic ammonia toxicity to duckweed-fed tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Aquaculture**, v. 232, p. 117–127. 2004.
- EL-SHEBLY, A. A.; GAD, H. A. M. Effect of chronic ammonia exposure on growth performance, serum growth hormone (GH) levels and gill histology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Journal of Microbiology and Biotechnology Research**. J. Microbiol. Biotech. Res., v. 1, n. 4, p.183-197. 2011.
- EL-SHERIF, M.S.; EL-FEKY, A. Effect of ammonia on Nile tilapia (*O. niloticus*) performance and some hematological and histological measures. 8 th International Symposium on Tilapia in Aquaculture 2008. **Proceedings**. October 12-14, 2008. Cairo, Egypt. 513-530 pp.
- EMERSON, K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THURSTON, R. V. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 32, n. (12), p. 2379-2383, 1975.
- EPA: Environmental Protection Agency. **Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses**. Washington, USA: EPA, Office of Water - Office of Science and Technology, 2010, 242 p.
- EPA: Environmental Protection Agency. **Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia – freshwater 2013**. Washington, USA: EPA, Office of Water - Office of Science and Technology, 2013, 242 p.
- EPA: Environmental Protection Agency. **EPA Probit analysis program version 1.5**. Disponível em: <https://www.ars.usda.gov/pacific-west-area/parlier/sjvasc/cpq/docs/probit-download/>.
- ERASO, K.A. Prácticas de alimentación y almacenamiento. In: Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. **Fundamentos de nutrición y alimentación en acuicultura**. Bogotá, Colombia: Editorial CAL Publicidad, 1996, p.273-279.

- ERKMEN, B.; KOLANKAYA, D. Effects of water quality on epithelial morphology in the gill of *Capoeta tinca* living in two tributaries of Kizilirmak river, Turkey. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 64, p. 418-425, 2000.
- EVANS, J. J.; PASNIK, D. J.; BRILL, G. C.; KLESIUS, P. H. Un-ionized ammonia exposure in Nile tilapia: toxicity, stress response, and susceptibility to *Streptococcus agalactiae*. **North American Journal of Aquaculture**. v. 68, p. 23–33, 2006.
- FAIRCHILD, J. F.; ALLERT, A. L.; SAPPINGTON, L. C.; WADDELL, B. Chronic toxicity of un-ionized ammonia to early life-stages of endangered Colorado Pikeminnow (*Ptychocheilus lucius*) and Razorback Sucker (*Xyrauchen texanus*) compared to the surrogate Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 49, p. 378–384. 2005.
- FAO: Food And Agriculture Organization Of The United Nations. **The state of world fisheries and aquaculture: Opportunities and challenges**. Rome: FAO. 2014. 223 p.
- FAO -Food And Agriculture Organization Of The United Nations-; IFAD –International Fund of Agricultural Development-; WFP –World Food Programme-. **The state of food insecurity in the world 2014, Strengthening the enabling environment for food security and nutrition**. Rome: FAO. 2014. 53 p.
- FAO, IFAD & WFP. **The state of food insecurity in the world 2015. Meeting the 2015 international hunger targets: taking stock of uneven progress**. Rome: FAO. 2015. 57 p.
- FERNANDES, M. O.; VOLPATO, G. L. Heterogeneous growth in the Nile Tilapia: social stress and carbohydrate metabolism. **Physiology & Behavior**, v. 54, n. 2. p. 319-323, 1993.
- FERREIRA, J. T.; SCHOONBEE, H. J. 1983. Use of heated sewage effluent from a power station for the culture of *Oreochromis mossambicus* and *Hypophthalmichthys molitrix*. In: FISHELSON, L.; YARON, Z. (compilers), **International Symposium on Tilapia in Aquaculture**, pp. 435-445, Tel Aviv University, Tel Aviv. 1983.
- FITZGERALD, E. L. Decomposition and oxidation of nightsoil by algae and its utility. *Proceedings of the National Science Council*, v. 4 (Part 2), p. 63-75. 1970.
- FITZSIMMONS, K. Future trends of tilapia aquaculture in the Americas. pp. 252–264 em: COSTA-PIERCE, B. A. e. RAKOCY, J. E. (eds). **Tilapia Aquaculture in the Americas**, Vol. 2. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, United States. 2000.
- FONTENELE, R. M. M. **Efeitos da suplementação com vitamina C em diferentes níveis de arraçoamento no cultivo de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em esgoto**

- doméstico tratado**. 2011. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Ceará UFC, Fortaleza, 2011.
- FOSS, A.; EVENSEN, T. H.; VOLLEN, T.; ØIESTAD, V. Effects of chronic ammonia exposure on growth and food conversion efficiency in juvenile spotted wolfish. **Aquaculture**, v. 228, p.215–224. 2003.
- FOSS, A.; SIIKAVUOPIO, S. I.; SÆTHER, B-S.; EVENSEN, T. H. Effect of chronic ammonia exposure on growth in juvenile Atlantic cod. **Aquaculture**, v. 237, p. 179–189. 2004.
- 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**. 2006. 42 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.
- FÜLBER, V. M.; MENDEZ, L. D. V.; BRACCINI, G. L.; BARRERO, N. M. L.; DIGMEYER, M.; RIBEIRO, R. P. Desempenho comparativo de três linhagens de tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* em diferentes densidades de estocagem. **Acta Scientiarum. Animal Sciences Maringá**. v. 31, n. 2, p. 177-182. 2009.
- FUKUSHO, K. The specific difference of temperature responses among cichlid fishes genus Tilapia. **Bulletin of the Japanese Scientific Fisheries**. v. 34, n. 2, p. 103-111. 1968.
- GAIGHER, I. G.; CLOETE, T. E. **Human health aspects of fish production in wastewater in South Africa**. U.O.F.S. Publ., Series C, No. 3. p. 91-95. 1981.
- GAIGHER, I. G.; KRAUSE, J. B. Growth rates of Mozambique tilapia (*Oreochromis mossambicus*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) without artificial feeding in floating cages in plankton-rich wastewater. **Aquaculture**. v. 31, p. 361-367. 1983.
- GAIGHER, I. G.; TOERIEN, D. F. 1985. Cage culture of Mozambique tilapia, *Oreochromis mossambicus* without artificial feeding in maturation ponds of the Phutbaditjhaba sewage system. **Water SA**. v. 11, p. 19-24. 1985.
- GARCIA-SANTOS, S.; MONTEIRO, S. M.; CARROLA, J.; FONTAINHAS-FERNANDES, A. Alterações histológicas em brânquias de tilápia nilótica *Oreochromis niloticus* causadas pelo cádmio. **Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 59, n. 2, p. 376-381. 2007
- GARUTTI, V. **Piscicultura ecológica**. São Paulo, Brasil: Editora UNESP. 2003. 332 p.

- GHANGREKAR, M. M.; KISHOR, N.; MITRA, A. Sewage reuse for aquaculture after treatment in oxidation and duckweed pond. **Water Science and Technology**. v. 55, n. 11, p. 173 – 181. 2007.
- GREEN, F. B.; BERNSTONE, L. S.; LUNDQUIST, T. J.; OSWALD, W. J. Advanced integrated wastewater pond systems for nitrogen removal. **Water Science and Technology**. v. 33, n. 7, p. 207-217. 1996.
- GUÉNETTE, S. A.; UHLAND, F. C.; HÉLIE, P.; BEAUDRY, F.; VACHON, P. Pharmacokinetics of eugenol in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Aquaculture**, v. 266, n. 1-4, p. 262–265. 2007
- GUZMÁN, G. X.; RAMÍREZ, R. P.; LÓPEZ V. S. **Manual de procedimientos estándares para el análisis histológico e histopatológico en organismos acuáticos**. México: INECC. 2009. 22 p..
- HALLOCK, R. J.; ZIEBELL, C. D. Feasibility of a sport fishery in tertiary treated wastewater. **Water Pollution Control Federation. J. Water Pollut. Control Fed.** v. 42, n. 9, p. 1656-1665. 1970.
- HANNA, M.I.; EL-MAEDAWY, S.A.; KENAWY, A.M.; GIRGIS, S.M. Sublethal effects of acute ammonia exposure on *Oreochromis niloticus*. **Global Veterinaria**, v. 11 (5): 592-603, 2013 a.
- HANNA, M. I.; EL-MAEDAWY, S. A.; KENAWY, A. M.; GERGIS S.M. **Deleterious effects of acute ammonia exposure in cultured *Oreochromis niloticus***. In: Seventeenth International Water Technology Conference IWTC Proceedings, 5-7 November 2013. International Water Technology Association (IWTA) Istanbul, Turkey. 2013 b. 12 p.
- HARGREAVES, J.; BRUNSON, M. **Carbon dioxide in fish ponds, SRAC Publication No. 468**. Stoneville, Mississippi: Southern Regional Aquaculture Center. 1996. 6 p.
- HARGREAVES, J. A.; KUCUK, S. Effects of diel un-ionized ammonia fluctuation on juvenile hybrid striped bass, channel catfish, and blue tilapia. **Aquaculture**, v. 195, p. 163–181, 2001.
- HAYWOOD, G. P. **Ammonia toxicity in teleost fishes: A review**. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1177. pp.35. Nanaimo, British Columbia Department of Fisheries and Oceans, Fisheries Research Branch, Pacific Biological Station. 1983.

- HEGAZI, M. M.; ATTIA, Z. I.; HEGAZI, M. A. M.; HASANEIN, S. S. Metabolic consequences of chronic sublethal ammonia exposure at cellular and subcellular levels in Nile tilapia brain. **Aquaculture**, v. 299, p. 149–15, 2010.
- HENDERSON, S. Utilization of silver and bighead carp for water quality improvement. Em: BASTION, B. K.; REED, S. C. (Project Officers), **Aquaculture Systems for Wastewater Treatment: Seminar Proceedings and Engineering Assessment**. pp. 309-350, EPA 430/9-80-006, U. S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. 1979.
- HEPHER, B.; SCHROEDER, G. L. Wastewater utilization in Israel aquaculture. Em: D'ITRI, E. (ed.), **Wastewater Renovation and Reuse**, pp. 529-589, Marcel Dekker Inc.. 1977.
- HEY, D. A preliminary report on the culture of fish in the final effluent from the new disposal works, Athlone, South Africa. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen. Verh. Internat. Verein Limnol.** v. 12, n. 1, p. 737-742. 1953. <https://doi.org/10.1080/03680770.1950.11895362>
- HODGSON, H. T. Stabilization ponds for a small African urban area. **Journal (Water Pollution Control Federation). J. Water Polhit. Control Fed.** v. 36, n. 1, p. 51-68. 1964.
- HUANG, T. N. Sewage for tilapia. **IPFC Current Affairs Bulletin**, Nos. 51/52, April/August, p. 23-24. 1968.
- HWANG, P-P; LIN, L-Y. Gill ionic transport, acid–base regulation, and nitrogen excretion. Em: EVANS, D. H.; CLAIBORNE, J. B.; CURRIE, S. Eds.) **The physiology of fishes**, Fourth edition. CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL 2014. pp. 205-233.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE-. Pesquisa de pecuária municipal: Produção da aqüicultura por tipo de produto. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA, Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3940#resultado>. Recuperado em 05/05/2018.
- IDDER, T.; SEIDL, M.; LAOUALI, S.; IDDER, A.; OURAHMOUN, H.; HAMDY, A.; BETTAHAR, N. L'épuration des eaux usées au service de l'aquaculture : un modèle intégré de gestion des eaux au Sahel. **Revue des BioRessources**, v. 2, n. 2, p. 79-87, 2012.
- IP, Y. K.; CHEW, S. F. Ammonia production, excretion, toxicity, and defense in fish: a review. **Frontiers in Physiology: Aquatic Physiology**. v. 1, Article 134, 20p, 2010.
- IP, Y. K.; CHEW, S. F.; RANDALL, D. J. Ammonia toxicity, tolerance, and excretion. em: WRIGHT, P. A.; ANDERSON, P. M. **Nitrogen excretion, Fish physiology series Volume 20.** Academic Press. London, UK. 2001. pp. 109-148.

- ISAIA, J. Water and nonelectrolyte permeation. Em: HOAR, W. S.; RANDALL, D. J. (Eds.). **Fish physiology, volume X: Gills Part B Ion and Water Transfer**. 1984. pp. 1-38.
- JANA, B. B. Sewage-fed aquaculture: The Calcutta model. **Ecological Engineering**, v. 11, p. 73–85. 1998.
- JARDIM, F. A.; CAVALIEREI, S. O.; GALLINARI, P. C.; VIANNA, L. N. L. Metodologia para contagem de cianobactérias em células/mL - um novo desafio para o analista de laboratórios. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 7, n. 3, p.109-111. 2002.
- JENA, J. K.; PATRO, B.; PATRI, P.; KHUNTIA, C. P.; TRIPATHY N. K.; SINHA, S.; SARANGI., N.; AYYAPPAN, S. Biological treatment of domestic sewage through duckweed-cum-fish culture: a pilot-scale study. **Indian Journal of Fisheries**, v. 57, n. 4, p. 45-51, 2010
- JENSSEN, P. D.; HEEB, J.; MANG, E. H.; GNANAKAN, K.; WARNER, W. S.; REFSGAARD, K; STENSTRÖM, T. A.; GUTERSTAM, B.; ALSÉN, K. W. **Ecological sanitation and reuse of wastewater – ecosan, A thinkpiece on ecological sanitation**. Norway: ecosan. 2004. 17 p.
- JOHANSSON, J. I.; WINBERG, S.; SLOMAN, K. A. Chapter 5 - Social interactions. Em: SLOMAN, K. A.; WILSON, R. W.; BALSHINE, S.. **Behaviour and Physiology of Fish: Volume 24 (Fish Physiology)**. pp. 151-196. Academic Press Elsevier B.V., Amsterdam. 2006.
- JONZ, M. G. Oxygen Sensing. Em: EVANS, D. H.; CLAIBORNE, J. B.; CURRIE, S. Eds.) **The physiology of fishes**, Fourth edition. CRC Press, Taylor & Francis Group. Boca Raton, FL 2014. pp. 149-174.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES. 2011. 1050 p.
- JUNGE, B. R. Possibilities and limits of wastewater-fed aquacultures. In: Ecosan - closing the loop in wastewater management and sanitation, 2000, Bonn, Germany. **Proceedings...** Bonn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 2000. p. 113-122.
- KHALIL, M. T.; HUSSEIN, H. A. Use of waste water for aquaculture: an experimental field study at a sewage-treatment plant, Egypt. **Aquaculture Research**. v. 28, p. 859-865. 1997.
- KAYOMBO, S. MBWETTE, T. S. A.; KATIMA, J. H. Y; LADEGAARD, N.; JØRGENSEN, S. E. **Waste stabilization ponds and constructed wetlands design manual**. Osaka, Japan: United National Environment Programme, 2005. 59 p.

- KILDEA, M. A.; ALLAN, G. L.; KEARNEY, R. E. Accumulation and clearance of the anaesthetics clove oil and AQUI-Sk from the edible tissue of silver perch (*Bidyanus bidyanus*). **Aquaculture**, v. 232, n. 1-4, p. 265–277. 2004.
- KIR, M.; TOPUZ, M.; SUNAR, M. C.; TOPUZ, H. Acute toxicity of ammonia in Meagre (*Argyrosomus regius* Asso, 1801) at different temperatures. **Aquaculture Research**, v. 47, n. 11, p. 3593–3598. 2016.
- KUND-HANSEN, C. F.; LIN, C. W. Strategies for stocking Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in fertilized ponds. Em: PULLIN, R. S. V.; LAZARD, J.; LEGENDRE, M.; AMON KOTHIAS, J. B.; PAULY, D. (Eds.). **The Third International Symposium on Tilapia in Aquaculture**, ICLARM Conference Proceedings, Manila Philippines, July 27-30 1996, pp. 70-76.
- KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes - Parte I. **Panorama da Aqüicultura**, v. 8, n. 45, p. 36-41. 1998.
- KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes - Parte II. **Panorama da Aqüicultura**, v. 8, n. 46, p. 35-41. 1998b.
- KUBITZA, F. **Tilapia: tecnologia e planejamento na produção comercial**. Jundiaí, SP: Acqua & Imagem. 2000. 289 p.
- KUBITZA, F. Qualidade da água, sistemas de cultivo, planejamento da produção, manejo nutricional e alimentar e sanidade- Parte I. **Panorama da Aqüicultura**, v. 10, n. 59, p. 44-53. 2000a.
- KUBITZA, F. Qualidade da água, sistemas de cultivo, planejamento da produção, manejo nutricional e alimentar e sanidade- Parte II, Manejo nutricional e alimentar. **Panorama da Aqüicultura**, v. 10, n. 60, p. 31-36. 2000b.
- KUBITZA, F. Principais parasitoses e doenças em tilápias. **Panorama da Aqüicultura**, v. 10, n. 60, p. 38-53. 2000c.
- KUBITZA, F. Sistemas de Recirculação: Sistemas fechados com tratamento e reuso da água. **Panorama da Aqüicultura**, v. 16, n. 95, p. 15-22. 2006a.
- KUBITZA, F. Questões frequentes dos produtores sobre a qualidade dos alevinos de tilápia. **Panorama da Aqüicultura**, v. 16, n. 97, p. 14-23. 2006b.
- KÜÇÜK, S. (2014). Acute toxicity of ammonia to blue tilapia, *Oreochromis aureus* in saline water. **African Journal of Biotechnology**, 13(14), 1550-1553.

- KUMAR, D.; HIREMATH, A. M.; ASOLEKAR, S. R. Integrated management of wastewater through sewage fed aquaculture for resource recovery and reuse of treated effluent: A case study. **APCBEE Procedia**, v. 10, p. 74–78. 2014.
- KUMAR, D.; ASOLEKAR, S. R.; SHARMA, S. K.. Post-treatment and reuse of secondary effluents using natural treatment systems: the Indian practices. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 187, n. 10, article 612. 15 p. 2015a.
- KUMAR, D.; CHATURVEDI, M. K. M.; SHARMA, S. K.; ASOLEKAR, S. R. Sewage-fed aquaculture: a sustainable approach for wastewater treatment and reuse. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 187, n. 10, article 656. 10 p. 2015b.
- KUMAR, D.; ASOLEKAR, S. R. Significance of natural treatment systems to enhance reuse of treated effluent: A critical assessment. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 225–237. 2016.
- LAWSON, T. B. **Fundamentals of aquacultural engineering**. New York, USA: Chapman & Hall. 1995. 355 p.
- LEMARIÉ, G.; DOSDAT, A.; COVÈS, D.; DUTTO, G.; GASSET, E.; PERSON-LE RUYET, J. Effect of chronic ammonia exposure on growth of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. **Aquaculture**, v. 229, n. 1-4, p. 479-491, 2004.
- LE RUYET, J. P.; BOEUF, G.; INFANTE, J. Z.; HELGASON, S.; LE ROUX, A. Short-term physiological changes in turbot and seabream juveniles exposed to exogenous ammonia. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**. v. 119, n. 2, p. 511–518, 1998.
- LEONARDO, J. M. L. O.; VARGAS, L.; RIBEIRO, R. P.; MOREIRA, H. L. M. ; NATALI, M. R. M.; VOLSKI, T.; CAVICHIOLO, F. Histologia das brânquias de larvas da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (L.), de origem tailandesa, submetidas a diferentes níveis de vitamina C. **Acta Scientiarum Maringá**, v. 23, n. 4, p. 863-870. 2001.
- LEÓN, G.; MOSCOSO, J. **Curso de tratamiento y uso de aguas residuales**. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente –CEPIS-. 1996. 151 p.
- LEVIT, S. M. **A literature review of effects of ammonia on fish**. Montana USA. Center for Science in Public Participation. 2010, 12 p.
- LIN, S. Y. The dialectics of a proposal on biological control of eutrophication in sewage lagoons. In: **Wastewater use in the production of food and fiber, Proceedings to the**

- Conference**, Oklahoma City, pp. 417-434, EPA-660/2-74-041, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 1974.
- LITTLE, D.C.; KUNDU, N.; MUKHERJEE, M.; BARMAN, B. K. **Marketing of fish in peri-urban Kolkata**. Stirling, UK: Institute of Aquaculture, University of Stirling [Working Paper]. 19 p. 2002.
- LOPES, J. C. O. **Técnico em agropecuária: piscicultura**. Floriano: Universidade Federal do Piauí. 2012. 79 p.
- LOWE, H. **What is our problem with water reuse: How other countries do it?**. NEW ZEALAND LAND TREATMENT COLLECTIVE: PROCEEDINGS FOR THE 2009 ANNUAL CONFERENCE, 2009, Queenstown, New Zealand. Proceedings of the 2009 Annual Conference, Queenstown, New Zealand. p. 53-62.
- MAGALHÃES, A. B. S. **Taxonomia, estrutura e dinâmica do fitoplâncton e do zooplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento**. 2011. 204 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2011.
- MACKENZIE, C. R.; LIVINGSTONE, D. I. Salmonellae in fish and food. **The South African Medical Journal**. v. 42, n. 4, p. 999-1003. 1968.
- MANDAL, R. N.; CHAKRABARTI, P. P.; PAUL, B. N.; CHATTOPADHYAY, D. D.; DAS, A.; HUSSAN, A.; JAYASANKAR, P. Recycling of sewage in aquaculture: decadal technical advancement. Em: JANA, B.; MANDAL, R.; JAYASANKAR, P. (Eds) **Wastewater Management Through Aquaculture**. Springer, Singapore. pp. 95-118. 2018.
- MANNA, N. K.; BANERJEE, S.; BHOWMIK, M. L. Evaluation of production performance of carp in a lentic freshwater sewage-fed polyculture pond. *Indian J. Fish.*, v. 48, n. 4, p. 375-381, 2001.
- MAOBE, H. D.; ONODERA, M.; TAKAHASHI, M.; SATOH, H.; FUKAZAWA, T. Control of algal production in a high rate algal pond: investigation through batch and continuous experiments. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 12, p. 2519-2525, 2014.
- MARA, D. D.; EDWARDS, P.; CLASK, D.; MILLS, S. W. A rational approach to the design of wastewater-fed fishponds. **Water Research**, v. 27, n. 12, p. 1797-1799, 1993.
- MARA, D. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. London: Earthscan Ed. 2004. 293p.

- MARENGONI, N. G.; WILD, M. B. Sistemas de produção de pós-larvas de tilápia do Nilo. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 13, n. 4, out./dez., p. 265-276, 2014
- MARTINEZ, C. B. R.; AZEVEDO, F.; WINKALER, E. U. Toxicidade e efeitos da amônia em peixes neotropicais Capítulo 6. In: CYRINO, J. E. P. e URBINATI, E. C. (Org.). **Tópicos Especiais em Biologia Aquática e Aqüicultura**. Jaboticabal - SP: Sociedade Brasileira de Aqüicultura e Biologia Aquática, 2006, v., p. 81-95.
- MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F. F.; ESPINOSA-CHÁVEZ, F. Ensayo de toxicidad aguda con larvas y juveniles de los peces *Brachydanio rerio* y *Poecilia reticulata*. In: RAMÍREZ-ROMERO, P.; MENDOZA-CANTÚ, A. (Compiladoras). **Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo, la experiencia en México**. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2008. p. 115-126.
- MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 45-54, 2004.
- MASSAGO, H. **Desempenho de alevinos de quatro linhagens da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e análise da variabilidade genética pelos marcadores RAPD**. 2007. 40 f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura – Campus de Jaboticabal São Paulo, SP, 2007.
- MASSAGO, H; CASTAGNOLLI, N.; MALHEIROS, E. B.; KOBERSTEIN, T. C. R. D.; SANTOS, M. A.; RIBEIRO, R. P. Crescimento de quatro linhagens de tilápia *Oreochromis niloticus*. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**. Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient. v. 8, n. 4, p. 397-403. 2010.
- MATHERS, C. D.; LONCAR, D. Projections of global mortality and burden of disease from 2002 to 2030. **PLoS Medicine**, v. 3, n. 11, p. 2011-2030, 2006.
- MATHEUS, C. E. Utilização de peixes para melhorar o desempenho de lagoas de estabilização. **Revista DAE**, v. 46, n. 144, p. 87-101, 1986.
- MAZZAFERA, P. Efeito alelopático do extrato alcoólico do cravo-da-índia e eugenol. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 2, p. 231-238. 2003.
- MEADOWS, B. S., 1983. Fish production in waste stabilization ponds. Em: COTTON, A.; PICKFORD, J. (eds). **Sanitation and water for development in Africa: Proceedings of the 9th WEDC International Conference, Harare, Zimbabwe, 12-15 April 1983**, pp.39-42.
- MICHA, J. C.; DESCY, J. P.; LAVIOLETTE, F. Consumption of phytoplankton by *Oreochromis niloticus* in Lake Muhazi (Rwanda). Em: PULLIN, R. S. V.; LAZARD, J.;

- LEGENDRE, M.; AMON KOTHIAS, J. B.; PAULY, D. (Eds.). **The Third International Symposium on Tilapia in Aquaculture**, ICLARM Conference Proceedings, Manila Philippines, July 27-30 1996, pp. 546.
- MONTEGGIA, L. O.; TESSELE, F. Remoção físico-química de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Org). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - Coletânea de artigos técnicos - volume II**. Belo Horizonte: [s.n.], p. 97-102, 2001.
- MONTEGGIA, L. O.; FILHO, L. C. Z. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pós-tratamento de reatores anaeróbios. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Org). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - Coletânea de artigos técnicos - volume II**. Belo Horizonte: [s.n.], p. 103-110, 2001.
- MONTEIRO, C. A, B. **Avaliação da piscicultura em esgoto doméstico tratado: aspectos zootécnicos, ambientais e de qualidade do pescado produzido**. 2011. 142 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Ceará UFC, Fortaleza, 2011.
- MONTEIRO, C. A, B.; SANTOS, A. B.; SANTOS, E. S.; ARARIPE, M. N. B. A.; MOTA, S. Efeito da aeração por *air-lift* na alevinagem de tilápia do Nilo em esgoto doméstico tratado. **Revista DAE**, n. 186, maio, p. 16-22, 2011.
- MORROW, R. J. **Effects of ammonia on growth and metabolism in tilapia, *Oreochromis niloticus***. 2009. 70 p. Thesis submitted to the Department of Biology in conformity with the requirements for the degree of Master of Science. Queen's University Kingston, Ontario, Canada. 2009.
- MOSCOSO, J. **Aquaculture using treated effluents from the San Juan stabilization ponds, Lima, Peru – Executive Summary**. Lima, Perú: 1996. 38 p.
- MOSCOSO, J. **Curso de tratamiento y uso de aguas residuales, Tema 7 – Aspectos técnicos de la acuicultura con aguas residuales**. 2nd ed. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, División de Salud y Ambiente - Organización Panamericana de la Salud, Oficina Sanitaria Panamericana - Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. 1999. 29 p.
- MOSCOSO, J.; NAVA, H.; FLÓREZ, A. **Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan, Sección III: Acuicultura**. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente –CEPIS-. 1992a. 72 p.

- MOSCOSO, J.; EGOICHEAGA, L.; FLÓREZ, A. **Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan, Sección IV: Factibilidad técnica, económica y social**. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente –CEPIS-. 1992b. 78 p.
- MOSCOSO, J.; LEÓN, G.; GIL, E.; FLÓREZ, A. **Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan, Sección II: Tratamiento de las aguas residuales y aspectos sanitarios**. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente –CEPIS-. 1992c. 71 p.
- MOTA, S.; SANTOS, E. S.; SANTOS, A. B. Water and fish quality during the reuse in aquaculture of sewage treated in stabilization ponds: experience of Ceará state, Brazil. In: 8th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds. April 26 to 30, 2009a. **Proceedings...** Belo Horizonte/MG: IWA, 2009. 7 p.
- MOTA, S.; MONTEGGIA, L. O.; SANTOS, A. B.; SANTOS, E. S.; PADILHA, R. S. Utilização de nutrientes de esgoto tratado na piscicultura Capítulo 5. Em: MOTA, S. B.; VON SPERLING, M. (Coordenadores). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB. 2009b. pp. 147-173.
- MUTHUSWAMY, S.; BASHA, C. J.; GOVINDAN, V. S.; SUNDARESAN, B. B.. Fish polyculture in sewage effluent ponds. **Indian Journal of Environmental Health**. Indian J. Environ. Hlth., v. 20, p. 219- 231. 1978.
- NASCIMENTO, J. R. S. **Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 2001. 166 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**, v. 405, n. 6790, p.1017–1024. 2000.
- NNI - NEDERLANDS. **Nederlandse norm nem 6520. Water spectrofotometrische bepaling van het gehalte aan chlorofyl a**. Delft – Netherlands: NNI. 1981.
- NIEMCZYNOWICZ, J. The water profession and agenda 21. **Water Quality International**. v. 2, p. 9-11, 1997. apud SHALABI, A. **Vermicomposting of faecal matter as a component of source control sanitation**. Hamburg: Doktor-Ingenieur vorgelegte Dissertation, Hamburg University of Technology - Institute of Wastewater Management and Water protection, 2006, 145 p.

- NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. **Arch. hydrobiolol. Bech.**, v. 14, p. 14-36. 1980.
- OLÁH, J.; SHARANGI, N.; DATTA, N. C. City sewage fish ponds in Hungary and India. **Aquaculture**, v. 54, p. 129-134. 1986.
- OLIVEIRA, M. A vez da tilápia. **Pesquisa FAPESP**. Edição 249, p. 66-71. 2016.
- OPS - ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD, CEPIS - CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y CIENCIAS AMBIENTALES. **Especificaciones técnicas para la construcción de tanque séptico, tanque Imhoff y laguna de estabilización**. Lima: OPS-CEPIS. 2005. 47 p.
- PADMAVATHI, P.; DURGA, P.M. K. Studies on algal bloom disasters in carp culture ponds. **Brazilian journal of morphological sciences** Braz. J. Morphol. Sci, v. 24, n. 2, p. 32-43. 2007.
- PAYNE, I. Tilapia – a fish of culture. **New scientist**, v. 31, n. 7., p. 256-258. 1975
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 633-639. 2010.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Algal production in wastewater treatment high rate algal ponds for potential biofuel use. **Water Science and Technology**. v. 63, n. 10, p. 2403-2410, 2011.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 35-42, 2011.
- PASSELL, H. D.; DAHM, C. N.; BEDRICK, E. J. Ammonia modeling for assessing potential toxicity to fish species in the Rio Grande, 1989-2002. **Ecological Applications**. v. 17, n. 7, p. 2087-2099, 2007.
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; MILLS, S.; SMALLMAN, D. Factors determining algal populations in waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 12, p. 131-140. 1987.
- PEÑA, M; MARA, D. **Waste stabilisation ponds**. The Netherlands: IRC International Water and Sanitation Centre. 2004. 37 p.
- PEREIRA, C. M. **Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura**. 2004. 173 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2004.

- PEREIRA, C. M.; LAPOLLI, F. R.. Criação de tilápias no efluente doméstico tratado em lagoas de estabilização. **Biotemas**, v. 22, n. 1, p. 93-102. 2009
- PEREIRA, L. P.; MERCANTE, C. T. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. **B. Inst. Pesca**. v. 31, n. 1, p. 84-88. 2005.
- PEREIRA, D. P.; SANTOS, D. M. S.; CARVALHO-NETA, A. V.; CRUZ, C. F.; CARVALHO-NETA, R. N. F. Alterações morfológicas em brânquias de *Oreochromis niloticus* (Pisces, Cichlidae) como biomarcadores de poluição aquática na laguna da Jansen, São Luís, MA (Brasil). **Bioscience Journal**, v. 30, n. 4, p. 1213-1221. 2014
- PESCOD, M.B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO). 1992. Disponível em: <http://www2.gtz.de/Dokumente/oe44/ecosan/en-wastewater-treatment-agriculture-1992.pdf>. Acesso em: 01 Junho 2015.
- PIEDRAS, S. R. N.; POUEY, J. L. O. F.; MORAES, P. R. R.; CARDOSO, D. F. Lethal concentration (CL₅₀) of un-ionized ammonia for pejerrey larvae in acute exposure. **Scientia Agricola**, v. 63, n.2, p.184-186, 2006
- PILLAY, T. V. R. **Aquaculture principles and practices**. Oxford, England: Fishing News Books, Blackwell Science Inc. 1995. 600 p.
- POPMA, T.; MASSER, M. **Tilapia: Life history and biology, SRAC Publication No. 283**. Stoneville, Mississippi: Southern Regional Aquaculture Center. 1999. 4 p.
- PRETTI, C.; CHIAPPE, C.; BALDETTI, I.; BRUNINI, S.; MONNI, G.; INTORRE, L. Acute toxicity of ionic liquids for three freshwater organisms: *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia magna* and *Danio rerio*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. v. 72, p.1170–1176, 2009.
- PROENÇA, C. E. M.; BITTENCOURT, P. R. L. **Manual de piscicultura tropical**. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1994. 196 p.
- PRÜSS, A.; KAY, D.; FEWTRELL, L.; BARTRAM, J. Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. **Environmental Health Perspectives**, v. 110, n. 5, p. 537-542. 2002.
- RAYCHAUDHURI, S.; MISHRA, M.; NANDY, P.; THAKUR, A.R. Waste management: A case study of ongoing traditional practices at East Calcutta Wetland. **American Journal of Agricultural and Biological Sciences**, v. 3, n. 1, p. 315-320. 2008.

- RAND, G. M. Fish Toxicity Studies. Em: DI GIULIO, R. T.; HINTON, D. E. (Eds.). The toxicology of fishes. Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis Group, pp. 659-681, 2008.
- RANDALL, D. J.; WOOD, C. M.; PERRY, S. F.; BERGMAN, H.; MALOY, G. M. O.; MOMMSEN, T. P.; WRIGHT, P. A. Urea excretion as a strategy for survival in a fish living in a very alkaline environment. **Nature**, v. 337, p. 165–166. 1989.
- RANDALL, D. J.; TSUI, T. K. N. Ammonia toxicity in fish. **Marine Pollution Bulletin**. v. 45, p. 17–23. 2002.
- RANI, E. F.; ELUMALAI, M.; BALASUBRAMANIAN, M. P. Toxic and sublethal effects of ammonium chloride on a freshwater fish *Oreochromis mossambicus*. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 104, p. 1–8. 1998
- REBOUÇAS, V. T.; LIMA, F. R. S.; CAVALCANTE, D. H.; SÁ, M. V. C. Tolerance of Nile tilapia juveniles to highly acidic rearing water. **Acta Scientiarum. Animal Sciences Maringá**, v. 37, n. 3, p. 227-233, 2015.
- REED, S. C.; BASTIAN, R. K.; JEWELL, W. Engineering assessment of aquaculture systems for wastewater treatment: an overview. In: BASTIAN, R. K.; REED, S. C. (Project Officers), **Aquaculture Systems for Wastewater Treatment: Seminar Proceedings and Engineering Assessment**, pp. 1-12, EPA 430/9-80-006, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C. 1979
- REDNER, B. D.; STICKNEY, R. R. Acclimation to ammonia by *Tilapia aurea*. **Transactions of the American Fisheries Society**. Volume 108, Issue 4, 1979. pp. 383-388.
- RIBAS, L.; FLOS, R.; REIG, L.; MACKENZIE, S.; BARTON, B.A.; TORT, L. Comparison of methods for anaesthetizing Senegal sole (*Solea senegalensis*) before slaughter: Stress responses and final product quality. **Aquaculture**, v. 269, n. 1-4, p. 250–258. 2007.
- RIBEIRO, P. A. P.; MIRANDA-FILHO, K. C.; DE MELO, D. C.; LUZ, R. K. Efficiency of eugenol as anesthetic for the early life stages of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, (2015) v. 87, n. 1, p. 529-535. 2015.
- RIBEIRO JÚNIOR, J. I. **Métodos estatísticos aplicados à melhoria da qualidade**. Viçosa – Minas Gerais: Editora UFV. 2012. 385 p.
- RICHARDSON, J. Acute toxicity of ammonia to juvenile inanga (*Galaxias maculatus*). **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 25, n. 3, p. 327-330. 1991.
- RIJSBERMAN, F. J. Water scarcity: fact or fiction?. **Agricultural Water Management**, v. 80, p. 5–22, 2006.

- RIOS, E. N. **Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários**. 2007. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.
- RIOS, E. N. **Dinâmica de nitrogênio em lagoas de polimento tratando esgoto sanitário**. 2012. 99 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2012.
- RODRIGUEZ, G. H. El ecosistema de un estanque y la importancia del manejo para la nutrición y alimentación en acuicultura. In: Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura – INPA. **Fundamentos de nutrición y alimentación en acuicultura**. Bogotá, Colombia: Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural – INPA, Cal Publicidad. cap. 1. p. 1-22. 1996.
- ROJAS, L.M.; MATA, C.; OLIVEROS, A.; LUGO, R. S. Histología de branquias, hígado y riñón de juveniles del pez neotropical *Colossoma macropomum* (Characiformes, Characidae) expuesto a tres temperaturas. **Revista de Biología Tropical**, v. 61, n. 2, p.797-806. 2013.
- ROMÃO, S; DONATTI, L.; FREITAS, M. O.; TEIXEIRA, J.; KUSMA, J. Blood parameter analysis and morphological alterations as biomarkers on the health of *Hoplias malabaricus* and *Geophagus brasiliensis*. **Brazilian archives of biology and technology**. v. 49, n. 3, p. 441-448. 2006.
- ROSE, G. **Community-based technologies for domestic wastewater treatment and reuse: Options for urban agriculture**. Waterloo, Canada: International Development Research Centre Cities Feeding People Series Report 27. 1999. 75 p.
- RUAS, D. B.; DORNELAS, F. L. **Avaliação de uma unidade integrada de tratamento de esgotos sanitários e piscicultura**. 2006. 57 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.
- RUFFIER, P. J.; BOYLE, W. C.; KLEINSCHMIDT, J. Short-term acute bioassays to evaluate ammonia toxicity and effluent standards. **Water Pollution Control Federation**, v. 53, n. 3, p. 367-377, 1981.
- RYAN, T. P. **Sample size determination and power-Wiley series in probability and statistics**. New Jersey: John Wiley & Sons. 2013. 404 p.
- SÁ, M. V. C. **Limnocultura: limnologia para aquíicultura**. Fortaleza. Edições UFC. 2012. 218 p.

- SAHA, S.; SAHA, T. BASU, P. Planktons in dirty water: carbon cycling process of sewage fed fisheries in East Kolkata Wetland, India. **Wetlands**. v. 36, p. 415–429. 2016.
- SALAZAR, A. G. 2001. Consideraciones generales sobre la acuicultura. In: RODRÍGUEZ, G. H.; DAZA, P. V.; CARRILLO, A. M. (Editores). **Fundamentos de acuicultura continental, Serie Fundamentos No. 1**, 2. ed. Bogotá, Colombia: INPA - Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. 2001. cap. 1. p. 1-18.
- SANTIAGO, A. F. **Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa submetidas a diferentes níveis de radiação solar e a efluente sanitário pré-desinfectado**. 2013. 162 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2013.
- SANTOS, S. G.; MONTEIRO, S. M.; CARROLA, J.; FERNANDES, A. F.. Alterações histológicas em brânquias de tilápia nilótica *Oreochromis niloticus* causadas pelo cádmio. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 59, n. 2, p. 376-381. 2007.
- SANTOS, E. S. **Cultivo de Tilápia do Nilo em esgoto doméstico tratado com diferentes taxas de alimentação**. 2008. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) Universidade Federal do Ceará UFC, Fortaleza, 2008.
- SANTOS, E. S.; MOTA, S.; AQUINO, M. D.; PASSOS, C. F. Cultivo de tilápia do Nilo utilizando esgoto doméstico tratado sem fornecimento de ração. In: XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 10 a 14 de março de 2008. **Anais...** Belém - Pará – Brasil. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2008. 10 p.
- SANTOS, D. C. M. **Toxidez aguda do zinco em *Lambaris Astyanax aff. Bimaculatus* (Linnaeus, 1758)**. 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.
- SANTOS, E. S.; NETO, M. F.; MOTA, S.; SANTOS, A. B.; AQUINO, M. D. Cultivo de tilápia do Nilo em esgoto doméstico tratado, com diferentes taxas de alimentação. **Revista DAE**, No. 180. Maio, p. 4-11. 2009.
- SANTOS, V. B.; MARECO, E. A.; SAMIZAVA, E. Y.; KAWAGUCHI, J. M.; DAL PAI-SILVA, M. Adaptation of fingerlings of two Nile tilapia strains at low and high temperatures. Em: MACKINLAY, D. (Comp.). Proceedings **9th International Congress on the Biology of Fish**. Barcelona, Spain. July 5-9, 2010. pp. 231.
- SANTOS, E. S.; MOTA, S.; SANTOS, A. B.; MONTEIRO, C. A. B.; FONTENELE, R. M. M. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Eng Sanit Ambient**, v. 16, n. 1, p. 45-54. 2011.

- SANTOS, D. C. M.; MATTA, S. L. P.; OLIVEIRA, J. C.; DERGAM J. A, S. Histological alterations in gills of *Astyanax* aff. *bimaculatus* caused by acute exposition to zinc. **Experimental and Toxicologic Pathology**, v. 64, p. 861–866. 2012.
- SANTOS, V. B.; MARECO, E. A.; SILVA, M. D. P. Growth curves of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) strains cultivated at different temperatures. **Acta Scientiarum. Animal Sciences Maringá**, v. 35, n. 3, p. 235-242. 2013.
- SARGENT, J. C.; GALAT, D. L. Fish mortality and physicochemistry in a managed floodplain wetland. **Wetlands Ecology and Management**, v. 10, n. 2, p. 115-121. 2002.
- SARKAR, S.; GHOSH, P. B.; MUKHERJEE, K.; SIL, A. K.; SAHA, T. Sewage treatment in a single pond system at East Kolkata Wetland, India. **Water Science & Technology**, v. 60, n. 9, p. 2309-2317. 2009.
- SCHMIDT, G. L'utilisation des eaux usées organiques en pisciculture. Synthèse bibliographique. **Bulletin français de pisciculture**. Bull. Fr. Piscic. v. 282, p. 30-39. 1981.
- SCHRAM, E.; ROQUES, J. A. C.; ABBINK, W.; SPANINGS, T.; DE VRIES, P.; BIERMAN, S.; VIS, H.; FLIK, G. The impact of elevated water ammonia concentration on physiology, growth and feed intake of African catfish (*Clarias gariepinus*). **Aquaculture**, v. 306, p. 108–115. 2010.
- SEBRAE - Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Manual de boas práticas de produção e cultivo do Pirarucu em cativeiro**. Porto Velho, Brasil: Projeto Estruturante do Pirarucu da Amazônia. 2010. 40 p.
- SELVAKUMAR, T.; MADHAVI, G. Investigation of ammonia removal from synthetic wastewater during column studies of Soil Aquifer Treatment, International Conference on Science Technology Engineering & Management [ICON-STEM'15]. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences - JCHPS Special Issue**. v. 8, p. 8-12, 2015.
- SHALABI, A. **Vermicomposting of faecal matter as a component of source control sanitation**. Hamburg: Doktor-Ingenieur vorgelegte Dissertation, Hamburg University of Technology - Institute of Wastewater Management and Water protection, 2006, 145 p.
- SHARMA, K. K.; MOHAPATRA, B. C.; DAS, P. C.; SARKAR, B.; CHAND, S. Water budgets for freshwater aquaculture ponds with reference to effluent volume. **Agricultural Sciences**, v. 4, n. 8, p. 353-359, 2013.
- SHEREIF, M. M.; EASA, M. EL-S.; EL-SAMRA, M.I.; MANCY, K.H. A demonstration of wastewater treatment for reuse applications in fish production and irrigation in Suez, Egypt. **Water Science and Technology**. v. 32, n. 11, p. 137-144. 1995.

- SLOMAN, K. A.; WILSON, R. W. Anthropogenic impacts upon behaviour and physiology. Em: SLOMAN, K. A.; WILSON, R. W.; BALSHINE, S. (Eds.). **Behavior and physiology of fish, Fish physiology Vol. 24**. Academic Press: London UK. 2005. pp. 413-468
- SILVA, F. J. A.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W.; MOTA, S. E. Informal fish culture in the Maracanaú waste stabilization ponds in Fortaleza, Brazil. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 10–11, p. 393–398. 2000.
- SILVA, F. J. R.; LIMA, F. R. S.; VALE, D. A.; SÁ, M. V. C. High levels of total ammonia nitrogen as NH_4^+ are stressful and harmful to the growth of Nile tilapia juveniles. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, v. 35, n. 4, p. 475-481. 2013.
- SIFA, L.; CHENHONG, L.; DEY, M.; GAGALAC, F.; DUNHAM, R. Cold tolerance of three strains of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in China. **Aquaculture**. v. 213, p. 123–129. 2002.
- SIN, A. W.; CHIU, M. L. T. The culture of tilapia (*Sarotherodon mossambica*) in secondary effluents of a pilot sewage treatment plant. **Resources and Conservation**. v. 13, p. 217-229. 1987
- SOUSA, M. P. **Organismos planctônicos de sistemas de lagoas de tratamento de esgotos sanitários como alimento natural na criação de tilápia do Nilo**. 2007. 65 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.
- SPELLMAN, F. R. **Water and wastewater treatment plant operations**. 2nd ed. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group. 2009. 825 p.
- SPRAGUE, J. B. Measurement of pollutant toxicity to fish I. Bioassay methods for acute toxicity. **Water Research**, v. 3, n. 11, p. 793-821. 1969.
- SPRAGUE, J. B. Measurement of pollutant toxicity to fish. II. Utilizing and applying bioassay results. **Water Research**, v. 4, n. 1, p. 3-32. 1970.
- SPRAGUE, J. B. Measurement of pollutant toxicity to fish—III sublethal effects and "safe" concentrations. **Water Research**, v. 5, n. 6, p. 245-266. 1971.
- STAUDENMANN, J.; JUNGE, B. R. The Otelfingen aquaculture project: Recycling of nutrients from waste water in a temperate climate. **Journal of Applied Aquaculture**, v. 13, n. 1/2, p. 67-101, 2003.
- STEINER, A.; TIBAIJUKA, A. Joint Statement. In: CORCORAN, E.; NELLEMAN, C.; BAKER, E.; BOS, R. OSBORN, D.; SAVELLI, H. (Eds). **Sick Water? The central role**

- of wastewater management in sustainable development.** Norway: United Nations Environment Programme –UNEP-. 2010. 85 p.
- SUFFERN, J. S.; ADAMS, S. M.; BLAYLOCK, B. G.; COUTANT, C. C.; GUTHRIE, C. A. Growth of monosex hybrid tilapia in the laboratory and sewage oxidation ponds, Em: SMITHERMAN, R. O.; SHEITON, W. L.; GROVER, J. H. (Eds.), *Symposium on the Culture of Exotic Fishes*, pp. 65-81. 1978.
- TARAZONA, J. V.; MUÑOZ, M. J.; ORTIZ, J. A.; NUÑEZ, M. O.; CAMARGO, J. A. Fish mortality due to acute ammonia exposure. ***Aquaculture and Fisheries Management***. v. 18, p. 167-172, 1987.
- TILLEY, E.; ULRICH, L.; LÜTHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRÜGG, C. ***Compendium of sanitation systems and technologies***. 2nd ed. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). 2014. 176 p.
- TIMM, L. L.. Técnicas rotineiras de preparação e análise de lâminas histológicas. ***Caderno La Salle XI, Canoas***, v. 2, n. 1, p. 231 – 239. 2005.
- TIMMONS, M. B.; EBELING, J. M.; WHEATON, F. W.; SUMMERFELT, S. T.; VINCI, B. ***J. Sistemas de recirculación para la acuicultura***. Santiago, Chile: Fundación Chile. 2002. 747 p.
- TIMMONS, M. B.; EBELING, J. M. ***Recirculating aquaculture***. 2nd ed. New York: NRAC Publication No. 401-2010 Cayuga Aqua Ventures. 2010. 948 p.
- TODD, J.; JOSEPHSON, B. The design of living technologies for waste treatment. ***Ecological Engineering***, v. 6, p. 109-136, 1996.
- UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME; GEC - GLOBAL ENVIRONMENT CENTRE FOUNDATION. ***Water and wastewater reuse: An environmentally sound approach for sustainable urban water management***. Osaka, Japan: UNEP-GEC. 2004. 48 p.
- UNICEF e WORLD HEALTH ORGANIZATION. ***Progress on sanitation and drinking water – 2015 update and MDG assessment***. WHO Press, Geneva – Switzerland. 2015. 82 p.
- UNITED NATIONS. ***The international forum for social development - social justice in an open world: the role of the United Nations***. Department of Economic and Social Affairs, Division for Social Policy and Development - United Nations, New York. 2006. 146 p.

- URUGUAY - DINARA (Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Departamento de Acuicultura). **Manual básico de piscicultura en estanques**. Montevideo, Uruguay: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca –MGAP-, DINARA, FAO. 2010. 50 p.
- VAAS, K. F. **Report on the effect of environmental condition to natural fish feed for common carp in ponds of Bojongloa, Bandung**. IFRI Report No. 23, Bogor. 1957. 13 p.
- VIEIRA, S.; HOFFMANN, R. **Estatística experimental**. São Paulo: Editora Atlas. 1989. 179 p.
- VINATEA, A. L. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura**, segunda edição. Florianópolis: Editora da UFSC. 2004. 345 p.
- VIRGENS, A. C.; CASTRO, R. L.; CRUZ, Z. M. A. Alterações histológicas em brânquias de *Oreochromis niloticus* (Tilapia-do-Nilo) expostas o Acefato, Difenconazol e Sulfluramida. **Natureza on line**, v. 13, n. 1, p. 26-31. 2015.
- VOLPATO, G. L.; TRAJANO, E. Biological rhythms. In: VAL, A. L.; ALMEIDA-VAL, V. M.; RANDALL, D. J. (Eds.). **The physiology of tropical fishes: Volume 21 (Fish Physiology)**. Amsterdam: Academic Press Elsevier B.V. pp. 101-153. 2005.
- VON SPERLING, E. Afinal, quanta água temos no planeta?. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 189-199. 2006.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2005. 452 p.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. v. 1. Padstow, UK: IWA Publishing. 2005. 835 p.
- VON SPERLING, M. **Biological wastewater treatment in warm climate regions. Volume 3. Waste stabilization ponds** Padstow, UK: IWA Publishing. 2007. 162 p.
- WANG, Y.; KMIYA, Y; OKUHARA, T. Removal of low-concentration ammonia in water by ion-exchange using Na-mordenite. **Water Research**, v. 41, p 269–276. 2007.
- WANG, T.; LEFEVRE, S.; HUONG, D. T. T.; CONG, N. V.; BAYLEY, M. The effects of hypoxia on growth and digestion. In: RICHARDS, J. G.; FARRELL, A. P.; BRAUNES, C. J. (Eds.). **Hypoxia: Volume 27 (Fish Physiology Series)**: London: Academic Press Elsevier B.V., 2009, chap. 9. p. 361-396.
- WANGEAD, C.; GREATER, A.; TANSAKUL, R. Effects of acid water on survival and growth rate of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). Em: PULLIN, R. S. V.; BHUKASWAN, T.; TONGUTHAI, K.; MACLEAN, J. L. (Eds) **Proceedings of the**

- Second International Symposium on Tilapia in Aquaculture.** ICLARM Conference Proceedings No. 15, Department of Fisheries, Bangkok, Thailand, and ICLARM, Manila, Philippines, pp. 433–438. 1988.
- WATANABE, W. O.; LOSORDO, T. M.; FITZSIMMONS, K.; HANLEY, F. Tilapia production systems in the Americas: Technological advances, trends, and challenges. **Reviews in Fisheries Science**, v. 10, n. 3-4, p 465-498. 2002.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 3: Wastewater and excreta use in aquaculture.** France: WHO. 2006. 140 p.
- WOODY, C.A.; NELSON, J.; RAMSTAD, K. Clove oil as an anaesthetic for adult sockeye salmon: field trials. **Journal of Fish Biology**, v. 60, n. 2, p. 340–347. 2002.
- WRIGLEY, T. J.; TOERIEN, D. F.; GAIGHER, I. G. Fish production in small oxidation ponds. **Water Research**. v. 22, n. 10, p. 1279-1285. 1988.
- WYATT, T. A.; BARKOH, A.; SCHLECHTE, J. W. **Refining ammonia treatments for *Prymnesium Parvum* control in Striped Bass fingerling production ponds.** Austin, USA: Texas Parks and Wildlife Department Inland Fisheries Division. 2012. 23 p.
- XU, J.; MIAO, X.; LIU, Y.; CUI, S. Behavioral response of tilapia (*Oreochromis niloticus*) to acute ammonia stress monitored by computer vision. **Journal of Zhejiang University SCIENCE**. v. 6B, n. 8, p. 812-816. 2005.
- YOO, K. H.; BOYD, C. E. **Hydrology and water supply for pond aquaculture.** New York, USA: Chapman & Hall. 1994. 483 p.
- ZIMMERMANN, F. J. P. **Estatística aplicada à pesquisa agrícola.** Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão. 2004. 402 p.

Anexo 1. Resultados análises de toxicidade aguda com alevinos de 0,49 g pelo software Probit - USEPA

EPA PROBIT ANALYSIS PROGRAM
USED FOR CALCULATING LC/EC VALUES
Version 1.5

TERCEIRO ENSAIO DE TOXICIDADE AGUDA

Conc.	Number Exposed	Number Resp.	Observed Proportion Responding	Proportion Responding Adjusted for Controls	Predicted Proportion Responding
Control	140	6	0.0429	0.0000	0.1166
0.8900	140	23	0.1643	0.0540	0.0000
1.5800	140	20	0.1429	0.0297	0.0000
2.8100	140	20	0.1429	0.0297	0.0299
5.0000	140	85	0.6071	0.5553	0.5553

Chi - Square for Heterogeneity (calculated) = 4.024
Chi - Square for Heterogeneity (tabular value at 0.05 level) = 5.991

Mu = 0.681762
Sigma = 0.123844

Parameter	Estimate	Std. Err.	95% Confidence Limits
Intercept	-0.504991	1.536250	(-3.516041, 2.506058)
slope	8.074652	2.234700	(3.694639, 12.454664)
Spontaneous Response Rate	0.116601	0.015690	(0.085849, 0.147354)

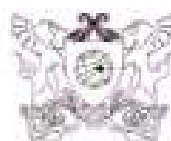
TERCEIRO ENSAIO DE TOXICIDADE AGUDA

Estimated LC/EC Values and Confidence Limits

Point	Exposure Conc.	95% Confidence Limits Lower	95% Confidence Limits Upper
LC/EC 1.00	2.476	1.091	3.169
LC/EC 5.00	3.006	1.665	3.603
LC/EC 10.00	3.335	2.084	3.862
LC/EC 15.00	3.576	2.422	4.049
LC/EC 50.00	4.806	4.391	5.162
LC/EC 85.00	6.458	5.783	9.056
LC/EC 90.00	6.926	6.068	10.522
LC/EC 95.00	7.682	6.507	13.161
LC/EC 99.00	9.330	7.400	20.070

‡
TOXICIDADE AGUDA 3

Anexo 2. Certificado de aprovação pela comissão de ética CEUAP - UFV



UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA
COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS DE PRODUÇÃO
CEUAP/UFV

Campus Universitário – Viçosa, MG – 36570-900 – Telefones: (31) 3899.3273 – e-mail: ceuas@ufv.br – site: www.ceuas.ufv.br

Viçosa, 08/07/16

CERTIFICADO

Certificamos que o projeto intitulado "Criação de Tilápia com efluente de lagoa de alta taxa: avaliação de taxas de aplicação superficial de nitrogênio e sustentabilidade da produção pelo fornecimento de alimento natural (plâncton)", protocolo nº 43/2016, sob a responsabilidade de Rafael Kopschitz Xavier Bastos - que envolve a produção, manutenção e/ou utilização de animais pertencentes ao filo chordata, subfilo vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa científica (ou ensino) - encontra-se de acordo com os preceitos da lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, do decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009, e com as normas editadas pelo conselho nacional de controle da experimentação animal (concea), e foi aprovado pela comissão de ética no uso de animais de produção da universidade federal de viçosa (ceuas-ufv) em reunião de 24/Jun/2016.

Finalidade: Pesquisa Ensino

Vigência do Projeto: de 08/07/2016 a 30/04/2017

Espécie/linhagem: Peixe (*Oreochromis niloticus*) Nº de animais: 2127

Peso: 1 a 20 g Idade: — Sexo: Macho Origem: Laboratório de Nutrição de Peixes/DZO/UFV –
CNPJ/CPF: 25.944.455/0001-96

CERTIFICATE

We certify that the project entitled "Tilapia farming with high rate algal pond effluent: evaluation of the application of nitrogen loading rates on waste stabilization ponds and production sustainability by natural food (plankton) supply" protocol nº 43/2016, under the responsibility of Rafael Kopschitz Xavier Bastos - which involves the production, maintenance and / or use of animals belonging to the phylum chordata, subphylum vertebrata (except man), for scientific research purposes (or education) - is in accordance with the law nº 11.794, of October 8, 2008, Decree nº 6899 of July 15, 2009, and the rules issued by the Brazilian National Council for Animal Experimentation Control (CONCEA), and was approved by the Ethics Commission on the use of farm animals of Universidade Federal de Viçosa (CEUAP-UFV) in its meeting on Jun, 24th, 2016.

Finality: Research Education

Duration of the Project: from Jul, 08th, 2016 to Apr, 30th, 2017.

Species / strain: Fish (*Oreochromis niloticus*) Nº of animals: 2127

Weight: 1 to 20 g Age: — Sex: Male Source: Laboratório de Nutrição de Peixes/DZO/UFV –
CNPJ/CPF: 25.944.455/0001-96

Mário Luiz Chizzotti
Coordenador da CEUAP/UFV