

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO COM USO
DE WETLANDS CONSTRUÍDAS PARA EFLUENTES DA PISCICULTURA**

MARIANA SILVEIRA GUERRA MOURA E SILVA

CAMPINAS
JUNHO DE 2012

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO COM USO
DE WETLANDS CONSTRUÍDAS PARA EFLUENTES DA PISCICULTURA**

Tese de Doutorado submetida à banca examinadora para
obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola na Área
de Concentração em Água e Solo.

MARIANA SILVEIRA GUERRA MOURA E SILVA
Orientador: PROF. DR. DENIS MIGUEL ROSTON

CAMPINAS
JUNHO DE 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

Si38s Silva, Mariana Silveira Guerra Moura e
Desenvolvimento de um sistema de recirculação com
uso de wetlands construídas para efluentes da
piscicultura / Mariana Silveira Guerra Moura e Silva. --
Campinas, SP: [s.n.], 2012.

Orientador: Denis Miguel Roston.
Tese de Doutorado - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Tilápia (Peixe). 2. Aquicultura. 3. Peixe - Criação.
4. Vetiver. I. Roston, Denis Miguel, 1951-. II.
Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Agrícola. III. Título.

Título em Inglês: Development of a recirculating system using constructed
wetlands for aquaculture effluents

Palavras-chave em Inglês: Tilápia (Fish), Aquaculture, Fish - Creation, Vetiver

Área de concentração: Água e Solo

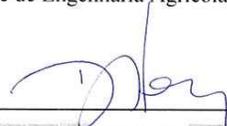
Titulação: Doutora em Engenharia Agrícola

Banca examinadora: João Donato Scorvo Filho, Ronaldo Stefanutti, Ariovaldo
José da Silva, José Euclides Stipp Paterniani

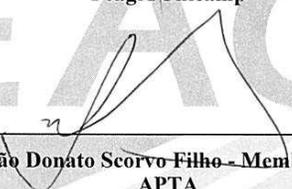
Data da defesa: 22-06-2012

Programa de Pós Graduação: Engenharia Agrícola

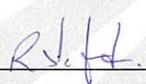
Este exemplar corresponde à redação final da **Tese de Doutorado** defendida por **Mariana Silveira Guerra Moura e Silva**, aprovada pela Comissão Julgadora em 22 de junho de 2012, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.



Prof. Dr. Denis Miguel Roston – Presidente e Orientador
Feagri/Unicamp



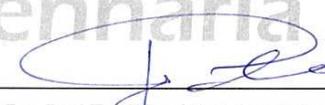
Dr. João Donato Scorvo Filho - Membro Titular
APTA



Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti - Membro Titular
UFC



Prof. Dr. Ariovaldo José da Silva - Membro Titular
Feagri/Unicamp



Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani - Membro Titular
Feagri/Unicamp

AGRADECIMENTOS

À minha família, Rodrigo, Pedro e Julia, por todo o amor e carinho diários, alegrias da minha vida e meu orgulho.

Ao Rodrigo, por todo o amor, pelo apoio nos momentos bons e difíceis, e pela paciência.

Aos meus pais, Ricardo e Maria Helena, por terem me proporcionado o “caminho das pedras” para que eu chegasse até aqui. E pelo imenso amor.

Aos meus irmãos, Elisa e Eduardo, companheiros de vida.

Aos meus avós, Aldinha, Bento, Maria Regina e Alarico, pessoas especiais e muito queridas.

Ao Julio, por ter me aberto as portas da FEAGRI, e por todo o apoio ao longo desses anos, desde a minha chegada à Embrapa.

Ao Prof. Denis, por ter aceitado me orientar, e por sua amizade.

Às amigas do coração, Elen e Lu, pela amizade, pelas risadas e pelo carinho de sempre.

A todos do Laboratório de Ecossistemas Aquáticos: Marcos, Fernanda, Ana Lucia, Marisa, Gino e Lu, pela imensa ajuda ao longo dos experimentos, sugestões e trocas de idéia.

À Vera Ferracini, Rodrigo e Marley, pela colaboração nas análises de cromatografia líquida.

Ao Itamar, Rosely e Milena, pelo apoio nas análises microbianas.

À Thamyres, pela ajuda e participação nas análises no Laboratório de Saneamento.

À Karol, parceira de viagens e congressos, e à Ellen, grandes amigas que fiz no doutorado.

À minha sogra, Ana Lúcia, por toda a força.

Ao Giovani, do Laboratório de Saneamento da FEAGRI, pela grande ajuda nas análises.
Ao Claudemir, por toda força na instalação e manutenção do sistema.

A todos que colaboraram, participaram e ajudaram na confecção deste trabalho.

À EMBRAPA, por ter proporcionado essa importante etapa em minha carreira.

E a Deus, por me dar saúde e poder desfrutar de todas as belezas da vida.

SUMÁRIO

RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xii
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	1
1.OBJETIVOS.....	3
2.HIPÓTESE.....	3
3.ESTRUTURA DA TESE.....	4
CAPÍTULO 2 - REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1 A aquicultura mundial e brasileira.....	5
2.2 Desafios para uma aquicultura ambientalmente sustentável.....	8
2.3 Boas Práticas de Manejo e legislação ambiental.....	11
2.4 Sistemas de Aquicultura com Recirculação (SAR).....	12
2.5 Sistemas de tratamento de águas residuárias.....	14
2.6 <i>Wetlands</i> naturais e leitos cultivados.....	16
2.7 O uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes de aquicultura.....	26
2.8 Parâmetros Físico-Químicos da Qualidade da Água na Aquicultura.....	28
CAPÍTULO 3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	35
3.1 Descrição do sistema modular de recirculação da água.....	35
3.2 Ensaio Piloto.....	42
3.3 Ensaio A – Avaliação dos meios suporte e da planta Vetiver.....	43
3.4 Ensaio B – Avaliação dos tempos de detenção hidráulica.....	48
3.5 Ensaio C – Avaliação da densidade populacional.....	50
CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
4.1 Ensaio Piloto.....	53
4.2 Ensaio A - Avaliação dos meios suporte e da planta Vetiver.....	56
4.3 Ensaio B – Avaliação dos tempos de detenção hidráulica	70
4.4 Ensaio C - – Avaliação da densidade populacional.....	78
CONCLUSÕES.....	92
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	91

APÊNDICE A – ANOVA para OD no Ensaio A.....	107
APÊNDICE B - ANOVA para Condutividade Elétrica no Ensaio A.....	108
APÊNDICE C - ANOVA para pH no Ensaio A.....	109
APÊNDICE D - ANOVA para OD no Ensaio B.....	110
APÊNDICE E - ANOVA para pH no Ensaio B.....	111
APÊNDICE F - ANOVA para Condutividade Elétrica no Ensaio B.....	112
APÊNDICE G - ANOVA para pH no Ensaio C.....	113
APÊNDICE H - ANOVA para OD no Ensaio C.....	114
APÊNDICE I - ANOVA para Condutividade Elétrica no Ensaio C.....	115

LISTA DE ABREVIACÕES

APHA: American Public Health Association
CAA: conversão alimentar aparente (g)
CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente
CV: coeficiente de variação
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L^{-1});
DQO: Demanda Química de Oxigênio (mg L^{-1});
EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária;
FAO: Food and Agriculture Organization
FEAGRI: Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP;
LEA: Laboratório de Ecossistemas Aquáticos;
NAT: Nitrogênio Amoniacal Total (mg L^{-1});
NH₄: on amônio (mg L^{-1});
NO₃: nitrato (mg L^{-1});
OD: Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1});
P: Fósforo (mg L^{-1});
pH: Potencial Hidrognio;
PO₄: on fosfato (mg L^{-1});
STD: Sólidos Totais Dissolvidos (mg L^{-1});
TCAA: taxa de conversão alimentar aparente
TDH: Tempo de Detenção Hidráulica (hora);
TKN: Nitrogênio Total Kjeldahl (mg L^{-1});
UNICAMP: Universidade Estadual de Campinas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Vistas lateral e frontal do sistema de leitos cultivados.....	36
Figura 02 – Sistema de drenagem com canos de PVC.....	37
Figura 03 – Mudas de Vetiver no sistema e pesagem das muda.....	38
Figura 04 – Detalhe do saco de argila expandida e secagem dos saco.....	39
Figura 05 – Medição e pesagem das tilápias em biometria do Ensaio A.....	47
Figura 06 – Tubo de PVC em forma de “T” para aeração.....	49
Figura 07 – Peixes em caixas d’água durante a quarentena do Ensaio C.....	51
Figura 08 - Variação do pH durante o Ensaio Piloto.....	53
Figura 09 – Variação da condutividade elétrica durante o Ensaio Piloto.....	54
Figura 10 - Variação do oxigênio dissolvido durante o Ensaio Piloto.....	54
Figura 11 - Variação da temperatura da água durante o Ensaio Piloto.....	55
Figura 12 – Variação do oxigênio dissolvido durante o Ensaio A.....	58
Figura 13 - Variação da condutividade elétrica durante o Ensaio A.....	59
Figura 14 - Variação do pH durante o Ensaio A.....	59
Figura 15 - Variação da temperatura da água durante o Ensaio A.....	60
Figura 16 – Mortalidade de peixes durante o Ensaio A.....	70
Figura 17 - Variação do oxigênio dissolvido durante o Ensaio B.....	72
Figura 18 - Variação do pH durante o Ensaio B.....	72
Figura 19 - Variação da condutividade elétrica durante o Ensaio B.....	73
Figura 20 - Variação da temperatura da água durante o Ensaio B.....	73
Figura 21 – Temperatura da água x mortalidade de peixes durante o Ensaio B....	77
Figura 22 – Mortalidade de peixes durante o Ensaio B.....	78
Figura 23 - Variação do pH durante o Ensaio C.....	82
Figura 24 - Variação do oxigênio dissolvido durante o Ensaio C.....	83
Figura 25 - Variação da temperatura da água durante o Ensaio C.....	83
Figura 26 - Variação da condutividade elétrica durante o Ensaio C.....	84
Figura 27 – Mortalidade de peixes durante o Ensaio C.....	90
Figura 28 - Valores médios do consumo semanal de ração durante o Ensaio C....	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 – Volume útil e índices de vazios para os três meios suporte.....	41
Tabela 02 – Vazões e TDHs para os três meios suporte.....	42
Tabela 03 – Limites para parâmetros físico-químicos da aquicultura.....	45
Tabela 04 – Vazões e TDHs para os seis tratamentos do Ensaio B.....	49
Tabela 05 - Características biométricas dos peixes durante o ensaio piloto.....	56
Tabela 06 – Redução de parâmetros físico-químicos do Ensaio A.....	62
Tabela 07 – Índices zootécnicos ao final do Ensaio A.....	65
Tabela 08 – ANOVA da Biometria aos 30 dias do Ensaio A	66
Tabela 09 – ANOVA da Biometria aos 60 dias do Ensaio A	66
Tabela 10 - Análise da composição centesimal durante o Ensaio A.....	68
Tabela 11 – Composição nutricional da Vetiver durante o Ensaio A.....	68
Tabela 12 – Redução de parâmetros físico-químicos do Ensaio B.....	75
Tabela 13 – Índices zootécnicos ao final do Ensaio B.....	79
Tabela 14 - ANOVA da biometria no início do Ensaio B.....	79
Tabela 15 – ANOVA da biometria aos 30 dias do Ensaio B.....	80
Tabela 16 - Parâmetros físico-químicos durante a quarentena do Ensaio C.....	81
Tabela 17 - Redução de parâmetros físico-químicos do Ensaio C.....	85
Tabela 18 – Índices zootécnicos ao final do Ensaio C.....	88
Tabela 19 - ANOVA da biometria no início do Ensaio C.....	88
Tabela 20 - ANOVA da biometria aos 30 dias do Ensaio C.....	89
Tabela 21 - ANOVA da biometria 60 dias do Ensaio C.....	89
Tabela 22 – ANOVA do consumo médio de ração durante o ensaio C.....	91
Tabela 23 - Composição centesimal dos peixes ao final do Ensaio C.....	92

DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO COM USO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS PARA EFLUENTES DA PISCICULTURA

RESUMO

A aquicultura mundial vem crescendo em ritmo acelerado nas últimas décadas, em função de vários fatores, entre eles: o aumento demográfico, a procura por alimento de baixa caloria e principalmente a redução dos estoques pesqueiros naturais. O Brasil tem enorme potencial para se tornar líder mundial na produção de peixes em cativeiro. No entanto, para que a atividade se estabeleça, é preciso que a aquicultura brasileira se desenvolva sobre bases econômica e ambientalmente sustentáveis. Assim, o uso racional da água e o monitoramento dos efluentes devem ser parâmetros de suma importância para que tal desenvolvimento ocorra.

O presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência de leitos cultivados de fluxo subsuperficial, a viabilidade da utilização de materiais de baixo custo na montagem dos filtros, juntamente com a planta Vetiver (*C. zizanioides*) na melhoria da qualidade do efluente de piscicultura (*O. niloticus*) em escala piloto, com ciclo fechado de água (sistema de recirculação). Para tanto, foi montado um sistema de leitos cultivados compostos por três tipos de meio suporte, quais sejam: brita, argila expandida e uma mistura homogênea de ambos os substratos (mix). O desempenho dos leitos foi medido por avaliações de parâmetros físico-químicos da água, pela biometria e pela análise da composição centesimal dos peixes.

Na avaliação da seleção do meio suporte e a influência da planta Vetiver, o meio suporte “brita” teve melhor desempenho tanto para a qualidade da água como para desenvolvimento dos peixes. Também ficou evidente a importância da planta no aumento da eficácia dos filtros - na maioria dos parâmetros avaliados a redução de nutrientes foi maior nos tratamentos com a presença da Vetiver.

Na análise das vazões e tempos de detenção hidráulica (TDHs), os tratamentos com vazão máxima apresentaram melhor desempenho. Era de se esperar o contrário, ou seja, que as reduções nos parâmetros de qualidade de água fossem maiores na vazão reduzida, já que isso implica em um maior TDH (valor médio de 0,53 hora na vazão reduzida contra valor médio de 0,29 hora na vazão total) e conseqüentemente em um maior tempo de contato entre a água bruta e o filtro biológico. Já em relação aos indicadores dos peixes (biometria e composição centesimal), os tratamentos com vazão reduzida à metade (vazão média de $0,06 \text{ L s}^{-1}$) apresentaram resultados

mais satisfatórios, com melhor desenvolvimento dos animais nestes tratamentos.

E ao se avaliar o efeito da densidade de peixes, o desenvolvimento dos animais foi melhor nas caixas com menor densidade ($13,04 \text{ kg m}^{-3}$), onde houve taxas de mortalidade mais baixas, independentemente do tipo de meio suporte empregado nos filtros. A menor densidade de animais por metro cúbico resultou em uma melhor qualidade da água tratada (maiores reduções em parâmetros físico-químicos importantes), provavelmente também em função da melhor qualidade da água bruta.

De modo geral, pode se concluir que o sistema de recirculação proposto é viável para a criação comercial. A combinação da brita com a argila expandida (meio suporte “mix”) pode ter propiciado uma colonização mais diversificada da comunidade microbiana, favorecendo a redução de parâmetros físico-químicos importantes. Embora o TDH deva ser relativamente alto em leitos cultivados, no presente estudo a rápida renovação da água é crítica para a manutenção de níveis elevados da oxigenação da água e para a redução da concentração de nitrito, assegurando o bom desenvolvimento da tilápia.

PALAVRAS-CHAVE: leitos cultivados, fluxo subsuperficial; aquicultura; tilápia; Vetiver; sistema de aquicultura de recirculação (SAR)

DEVELOPMENT OF A RECIRCULATING SYSTEM USING CONSTRUCTED WETLANDS FOR AQUACULTURE EFFLUENTS

ABSTRACT

Global aquaculture has been growing very fast in recent decades due to several factors, including: population growth, demand for low calorie protein and especially the reduction of natural fish stocks. Brazil has enormous potential to become a world leader in fisheries production in captivity. However, the development of aquaculture in Brazil must be conducted on economically and environmentally basis. Thus, the rational use of water and monitoring the effluent parameters should be of paramount importance for such development to occur.

The present study aimed to evaluate the efficiency of subsurface flow constructed wetlands, the feasibility of using low cost materials in the filters construction along with the plant Vetiver (*C. zizanioides*) in treatment of effluent from tilapia culture (*O. niloticus*) in pilot scale, with closed water cycle system (recirculation). To that end, a constructed wetland system composed by three types of support media was built, such as: gravel, expanded clay and a homogeneous mixture of both substrates (MIX). The performance of the beds was measured by assessments of physical and chemical water parameters and by the assessment of fish development.

The assessment of substrate selection and the influence of Vetiver plant, the gravel had better performance for both water quality and fish development. It was also evident the importance of the plant to improve the bed performance. Percentual reduction of physico-chemical parameters was higher in treatments with the presence of the plant.

For detention hydraulic times (TDHs) and flow assessment, treatments with maximum flow showed better performance. One might expect the opposite to occur, namely that reductions in water quality parameters were higher in the reduced flow, since it would imply higher TDHs (mean value of 0,53 hour for reduced flow compared to mean value of 0,29 hour for maximum flow) and consequently greater contact between non treated water and the biological microbial community. Considering fish development, treatments with reduced flow (mean value of 0,06 L s⁻¹) showed better results, with higher values for biometric indicators.

And when evaluating the effect of fish density, animal development was greater at lower density treatments (13,04 kg/m³), which presented lower mortality rates, regardless of substrate

type used in filters. The lower density of fishes per cubic meter resulted in better quality of treated water (greater reductions of important physico-chemical parameters), probably also due to better non-treated water quality.

In summary, it can be concluded that the recirculation system proposed is feasible for commercial purposes, as the filter type MIX was effective in reducing critical parameters for good development of tilapia. The combination of gravel with expanded clay probably led to greater microbial community diversity, favoring the reduction of important physico-chemical parameters. Though the HDT should be relatively high in constructed wetlands, in the present study the rapid exchange of water is critical for the maintenance of high levels of water dissolved oxygen and to reduce nitrite concentration, ensuring good tilapia development.

KEYWORDS: constructed wetland; subsuperficial flux; aquaculture; tilapia; Vetiver; recirculating aquaculture system (RAS)

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

A aquicultura brasileira vem crescendo rapidamente, gerando emprego e renda nas diferentes regiões do país. No entanto, esse crescimento deve vir acompanhado de práticas ambientalmente sustentáveis. Assim, para que a atividade se estabeleça, é preciso que algumas condições ambientais sejam respeitadas, e que a criação dos animais aquáticos seja conduzida dentro de parâmetros de qualidade de água especificados pela legislação brasileira. Também é preciso que os impactos a jusante dos criadouros, isto é, que a qualidade dos efluentes gerados seja a melhor possível, a fim de que sejam minimizadas as alterações sobre os corpos hídricos das áreas de entorno. Atualmente, a maioria dos efluentes da aquicultura proveniente do meio rural não sofre nenhum tipo de tratamento prévio ao lançamento nos corpos d'água a jusante.

Sendo assim, é de suma importância a validação de tecnologias inovadoras que possam assegurar o desenvolvimento sustentável da aquicultura brasileira. Estas tecnologias servirão para o estabelecimento de Boas Práticas de Manejo (BPMs), uma vez que se parte do pressuposto de que grande parte dos impactos ambientais pode ser evitado ou minimizado por meio do emprego destas práticas. É importante também que os sistemas de tratamento propostos sejam viáveis do ponto de vista econômico de instalação, operação e manutenção. As chamadas leitos cultivados têm como principal objetivo o tratamento de águas residuárias. No caso do tratamento para efluentes orgânicos (caso da piscicultura) elas apresentam grandes vantagens, tais como: não necessitam do emprego de produtos químicos, não exigem técnicas sofisticadas para a operação e controle do processo, não necessitam de operadores qualificados, e possuem facilidade de construção e manutenção. Além disso, o uso de materiais alternativos e de baixo custo reduzem os gastos com sua implantação e manutenção, propiciando um processo de tratamento de água eficiente e acessível a pequenas comunidades rurais de baixa renda ou isoladas.

A aquicultura se utiliza de um recurso natural cada vez mais valorizado e escasso, tratando-se de água abundante e de boa qualidade. Diante disso, a criação de peixes em sistema super intensivo com recirculação de água tem sido o objetivo de muitos produtores ou comerciantes do mercado com restrições de área de produção ou com recursos hídricos limitados. Além do uso racional e da economia de água, algumas vantagens deste sistema de criação são: controle da qualidade da água; eliminação de resíduos orgânicos resultantes da criação; redução da proliferação de algas e fungos que podem conferir sabor desagradável ao pescado (*off flavour*);

manutenção das condições propícias para criação o ano todo; possibilidade de manejo intensivo para se obter produtos mais homogêneos.

A fim de que a expansão da aquicultura se dê em bases ambientalmente sustentáveis, o desenvolvimento de sistemas mais eficientes do ponto de vista de uso da água e menor impacto ambiental deve ser alvo de pesquisas. A implementação de Sistemas de Aquicultura de Recirculação (SAR) é uma possibilidade para atender, pelo menos em parte, a esses objetivos.

A preocupação com a qualidade e segurança dos produtos aquáticos e a descarga de efluentes não tratados são inerentes ao sistema de recirculação. Este tipo de sistema é baseado na criação de organismos aquáticos em terra, onde a água é parcialmente reutilizada após tratamento mecânico e biológico, numa tentativa de reduzir o consumo de água e a liberação de nutrientes para o ambiente, ocasionando a eutrofização, por exemplo. Entretanto, a instalação deste tipo de sistema de criação deve ser avaliado com cautela em cada caso, pois em geral, o funcionamento desses sistemas requer infra-estrutura e equipamentos sofisticados e com alto custo operacional.

Ainda assim, os Sistemas de Aquicultura de Recirculação são uma solução eficiente para a diminuição de impactos em termos de produção de resíduos, uso de água e demanda de combustíveis fósseis. Eles já foram utilizados em leitos cultivados verticais onde verificou-se que este tipo de tratamento tem grande potencial na criação de animais aquáticos dos trópicos, principalmente na redução da descarga de efluentes e seus impactos associados.

Portanto, embora a aquicultura brasileira esteja em franca expansão em sua produtividade e mercados nacional e internacional, as pequenas propriedades rurais ainda sofrem com os altos custos das rações, o pouco uso de boas práticas de manejo alimentar e o difícil acesso a tecnologias inovadoras. Assim, é interessante que sejam desenvolvidas pesquisas que utilizem sistemas de tratamento da água alternativos para reduzir custos de produção e que minimizem o impacto ambiental do efluente da produção sobre os corpos d'água a jusante dos criadouros, principalmente através do uso racional da água e do tratamento do efluente da aquicultura.

1.1 OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Este estudo teve como objetivo geral avaliar o desempenho de um sistema modular de filtros biológicos compostos por leitos cultivados com a planta Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) de fluxo subsuperficial no tratamento do efluente por meio de experimentos com tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*), em um ciclo fechado (sistema de recirculação).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Selecionar o substrato filtrante com melhor eficácia na redução de parâmetros físico-químicos importantes para a manutenção da qualidade da água em níveis adequados para a criação de tilápias;
- b) Acompanhar o crescimento dos peixes no sistema proposto a fim de se verificar a influência do meio filtrante sobre o desenvolvimento dos animais;
- c) Avaliar o efeito da densidade de peixes sobre a qualidade da água e sobre os índices zootécnicos;
- d) Avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulica e da vazão dos leitos sobre a qualidade físico-química da água.

1.2 HIPÓTESE

O sistema de aquicultura de recirculação com uso de leitos cultivados é eficiente no tratamento do efluente, sendo ambientalmente sustentável por economizar e racionalizar o uso da água.

1.3 ESTRUTURA DA TESE

O desenvolvimento da tese foi baseado na revisão da literatura sobre a situação da aquicultura brasileira, o uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes desta atividade agropecuária, a qualidade da água gerada pós-tratamento, o desenvolvimento e bem estar dos peixes criados e o papel da planta Vetiver no sistema de tratamento. Assim, o trabalho está dividido nas seguintes partes:

- Descrição do sistema modular de tratamento

- Ensaio A - Avaliação do efeito da planta e do meio suporte sobre a qualidade da água, composto pelas seguintes análises:
 - avaliação físico-química da água tanto na entrada quanto na saída do sistema (antes e após a passagem pelas leitos cultivados);
 - biometria e análise da composição centesimal dos peixes dentro do sistema;
 - análise do crescimento e da composição nutricional da planta Vetiver.

- Ensaio B: Avaliação do tempo de detenção hidráulica e do meio suporte, composto pelas seguintes análises:
 - avaliação físico-química da água tanto na entrada quanto na saída do sistema (antes e após a passagem pelas leitos cultivados);
 - biometria e análise da composição centesimal dos peixes dentro do sistema.

- Ensaio C: Avaliação da densidade de peixes e do meio suporte, composto pelas seguintes análises:
 - avaliação físico-química da água tanto na entrada quanto na saída do sistema (antes e após a passagem pelas leitos cultivados);
 - biometria e análise da composição centesimal dos peixes dentro do sistema.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A aquicultura mundial e brasileira

A piscicultura é uma prática registrada desde a Roma Antiga e, depois de séculos, em função do crescimento demográfico e da demanda por alimentos, apresentou grande expansão na região indo-pacífica, principalmente na China (TIAGO, 2002).

O Brasil tem enorme potencial para o desenvolvimento da aquicultura, sendo a maior reserva de água doce do mundo e por possuir uma extensa costa. Sua demanda por pescados é baixa, porém crescente. De acordo com SIDONIO ET AL. (2012), a atividade encontra-se pouco estruturada em nosso país, pois há dificuldade na obtenção de licenças, carência de assistência técnica, manejo inadequado, e grande necessidade de capital de giro, entre outros fatores. Porém, segundo os autores, com uma política de P&D para espécies promissoras e a modernização e profissionalização do setor, a aquicultura brasileira poderá ser bastante desenvolvida.

Segundo o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), o consumo *per capita* de pescado no Brasil aumentou 40% em seis anos, para 9,03 quilos anuais por habitante em 2009, mas segue muito abaixo da média mundial e do recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Em 2003, o consumo era de 6,46 quilos anuais por habitante. Apesar do baixo consumo, o aumento nos últimos anos permitiu que o Brasil antecipasse para 2009 a meta que era imposta para 2011, de elevar o consumo até nove quilos por habitante ao ano. Ainda segundo o MPA, os brasileiros consumiram, em 2009, um total de 1,7 milhão de toneladas de pescado, das quais 69,4% foram de espécies capturadas no país. Em 2009, o consumo brasileiro esteve abaixo dos 12 quilos recomendados pela OMS e dos 16 quilos da média mundial. Em alguns países como o Japão o consumo chega a 60 quilos por habitante ao ano. Apesar de a produção ter crescido 15,7% nos últimos seis anos, até 1,2 milhão de toneladas em 2009, ainda é pequena para um país com 7.367 quilômetros de litoral e que tem 12% da água doce disponível no planeta. Segundo dados do MPA, desde 2003 foram gerados 500 mil novos empregos no setor, que hoje emprega quatro milhões de pessoas. Segundo dados oficiais o Brasil tem potencial para elevar sua produção até 20 milhões de toneladas anuais e atender não só o consumo interno, mas também uma demanda externa crescente, calculada em 100 milhões de toneladas em 2030 (EFE, 2010).

De forma análoga, o potencial pesqueiro, marinho e continental ainda é pouco explorado no país. Entretanto, o crescimento da piscicultura no país, assim como em todo o mundo, deve-se,

segundo TIAGO (2002), às seguintes razões: elevação dos custos de transporte de pescado fresco para o interior, a deterioração da qualidade das águas, o comprometimento potencial piscoso dos cursos d'água e o reconhecimento da atividade como um segmento do setor primário de grande potencial econômico.

Diagnósticos recentes têm indicado que um dos entraves para o desenvolvimento do setor no Brasil tem sido a insuficiência e a dispersão de esforços em Pesquisa & Desenvolvimento, devido a fatores como a falta de uma coordenação nacional das pesquisas relacionadas à aquicultura, o que tem levado à dispersão e redundância de esforços que nem sempre atendem as reais necessidades do setor; e à falta de um programa nacional de apoio ao desenvolvimento da aquicultura, não sendo possível nos últimos anos, suprir a redução de 1 milhão para 700 mil toneladas de pescado da atividade extrativa, embora colocado como meta nacional. Como consequência, o Brasil desembolsa anualmente mais de US\$ 350 milhões com a importação de pescado. Atualmente é consenso no setor, inclusive da comunidade acadêmica, que o sistema de Pesquisa e Desenvolvimento, em especial da Embrapa, deva nos próximos 10 anos, dar prioridade às cadeias produtivas da tilápia, do camarão marinho e dos moluscos (EMBRAPA Meio Ambiente, 2012).

O aumento do consumo de pescado frente a outros alimentos ganhou força nas últimas quatro décadas. Este aumento veio em grande parte dos recursos pesqueiros naturais, e só mais recentemente da aquicultura. Atualmente, entretanto, depois de mais de quatro décadas de aumento, a contribuição do pescado para a segurança alimentar sustentável está passando por uma transição para uma elevação da escassez. A solução então seria o aumento da produção da aquicultura.

Nos últimos cinquenta anos, a aquicultura mundial cresceu de maneira muito expressiva. Em 1950, a produção global era de aproximadamente um milhão de toneladas; em 2005, 48,1 milhões de toneladas de animais aquáticos foram produzidas com uma taxa média anual de crescimento de 8,8% (FAO, 2009). Comparando com outras culturas, a aquicultura foi a que mais cresceu. De 2007 a 2009, enquanto a produção de aves aumentou em 9,2%, a produção de suínos cresceu 12,9% e a aquicultura aumentou em 43,8% (MPA, 2010).

Globalmente, a aquicultura contribui com algo em torno de 2,5 kg de alimento *per capita*. No encontro de Kyoto, em 1995, foi feita uma previsão de que em 2010 haveria uma queda no suprimento de produtos pesqueiros para atender a demanda da população em crescimento, o que

por sua vez afetaria adversamente a segurança alimentar mundial. Ainda na conferência de Kyoto, a previsão para a produção da aquicultura em 2010 era de 39 milhões de toneladas (KYOTO, 1995). Segundo a FAO (2009), a proporção de animais cultivados está crescendo mais rapidamente do que a proporção de animais capturados. Em números absolutos, em 2006 a produção de animais capturados foi de 93,150 toneladas, e a de animais cultivados foi de 66,147 toneladas. Em 2009, segundo dados da FAO, os números globais para peixes de água doce foram: 8,907 para captura e 30,635 para aquicultura (em milhões de toneladas). Assim, a tendência da aquicultura superar a captura de animais está se confirmando (FAO, 2009).

No Brasil, em 2009, a produção aquícola (água doce e salgada) respondia por 33,5% e a pesca por 66,5% (MPA, 2010). Para se ter uma idéia da importância do setor para o agronegócio brasileiro, vale dizer que a produção da pesca e aquicultura no Brasil saltou de 365.366,4 toneladas em 2008 para 415.649,4 toneladas em 2009 (elevação de 12%), conforme mostra o levantamento da “Produção Pesqueira e Aquícola do Brasil” publicado em 2010 pelo Ministério da Pesca e Aquicultura. Em 2010, a produção aquícola nacional foi de 479.399 t, representando um incremento de 15,3% em relação à produção de 2009. Comparando-se a produção atual com o montante produzido em 2008 (365.366 t), fica evidente o crescimento do setor no país, com um incremento de 31,2% na produção durante o triênio 2008-2010. Seguindo o padrão observado nos anos anteriores, a maior parcela da produção aquícola é oriunda da aquicultura continental, na qual se destaca a piscicultura continental que representou 82,3% da produção total nacional (MPA, 2010).

Entre os benefícios socioeconômicos da aquicultura pode-se destacar: alimento, emprego e recursos por meio de métodos, sistemas de cultivo e espécies criadas. Ela ainda aumenta o acesso direto ao alimento, incluindo o peixe para consumo doméstico por pessoas de baixa renda. As espécies mais baratas no mercado muitas vezes possuem ciclo curto de produção, o que requer baixo investimento e assim pouco capital investido. É o caso de onívoros e herbívoros (tilápias – *O. niloticus* e carpas – *Puntius goniotus*) (WILLIAMS, 1997).

Na América Latina, a produção da aquicultura no período de 1984 a 1992 teve um aumento de 15% ao ano. No Brasil, Colômbia e Cuba a produção da aquicultura em conjunto destes países foi de mais de 200.000 toneladas neste período. Nestes países, os projetos de aquicultura são de pequena escala e propiciam o desenvolvimento rural. No Brasil, como resultado de vinte anos de esforços e boa disponibilidade de insumos de produção e alevinos de várias

espécies, 10% dos 170.000 fazendeiros pequenos e médios de Santa Catarina estão envolvidos na aquicultura. Ainda assim, o Brasil possui um enorme potencial de desenvolvimento para a aquicultura, particularmente considerando que a maior biodiversidade de peixes de água doce encontra-se no país. Embora existam muitas iniciativas de criação de organismos aquáticos no Brasil, há quase dez anos atrás ele ocupava uma modesta 19ª posição de produção em nível mundial (BORGHETTI et al., 2003). Dentre as espécies cultivadas para exportação, destacam-se a tilápia (*Oreochromis niloticus*) e o camarão marinho, *Litopenaeus vannamei*. Atualmente, as espécies cultivadas se diferenciam conforme a região do Brasil: no Norte prevalecem o tambaqui e o pirarucu; no Nordeste a tilápia e o camarão marinho; no Sudeste a tilápia; e no Sul prevalecem as carpas, tilápias, ostras e mexilhões. Outras espécies nativas que devem fortalecer a aquicultura brasileira nos próximos anos são o beijupirá (*Rachycentron canadum*) e o pirarucu (*Arapaima gigas*), porém isto ainda não é uma realidade (MPA, 2012).

Grande parte do desenvolvimento da aquicultura está baseado em espécies introduzidas como salmões, carpas, bagres, trutas e tilápias. No Brasil, em 2010, seguindo o padrão dos anos anteriores, a tilápia e a carpa foram as espécies mais cultivadas, as quais somadas representaram 63,4% da produção nacional de pescado desta modalidade. Contudo, também merecem destaque a produção de tambaqui, tambacu e pacu, que juntas representaram 24,6% da produção (MPA, 2010).

Segundo ARANA (2004), o Brasil produzia em 2004 em torno de cem mil toneladas de organismos aquáticos cultivados, sendo que metade da produção (49,1%) estava concentrada na região Sul. A captura comercial de peixes na área brasileira da bacia Amazônica é a mais significativa do país, e contribuiu com mais de 17% da produção de animais aquáticos no Brasil entre 1996 e 2006. Nesta década, a produção total aumentou em 37% (FAO, 2009).

A criação de tilápia chegou a 132 mil toneladas/ano, sendo o “carro chefe” da produção aquícola, e representa 39% do total de pescado cultivado (BRASIL, 2010). Fatores que contribuíram para este crescimento foram: o aumento da demanda de proteína de origem aquática, o crescimento demográfico e a diminuição dos estoques naturais de organismos aquáticos.

2.2 Desafios para uma aquicultura ambientalmente sustentável

Apesar de gerar renda, emprego, retirar boa parte da pressão sobre os estoques pesqueiros e contribuir para uma alimentação mais saudável, a aquicultura, assim como as demais atividades

zootécnicas, utiliza insumos de produção e gera resíduos, causando impactos ambientais (VINATEA-ARANA,1999). A aquicultura produz efluentes com quantidade considerável de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, podendo degradar a qualidade da água nos cursos hídricos a jusante.

Sob a ótica da utilização da água ela se enquadra na categoria de geradora de resíduos, pelo efluente no receptor e de acordo com TIAGO (2002), a produção de organismos aquáticos, por meio da aquicultura, pode ser considerada como causadora de impactos ambientais, por consumir recursos naturais, ocasionar poluição e interferências em níveis de biodiversidade, e, por isso, uma atenção especial deve ser dedicada à gestão ambiental dessa atividade, principalmente pelo seu desenvolvimento acelerado, e também por estar diretamente ligada a um recurso de múltiplos usos e essencial para a qualidade de vida: a água.

A criação de peixes pode ser desenvolvida em sistemas extensivos ou intensivos, diferenciados, basicamente, pelo controle implementado, incluindo o tipo de alimentação e a produtividade alcançada. No tipo extensivo, a alimentação fornecida é a natural, disponível nos tanques de peixes, e a produtividade é próxima à obtida em condições naturais. Os cultivos semi-intensivo ou intensivo são caracterizados dentre outros fatores, pela utilização de doses menos ou mais completas de alimentação artificial, onde o objetivo é maximizar a produção em áreas compactas (ARANA, 1997).

Para o planejamento de um empreendimento em piscicultura, é preciso principalmente dimensionar corretamente os tanques, bem como selecionar adequadamente a espécie a ser criada de acordo com as condições climáticas locais e às características da água. Em geral, a criação intensiva envolve maior renovação de água, de 10 até 100% ou mais por dia do volume dos tanques, dependendo da qualidade da água, da densidade de peixes, de fatores climáticos e da produtividade desejada (BASTOS et al., 2003).

Comparando com sistemas naturais de tratamento de efluentes, em sistemas intensivos os tanques construídos em geral são rasos e retangulares, com elevada relação comprimento-largura, de forma a otimizar a produção primária. Portanto, assemelham-se em configuração às lagoas de estabilização.

A qualidade da água em um tanque de piscicultura é resultado de influências externas (por exemplo, qualidade da fonte de água, características do solo, clima, introdução de alimentos – ração) e internas (densidade de peixes, interações físico-químicas e biológicas). Um tanque de

piscicultura é um ambiente aquático complexo e dinâmico. Os fatores físicos, químicos e biológicos são influenciados pelos aspectos geomorfológicos e climáticos, os quais, por sua vez, são influenciados pela morfometria (formas e dimensões) dos tanques.

Dentre os principais parâmetros de qualidade de água de interesse na piscicultura destacam-se: transparência, pH, alcalinidade, OD, condutividade elétrica, temperatura, nutrientes (N, P) e clorofila. De acordo com BOYD (2003), o aporte de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica nos viveiros de produção de peixes e camarões é proveniente da dieta fornecida. PÁEZ-OSUNA et al., (1997) e BOYD & TUCKER (1998) relatam que somente 25% a 30% do nitrogênio e fósforo fornecido nas dietas e fertilizantes está presente na biomassa de peixes e camarões na despesca e o restante do nitrogênio e fósforo fica retido no sedimento dos viveiros ou é eliminado pelo efluente (CASILLAS-HERNÁNDEZ et al., 2006).

A origem das partículas em solução pode se encontrar: no peixe, no alimento e nos organismos heterótrofos (fungos e bactérias). Mas tudo isso pode estar atribuído à má digestibilidade da ração resultando no aumento de fezes e sobras de ração. As causas deste mau aproveitamento são:

- alimento de baixa qualidade com alta porcentagem de “finus” ou farelo;
- técnica de alimentação inadequada;
- super-alimentação;
- alimento não apropriado para a fase ou espécie de peixe;
- dieta desbalanceada.

Segundo EWART et al. (1995) e IDAHO DEQ (1998), os dois métodos mais comuns para a reciclagem de resíduos sólidos da aquicultura são a aplicação no solo e a compostagem. Entretanto, dependendo da localização da propriedade de aquicultura e da regulamentação local, a propriedade pode dispor apenas de opções limitadas e caras para a disposição de resíduos (SUMMERFELT et al. 1999).

PIPER et al. (1982) observaram que são produzidos 0,3 kg de sólidos sedimentáveis para cada quilo de alimento fornecido para os peixes. LIAO & MAYO (1974) constataram que 70% da produção de amônia total é proveniente deste resíduo sólido. O resíduo sólido também é responsável por uma alta demanda química e biológica de oxigênio. O conteúdo orgânico destes resíduos é responsável pelo grande desenvolvimento de bactérias e fungos (organismos

heterótrofos).

2.3 Boas Práticas de Manejo e a legislação ambiental

Para que a aquicultura se estabeleça, é preciso que algumas condições ambientais sejam respeitadas, e que a criação dos organismos seja conduzida dentro de parâmetros de qualidade de água especificados pela legislação brasileira. Também é importante que os efluentes gerados na produção do pescado sejam tratados, para que os impactos a jusante dos viveiros sejam minimizados.

Considerando esta problemática, o CONAMA aprovou em 2009 o texto básico da Resolução que disciplina o licenciamento ambiental para os empreendimentos de aquicultura (criações de peixes, camarões, moluscos, algas e rãs). A Resolução Nº 413/2009 (BRASIL, 2009) uniformiza as regras para a concessão de licenças - hoje elas ficam a critério dos Estados - e minimiza os efeitos poluidores da criação em larga escala.

É também de suma importância a validação de tecnologias inovadoras que possam assegurar o desenvolvimento sustentável da aquicultura brasileira. Estas tecnologias servirão para o estabelecimento de Boas Práticas de Manejo (BPM), uma vez que parte-se do pressuposto de que grande parte dos impactos ambientais pode ser evitado ou minimizado por meio do emprego destas práticas (QUEIROZ & SILVEIRA, 2006).

Dentro do conceito de Boas Práticas de Manejo está o uso racional da água. Neste contexto, podemos citar o uso de esgotos sanitários na aquicultura. Quando empregado de maneira segura do ponto de vista sanitário, sustentável do ponto de vista ambiental e otimizado do ponto de vista da produção, a utilização de esgotos sanitários na aquicultura apresenta diversas vantagens, tais como: reciclagem de água – no Brasil, assim como em todo o mundo, a agricultura irrigada responde por cerca de 60 a 80% do consumo total de água; reciclagem de nutrientes, proporcionando economia significativa de insumos, como por exemplo fertilizantes e ração animal; minimização do lançamento de esgotos em cursos de águas naturais, prevenindo a poluição, contaminação e a eutrofização, entre outras. Um claro atrativo para a utilização de efluentes é a disponibilidade de água. Considerando a necessidade de água para a piscicultura de 10 L s-1/ha, constata-se que as águas residuárias produzidas por pessoa seriam suficientes para suprir uma área de cultivo de peixes de 1,7-2,3 m², após tratamento do esgoto. Ou seja, uma população de 10.000 habitantes produziria água para o cultivo de peixes em 2 ha (BASTOS et al.

2003).

O uso de excretas na piscicultura constitui uma prática centenária, se não milenar, principalmente na Ásia. Nos países em desenvolvimento, talvez em função da precariedade da cobertura dos serviços de esgotamento sanitário, a sua utilização é menos frequente. Israel é outro exemplo onde o uso do esgoto sanitário é promovido como política governamental para a produção da piscicultura e também como forma de conservação dos recursos hídricos. No Brasil, apesar da aparente abundância de água, sabe-se que ela se encontra distribuída de forma heterogênea. Então, diante do reconhecimento de que o reuso de água no Brasil é feito sem controle do ponto de vista sanitário e ambiental, faz-se necessário a implantação de pesquisas e ações na direção da utilização controlada (BASTOS et al., 2003). Em nosso país, diversos estudos de reuso de água tem sido feitos, sendo um dos pioneiros Matheus *apud* MACHADO (2006) que estudou o comportamento biológico da tilápia do Nilo em ambientes altamente seletivos de lagoas de estabilização e avaliou a influência desse peixe no processo de tratamento biológico de resíduos orgânicos.

GRADVOHL (2006) estudou a viabilidade ambiental do reuso de esgotos tratados na piscicultura, a partir de uma avaliação de risco, evidenciando os aspectos sanitários, epidemiológicos e ecotoxicológicos inerentes ao mesmo, sendo o organismo teste a tilápia-do-nilo (*O. niloticus*).

ANDRADE (2008) estudou formas de viabilizar a criação e a produção de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*) numa estação de tratamento de esgoto em Brasília (DF), visando o reuso de água na piscicultura e simultaneamente verificando se havia melhoria da qualidade do efluente tratado pelo processo de reuso de água com o cultivo dessa espécie de peixe.

2.4 Sistemas de Aquicultura com Recirculação (SAR)

Os métodos de produção na aquicultura têm sido intensificados em resposta ao aumento da demanda. A intensificação da produção de peixes leva a um aumento do impacto ambiental em termos de produção de dejetos, uso de água e demanda por energias fósseis (MARTINS et al., 2010). Uma das soluções para estas preocupações ambientais é a criação de peixes em Sistemas de Aquicultura de Recirculação – SAR. Estes sistemas são baseados na criação em terra, no qual a água é reutilizada após tratamento mecânico e biológico numa tentativa de reduzir as necessidades com água e energia e a emissão de nutrientes para o ambiente (MARTINS et al., 2010). O uso

médio de água por quilo de produção pode cair de vários metros cúbicos em sistemas abertos para menos de 100 litros em SARs (VERDEGEM, BOSMA, & VERRETH, 2005).

Este tipo de sistema de criação está entre as mais novas formas de fazendas de produção de peixe, sendo tipicamente um sistema *indoor* que permite aos produtores controlar as condições ambientais durante todo o ano.

Quando comparado com os sistemas convencionais (*flow through system*), os SAR apresentam as seguintes vantagens:

- controle da qualidade da água;
- flexibilidade para produzir diferentes espécies ao mesmo tempo;
- uso de fontes alternativas de água;
- implementação de tecnologias tais como raios UV e ozônio para tratamento dos peixes e da água, reatores de desnitrificação acoplados ao sistema;
- redução de trocas de água;
- concentração do lodo;
- o potencial de eutrofização em SARs é de 26 a 38% menor do que em sistemas abertos (*flow through system*).

Entre as desvantagens, podemos destacar:

- apesar de vantajoso do ponto de vista ambiental (economia e uso racional da água e relativa independência das variações sazonais), os custos associados à construção e operação dos SAR são mais elevados do que um viveiro ou tanque rede;
- *off-flavour* (sabor de terra), proveniente de algas, conferindo sabor desagradável à carne do peixe;
- exigência de mão de obra qualificada;
- geralmente são usadas altas densidades por tanque, o que implica em maiores cuidados com o bem estar dos animais criados;
- acúmulo de substâncias potencialmente tóxicas (nitrito, por ex.);
- o gasto de energia é 1.4 a 1.8 vezes maior do que em sistemas abertos.

De modo geral, os componentes comuns ao sistema de criação de peixes, seja de recirculação ou não, são:

- remoção de sólidos finos e dissolvidos;
- aeração ou oxigenação;
- remoção do dióxido de carbono;
- desinfecção;
- remoção de sólidos do efluente;
- filtração biológica.

Os dois últimos itens citados são de especial importância, principalmente em um sistema de recirculação. Todos esses componentes mencionados acima independem do tamanho ou complexidade do sistema. EL-SHERIF et al. (2008) investigaram diferentes concentrações sub-letais de amônia no desenvolvimento do crescimento e alguns parâmetros fisiológicos de alevinos da tilápia-do-nylo. Estes autores encontraram concentração de $7,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ para testes de 48 horas para LC_{50} . Em sistemas de recirculação, apesar da tilápia ser relativamente tolerante a concentrações elevadas de amônia, se a concentração de amônia apresentar tendência de aumento o biofiltro pode não estar funcionando adequadamente, ou a taxa de alimentação/produção de amônia ($\text{NH}_3\text{-N}$) está maior do que a capacidade programada para o biofiltro.

Por outro lado, um dos principais problemas em um sistema de produção de pescado com recirculação de água é a remoção dos resíduos sólidos da água. Estes sólidos devem ser removidos pois podem entupir o biofiltro e reduzir o fluxo de água. Os sólidos podem ser removidos por sedimentação, por concentrador centrífugo ou por filtração mecânica. Uma vez retirados, estes sólidos deverão ter um destino conveniente.

Apesar dos custos elevados, se o manejo for feito adequadamente visando a produção de peixes o ano todo, os ganhos econômicos superam os investimentos de implantação iniciais. Assim, os sistemas de recirculação são mais lucrativos quando operados próximos do máximo da capacidade de produção (LOSORDO ET AL., 1998).

2.5 Sistemas de tratamento de águas residuárias

Na última década, os processos e técnicas para tratamento de águas residuárias avançaram bastante no Brasil. Os tanques sépticos, lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, disposição nos solos e leitos cultivados são alguns exemplos de sistemas de tratamento usados em nosso país (MAZZOLA et al., 2005).

Existe um grande número de métodos físicos, químicos e biológicos usados no tratamento convencional de efluentes para sistemas de aquicultura. A remoção de sólidos é acompanhada por sedimentação, filtração em areia, ou filtração mecânica. Os processos biológicos tais como biofiltros submersos, discos biológicos e reatores de leito fluidizado são empregados para a oxidação da matéria orgânica, nitrificação, ou desnitrificação (VAN RIJN, 1996). Estes métodos auxiliam na remoção de fósforo; por outro lado, os sistemas convencionais possuem a desvantagem de produção de lodo, alta demanda de energia e manejo frequente. Outros sistemas disponíveis são as bacias de sedimentação e os sistemas de lagoa com macrófitas. No entanto, a escolha do sistema de tratamento dos resíduos a ser adotado, de acordo com VON SPERLING (1996), deve ser baseada no balanço dos critérios técnicos e econômicos, como a apreciação dos méritos quantitativos e qualitativos de cada alternativa.

Dentre os microrganismos presentes em um sistema de tratamento, seja para efluentes doméstico, agrícola ou industrial, há bactérias aeróbias ou anaeróbias, que utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono e energia para seu crescimento. Sob o ponto de vista energético, as bactérias com metabolismo aeróbio são mais eficientes; já em sistemas anaeróbios, a maior parte do material orgânico biodegradável é convertido em biogás, indisponível para o crescimento da biomassa bacteriana (CHERNICHARO et al., 2001). Por fim, ainda existem as bactérias facultativas, que possuem metabolismo aeróbio e anaeróbio.

No caso de sistemas com grande quantidade de matéria orgânica e saturação contínua dos filtros, os processos anóxicos e anaeróbios prevalecem enquanto que os processos aeróbios ficam restritos a pequenas zonas próximas às raízes e rizomas das plantas (perda de oxigênio radicular) e a uma fina camada onde a difusão de oxigênio para a atmosfera pode ocorrer (VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2009).

A matéria orgânica é composta por uma mistura complexa de biopolímeros. Alguns compostos como proteínas, carboidratos, e lipídeos são facilmente degradados por microrganismos, enquanto que outros compostos, tais como a lignina e a hemicelulose, são resistentes à decomposição (isto é, são recalcitrantes). Os biopolímeros são degradados em um processo de várias etapas. Após a sua redução a monômeros pelos microrganismos, tais como aminoácidos, ácidos graxos e monossacarídeos, os primeiros produtos finais da fermentação são os ácidos graxos como o ácido acético, láctico e butírico, álcoois e os gases carbônico e hidrogênio (MEGONIKAL et al., 2004). O ácido acético é um dos principais produtos formados na maioria

dos solos e sedimentos alagados. As bactérias anaeróbias estritas redutoras de sulfato e as bactérias formadoras de metano utilizam então os produtos finais da fermentação e, de fato, dependem da complexa comunidade de bactérias fermentadoras para fornecer substrato para suas atividades metabólicas. Ambos os grupos de bactérias desempenham um importante papel na decomposição da matéria orgânica e no ciclo de carbono no ambiente do solo de *wetlands* (VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2009).

No caso da piscicultura, um parâmetro crítico para a sobrevivência dos peixes é a concentração de amônia na água. Algumas bactérias nitrificadoras como as do gênero *Nitrobacter* e *Nitrosomonas* reduzem a amônia a formas menos tóxicas como o nitrato. Essas bactérias existem em sistemas aeróbios.

2.6 Áreas alagadas naturais e leitos cultivados

2.6.1 Áreas alagadas naturais

As áreas alagadas naturais são o mesmo que brejos, pântanos, charcos ou mangues. São áreas onde a saturação de água é fator dominante, determinando a natureza do tipo de solo e fauna e flora ali existente. A dinâmica destes ecossistemas varia em função do tipo de solo, hidrologia, topografia, clima, distúrbios humanos entre outros. Este tipo de ecossistema pode ser encontrado em todos os continentes, exceto na Antártica, e suporta espécies tanto aquáticas como terrestre. A biota presente (microbiota, plantas e invertebrados) fornece habitat e alimento para vertebrados, e também atuam em diversos processos ecológicos, tais como a remoção de poluentes e nutrientes, e interagem com os sedimentos inorgânicos e químicos agrícolas e industriais.

A designação “sistemas naturais” apesar de bastante utilizada por vários pesquisadores e projetistas para denominar processos de tratamento de águas residuárias consideradas “não convencionais”, ainda é controversa. Nestes sistemas os componentes principais são: a força gravitacional, os microrganismos, as plantas e também algumas espécies animais. Pode-se incluir bombas e tubulações, mas não há dependência exclusiva de fontes externas de energia para a realização do tratamento (REED et al., 1995).

De acordo com VALENTIM (2003), os “sistemas naturais” de tratamento são projetados para maximizar os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem quando a água, o solo, as plantas, os microrganismos e a atmosfera interagem, promovendo, com isso, o tratamento da água residuária. O Brasil é um dos países que oferecem excelentes condições climáticas e ambientais

para a implantação deste tipo de sistema, além de apresentar uma enorme carência de tratamento de águas residuárias, especialmente nos pequenos e médios municípios (VALENTIM, 2003).

São exemplos de sistemas de tratamento naturais a aplicação no solo (infiltração, irrigação e outras variações), áreas alagadas naturais ou construídas e a aquicultura com produção de biomassa vegetal ou animal. Os sistemas naturais são capazes de remover, até um certo ponto, quase todos os constituintes principais e em menor proporção aqueles considerados poluentes – sólidos suspensos, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, elementos traço, compostos orgânicos, e microrganismos (METCALF & EDDY, 2003). As vantagens sobre os sistemas de tratamento convencionais são: o custo moderado, baixo consumo de energia e de manutenção requeridos, além de benefícios em função do aumento de habitats para a vida selvagem (INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION, 2000).

De maneira geral, os processos biológicos anaeróbios e aeróbios podem alcançar eficiências de remoção de matéria orgânica de sólidos em suspensão da ordem de 70-80% e 90%, respectivamente (BASTOS et al., 2003).

2.6.2 *Wetlands* construídas

Ainda há muita controvérsia quando se trata do termo usado para designar o sistema de tratamento natural. Internacionalmente, a expressão mais utilizada é “constructed wetland”. Porém, no Brasil, é possível se encontrar “wetlands construídas” ou leitos cultivados, e ainda não há consenso entre os especialistas sobre o termo mais adequado a ser empregado.

O termo “leito cultivado” ou “*wetlands* construídas” refere-se ao sistema de tratamento baseado nas áreas alagadas naturais, artificialmente projetado para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos, brita ou outro material inerte, onde ocorre proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos tratam efluentes (SOUSA et al., 2003). Podem ser considerados filtros biológicos em que os microrganismos aeróbios e anaeróbios, fixados à superfície do substrato e em associação à rizosfera e outras partes submersas da planta, atuam produzindo reações de purificação do efluente, criando um ambiente favorável ao desenvolvimento da vida (NAIME, 2005).

Sendo assim, o termo usado internacionalmente como "Constructed Wetland" (CW) refere-se à tecnologia de tratamento de águas residuárias baseada nos processos físicos, químicos e

biológicos encontrados nos ecossistemas das várzeas naturais, podendo ser classificado como um sistema natural. No entanto, a distinção básica entre os leitos cultivados e as várzeas naturais está no grau de controle dos processos naturais. Por exemplo, os leitos cultivados operam com vazão afluyente controlada e relativamente estável, pois se trata de um sistema de tratamento, em contraste com a grande variabilidade da vazão encontrada nos ambientes naturais. Como resultado, os organismos que vivem nas várzeas naturais são mais susceptíveis às variações de vazão, da concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST), da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e de outros poluentes. (USEPA, 1999).

As bactérias autotróficas quimiossintetizantes e heterotróficas ocupam espaço no meio filtrante criando o biofilme. A divisão do meio suporte provoca competição por nutrientes e oxigênio entre os dois tipos de bactérias, resultando em uma estrutura estratificada do biofilme (NOGUEIRA ET AL., 2002). As bactérias heterotróficas crescem mais rapidamente e ocupam as camadas externas do biofilme, onde a concentração de substrato é maior, enquanto as bactérias quimiotróficas nitrificantes crescem mais lentamente e ocupam a área mais interna do biofilme (MICHAUD ET AL., 2006).

Os leitos cultivados têm como principal objetivo o tratamento de águas residuárias. Através de mecanismo de filtragem e por meio da ação bacteriana, os poluentes são removidos da água e os nutrientes são aproveitados pelas macrófitas, formando a biomassa vegetal, ou utilizados pela microbiota que os aproveita como alimento e os transforma em outras formas químicas.

O sistema de leitos cultivados é uma alternativa que vem sendo utilizada, principalmente na América do Norte (KNIGHT et al., 2000; HARINGTON & MCINNES, 2009), como parte do tratamento dos dejetos da produção animal. Porém, para sua eficiência, antes da sua utilização é necessário um tratamento para retirada de sólidos em excesso (HUNT & POACH, 2001).

O início do uso de leitos cultivados para tratamento de águas residuárias pode ser atribuído à Alemanha, com o trabalho de Seidel, que explorou a remoção de fenol pela planta *Scirpus lacustris*, utilizando como meio suporte a brita (WOOD & MCATAMNEY, 1996). Nos EUA, o trabalho de WOLVERTON (1988) testou o tanque séptico associado a leitos cultivados no tratamento de efluentes de casas sem captação de esgoto pela rede pública.

A popularidade dos leitos cultivados remonta ao início da década de oitenta (REED & BROWN, 1995), para tratamento de efluentes de mineradoras, água de chuva, efluentes municipais e industriais e para efluentes de produção bovina. Nestes casos, houve significativa

remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, elementos traço, e microrganismos. Vários processos bióticos e abióticos regulam a remoção de poluentes nos leitos cultivados. A mineralização e transformação microbiana (por ex. nitrificação e desnitrificação) e a absorção pela vegetação são os principais processos bióticos. Os processos abióticos incluem a precipitação, sedimentação, e adsorção do substrato e podem ser particularmente importantes para a remoção de fósforo. O tempo de remoção de poluentes pode variar de meses a anos para atingir uma estabilidade, dependendo da composição do solo ou meio suporte, e das condições iniciais da vegetação e hidrologia (KNIGHT, 2000).

No Brasil ainda são poucos os trabalhos sobre leitos cultivados, sendo que os projetos desenvolvidos com leitos cultivados possuem diversos fins, podendo-se destacar: a) sistemas para purificação de grandes volumes de água, com a finalidade de recuperação de recursos hídricos ou pré-tratamento para Estação de Tratamento de Água (ETA); b) sistemas para tratamento de esgoto urbano; c) sistemas para purificação de águas industriais; d) sistemas para abastecimento de água industrial e urbana. A literatura cita exemplos do uso de leitos cultivados em nosso país para tratamento de lixiviados de aterros sanitários com bons resultados para redução de DQO e nitrogênio amoniacal (MANNARINO et al., 2006). Na Paraíba, os leitos cultivados também foram usados no tratamento de efluentes de reator UASB, com remoção elevada (70 a 86%) de material carbonáceo e de 66 e 86% de nitrogênio e fósforo, respectivamente (SOUSA et al., 2004). A rizicultura associada com a piscicultura também foi objeto de estudo para o tratamento de efluentes agrícolas, como no estudo de GARCIA et al. (2009), onde a macrófita *Brachiaria subquadripara* foi utilizada com sucesso na remoção da carga orgânica para este tipo de efluente. VALENTIM (1999), usando como meio suporte a brita nº 2 (de 55 a 90 mm) e a macrófita *Eleocharis*, observou uma redução de 91 a 97% de sólidos em suspensão e redução de DQO de 70 a 97%, além da remoção de 94 a 97% de coliformes. Valentim (2003) utilizou tempos de detenção hidráulica de 1, 2, 3, 4, 5 e 6 dias com *Eleocharis*.

De acordo com VALENTIM (2003), a perda de água por evapotranspiração é de cerca de 2,8 vezes maior quando há vegetação. Isto foi observado em sistemas de fluxo horizontal e sistema subsuperficial. Esta perda é um problema no caso de reuso da água.

Os sistemas de tratamento utilizando leitos cultivados podem ser uma alternativa economicamente viável em locais com pouca disponibilidade de área, tendo como atrativos a independência de energia elétrica para o processo, ausência da necessidade de uso de produtos

químicos e forte apelo estético e ambiental. Os leitos cultivados de fluxo superficial também servem como recreação (principalmente para observação de aves, ciclovias, eventos culturais relacionados com o meio ambiente) e são importantes redutos de vida selvagem, onde muitas espécies residem ou utilizam este ecossistema para se alimentar ou procriar. Além de remover satisfatoriamente a matéria orgânica e os sólidos suspensos, o sistema de leitos cultivados tem a vantagem de ser um sistema de estrutura simples e de fácil manejo, onde a sedimentação e a retenção do lodo ocorrem em razão da baixa velocidade de escoamento do efluente (SOUSA, 2004).

O sistema de leitos cultivados é, portanto, uma tecnologia com grande potencial para aplicação nas pisciculturas (MICHAEL, 2003), principalmente por não requerer energia elétrica e por ocupar pequenas áreas, no caso de leitos de fluxo subsuperficial.

Existem basicamente dois tipos de sistemas de tratamento com leitos cultivados:

1) *Sistema superficial*: o efluente passa acima do meio suporte, não tendo contato direto com as raízes das macrófitas. Algumas características deste sistema são:

- necessidade de um tempo de retenção hidráulica maior;
- necessidade de controle de mosquitos e insetos (controle com introdução de peixes predadores);
- menor preocupação com possibilidade de colmatação;
- possibilidade de utilização de aeração ativa para melhorar a eficiência do sistema e;
- são preferencialmente uma das últimas etapas do sistema de tratamento, e geralmente utilizadas para remoção de nutrientes.

2) *Sistema subsuperficial*: o efluente passa pelo meio suporte, tendo contato direto com as raízes das macrófitas. Este tipo de sistema permite uma maior área superficial de contato a ser colonizada por bactérias e outros microrganismos associados. No caso dos sistemas subsuperficiais cultivados, a difusão do oxigênio no biofilme ocorre preferencialmente pelas macrófitas (MONTEIRO, 2009).

Algumas características deste sistema são:

- necessidade de menor tempo de retenção hidráulica;
- não há necessidade de controle de mosquitos;

- preocupação com a colmatação (excesso de sólidos);
- constituem preferencialmente uma etapa final do sistema, geralmente após um sistema de decantação ou sedimentação de sólidos.

O funcionamento dos leitos cultivados se baseia no fluxo horizontal do efluente através de um meio composto de uma mistura de micróbios aeróbios, anaeróbios e facultativos vivendo em associação com o substrato e as raízes de plantas (KNIGHT, 2000). Para tratamento do esgoto doméstico, as pedras dos sistemas projetados variam em tamanho de 6 a 150 mm sendo a faixa de 13 a 76 mm a mais comum (REED & BROWN, 1992); a profundidade do leito varia de 0,3 a 0,7 m; a razão comprimento: largura varia de 10:1 a 1:1, com uma razão típica de 2:1 (USEPA, 2000). A taxa de aplicação oscila entre 0,18 a 3,3 m³/m².dia com um tempo de retenção hidráulica de 1 a 7 dias.

Em geral, os sistemas de fluxo subsuperficial requerem um pré-tratamento tal como as lagoas facultativas ou simples sedimentação (tanques sépticos) antes que o efluente entre no leito cultivado, e assim evita-se uma carga de sólidos em suspensão excessiva que poderia provocar o entupimento dos espaços intersticiais das rochas e em última análise na incapacidade de filtração e depuração do efluente. A remoção de DBO e sólidos totais suspensos nestes sistemas tem sido, em média, de acordo com a literatura, de 85 e 90%, respectivamente (ZACHRITZ II et al., 2008).

Meio suporte

O meio suporte utilizado nos leitos cultivados deve atender a alguns requisitos básicos para que o sistema funcione adequadamente. Alguns deles são: ser leve, biológica e quimicamente inerte, possuir grande área específica, possibilitar a colonização de microrganismos e vegetais, apresentar formato não achatado, ter preço reduzido e ser de fácil obtenção. Segundo METCALF & EDDY (2003), o meio filtrante ideal deve possuir grande durabilidade e não colmatar facilmente. No caso do uso de pedras de rio, o tamanho pode variar de 1–2,5 mm (pedras pequenas) a 4 – 5 mm (pedras grandes). No caso de pedras pequenas, como as utilizadas no presente estudo, a massa por unidade de volume é de 78 a 90 kg m⁻³, e a área de superfície específica está na faixa de 17 a 21 m² m⁻³; o espaço de vazios para este tipo de meio suporte é de 40 a 50%.

Anéis de bambu secos com diâmetro entre 4 e 6 cm, e 4 cm de altura, foram utilizados por

CAMARGO (2000). Para que o bambu não flutue na superfície da água, acima dele costuma ser colocado uma camada de 5 cm de pedra britada. Na comparação entre brita e bambu, a brita costuma ser de menor custo de obtenção e manutenção (ZANELLA, 2008). Entretanto, uma das desvantagens da brita é o peso, o que dificulta o transporte.

A USEPA (2000) recomenda o uso de cascalho fino (de 6 mm) até pedra britada de mais de 150 mm. O mais utilizado é a combinação de cascalhos com tamanhos entre 13 a 38 mm e tipos de rochas duras, resistentes e capazes de manter a forma e a permeabilidade do leito ao longo do tempo. Outra composição bastante utilizada é a areia com solo. Ao se construir o leito cultivado é importante que a base seja cuidadosamente impermeabilizada para evitar a contaminação das águas subterrâneas com esgoto.

ZANELLA (2008), avaliou a viabilidade do pós tratamento de esgotos sanitários com o sistema de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial, estudando a eficácia do tratamento com o bambu como meio suporte, em comparação com a pedra britada, observando uma menor remoção de sólidos do bambu em relação à brita. A remoção de DBO também foi 24,35% maior nos leitos contendo brita do que com o bambu. Segundo MAZZOLA (2003) a taboa (*Typha* sp.) apresentou remoção de 30% fósforo em 72 horas, quando em conjunto com a brita. O sistema de fluxo subsuperficial com pedra britada tem a vantagem de permitir a manutenção da permeabilidade do leito, dificultando sua colmatção.

METCALF & EDDY (2003) destacam que a argila expandida minimiza o problema de colmatção do sistema e aumenta sua capacidade de tratamento, pois apresenta tanto alta porosidade como área de superfície específica, o que permite uma melhor adesão do biofilme bacteriano. A literatura cita altas taxas de remoção para amônia, sólidos totais suspensos e demanda química de oxigênio com uso de argila expandida, quando em comparação com a brita (ALBUQUERQUE et al., 2010).

Tempo de detenção hidráulica

O tempo necessário para que um hipotético seguimento de fluxo atravesse o compartimento de tratamento chama-se de tempo de detenção hidráulica – TDH. Ele representa o tempo médio de permanência das moléculas de água em uma unidade de tratamento, alimentado continuamente. Outra definição do TDH está relacionado ao teor de sólidos totais (ST) do substrato e se refere ao tempo em que uma carga de material a ser degradado permanece dentro do

reator. Quanto maior for a vazão, menor será o TDH. As leitos cultivados são dimensionadas adequando-se ao tempo de detenção hidráulica determinado (HARRINGTON & MCINNES, 2009).

O bambu apresenta um índice de vazios maior do que a brita, o que pode limitar a capacidade filtrante do meio. Em ZANELLA (2008), os TDHs utilizados foram de 3, 5, 2 e 1 dia, e os melhores resultados para remoção de turbidez foram obtidos com a brita como meio suporte, em conjunto com as macrófitas, enquanto que o pior resultado foi encontrado no leito que continha apenas bambu.

Tempos de detenção muito curtos podem não ser eficazes na depuração da matéria orgânica, e tempos de detenção elevados podem apresentar anaerobiose e gerar maus odores e gases. Em SCHWARTZ & BOYD (1995), devido à grande interação do efluente com a flora microbiana do solo, o TDH de 1- 4 dias foi suficiente para reduzir de 54 a 67% da matéria orgânica em sistemas de tratamento (leitos de fluxo subsuperficial) no cultivo de *catfish*. SANTOS et al. (2006) analisaram diferentes TDH para um sistema de tratamento de efluentes de beneficiamento de castanha de caju, tendo observado elevada redução de DQO (86,7%) para um TDH de 4hs para um reator UASB e de 2hs para um reator biológico com fungos.

Macrófitas aquáticas

Os sistemas de leitos cultivados seguem o modelo da natureza, onde as várzeas naturais são habitadas por diversos tipos de plantas adaptadas para o crescimento na água e em solos saturados. GUNTENSPERGEN et al., (1988) relatam que existem vários termos para definir as plantas aquáticas devido à ambiguidade nas definições e à complexidade de sua classificação, sendo que os termos mais usados são: hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vasculares, plantas aquáticas e plantas aquáticas vasculares.

Nas últimas décadas, diversos trabalhos vêm comprovando a eficiência das macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes (WEBER & TCHOBANOGLOUS, 1985; CASABIANCA, 1995; HENRY-SILVA, 2006). Isto é possível graças à grande capacidade de algumas espécies em assimilar e estocar nutrientes e as suas altas taxas de produção primária (GREENWAY, 1997). Um exemplo é *Eichhornia crassipes*, que pode dobrar de peso em doze dias e alcançar uma produtividade de 150 toneladas/hectare/ano (WESTLAKE, 1963). Do ponto de vista econômico, essas plantas podem ser aproveitadas para diversos fins, além da remoção de nutrientes em

sistemas de tratamento de efluentes. Alguns fins são: atuar como fertilizantes da água, proporcionando o aumento de organismos que participam da cadeia alimentar dos peixes (ESTEVES, 1998), ou mesmo como fonte alternativa de proteína. A Declaração de Bangcoc (NACA/FAO, 2000) sugere que a utilização de plantas aquáticas como um suplemento alimentar em atividades de aquicultura deve ser intensificada mundialmente. Entretanto, para que essa biomassa possa ser melhor aproveitada, é necessário conhecer as características de sua composição química (HENRY-SILVA & CAMARGO, 2002).

Os principais processos biológicos que regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a absorção direta pela macrófita, mineralização microbiológica e transformações como desnitrificação e amonificação (USEPA, 2000).

A absorção direta ocorre, principalmente, pelo sistema radicular das macrófitas e algumas espécies de macrófitas também absorvem nutrientes através das folhas (ESTEVES, 1998). Os principais processos abióticos que atuam nas remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a sedimentação, precipitação química e adsorção. A sedimentação também é importante na remoção de material particulado do efluente (BRASKERUD, 2002). As macrófitas são subdivididas em três tipos, conforme seu posicionamento na água:

- a) Flutuantes: podem estar fixadas ou não ao fundo e sua folhagem principal flutua na superfície da água;
- b) Submergentes: crescem sob a água e podem ou não estar fixas por raízes; e
- c) Emergentes: sua folhagem principal está em contato com o ar e as suas raízes estão fixadas ao solo.

As leitos cultivados são classificadas de acordo com o tipo ecológico predominante das macrófitas aquáticas utilizadas, sendo que as macrófitas emersas e flutuantes são as mais utilizadas (KIVAISI, 2001). As *wetlands* povoadas com macrófitas emersas necessitam de solo para fixação da planta e podem possuir camadas de brita, cascalho, areia fina e areia grossa abaixo do solo (LIN et al., 2005). Por sua vez, as leitos cultivados povoadas com macrófitas flutuantes não necessitam de solo para a fixação da planta. Destaca-se que independentemente do tipo ecológico da macrófita, há necessidade de que a espécie utilizada possua determinadas características para contribuir positivamente para o desempenho da *wetland*. As principais características são: rápido estabelecimento e alta taxa de crescimento; alta capacidade de assimilação de nutrientes; grande capacidade de estocar nutrientes na biomassa; tolerância às

características físicas e químicas do efluente e tolerâncias às condições climáticas locais (TANNER, 1996).

As ações das macrófitas nas *wetlands* podem ser assim resumidas:

- Promoção da sedimentação de sólidos suspensos;
- Redução da ressuspensão dos sólidos sedimentados;
- Proteção da superfície da água para reduzir o crescimento de algas;
- Liberação de oxigênio na coluna d'água;
- Atuam como superfície para o desenvolvimento de biofilmes e da microbiota;
- Remoção e ciclagem de nutrientes.

As plantas desempenham um papel crucial nos leitos cultivados, porque o oxigênio aerenquimatoso dos rizomas oxida o solo, promovendo assim a decomposição do material orgânico; com isso, aumentam também a degradação aeróbica microbiana dos nutrientes e a capacidade de ligação do fósforo ao solo (SCHULZ et al., 2003). Ainda, de acordo com SUMMERFELT et al. (1999), as plantas facilitam a “secagem” dos leitos por meio da condução da água para o caule e as raízes através das camadas de lodo e por meio da remoção da água através da evapotranspiração. As plantas também podem aumentar a estabilização biológica dos sólidos pelo transporte de oxigênio para a zona de raízes.

O manejo das macrófitas é essencial para o bom funcionamento do sistema, com sua retirada ou poda periodicamente. Caso isso não seja feito, alguns parâmetros importantes para a melhoria da qualidade da água, como o oxigênio dissolvido, podem ser comprometidos. SIPAÚBA-TAVARES et al. (2003) estudaram o efeito da cobertura de macrófitas flutuantes na qualidade da água em um viveiro de piscicultura, desenvolvendo um estudo durante 23 dias consecutivos com coletas de água realizadas em quatro pontos, sendo três dentro do viveiro e um à entrada de água. Foi verificada uma redução drástica do oxigênio dissolvido dentro do viveiro, chegando a $0,87 \text{ mg L}^{-1}$. Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0.05$) para o CO_2 total, nitrito e amônia em relação à água de entrada (P1) e à água do viveiro (P2, P3 e P4). A clorofila a apresentou uma relação inversa com o fósforo na água. Dentre os compostos nitrogenados, a amônia apresentou as maiores concentrações, com exceção do ponto de entrada (P1), em que o nitrato foi mais elevado, com $513,33 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, apresentando os maiores valores para condutividade. O pH manteve-se ligeiramente ácido no viveiro, influenciando diretamente as

concentrações de CO₂ livre na água. Os resultados obtidos evidenciaram que a cobertura de macrófita flutuante promoveu um efeito adverso no meio. Se esta cobertura for utilizada de forma controlada, as plantas aquáticas poderão ter um efeito de impacto positivo, devido à capacidade de redução do fósforo total e nitrato na coluna d'água.

2.7 O uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes de aquicultura

De acordo com SINDILARIOU et al. (2009), a literatura cita variados exemplos relacionados com a engenharia de sistemas de *wetlands* construídos para tratamento de efluentes municipais e agrícolas convencionais. Porém há, segundo os autores, relativamente poucos trabalhos publicados sobre o uso de leitos cultivados de fluxo subsuperficial para tratamento de efluentes de aquicultura (SCHULZ et al. 2003; LIN et al., 2005). Tais sistemas necessitam serem operados com cargas hidráulicas extremamente altas, lidando com grandes volumes nos quais os níveis de nutrientes variam muito (CRIPPS & BERGHEIM, 2000). Por isso, os sistemas de leitos cultivados para aquicultura não são comparáveis com os empregados para tratar efluentes municipais e da agricultura.

VYMAZAL (2009) traz uma revisão abrangente do uso de leitos cultivados de fluxo subsuperficial para vários tipos de efluente, dentre eles efluentes de aquicultura. O autor destaca que as leitos cultivados de fluxo horizontal foram primeiramente usadas para tratamento de dejetos municipais e domésticos, porém atualmente são usadas para uma grande variedade de poluentes, incluindo dejetos agrícolas e industriais, águas de escoamento e lixiviados de aterros sanitários.

O tratamento de efluentes líquidos da aquicultura por meio de sistemas de tratamento natural, como os leitos cultivados, apresenta algumas importantes vantagens sobre os sistemas convencionais: a) a produção de lodo é praticamente nula, “substituída” pela produção de biomassa vegetal; b) efluente com características físico-químicas e biológicas propício para descarte em corpos de água; c) possibilidade de reuso do efluente tratado; d) benefícios à sociedade como: habitats de peixes e animais selvagens, armazenamento de inundação, oportunidade para recreação e apreciação estética, produtos naturais, melhoria da qualidade natural da água e pesquisa; e) combinação de água rasa, níveis elevados de nutrientes inorgânicos e taxas elevadas de produtividade primária; f) intensa atividade microbiana (bactérias, fungos, protozoários e outros); g) baixo consumo de energia (podendo ser nulo); h) uso de materiais de

baixo custo; i) sistemas de fácil operação; j) possível uso das macrófitas retiradas (venda/aproveitamento para uso ornamental, adubo e fertilizante do solo, composição de ração para animais, compostagem, produção de biogás, indústria e uso na construção civil); k) sistema em grande ou pequena escala; l) remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo e patógenos.

Estes sistemas são geralmente operados com um hidroperíodo para produzir ciclos de inundação e estio. Entretanto, os leitos de fluxo horizontal não são usados para cargas de efluentes grossos. COMEAU et al. (2001) citam que os efluentes de fazendas de truta são 20 a 25 vezes mais diluídos do que os efluentes municipais. Em relação aos parâmetros de qualidade de água, o elemento de remoção mais difícil nos efluentes de aquicultura é o fósforo.

ZACHRITZ E JACQUEZ (1993) estudaram o uso de leitos cultivados de fluxo horizontal para o tratamento de água reciclada de uma aquicultura geotermal em uma cultura de alevinos com alta densidade no Novo México. Os autores concluíram que o potencial deste tipo de sistema de tratamento como uma atração ecológica e como um método econômico para tratamento de efluente de aquicultura para redução de sólidos e descarga de fósforo parecia promissor.

O biodigestor anaeróbio foi utilizado por NAYLOR et al. (2003) para tratamento de efluente de peixes de água doce. Os pesquisadores concluíram que a remoção de poluentes era geralmente muito melhor em wetlands com plantas (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*) do que em sistemas sem planta quanto a parâmetros como DBO, DQO, NTK e NH_4 . Já para a remoção de STD, NO_3 , PO_4 e P total a diminuição era comparável com e sem planta.

Colunas estáticas preenchidas com restos de material elétrico foram empregadas em combinação com leitos cultivados para tratamento do efluente de fazenda de trutas em CHAZARENC et al. (2007). Os autores encontraram ótimas reduções para fósforo total em concentrações finais de até $2,3 \text{ mg L}^{-1}$.

O uso dos leitos cultivados de fluxo subsuperficial na aquicultura procura atender a padrões de emissão de efluentes (SCHWARTZ & BOYD, 1995; SCHULZ et al., 2003) e podem operar como “Sistemas de Aquicultura de Recirculação” - SARs (Recirculating Aquaculture System) para otimizar o uso da água. Outros sistemas operam em fluxo subsuperficial e neste caso o efluente é totalmente utilizado para irrigação ou aplicação no solo. Os SARs para produção de tilápia usam uma combinação de remoção de sólidos e tecnologias de biofiltros para manter a qualidade de água do sistema (ZACHRITZ II et al., 2008).

2.8 Parâmetros Físico-Químicos da Qualidade da Água na Aquicultura

Já se sabe que a composição físico-química dos efluentes de aquicultura depende de vários parâmetros envolvendo o manejo hidráulico, o oxigênio e o manejo de alimentação (CRIPPS & BERGHEIM, 2000).

Os nutrientes em aquicultura são divididos em frações solúveis e particuladas (ACKEFORS & ENELL, 1994). As faixas de 7-32% de nitrogênio total, 30-84% de fósforo total e mais de 27% de carbono total estão associados à fração particulada, e o restante está dissolvido nos efluentes (BERGHEIN et al., 1993 a,b). Os métodos mecânicos são eficientes na remoção de sólidos e de fósforo, mas não são capazes de reduzir nutrientes dissolvidos como NH_4^+ (mais de 90% do nitrogênio total excretado), uréia, fósforo solúvel ou compostos de carbono. Assim, o uso de sistemas que reduzam tanto nutrientes sólidos como dissolvidos devem ser implementados para uma aquicultura sustentável (SCHULZ et al., 2003).

Nitrogênio

O nitrogênio pode ser encontrado na forma de nitrogênio orgânico (associado à matéria orgânica) e amoniacal. Com a decomposição da matéria orgânica, o nitrogênio orgânico passa para a forma amoniacal, tanto por metabolismo aeróbio quanto por anaeróbio. A remoção de nitrogênio quando realizada por meio de bactérias, envolve diferentes espécies com metabolismo aeróbio, anaeróbio e anóxico.

O termo “nitrogênio Kjeldahl total” (NKT) refere-se ao somatório da amônia e do nitrogênio orgânico. A determinação de NKT é um método de referência para a determinação do nitrogênio.

O nitrogênio amoniacal está na forma reduzida, e sua oxidação se dá por metabolismo aeróbio pelas bactérias autotróficas. A oxidação ocorre em duas etapas, nitritação e nitratação. A nitrificação é a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito principalmente pelas bactérias *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosospira briensis* e outras. O nitrito não está totalmente oxidado, mas na nitratação é convertido a nitrato pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* e *Nitrocystis* (VALENTIM, 2003). A nitrificação e desnitrificação e a absorção pelas plantas são os principais meios de remoção da amônia (WHITE, 1995).

Todos os passos do ciclo do nitrogênio ocorrem em pequenos viveiros. Ao contrário do ciclo do fósforo predominantemente abiótico, o ciclo do nitrogênio em viveiros é regulado

principalmente pela atividade biológica.

Nos leitos cultivados as plantas emergentes desempenham um papel menor na absorção de nitrogênio e fósforo. A absorção de nitrogênio pelas plantas é baixa se comparada com a carga de nitrogênio normalmente encontrada nos sistemas de fluxo subsuperficial. A remoção de nitrato nos sistemas de leito cultivado subsuperficial parece ocorrer rapidamente uma vez que a amônia é convertida a nitrato. No trabalho de ZACHRITZ II et al. (2008), a maior remoção de amônia ocorreu com um tempo de retenção hidráulica de 7,5 horas, resultando em 91% de eficiência de remoção; enquanto que a remoção de nitrito foi em torno de 87% e não pareceu ser um fator limitante para a conversão do nitrogênio inorgânico. ZACHRITZ II et al. (2008) citam que quando a carga orgânica supera $6.0 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}$, a remoção de nitrogênio amoniacal total cai abruptamente, para mais de três vezes. O oxigênio também parece ser um fator limitante para o desempenho do sistema quando a carga orgânica é muito elevada. Por fim, estes mesmos autores verificaram que a desnitrificação pareceu ocorrer simultaneamente com processos aeróbios, e a maior profundidade do leito ($> 0,90 \text{ m}$) deve ter contribuído para isso.

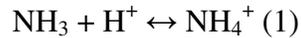
Em águas não poluídas, o nitrogênio orgânico fica abaixo de 1 mg L^{-1} , enquanto que em águas poluídas ele sobe para 2 ou 3 mg L^{-1} . E o nitrogênio inorgânico raramente é alto em águas não poluídas. Parte do nitrogênio na água é assimilada pelas plantas e, quando a planta morre, o N é depositado no sedimento como um componente da matéria orgânica. Grande quantidade do N inorgânico também é desnitrificado no hipolímnio e no sedimento. O N adicional é perdido pela volatilização da amônia durante períodos de pH elevado. A volatilização é provavelmente a principal fonte de perda de N no período da tarde, quando o pH é mais alto. O sedimento absorve o íon amônio em locais de troca de cátion (BOYD, 1996).

Amônia

É o principal produto de excreção dos organismos aquáticos, resultante do catabolismo das proteínas. A uréia, da qual se origina a amônia, não é tóxica e em contato com a água é rapidamente hidrolizada para produzir amônia e dióxido de carbono. A amônia é um gás extremamente solúvel em água e sua concentração depende do pH, temperatura e salinidade. Existem duas formas: a ionizada ou íon amônio (NH_4^+) com características lipofóbicas (repele gorduras), penetrando menos rapidamente nas membranas branquiais dos peixes; e a não ionizada (NH_3), mais tóxica para os organismos aquáticos por sua natureza lipofílica, difundindo-se

facilmente através das membranas respiratórias. A oxidação do íon amônio é uma fonte potencial de acidez em sistemas aquáticos.

Quando a amônia é liberada no ambiente é estabelecido o seguinte equilíbrio com o íon amônio, que é a espécie predominante:



A faixa ideal de pH para a decomposição adequada dos dejetos de animais, especialmente durante a biodigestão anaeróbia é de 6,0 a 8,0, tendo como ponto ideal pH 7,0 (QUADROS et al., 2010). A razão $\text{NH}_4^+ : \text{NH}_3$ vai aumentar à medida que o pH diminui e diminui à medida que o pH aumenta. Para cada molécula de amônia haverá 18.2 íons amônio, ou a porcentagem de amônia é 5.2%. A porcentagem da amônia em um determinado pH varia com a temperatura e é reduzida com a salinidade. O aumento da concentração de amônia e nitrato em viveiros ocorre após a aplicação de fertilizantes ou após a mortandade do plâncton (BOYD, 1996).

A amonificação é um processo heterotrófico que ocorre tanto em meio aeróbio como anaeróbio. O íon amônio e a amônia podem ser usados por plantas aquáticas ou transformados em nitrato, o qual também pode ser absorvido por plantas aquáticas.

A amônia não ionizada (NH_3) aumenta sua concentração na água dez vezes para cada grau de pH que aumenta na água. Os efeitos tóxicos da amônia podem ocorrer em todos os sistemas de cultivo, e se refletem em efeitos a nível celular, sobre a excreção, osmorregulação, transporte de oxigênio, tecidos, enfermidades e sobre o crescimento (COLT E ARMSTRONG, 1981).

Nitrato

É a forma ionizada do ácido nitroso (HNO_2), e é um composto intermediário do processo de nitrificação. Mesmo sendo menos tóxico que a amônia, o nitrato (NO_2) ainda é tóxico para os peixes. O nitrato é particularmente importante nos sistemas de criação de organismos aquáticos já que em peixes ele tem a capacidade de oxidar a hemoglobina do sangue, convertendo-se em meta-hemoglobina (molécula incapaz de transportar o oxigênio), provocando assim a morte dos organismos por asfixia (SPOTTE, 1979). É fácil observar a morte de um peixe por excesso de nitrato na água, pois as brânquias adquirem uma cor marrom, indicando a oxidação do pigmento respiratório.

Nitrato

O nitrato (NO_3) é o produto final da oxidação da amônia. Ao contrário do nitrito, a toxidez do nitrato parece não ser um sério problema para animais aquáticos, embora ele possa se tornar potencialmente tóxico em sistemas de recirculação de água (sistemas fechados), em que altos níveis podem ser alcançados como resultado na nitrificação da amônia (ARANA, 1997). A nitrificação da amônia só se dá na presença de aeração abundante, e ela não é a principal fonte de “matéria orgânica” em viveiros de piscicultura, ocorrendo mais rapidamente em pH 7 a 8 e em temperaturas de 25 a 35°C (BOYD, 1996). A concentração do nitrato é raramente considerada nos viveiros de peixes exceto quando os níveis de oxigênio dissolvido são baixos. Em viveiros, a concentração de amônia e nitrato sobe após as aplicações de fertilizantes ou após a mortalidade do plâncton (BOYD et al., 1975).

Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Os sólidos totais dissolvidos são críticos para o bom funcionamento do sistema de leitos cultivados. Quando em excesso, eles podem se acumular nas unidades de tratamento e aumentar a demanda bioquímica de oxigênio nos sistemas de aquicultura de recirculação. A decomposição anaeróbia dos sólidos pode liberar gás sulfídrico e outros gases no sistema de recirculação de água, os quais podem afetar a saúde dos peixes mesmo em baixas concentrações e também aumentar a demanda de oxigênio à medida que a conversão para sulfato ocorre. Sendo assim, é importante que haja um controle de sólidos antes da entrada no sistema de tratamento, e processos simples como lagoas de sedimentação com remoção de lodo podem não ser suficientes (METCALF & EDDY, 2003).

Condutividade elétrica

Quanto maior a concentração de íons na água natural, maior é a condutividade; ela também é diretamente proporcional ao aumento da salinidade. Nas águas doces, a condutividade costuma estar na faixa entre 20 a 1.500 $\mu\text{hos cm}^{-1}$. Nas águas interiores, a proporção de diferentes íons na água varia muito com fatores climáticos e edáficos. A condutividade específica está muito relacionada com a quantidade de sólidos totais dissolvidos em alguns rios (BOYD, 1996).

Fósforo

O fósforo é considerado um nutriente metabólico “chave”. Ele regula a produtividade das

águas naturais. A maioria das águas responde à adição de P com o aumento na produção de plantas. Estudos sugerem que a fertilização com fosfato em viveiros aumenta a produção de peixes na maioria dos viveiros (HICKLING, 1962).

O fósforo pode se apresentar na forma particulada e solúvel. A remoção do fósforo ocorre por incorporação à biomassa. Assim como o nitrogênio, o fósforo pode estar na forma orgânica, e com a decomposição desse material, fica disponível na forma inorgânica.

A remoção de fósforo em leitos cultivados geralmente envolve processos de absorção rápida e reações químicas mais lentas, levando à formação de uma fase sólida de fosfato.

Os íons de ortofosfato solúveis que são considerados produtos de ionização do ácido ortofosfórico (H_3PO_4) são as formas mais simples do fósforo na água. Elas dependem do pH porque sofrem reações químicas relacionadas com o íon hidrogênio (H^+), podendo formar: H_2PO_4 , HPO_4 ou PO_4^- .

Os polifosfatos inorgânicos frequentemente chegam em corpos hídricos em vários efluentes e são usados na preparação de alguns fertilizantes de viveiros de peixe. Os polifosfatos se hidrolizam para a forma “orto”, e o fósforo orgânico dissolvido pode ser degradado para ortofosfato pela atividade microbiana. O ortofosfato dissolvido é prontamente disponível para as plantas aquáticas.

A concentração do fosfato pode ser expressa como fósforo na forma de HPO_4^{2-} , o que seria equivalente a $0,33 \text{ mg L}^{-1}$ de P. Em águas não poluídas a concentração do ortofosfato dissolvido não é geralmente maior do que $5 \text{ a } 20 \text{ mg L}^{-1}$ e a concentração do P total raramente ultrapassa $1000 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Nos viveiros fertilizados do Alabama (EUA), BOYD (1976) encontrou aproximadamente $170 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de P total e $20 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de ortofosfato dissolvido.

O ciclo de vida do fitoplâncton é possivelmente não mais do que uma a duas semanas. O fósforo do fitoplâncton morto é liberado muito rapidamente pela degradação microbiana. Provavelmente, uma grande parte do fósforo do fitoplâncton morto é liberado pelo decaimento antes que as células mortas caiam no sedimento.

O sedimento é eventualmente o compartimento com maior teor de fósforo nos viveiros de aquicultura, e as bactérias presentes absorvem o P disponível. Todos os sedimentos absorvem o P inorgânico, mas ele é particularmente maior em sedimentos muito ácidos ou que contém carbonato de cálcio (BOYD, 1971). A concentração de fósforo aumenta muito em águas anaeróbias do hipolímnio devido à solução do fosfato de ferro sob condições de redução.

Oxigênio dissolvido

A respiração animal contribui diretamente para o consumo de oxigênio dissolvido nos viveiros, mas os restos de ração e as excretas também contribuem em muito para a demanda de oxigênio, na medida em que são coletadas pelo sistema de tratamento de efluentes. Processos físicos como salinidade, temperatura, e altitude também influenciam na concentração de oxigênio dissolvido e podem baixar a concentração de oxigênio dissolvido em 10 a 15%. As concentrações do oxigênio dissolvido são mais altas a 0°C e decrescem com o aumento da temperatura (ZACHRITZ II et al., 2008).

Os tanques de cultivo de organismos aquáticos possuem quatro fontes principais de oxigênio: fitoplâncton e plantas aquáticas (fotossíntese), oxigênio atmosférico (difusão), oxigênio da água adicionada (renovação de água) e oxigênio a partir dos aeradores mecânicos (FAST & BOYD, 1992). O oxigênio pode ser “perdido” ou consumido através da respiração biológica (seres vivos, água e lodo), oxidação química, difusão para a atmosfera e por meio dos efluentes (ARANA, 1997).

Nos tanques de cultivo, a concentração do oxigênio dissolvido se eleva nas primeiras horas da manhã com a atividade fotossintética, atingindo seu valor máximo ao entardecer, e podendo chegar à saturação. Com a chegada da noite, a atividade fotossintética diminui rapidamente, dando lugar a processos de respiração (consumo de oxigênio), o que provoca uma diminuição do oxigênio dissolvido na água. Nesta fase, a respiração biológica e a oxidação química do sedimento provocam uma perda substancial do oxigênio dissolvido (OD) presente nos tanques, podendo alcançar concentrações críticas que colocam em risco os organismos cultivados. De modo geral, quanto maior for a quantidade de organismos por unidade de volume (cultivos intensivos), maior será a variação diurna do OD (ARANA, 1997).

BOYD (1989) afirma que os efeitos adversos dos baixos níveis de oxigênio geralmente se traduzem numa diminuição no crescimento dos organismos e uma maior susceptibilidade a enfermidades. No caso de tanques com cultivo de camarão, por exemplo, com as concentrações constantemente baixas de OD ($1,5 \text{ mg L}^{-1}$), os animais comem menos, e não convertem o alimento tão bem como em tanques em condições normais (5 mg L^{-1}).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Outro parâmetro de grande importância na avaliação da qualidade de água é a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Ela corresponde à quantidade de oxigênio necessária para ocorrer a oxidação da matéria orgânica biodegradável sob condições aeróbicas. É a quantidade de oxigênio utilizada na oxidação bioquímica da matéria orgânica, num determinado período de tempo, e expressa geralmente em miligramas de oxigênio por litro. A Demanda Bioquímica de Oxigênio é o parâmetro mais empregado para medir a poluição, e sua determinação é importante para verificar-se a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica. Esta medida da quantidade de oxigênio consumido no processo biológico de oxidação da matéria orgânica permite chegar à conclusão de que grandes quantidades de matéria orgânica utilizam grandes quantidades de oxigênio. Assim, quanto maior o grau de poluição, maior a DBO.

O valor da Demanda Bioquímica de Oxigênio é usado para estimar a carga orgânica dos efluentes e dos recursos hídricos, e com estes valores é possível calcular qual a necessidade de aeração (oxigenação) para degradar esta matéria orgânica nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's).

CAPÍTULO 3 - MATERIAL E MÉTODOS

O planejamento experimental seguiu as seguintes atividades principais:

- a) operação do sistema de recirculação de água com leitos cultivados para tratamento da água: monitoramento dos parâmetros físico-químicos (pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrogênio total, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos dissolvidos totais, íon amônio, nitrito, nitrato e ortofosfato) da água de criação de peixes do efluente tratado nos filtros biológicos e avaliação do desempenho do sistema;
- b) acompanhamento do crescimento das tilápias (*O. niloticus*) através de biometria e análise de composição centesimal dos peixes e da ração.

3.1 Descrição do sistema modular de recirculação da água

Os leitos cultivados operavam em sistema de fluxo subsuperficial, onde a água passa pelo meio suporte e pelas raízes das macrófitas. O processo de tratamento consistiu no lançamento da água bruta proveniente da criação de tilápia (composta basicamente por água, restos de ração e fezes) na superfície do meio filtrante, passando através dele e deixando retido o material sólido. Neste meio retentor de partículas, ficavam retidos a matéria orgânica e outros materiais particulados. Como a água bruta (não tratada) não era retirada do meio suporte no ato, os microrganismos da degradação orgânica, principalmente as bactérias aeróbias, se utilizavam do material orgânico retido no meio, metabolizando-o para formas químicas menos poluentes.

O experimento foi instalado no anexo do “Laboratório de Ecossistemas Aquáticos” da Embrapa Meio Ambiente, em Jaguariúna, SP. Os sistemas de tratamento compreendiam módulos de três compartimentos verticais com as seguintes características: três andares com nove caixas em cada um dos dois lados, unidos por uma plataforma de madeira, totalizando cinquenta e quatro caixas. As caixas utilizadas tanto para as tilápias como para os leitos cultivados eram de polipropileno e apresentavam as seguintes dimensões: capacidade de 372 litros, 0,71 m de altura, 0,71 m de largura e 1,04 m de comprimento. Os três andares que compunham o módulo de tratamento estavam assim distribuídos: o andar superior continha o leito cultivado com meio suporte e a planta Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*); o andar intermediário continha o leito não cultivado apenas com o meio suporte, compondo um segundo sistema filtrante; e o andar ao nível

do piso continha as tilápias (Figura 01).



Figura 01 – Vista lateral e vista frontal do sistema modular de leitos cultivados.

Os meios suporte selecionados para o estudo foram: pedra britada n° 2 (BRITA), argila expandida (ARGILA) e uma mistura homogênea de ambos (MIX). Os substratos usados como meio suporte foram colocados em sacos de *nylon* com capacidade para 5 kg (também utilizados para frutas e legumes). Este ensacamento teve dois principais objetivos: facilitar o manuseio de colocação e retirada do substrato nas caixas e uma maior exatidão na quantidade a ser colocada em cada um dos três meios suporte (20 sacos para brita; 20 sacos para argila expandida; e 10 sacos de argila e 10 sacos de brita para o meio suporte MIX).

No Ensaio A, os módulos com e sem a planta Vetiver foram distribuídos aleatoriamente.

O ciclo de água era iniciado na caixa ao nível do piso, por meio de uma bomba RESUN® com capacidade de bombeamento de 3000 litros/hora, a qual bombeava água dos tanques de tilápias para a caixa do andar superior. A água era então distribuída em tubos de PVC com 25 mm de diâmetro e perfurados com nove furos de 4 mm cada um, de modo que o fluxo de água se distribuída de maneira uniforme pelo meio suporte. Após o enchimento completo da caixa com a água bruta, a água era drenada por tubos de 50 mm de diâmetro no fundo da caixa, perfurados com furos de 22 mm de diâmetro equidistantes em 20 mm (Figura 02). A água então era canalizada

para a caixa do nível médio, cuja conformação de tubos e distribuição de água era idêntica ao andar de cima. A caixa intermediária era então preenchida da mesma forma que a caixa do andar superior e então caía por gravidade na caixa ao nível do piso (com peixes), fechando o ciclo.



Figura 02 – Sistema de drenagem com tubos de PVC após a filtragem.

Vetiver

A planta Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) é uma planta herbácea, perene, cespitosa (em moita) que chega a atingir cerca de dois metros de altura e com raízes que podem penetrar até seis metros de profundidade. Propaga-se principalmente de forma vegetativa (assexuada) já que a maior parte das variantes cultivadas produz pequenas quantidades de semente ou, simplesmente, não a produzem. Como a planta não cria estolhos, não é uma planta invasiva e o seu cultivo torna-se controlável. Por estas razões, na Índia o Vetiver vem sendo utilizado há séculos para delimitar fronteira de terrenos, pois ele permanece exatamente onde foi plantado. É também conhecida como capim-vetiver, capim-de-cheiro, grama-cheirosa, grama-das-índias, falso-pachuli (ou, simplesmente, pachuli) e raiz-de-cheiro (VELDKAMP, 1999).

Algumas das características do Vetiver fazem desta planta um excelente meio de controlar a erosão, nos climas mais quentes (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1993). Ao contrário das outras ervas, o Vetiver não ganha raízes horizontais, crescendo estas, quase exclusivamente na direção vertical, para baixo. Os grupos densos de colmo ajudam também a travar o escoamento de água superficial. Por estas razões, é usada para criar sebes ao longo de estradas, nos limites dos arrozais.

As folhas também são usadas em cestaria e na fabricação de tapetes, bem como para cobrir telhados. As raízes, odoríferas, podem servir para fazer telas, tecidos grosseiros, leques, entre outros artefatos. As raízes, depois de secas e cortadas, podem ser destiladas para extração de um óleo essencial espesso e de cor âmbar, constituído principalmente por vetivona, e que é conhecido como Vetiver, Vetivert, Khus khus, Khas khas, ou Óleo da tranquilidade, na Índia.

No presente estudo, doze mudas de Vetiver por caixa foram plantadas nos leitos do andar superior, e tiveram seu crescimento e fixação acompanhados ao longo dos ensaios com dois meses de duração cada um, conforme pode ser verificado na Figura 03.



A



B

Figura 03 – Mudanças de Vetiver no sistema de leitos cultivados (A) e pesagem (B).

Foram testados os meios suporte pedra britada nº 2 (9,5 a 31,5 mm) e argila expandida (equivalente à brita nº 2, com diâmetro entre 22 e 32 mm e densidade aparente de 450 kg m^{-3}) e a composição homogênea de ambos, denominada MIX. Após a colocação desses substratos nos sacos e a lavagem de cada um com água a alta pressão, os mesmos foram colocados nas caixas de polipropileno para comporem os leitos cultivados. As caixas foram então preenchidas com água de um poço artesiano não clorada, e o sistema de bombas foi ligado para a circulação do sistema.

Foi observado que a argila expandida, mesmo após a lavagem com a mangueira de alta pressão, ainda estava soltando resíduos que poderiam comprometer o bom funcionamento dos

filtros. Por isso, optamos por lavar os sacos de argila em caixas d'água de 1000 litros, e deixar de molho de um dia para o outro, e só então após três trocas de água os sacos eram postos para secar ao ar livre e colocados definitivamente nas caixas (Figuras 04a e 04b).



Figura 04a - Detalhe da argila expandida ensacada em saco de nylon de 5 kg.



Figura 04b – Sacos de argila expandida colocados para secar após a lavagem.

Foram feitos seis tratamentos com três repetições cada um:

- tratamento 1 (T1 - BRITA): pedra britada nº 2 (9,5 a 31,5 mm) (20 sacos de brita por caixa ou $0,438 \text{ m}^3$);
- tratamento 2 (T2 - ARGILA): argila expandida de tamanho equivalente à brita Nº 2 (22 a 32 mm) (20 sacos de argila expandida por caixa ou $0,196 \text{ m}^3$);
- tratamento 3 (T3 - MIX): 10 sacos de argila expandida ($0,098 \text{ m}^3$) e 10 sacos de brita Nº 2 ($0,219 \text{ m}^3$);
- tratamento 4 (T4 – BRITA COM PLANTA): pedra britada Nº2 com Vetiver (20 sacos de brita por caixa);

- tratamento 5 (T5 – ARGILA COM PLANTA) argila expandida com Vetiver (20 sacos de argila expandida por caixa);
- tratamento 6 (T6 – MIX COM PLANTA) MIX com Vetiver (10 sacos de argila expandida e 10 sacos de brita Nº 2).

Tempo de retenção hidráulica (TDH)

Para o cálculo do TDH, é preciso se calcular o volume útil do leito, o qual é função do índice de vazios do meio suporte e da vazão média do fluxo, sendo calculado da seguinte forma:

$$\text{Volume útil} = \text{volume total} \times \text{índice de vazios} / 100$$

O TDH é então dado pela seguinte fórmula:

$$\text{TDH} = V/Q \quad (2)$$

Onde:

V = volume útil (L) (considerando a altura da coluna d'água)

Q = vazão (L hora⁻¹)

Custo de montagem dos leitos e da criação das tilápias

O saco de 25 kg de argila expandida custa em média R\$ 15,80. Para a brita número 2, 1000 litros custaram em média R\$ 80,00 (dados obtidos em março de 2012). Assim, temos que:

- para o leito de argila expandida (AR), com 20 sacos, o custo total ficaria em R\$ 123,87;
- para o leito de brita (BR), o gasto total por unidade amostral (20 sacos) seria de R\$ 35,04;
- para o leito com o meio suporte brita + argila (MIX), o custo total ficaria em R\$ 79,46 (10 sacos de argila e 10 sacos de brita).
- Quanto à planta Vetiver, o custo por muda foi de R\$ 0,75. Como foram utilizadas doze mudas por caixa, temos um total de R\$ 9,00 com a planta.
- Lotes de tilápia GIFT com 270 indivíduos cada um (média de 200 g por juvenil): aproximadamente R\$ 1500,00 para os quatro ensaios (piloto, ensaio A, B e C).
- Ração Nutripeixe® (Purina): total de R\$ 274,00 (quatro ensaios) para quatro sacos de 25 kg cada um.

Cada caixa de polipropileno de 372 litros custou R\$ 250,00 (valor de março de 2010).

No presente estudo, a tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*) utilizada foi a da variedade “GIFT”. Esta é uma linhagem da Malásia que chegou ao Brasil em 2005 e é um bom exemplo do programa de melhoramento genético na piscicultura brasileira. Ela foi criada em um cruzamento da ONG “World Fish Center” e recebeu o nome GIFT como abreviação de “Genetic Improvement of Farmed Tilápia” (Melhoramento Genético de Tilápias de Fazendas). Os animais já estão na 4ª geração geneticamente modificada e tem ganhado 5% de peso a cada geração (www.portaldoagronegocio.com.br).

Para o ensaio A, um lote de quinhentas tilápias GIFT oriundas do “Pesqueiro Nenê Orliani”, localizado em Socorro (SP) foi adquirido com peso médio inicial de 190g. Ao chegar na Embrapa Meio Ambiente, os peixes foram acomodados em duas caixas de 2000 litros cada uma, e privados de alimentação por três dias.

As unidades foram dimensionadas para receber uma vazão média diária de $2,497 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, a uma velocidade de bombeamento de água de $1,14 \text{ m s}^{-1}$, com um volume útil de $0,236 \text{ m}^3$ (0,45 m de altura da coluna d’água).

O valor médio (base de três amostras por meio suporte) do índice de vazios para os meios suporte utilizados nas *wetlands*, do volume útil, das vazões de cada meio suporte e do tempo de detenção hidráulica se encontram nas Tabelas 01 e 02. A vazão média era de $0,03 \text{ L s}^{-1}$. Assim, considerando um volume útil de 235,77 litros para cada caixa com peixes, a troca completa de água se dava a cada duas horas e dezoito minutos aproximadamente, sem considerarmos o índice de vazios dos meios suporte.

Tabela 01 – Volume útil e valor médio do índice de vazios para os meios suporte utilizados nos leitos cultivados.

Meio suporte	Índice de vazios (%)	Volume útil (litros)
Brita	59,37	139,98
Argila expandida	44,75	105,51
MIX	31,70	74,74

Tabela 02 – Valores de vazão e tempos de detenção hidráulica (TDH) para os diferentes meios suporte.

Meio suporte	Vazão ($L s^{-1}$)	TDH (hora)
Brita	0,03	1,30
Argila expandida	0,03	0,98
MIX	0,03	0,69

Após o período de um mês para permitir a fixação da planta e da atividade microbológica nos leitos cultivados, a análise físico-química da água foi iniciada. Semanalmente foram medidos os seguintes parâmetros físico-químicos da água, com auxílio de uma sonda Horiba U10[®]: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, temperatura da água e turbidez.

Após a colocação do meio suporte e da Vetiver nas caixas, e após um período de aproximadamente um mês, a tubulação começou a apresentar algas principalmente nos furos de distribuição da água nos leitos. A presença dessas algas acabou por entupir parte dos tubos, tornando necessária a manutenção semanal, com sua limpeza manual. Caso houvesse entupimento, o tubo era limpo e desobstruído, bem como as bombas.

3.2 Ensaio Piloto

Antes de se dar início ao ensaio A, foi realizado um ensaio piloto de seis semanas nos meses de outubro e novembro, a fim de se conhecer melhor o funcionamento do sistema de recirculação. Para tanto, foram colocados vinte peixes por caixa. Cada caixa recebeu 80 g de ração (Nutripeixe[®]) com 32% de proteína bruta, equivalente a 3% da biomassa total inicial (aproximadamente 2,6 kg para vinte peixes por caixa). Porém, logo nos primeiros dias do ensaio foi observado que uma parte significativa da ração não foi consumida, e a água encontrava-se turva e com baixa oxigenação. Sendo assim, nos dias seguintes não foi oferecida ração e o excesso que estava boiando na água foi retirado com um puçá. Este procedimento foi realizado em todas as dezoito caixas com peixes, simulando o que é feito nos viveiros em escala real.

Também foi observado que a vazão estava muito baixa, em virtude do entupimento dos tubos de abastecimento dos filtros. Este entupimento ocorreu por causa da proliferação de algas nos furos. Deste modo, o *bypass* (torneira para regular a saída de água para dentro das caixas de criação) ficou todo fechado para aumentar a circulação de água. Em função do excesso de ração

não consumida nas caixas, optou-se por oferecer metade da ração diária, ou seja, 40 g por dia por caixa, correspondendo a 1,5 % da biomassa total inicial. Esta redução no oferecimento de ração teve como objetivo principal tentar reduzir a eutrofização da água e a proliferação excessiva de algas, a queda na concentração de oxigênio dissolvido e o aumento na concentração de amônia, que é tóxica para os peixes.

Foi feita uma limpeza no interior dos tubos para desentupir os furos e melhorar a circulação de água, sem alterar a vazão média do sistema e o tempo de detenção hidráulica. Ainda assim, mesmo com a limpeza, os tubos continuavam entupindo, e por isso os furos dos tubos das caixas do nível superior e médio foram aumentados com broca para 4 mm. Após este procedimento, o entupimento dos tubostubo diminuiu consideravelmente.

Ao final do ensaio piloto, uma amostra de 30% da população de tilápias foi avaliada quanto ao peso e comprimento, em cada um dos três tratamentos.

Para o ensaio piloto foram avaliados três tratamentos, sendo eles: AR (argila), BR (Brita) e MIX (argila com brita) sem a planta Vetiver.

3.3 Ensaio A – Avaliação dos meios suporte e da planta Vetiver

O primeiro ensaio teve duração de dois meses (fevereiro a abril), tendo como objetivo principal avaliar a eficácia de três meios suporte no sistema de leitos cultivados: BRITA, ARGILA e MIX (mistura homogênea de brita com argila), além de avaliar o efeito da planta Vetiver na filtragem do efluente orgânico.

Para este estudo foi adquirido um novo lote de 300 tilápias GIFT (*O. niloticus*) com média de 190 g de peso inicial por indivíduo ou uma biomassa total de 2,850 kg por módulo experimental (módulo de três caixas – uma caixa com peixes e duas caixas com o sistema de leitos cultivados). Cada caixa continha quinze tilápias em cada um dos dezoito módulos experimentais (270 peixes ao todo).

A densidade de peixes foi fixada em 12,07 kg m⁻³. A altura da coluna d'água era de 45 cm, o que resultava em 235,77 litros por módulo experimental (conjunto de três caixas).

A ração, oferecida uma vez ao dia no período da tarde (por volta das 15:00), foi a mesma utilizada no ensaio piloto (Nutripeixe[®] da Purina com 32% de proteína bruta). A quantidade oferecida por caixa de peixe correspondia a aproximadamente 1,5% da biomassa total, isto é, 45g de ração por caixa. A literatura recomenda o uso de 3% de ração da biomassa total (FURUYA,

2007), porém devido à sobra de ração observada no ensaio piloto e também devido ao acúmulo de matéria orgânica no fundo das caixas (restos de ração e fezes), optou-se por oferecer metade da quantidade utilizada pelos produtores.

Amostras de mudas de Vetiver não inseridas no sistema de tratamento foram analisadas quanto à concentração de nutrientes ao final do ensaio. As amostras foram separadas em parte aérea (lâmina foliar e pecíolo) e submersa (raiz e rizoma). Em seguida, as amostras foram limpas através de sucessivas lavagens, para a remoção de perifíton, detritos orgânicos e partículas inorgânicas associadas. Posteriormente, a parte aérea e a raiz foram secas em estufa a 60°C separadamente, até atingirem peso constante, e trituradas em moinho para a determinação dos valores nutricionais.

As amostras para as análises físico-químicas da água foram coletadas entre 9:00 e 12:00. A seguir são apresentados os parâmetros analisados no Ensaio A:

a) Três vezes por semana foram medidos os seguintes parâmetros: pH, temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) e condutividade elétrica (mS/cm), com o auxílio de uma sonda Horiba U10[®];

b) A cada vinte dias foram tomados os seguintes parâmetros físico-químicos para análise no Laboratório de Saneamento da FEAGRI/UNICAMP: nitrogênio total (NT mg L^{-1}) e sólidos totais dissolvidos (STD mg L^{-1}), medidos segundo metodologia da APHA (2005), fósforo total (PT mg L^{-1}), demanda bioquímica de oxigênio por cinco dias ($\text{DBO}_5 \text{ mg L}^{-1}$). Tais parâmetros foram amostrados tanto na água bruta (sem tratamento) como na água tratada (saída de água que retornava para a caixa com peixes);

c) Também a cada vinte dias foram coletadas amostras da água para análise dos parâmetros íon amônio ($\text{NH}_4^+ \text{ mg L}^{-1}$), nitrito ($\text{NO}_2\text{-N mg L}^{-1}$), nitrato ($\text{NO}_3\text{-N mg L}^{-1}$), e ortofosfato ($\text{PO}_4^- \text{ mg L}^{-1}$), os quais foram medidos no “Laboratório de Resíduos de Pesticidas” da Embrapa Meio Ambiente, por meio de análise de cromatografia líquida.

Para os parâmetros físico-químicos medidos com a sonda Horiba U10[®] nas caixas com peixes, o delineamento experimental foi um fatorial (3x2) distribuídos inteiramente casualizado (DIC). Foram avaliados seis tratamentos, sendo três meios (brita, argila e o MIX), com e sem plantas em *wetlands*, com três repetições cada. Os dados foram submetidos à avaliação de homogeneidade e normalidade, em seguida, submetidos à análise de variância pelo procedimento GLM do SAS Program V8 (2000), e as médias comparadas através do teste de T de Student (dois

tratamentos) ou Tukey (mais de dois tratamentos) a um nível de 5% de significância.

A tabela 03 apresenta os limites de parâmetros físico-químicos de qualidade de águas doces e para piscicultura de acordo com a Resolução CONAMA 430/11 e BOYD & TUCKER, (1998).

Tabela 03 – Limites de parâmetros físico-químicos de qualidade de água segundo BOYD & TUCKER (1998) e a Resolução CONAMA 430/11.

Boyd & Tucker (1998)	Faixa limite	Conama 430/11	
OD	5 a 15 mg L ⁻¹		
Temperatura	20 a 30°C		
Turbidez	25 a 50 (UNT)	N amoniacal total	20 mg L ⁻¹
P total	< 0,5 mg L ⁻¹		
N total	5,0 a 6,0 mg L ⁻¹	DBO	Redução de 60%
STD	50 a 500 mg L ⁻¹		
Condutividade específica	< 1,0 mS cm ⁻¹	pH	5,0 a 9,0
DBO	≤ 20 mg L ⁻¹		
Alcalinidade total (CaCO ₃)	20 a 150 mg L ⁻¹		

Para cada um dos ensaios A, B e C foi calculado o percentual de redução de alguns parâmetros físico-químicos (nitrito, nitrato, íon amônio, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total, ortofosfato, DBO, sólidos totais dissolvidos e sólidos totais voláteis). O percentual era calculado da seguinte forma:

$$\frac{\text{Concentração (mg L}^{-1}\text{) do afluente} - \text{Concentração (mg L}^{-1}\text{) do efluente}}{\text{Concentração (mg L}^{-1}\text{) do afluente}} * 100$$

Onde o afluente era a água coletada da caixa com peixes e o efluente era a água coletada na saída dos leitos cultivados.

A biometria dos peixes é importante para acompanhar o crescimento e ganho de peso dos animais, através de alguns indicadores, tais como:

- **ganho de peso (GP)**: é determinado pela diferença entre o peso inicial e o peso final

sendo o resultado expresso em gramas:

$$GP = (Pf - Pi) \quad (4)$$

onde Pf é o peso em gramas, no período f e Pi é o peso inicial.

- **taxa de conversão alimentar aparente (TCAA)**, que é a quantidade de ração consumida em um período de tempo (g) / ganho em peso obtido (g) (MARTINO et al., 2002).

$$TCAA = R/GP \quad (5)$$

Como regra geral, não se indica a alimentação dos peixes até a saciedade. O ideal é que a quantidade de alimento seja equivalente a 10% inferior à necessária para que o peixe cesse a alimentação (SUSSEL, 2008). Mas como na prática isso é difícil, o mais indicado é estabelecer uma taxa de arraçoamento proporcional à biomassa. A determinação dessa taxa deve associar o ganho de peso, a conversão alimentar, o retorno econômico e a qualidade de água. A subalimentação piora o ganho de peso, mas não compromete a qualidade de água, e a superalimentação pode comprometer o desempenho dos peixes de forma indireta, e traz prejuízos à qualidade da água (FURUYA, 2007).

De acordo com FURUYA (2007), para a tilápia do nilo, a taxa e a frequência do arraçoamento são influenciadas pelo peso do peixe e pela temperatura da água.

Os restos de ração e as fezes terão efeito direto sobre a qualidade da água. Para o acompanhamento do crescimento dos peixes, foram realizadas três biometrias ao longo do Ensaio A: uma inicial, logo na chegada do lote, onde foram medidos e pesados 30% do total de peixes (60 indivíduos); a segunda biometria foi realizada no meio do ensaio (aproximadamente 30 dias depois), com 30% da amostra total, escolhendo-se uma caixa de cada tratamento aleatoriamente; e outra no final do ensaio, também realizada com 30% de todos os indivíduos (Figura 05).

Os peixes eram previamente anestesiados com óleo de cravo diluído em 5 ml de álcool comercial) (20 gotas de óleo de cravo para 10 litros de água).

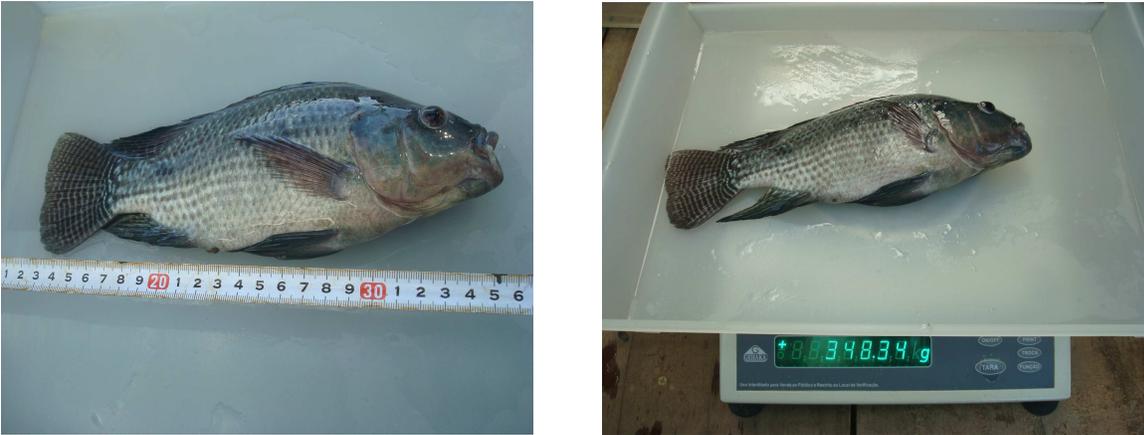


Figura 05 – Medição e pesagem de tilápia do Nilo (*O. niloticus*) em biometria realizada durante o ensaio A.

Para a biometria de peixes (tilápias), o delineamento experimental foi um fatorial (3x2) distribuídos inteiramente casualizado (DIC). Foram avaliados seis tratamentos, sendo três meios (brita, argila e MIX), com e sem plantas em leitos cultivados, com três repetições cada. Os dados foram submetidos à avaliação de homogeneidade e normalidade, em seguida, submetidos à análise de variância pelo procedimento GLM do SAS Program V8 (2000), e as médias comparadas através do teste t de Student (dois tratamentos) ou Tukey (mais de dois tratamentos) a um nível de 5% de significância.

A análise de composição centesimal teve como principal objetivo avaliar o desenvolvimento dos peixes criados no sistema de ciclo fechado em cada um dos tratamentos, comparando os resultados com a literatura existente. No início (tempo “zero”) e no final do ensaio (60 dias), peixes escolhidos ao acaso foram coletados, sendo cada indivíduo pertencente a um tratamento. Os peixes foram então colocados individualmente em recipientes com água limpa e gelo, induzindo-os à morte súbita por hipotermia. Após a morte, a cabeça e as nadadeiras foram retiradas. O restante do corpo foi acondicionado em caixas de isopor com gelo e enviado para o Laboratório de Alta Tecnologia (LABTEC) da empresa “Guabi”, em Hortolândia, onde foram analisados os seguintes parâmetros:

- Peixes: proteína bruta (PB), pelo método Dumas; lipídeos totais (LT), pelo método gravimétrico; e matéria mineral (MM), pelo método A.O.C.S;
- Ração Nutripeixe[®] 32 PB (Purina): proteína bruta (PB), pelo método Dumas; gorduras por hidrólise ácida, pelo método de extrusados; fibra bruta, umidade e matéria mineral (método A.O.C.S.).

3.4 Ensaio B - Avaliação dos tempos de detenção hidráulica

As principais mudanças implementadas no segundo ensaio em relação ao primeiro foram:

- 1) Plantio da Vetiver em todas as dezoito caixas do nível superior (leitões);
- 2) Redução da vazão em aproximadamente 50% em metade dos módulos (nove caixas), com o objetivo de aumentar o tempo de retenção hidráulica e avaliar a qualidade da água tratada nas caixas com vazão reduzida; e
- 3) Instalação de um sistema de aeração (*airlift*) para manutenção dos níveis mínimos de oxigênio dissolvido na água (em média de 5,0 mg L⁻¹) em todas as dezoito caixas do experimento com tilápias.

O sistema de aeração apresentava a seguinte composição: o ar era enviado por um compressor radial de 0,75 cv externo através de canalização, que por sua vez distribuía o ar a todas as caixas individualmente. Em cada saída de ar, havia uma torneira para regular a intensidade do fluxo de ar. A essa torneira estava conectada uma mangueira de plástico que se conectava a um tubo de PVC em forma de “T” com as seguintes dimensões: 0,49 m de altura, 0,61 m de largura e 0,045m de diâmetro e furos ao longo de sua extensão horizontal com diâmetro de 0,047 m (Figura 06).



Figura 06 – Tubos de PVC para aeração das caixas com tilápias.

Neste ensaio também foram avaliados seis tratamentos, do seguinte modo: AR – argila com máxima vazão; AR 50 – argila com 50% da vazão máxima; BR – brita com máxima vazão; BR 50 - brita com 50% da vazão máxima; MIX – MIX com máxima vazão; MIX 50 - MIX com 50% da vazão máxima.

A altura da coluna d'água nas caixas com peixes foi fixada em 0,44 m, e não mais 0,45 m (Ensaio A), pois era preciso manter a saída de água do tubo do *airlift* emerso. Sendo assim, o volume total de água dentro de cada sistema modular era de 230,54 litros.

A tabela 04 apresenta as vazões médias em cada sistema modular e seus respectivos TDHs durante o Ensaio B. A ração fornecida aos peixes foi a mesma utilizada no Ensaio A (Nutripeixe 32% PB), alimentando-os uma vez ao dia com 45g de ração por caixa de criação (1,5% da biomassa total), considerando-se um total de 15 peixes por caixa.

Tabela 04 – Valores médios da vazão e tempos de detenção hidráulica (TDHs) para os seis tratamentos do Ensaio B.

Tratamento	Vazão (L s⁻¹)	TDH (hora)
BR 100	0,11	0,35
BR 50	0,06	0,65
AR 100	0,10	0,29
AR 50	0,05	0,59
MIX 100	0,09	0,23
MIX 50	0,06	0,35

O novo lote de tilápias GIFT para o Ensaio B foi gentilmente cedido pela empresa “Escama Forte”, de Buritama, SP. Assim, um total de 270 tilápias foi dividido em duas caixas de plástico de 1000 litros cada uma, e mantidas com aeração. Os peixes ficaram em quarentena por cinco dias, sendo acompanhados diariamente os seguintes parâmetros físico-químicos: oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura da água, condutividade elétrica e pH.

Por três dias consecutivos, foi dado um banho de sal nos peixes a fim de se evitar enfermidades. A proporção de sal aplicada na água foi de 3,5 kg de sal por 1000 litros. Para se dar início ao ensaio B, um total de quinze peixes por caixa foi distribuído aleatoriamente em cada uma das dezoito caixas do experimento (andar inferior).

A biometria de 20% do total dos peixes foi feita ao final de um mês de experimento

A retirada parcial da água de cada uma das dezoito caixas do andar inferior (caixas com peixes) era feita uma vez por semana (11 litros) e os dejetos eram lançados na caixa de cima (leito cultivado) para retornarem ao sistema.

A frequência de avaliação dos parâmetros físico-químicos com auxílio da sonda Horiba U10[®] se manteve em três vezes por semana, porém a frequência de avaliação dos demais parâmetros físico-químicos, mensurados no Laboratório de Saneamento da UNICAMP passou a ser mensal, em função de uma grande demanda do laboratório por outros usuários, o que não permitiu mais a avaliação a cada vinte dias. Foram coletadas amostras de água para análise no Laboratório de Saneamento da FEAGRI/UNICAMP para análise da água sem peixes (início do experimento). Os parâmetros analisados foram os mesmos do Ensaio A: DBO, fósforo total, nitrogênio total, dureza e sólidos totais dissolvidos, seguindo metodologia da APHA (2005). Além destes, foram analisados no “Laboratório de Resíduos de Pesticidas” da Embrapa Meio Ambiente os seguintes parâmetros, por meio de cromatografia líquida: ortofosfato, nitrito, nitrato e íon amônio.

3.5 Ensaio C – Avaliação da densidade populacional

O quarto lote de peixes (tilápias GIFT) foi proveniente de um pesqueiro em Espírito Santo do Pinhal, SP. Antes da sua chegada, duas caixas de 1000 litros cada uma haviam sido preparadas para recebê-los. Para a quarentena, foi montado um sistema de aeração interligando a tubulação central de distribuição de ar conectada ao soprador de 0,75 cv. para cada uma das caixas, com

tubos de aquário. Após a equalização da temperatura da água de transporte e da água das caixas, os peixes foram transferidos, sendo divididos igualmente, ou seja, de um total de 415 peixes, 207 foram para uma caixa e 208 para a outra.

Durante o período de quarentena, que durou dez dias, os seguintes procedimentos foram adotados: banho de sal na concentração de 10 g L^{-1} por três dias; troca diária de aproximadamente 50% da água de cada caixa; e monitoramento diário no período da manhã dos seguintes parâmetros físico-químicos com auxílio de uma sonda Horiba U10[®]: pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água, condutividade, turbidez e salinidade. A ração era oferecida uma vez ao dia, no período da manhã, *ad libitum*. A mortalidade durante o período da quarentena foi bastante reduzida (Figura 07).



Figura 07 – Peixes acondicionados em caixas d'água de 1000 litros com aeração durante a quarentena (Ensaio C).

Após a quarentena, os peixes foram distribuídos nas caixas do experimento da seguinte forma: em metade das caixas (nove caixas) foram colocados 15 peixes por caixa (densidade de $13,04 \text{ kg m}^{-3}$) e na outra metade das caixas, foram colocados 20 peixes por caixa (densidade de $17,39 \text{ kg m}^{-3}$). Antes da distribuição dos peixes foi feita uma biometria com cinco indivíduos em cada uma das dezoito caixas do ensaio.

O sistema de aeração por *airlift* foi o mesmo usado no Ensaio B (aeração individual para cada caixa). A vazão utilizada neste ensaio foi de aproximadamente $0,11 \text{ L s}^{-1}$, obtida fechando-se

completamente o registro (*bypass*). Os substratos usados como meio suporte foram mantidos (Brita, Argila e MIX). Deste modo, o Ensaio C apresentava seis tratamentos com três repetições (três meios suporte com duas densidades populacionais).

Após o início do ensaio, diariamente, eram tomados no período da manhã os parâmetros físico-químicos com a sonda Horiba U10[®], já descritos acima. Após este monitoramento, era oferecida a ração (a mesma usada nos demais ensaios, com 32% de proteína bruta).

O oferecimento diário da ração era feito da seguinte forma: cada caixa continha seu pote correspondente, sendo que os potes foram divididos em conteúdos de 90 g (para caixas com 15 peixes) e de 120 g (para caixas com 20 peixes). Esta quantidade foi baseada nos 3% de biomassa total indicado pela literatura, considerando uma média de peso inicial de 180,39 g por indivíduos para este ensaio. Assim, uma pequena porção de ração era jogada em cada uma das dezoito caixas. Este procedimento era repetido três vezes, observando-se o consumo ou não da porção oferecida. Nas caixas onde não era verificado o consumo, o oferecimento não se repetia. Ao todo, o oferecimento da ração durava aproximadamente uma hora e meia. Por fim, a ração não consumida era retirada das caixas, para que não apodrecesse. Depois, cada pote de ração era pesado, a fim de se saber o consumo daquele dia. Desta forma, apenas as fezes sobravam como resíduos nas caixas.

Durante o ensaio C foram realizadas três biometrias: uma no início do experimento, outra na metade (um mês depois) e outra no final (após dois meses de ensaio). Também foi feita a análise da composição centesimal ao final do experimento, a fim de avaliar se havia diferença entre os tratamentos (meios suporte e densidades).

Antes da entrada dos peixes nas caixas, foi feita uma análise da água. Para esta análise, foram avaliados os parâmetros físico-químicos com a sonda, bem como os parâmetros nitrito, nitrato, amônia e ortofosfato, analisados por cromatografia gasosa, conforme descrito para os ensaio A e B. Outros parâmetros, tais como DBO, fósforo total, sólidos totais dissolvidos fixos e voláteis e nitrogênio total foram analisados no laboratório de Saneamento da FEAGRI/UNICAMP, seguindo os métodos da APHA (2005). Ao todo, foram realizadas três análises de parâmetros físico-químicos da água para avaliação da eficácia dos filtros biológicos: uma no início do ensaio, ainda sem os peixes no sistema (branco ou controle); outra com trinta dias de experimento e a última análise no final, após sessenta dias de experimento.

CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Ensaio Piloto

As figuras 08, 09, 10 e 11 (Falta transformar gráficos em barras) apresentam o comportamento de parâmetros físico-químicos monitorados com a sonda Horiba U10[®] ao longo das seis semanas do ensaio piloto, e de modo geral, os três meios suporte (BR, AR e MIX) sofreram as mesmas variações, com pequenas diferenças entre eles. Na figura 08 pode ser observado uma queda nos valores médios de pH, e na figura 09 uma elevação da condutividade elétrica ao longo do tempo. Quanto ao oxigênio dissolvido, este se manteve alto durante quase todo o experimento, porém apresentou uma queda acentuada na penúltima semana de avaliação, onde a concentração de OD nos tratamentos “brita” (BR) e “argila” (AR) estiveram abaixo do limite de 5,0 mg L⁻¹ sugerido para classificação das águas Classe 2, para criação de organismos aquáticos (Resolução CONAMA 357/05 - BRASIL, 2005) (Figura 10). A temperatura da água se manteve ideal para a criação de tilápias durante quase todo o tempo, embora na antepenúltima semana tenha havido uma queda para valores abaixo dos 20°C (Figura 11).

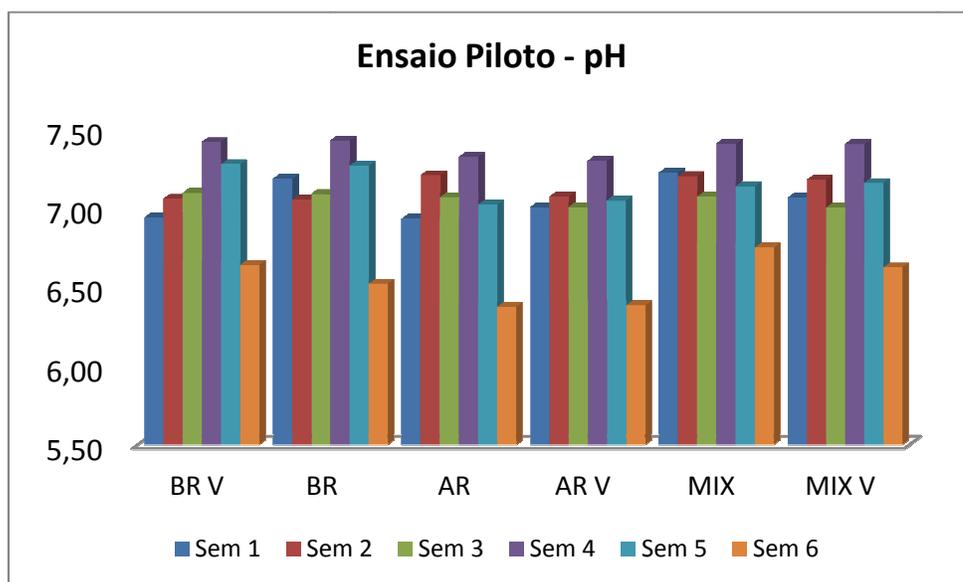


Figura 08 – Variação do pH durante o ensaio piloto. BR – brita; BR V – brita com Vetiver; AR – argila expandida; AR V – argila com Vetiver; MIX – brita com argila expandida; MIX V – MIX com Vetiver.

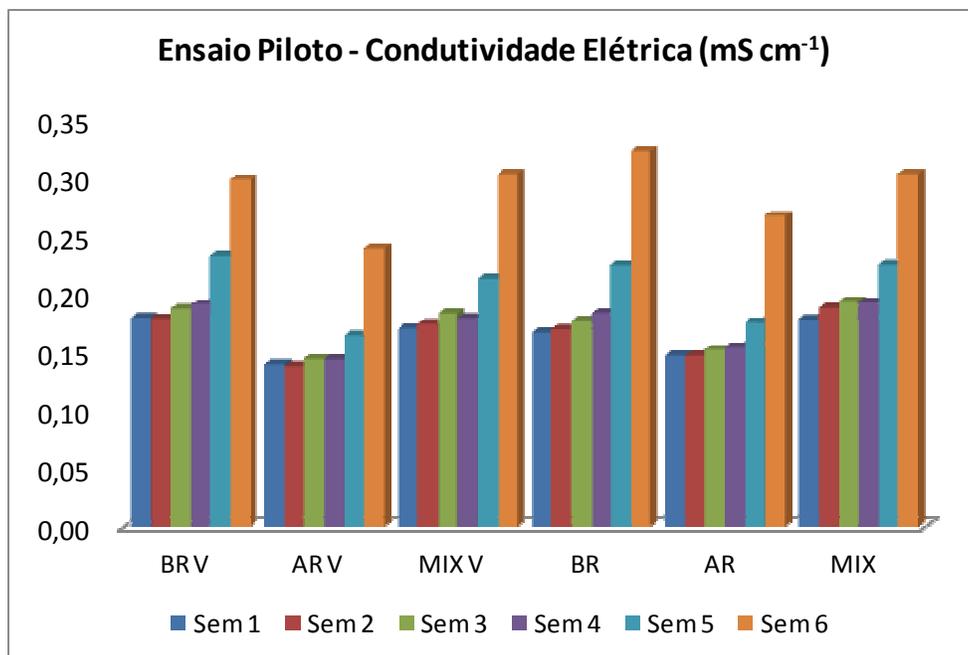


Figura 09 – Variação da condutividade elétrica durante o ensaio piloto. BR – brita; BR V – brita com Vetiver; AR – argila expandida; AR V – argila com Vetiver; MIX – brita com argila expandida; MIX V – MIX com Vetiver.

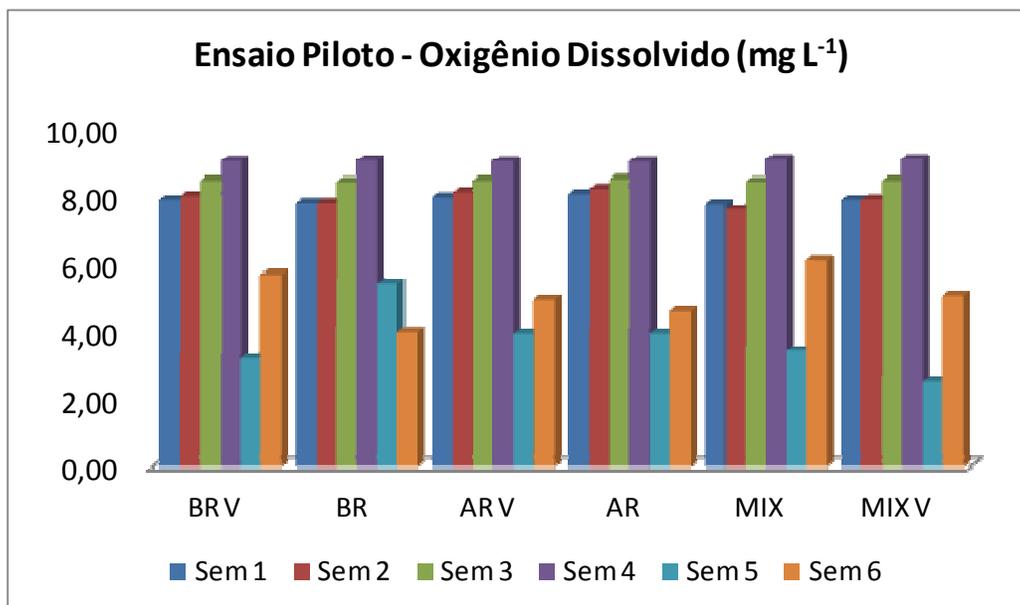


Figura 10 – Variação do oxigênio dissolvido durante o ensaio piloto. BR – brita; BR V – brita com Vetiver; AR – argila expandida; AR V – argila com Vetiver; MIX – brita com argila expandida; MIX V – MIX com Vetiver.

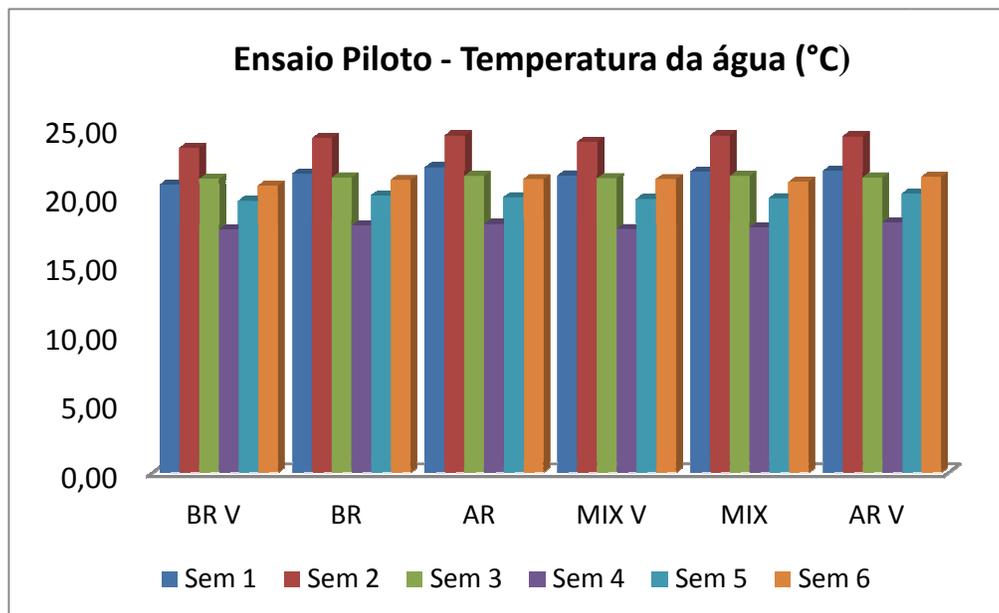


Figura 11 – Variação da temperatura da água durante o ensaio piloto. BR – brita; BR V – brita com Vetiver; AR – argila expandida; AR V – argila com Vetiver; MIX – brita com argila expandida; MIX V – MIX com Vetiver.

A variação de temperatura entre dia e noite chegou a aproximadamente 4°C nos primeiros dias. Além disso, o estresse provocado pelo transporte e manuseio dos peixes pode ter provocado uma queda da imunidade dos animais, e alguns, após cerca de quatro dias, pareciam ter apresentado a doença “saprolegnia”. Essa doença é provocada por um protozoário ectoparasita que se aloja nas brânquias, olhos e nadadeiras. Assim, foi necessário dar vários banhos de sal nas tilápias como tratamento da doença. A concentração de sal utilizada foi de 10 g/L, e os peixes permaneciam em torno de meia hora no banho de sal. Após três dias de tratamento, foi verificada uma melhora significativa nos peixes, os quais foram distribuídos nas caixas por tratamento.

A tabela 05 apresenta a biometria, onde podemos observar que o maior peso médio foi obtido nas caixas onde o meio filtrante era a argila expandida (AR), sendo que para o comprimento não houve muita discrepância entre os meios.

Tabela 05 – Valores médios das características biométricas de *O. niloticus* ao final do ensaio piloto.

	Média	Desvpad	Máx	Mín
BRITA				
Comp (cm)	20,33	67,33	22,60	18,70
Peso (g)	147,19	28,48	199,90	105,60
ARGILA				
Comp (cm)	20,59	69,00	21,80	19,00
Peso (g)	152,50	24,28	188,52	109,60
MIX				
Comp (cm)	20,60	66,73	23,00	19,00
Peso (g)	147,54	25,23	208,15	111,70

Em função da baixa sobrevivência dos peixes observada no ensaio piloto, algumas medidas se tornaram necessárias para a melhoria no funcionamento do sistema de tratamento em busca de taxas de sobrevivência elevadas para as tilápias. Algumas destas medidas, implementadas a partir do Ensaio A foram: quarentena dos peixes, limpeza frequente dos tubos, sifonagem de parte da água das caixas com tilápias, retirada de ração não consumida, aeração nas caixas de peixes.

4.2 Ensaio A - Avaliação dos meios suporte e da planta Vetiver

Após quatro dias de ensaio, houve uma morte significativa da população (aproximadamente 20,7%). Foi então realizado um estudo para investigar a causa da morte dos peixes. Verificou-se que a concentração de nitrito estava bastante elevada em algumas caixas – a caixa MIX com Vetiver (MIX V) chegou a apresentar uma concentração de 0,55 mg L⁻¹ e a caixa com argila (AR) a concentração de nitrito chegou a 0,29 mg L⁻¹ – o que é considerado muito alto, tomando-se como base da concentração limite o valor de 0,3 mg L⁻¹, de acordo com BOYD & TUCKER (1998). Uma hipótese para explicar o aumento do nitrito logo nos primeiros dias do Ensaio A seria a presença de resíduos nos filtros do ensaio anterior (ensaio piloto), embora tenham sido realizadas lavagens entre um ensaio e outro (troca de água por uma semana).

Esta mortandade foi controlada com algumas medidas que se mostraram efetivas, tais como:

a) controle dos níveis de nitrito, por meio da sifonagem semanal de 11 litros de água contendo restos de ração e fezes em cada uma das dezoito caixas com peixe, os quais retornavam para o sistema através das leitos cultivados do andar superior. Esta sifonagem tinha também como objetivo reduzir os sólidos dissolvidos nas caixas de criação das tilápias.

b) aumento da vazão do efluente pós-tratamento para aproximadamente $8,6 \text{ L min}^{-1}$, com abertura total do *bypass* em todas as caixas de peixes, como uma maneira de fazer a água das caixas circular mais rapidamente e assim reduzir as concentrações de nitrito e amônia além de elevar a concentração de oxigênio dissolvido na água para manter os peixes vivos;

c) limpeza semanal dos tubos de saída do afluyente (caixas do andar superior) e limpeza das bombas das caixas dos peixes.

As figuras 12, 13, 14 e 15 apresentam o comportamento de parâmetros físico-químicos monitorados com a sonda Horiba U10[®] ao longo das semanas do Ensaio A. Os gráficos mostram que houve uma oscilação nos valores de oxigênio dissolvido (OD) para todos os seis tratamentos. Porém, ao final do experimento (Semana 8), o substrato Argila (AR) apresentou a maior concentração de oxigênio dissolvido, enquanto que o tratamento Brita com Vetiver (BR V) mostrou o menor valor para este parâmetro. Pode-se também destacar que na segunda metade do ensaio, todos os tratamentos apresentaram uma queda brusca na concentração de OD, ficando abaixo do limite de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 12).

No apêndice são encontradas as tabelas para a ANOVA feita para os parâmetros físico-químicos coletados com a sonda Horiba U10[®], nas caixas com tilápias.

O anexo 1 (apêndice) apresenta a análise de variância para OD no Ensaio A. A tabela mostra que o maior valor médio de OD foi obtido no tratamento brita com planta (BR V), com diferença significativa para a argila expandida, mas não para o substrato MIX. E o valor mais baixo foi encontrado em brita sem planta (BR). A presença da Vetiver no substrato Brita fez diferença significativa, sendo maior com a planta. No entanto, a interação tripla entre meio, planta e semanas não mostrou diferença significativa ($p > 0,05$).

Para condutividade elétrica, todos os tratamentos apresentaram tendência de aumento ao longo do ensaio, atingindo uma concentração próxima de $1,0 \text{ mS cm}^{-1}$ para o tratamento MIX, por exemplo (Figura 13). O anexo 2, no apêndice, indica que o maior valor médio foi obtido em MIX com planta (MIX V) e o menor em argila com planta (AR V). Todas as diferenças entre

tratamentos “com e sem planta” foram significativas, sendo a condutividade sempre maior nos tratamentos sem planta. O substrato MIX apresentou o maior valor médio. Ao se comparar os tratamentos MIX e MIX V, houve diferença significativa entre eles, sendo que o tratamento MIX sem planta apresentou valores de condutividade mais elevados do que com planta (MIX V).

O pH apresentou uma leve tendência à acidez para todos os tratamentos, porém o menor valor obtido ao final do experimento foi 4,88 para o tratamento Argila (AR) (Figura 14). O anexo 3 mostra que o maior valor médio de pH foi obtido em BR V e o menor em argila sem planta (AR). Entre os três meios suporte houve diferença significativa, e a presença da Vetiver em argila e brita apresentou valores significativamente maiores nos meios com planta.

A temperatura da água se manteve em níveis adequados para a criação de tilápias, apesar da queda de cerca de 2°C entre a semana 4 e a semana 6 (Figura 15).

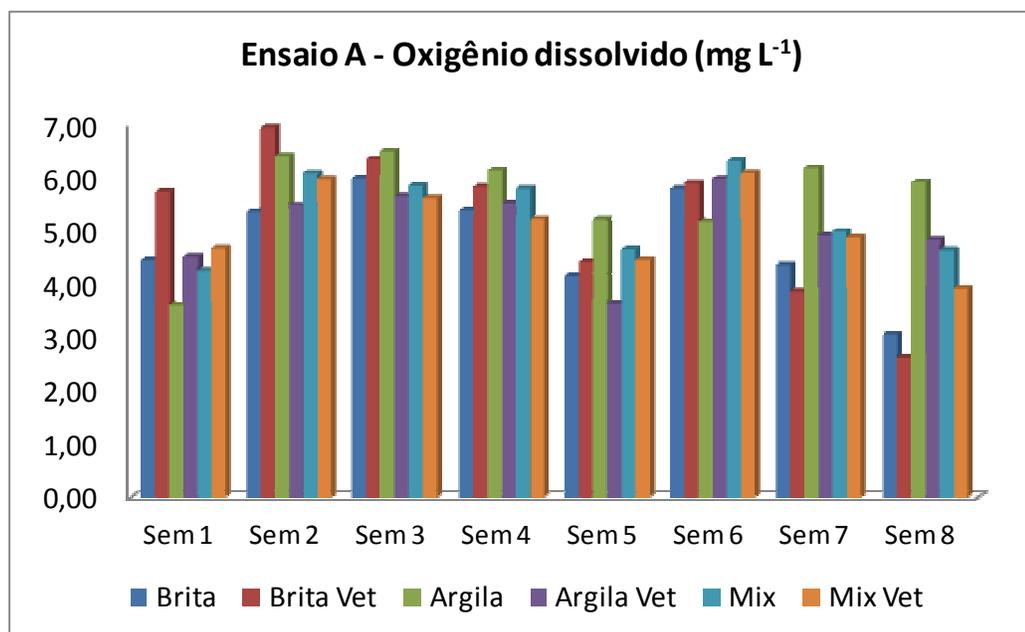


Figura 12 – Variação do oxigênio dissolvido ao longo do Ensaio A. BR – brita; BR V – brita com Vetiver; AR – argila expandida; AR V – argila com Vetiver; MIX – brita com argila expandida; MIX V – MIX com Vetiver.

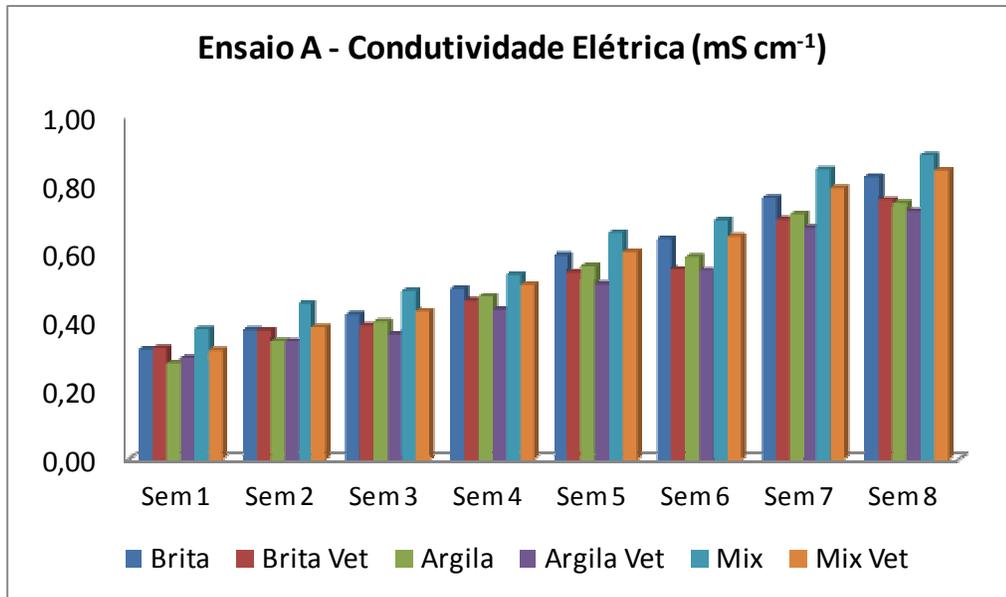


Figura 13 – Variação da condutividade elétrica ao longo do Ensaio A. BR – brita; BR V – brita com Vetiver; AR – argila expandida; AR V – argila com Vetiver; MIX – brita com argila expandida; MIX V – MIX com Vetiver.

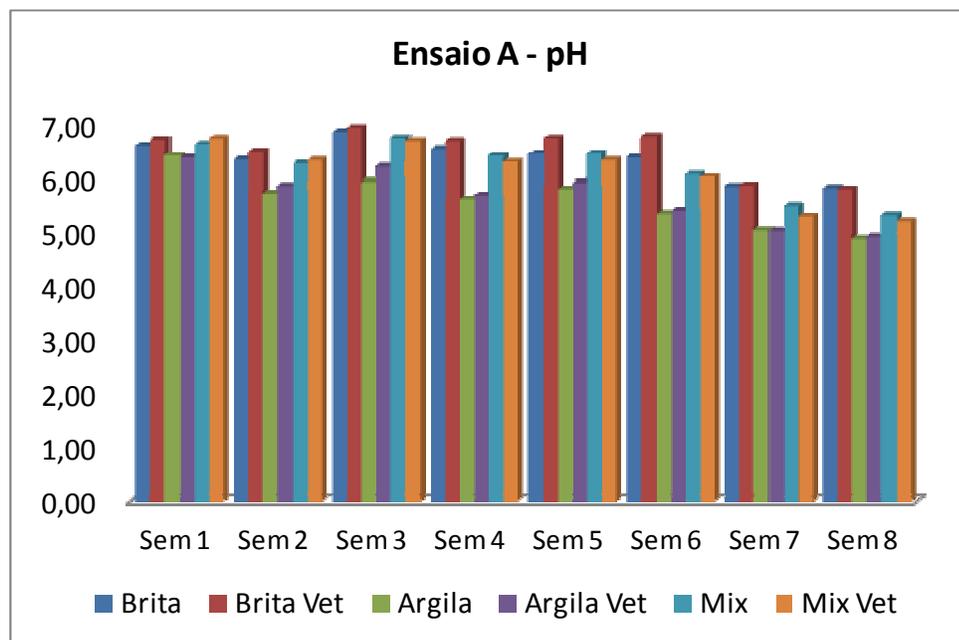


Figura 14 – Variação do pH ao longo do Ensaio A. BR – brita; BR V – brita com Vetiver; AR – argila expandida; AR V – argila com Vetiver; MIX – brita com argila expandida; MIX V – MIX com Vetiver.

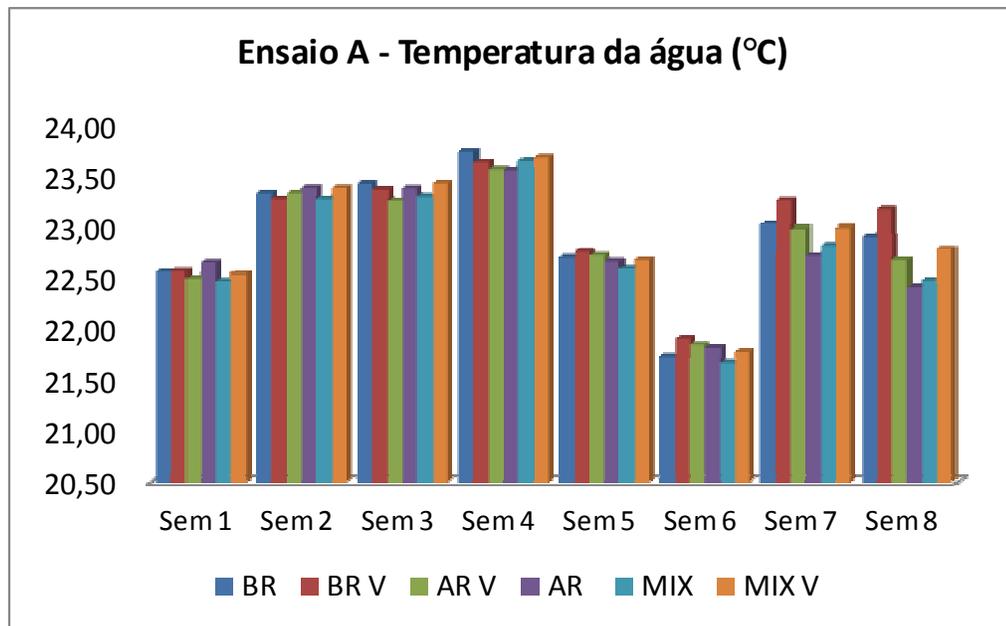


Figura 15 – Variação da temperatura da água ao longo do Ensaio A. BR – brita; BR V – brita com Vetiver; AR – argila expandida; AR V – argila com Vetiver; MIX – brita com argila expandida; MIX V – MIX com Vetiver.

Considerando a legislação (CONAMA 430/11) e BOYD & TUCKER (1998), os parâmetros que ultrapassaram os limites estabelecidos foram: nitrato (NO_3) em todas as amostragens e nitrogênio total (N total) em duas amostras (MIX V e MIX VE). Quanto à concentração de oxigênio dissolvido, o tratamento que mais vezes esteve abaixo do limite ($5,0 \text{ mg L}^{-1}$) foi a brita (BR), em quase metade das amostras (46,38%), enquanto que o substrato argila (AR) apresentou o menor número de vezes abaixo do limite (23,19% das amostras).

Já para o pH, a situação foi invertida, sendo a brita (com ou sem planta - BR e BR V) o melhor substrato (14,5% das vezes fora dos limites) e a argila (AR) o pior (76,8% das vezes fora dos limites), por estarem fora da faixa limite (6,0 a 9,0) estabelecida por BOYD & TUCKER (1998). O pH acima de 7,5 segundo a Res. CONAMA 357/05, reduz o limite do N amoniacal total para $3,7 \text{ mg L}^{-1}$. Porém, os valores apresentados na Tabela 6 indicam que este limite não foi atingido pelo tratamento AR (argila), nem por nenhum dos outros tratamentos.

Para temperatura e condutividade elétrica, todas as amostras se mantiveram dentro dos limites propostos, embora a condutividade tenha ficado próxima do limite de $1,0 \text{ mS cm}^{-1}$ ao final

do primeiro ensaio em todos os tratamentos avaliados, sendo o substrato MIX sem planta (MIX) o mais próximo do limite ($0,98 \text{ mS cm}^{-1}$).

Quanto à temperatura, esta variou muito mais em função da posição das caixas no Anexo do LEA (área onde foi instalado o sistema de tratamento) do que com o tipo de substrato usado nos leitos. A incidência do sol e a circulação de ar variável dependendo do local onde a caixa estava posicionada provavelmente influenciaram na variação da temperatura da água.

A Tabela 06 apresenta o percentual de redução para os parâmetros analisados em laboratório, segundo metodologia da APHA (2005) e por cromatografia líquida. Nesta tabela pode se destacar elevadas porcentagens de redução para o íon amônio (NH_4^+) em brita (BR), brita com Vetiver (BR V) e MIX. Outro destaque é o nitrogênio total Kjeldahl (N total) cuja redução foi maior no efluente de MIX com Vetiver (redução de 70,2%). Para sólidos totais dissolvidos (STD) e sólidos totais dissolvidos voláteis (STDV) as reduções também foram expressivas para os tratamentos “brita com Vetiver” (BR V; redução de 69,65%) e “argila com Vetiver” (61%) – STD; e de “argila com Vetiver” (AR V) para STD voláteis (64,5%) e “argila” (AR) para STDV (59,2%). Os valores negativos para porcentagem de redução significam acréscimo na concentração do parâmetro avaliado.

Tabela 06 – Valores médios da concentração dos parâmetros físico-químicos de qualidade de água e percentuais de redução para o Ensaio A nos meses de março e abril de 2011. BR – brita; BR E – efluente da brita; BR V – brita com Vetiver; BR VE - efluente da brita com Vetiver; AR – argila; AR V – argila com Vetiver; AR VE – efluente da argila com Vetiver; MIX – brita com argila; MIX E – efluente do mix; MIX V – mix com Vetiver; MIX VE – efluente do mix

	NO2 mg L⁻¹	NO3 mg L⁻¹	NH₄⁺ mg L⁻¹	N total mg L⁻¹	P total mg L⁻¹	PO₄ mg L⁻¹	DBO mg L⁻¹	STD mg L⁻¹	STDV mg L⁻¹
BR	1,04	143,55	0,17	0,03	3,68	7,55	3,29	0,10	0,05
BR E	1,07	143,78	0,07	0,02	3,94	7,58	2,80	0,07	0,04
% Redução	-2,81	-0,16	60,00	40,69	-7,18	-0,48	14,86	24,29	19,66
BR V	0,81	130,10	0,24	0,43	4,84	5,69	3,80	0,24	0,04
BR VE	0,81	134,37	0,15	0,75	3,93	5,94	3,08	0,07	0,04
% Redução	0,63	-3,28	40,32	-72,79	18,79	-4,40	19,08	69,65	1,59
AR	1,04	157,32	1,37	0,07	6,83	11,00	3,02	0,24	0,12
AR E	1,04	155,84	1,33	0,07	7,07	11,13	2,69	0,08	0,05
% Redução	-0,01	0,94	2,92	2,01	-3,46	-1,15	11,03	68,07	59,19
AR V	1,06	152,50	1,57	0,14	8,41	9,72	3,51	0,67	0,38
AR VE	1,04	147,26	1,49	0,11	6,62	9,09	3,36	0,26	0,13
% Redução	1,00	3,44	5,22	21,14	21,30	6,54	4,43	61,00	64,49
MIX	1,05	184,49	0,25	0,08	6,05	6,91	3,40	0,08	0,04
MIX E	1,05	182,82	0,17	0,10	5,23	6,52	3,18	0,55	0,39
% Redução	0,08	0,90	32,78	-28,63	13,57	5,75	6,54	-590,66	-777,74
MIX V	0,39	186,13	0,64	0,12	5,75	5,89	3,38	0,09	0,06
MIX VE	0,39	183,96	0,59	0,04	4,69	5,97	2,67	0,08	0,05
% Redução	0,99	1,16	6,49	70,18	18,39	-1,34	21,05	9,45	8,92

Para uma maior redução de sólidos, a literatura indica um tratamento anterior aos leitos cultivados, como a separação física e as caixas de sedimentação (ALVAREZ et al., 2008) e o

decantador (AUGUSTO, 2011). MELO et al. (2009) encontraram redução de 14 a 22% de sólidos totais dissolvidos ao utilizar a brita em leitos cultivados.

O aumento de Nitrogênio total Kjeldahl no efluente dos tratamentos brita com Vetiver (BR V) e MIX sem Vetiver sugerem a degradação de outros componentes orgânicos, principalmente o carbono, que se transforma em CO_2 e CH_4 durante a biodigestão. Nestes casos, os filtros biológicos podem não ter sido eficientes na redução, talvez em função do baixo tempo de detenção hidráulica (TDH). Por outro lado, a alta redução encontrada nos tratamentos BR (40,69%) e MIX V (70,18%) são superiores às reduções obtidas por DÍAZ et al. (2010), com TDHs maiores do que no presente estudo. Apesar das altas reduções obtidas para N total em alguns tratamentos, como se observa na tabela 6, o reuso do efluente pode contribuir para um acúmulo de nitrogênio, principalmente em sistemas com baixo TDH como é o caso do presente trabalho. Como forma de solucionar este problema, AUGUSTO (2011) sugere um tratamento que reduza este excesso de nitrogênio, quando há reuso do efluente no próprio reator.

As plantas se utilizam de NH_3 diluído no efluente para o seu desenvolvimento (BRETON et al., 2004), e outra parte é perdida para a atmosfera (7 a 17%) (HUNT & POACH, 2001), o que aumenta a redução deste parâmetro na saída dos leitos cultivados. Porém, no presente trabalho, a maior redução na concentração do íon amônio (NH_4^+) foi obtida no tratamento BR (brita sem planta), embora o tratamento BR V (brita com Vetiver) venha em segundo lugar na redução do íon amônio.

O aumento do pH afeta o crescimento dos microorganismos durante a biodigestão aeróbia, dada pela ionização da amônia sob elevados valores de pH, o que elevaria a concentração de amônia (NH_3). Porém, os dados do ensaio A mostram que o pH atingiu no máximo o valor de 7,0 (sendo que a faixa ideal é de 6,0 a 8,0) (QUADROS ET AL, 2010). Assim, é provável que o desenvolvimento dos microorganismos não tenha sido afetado pelo pH, e portanto os níveis de íon amônio estiveram longe de concentrações consideradas tóxicas para as plantas e para os peixes.

A redução dos sólidos voláteis significa a redução da matéria orgânica presente no efluente, sendo em geral muito elevada em sistemas de leitos cultivados onde ocorre a sedimentação em função da baixa velocidade de escoamento e filtração pela presença de raízes e rizomas, além do crescimento das bactérias no meio líquido e no biofilme aderido (CALIJURI ET AL., 2009). Os resultados do ensaio A apontam a maior redução para sólidos voláteis no tratamento AR V (argila com Vetiver), de 64,49%, o que corrobora com o que é esperado para os

tratamentos com planta, e também devido à maior porosidade da argila expandida, permitindo, em teoria, uma maior aderência do biofilme.

ALBUQUERQUE e colaboradores (2009) argumentam que a brita, material geralmente usado nos leitos cultivados, apresenta problema de colmatação, o que prejudica o fluxo, principalmente próximo à entrada do afluente, o que então leva a uma redução do volume disponível para o tratamento. O grau de colmatação se deve às propriedades do material e às características do efluente a ser tratado. No entanto, no presente estudo os filtros preenchidos com brita apresentaram de modo geral resultados satisfatórios, conforme já mencionado para concentração de OD, redução do íon amônio e STD. No sistema avaliado, verificou-se que a carga orgânica foi baixa (baixas concentrações de DBO). Isto provavelmente minimizou o problema de colmatação da brita verificado em outros estudos. Outra possibilidade seria que o ensacamento da brita teria contribuído para a não colmatação deste substrato.

Nas últimas duas décadas, meios suporte alternativos tem sido desenvolvidos para minimizar o problema de colmatação ou aumentar a capacidade do tratamento já que apresentam tanto alta porosidade como alta área superficial específica, o que permite uma melhor adesão do biofilme (METCALF & EDDY, 2003). O aumento da área de superfície disponível para o crescimento do biofilme pode aumentar a remoção da amônia e diminuir os custos, já que é preciso menos espaço (LEKANG & KLEPPE, 2000). O uso da argila expandida no sistema aumenta a área de superfície disponível para o crescimento do biofilme. Já foi demonstrado em alguns estudos que os sistemas contendo agregados de argila expandida ou termoplásticos apresentaram uma taxa de nitrificação alta e uma estrutura de filtro mais estável quando comparado a outros meios, tais como os anéis plásticos de Norton (LEKANG & KLEPPE, 2000). Os sistemas com argila também apresentaram boa permeabilidade da água e capacidade de remoção do fósforo (VAN DEUN & VAN DYCK, 2008; VILPAS ET AL., 2005)

BIALOWIEC et al. (2011) utilizaram cinzas descartadas de uma estação de tratamento de esgoto como o principal componente de agregados leves, obtendo alta eficiência na remoção de amônia. A maior remoção de nitrogênio total no estudo citado foi de 59.5%, obtida no leito cultivado com lisímetros de duas camadas contendo 25% de cinzas (camada superior) e 75% de brita (camada inferior), com planta.

Ao se analisar os dados da biometria, verifica-se que em BR foi observado o maior peso médio final. O maior ganho de peso foi alcançado no tratamento AR V e a TCAA mais próxima

de 1,0 no tratamento AR (Tabela 07), indicando que o melhor aproveitamento da ração foi obtido nos filtros preenchido com argila expandida sem planta (AR). O contrário pode ser constatado para o tratamento MIX, onde houve um gasto substancial de ração para pouca conversão em biomassa (TCAA = 8,20).

Tabela 07 - Valores médios de índices zootécnicos ao final do ensaio A. PM30 – peso médio com 30 dias; PM60 – peso médio final (60 dias); GP – ganho de peso; TCAA – taxa de conversão alimentar aparente.

	PM30 (g)	PM60 (g)	GP (g)	TCAA
BR	296,40 ± 69,78	347,52 ± 89,59	51,12	1,67
BR V	234,40 ± 58,94	298,05 ± 55,13	63,65	1,34
AR	251,70 ± 75,16	333,35 ± 86,46	81,65	1,05
AR V	251,30 ± 74,37	346,79 ± 76,77	95,49	0,90
MIX	266,00 ± 86,99	276,43 ± 98,41	10,43	8,20
MIX V	234,80 ± 49,88	328,05 ± 95,60	93,25	0,92

A tabela 08 apresenta a análise estatística para peso e comprimento médios dos peixes na biometria realizada durante o ensaio A. Conforme pode se observar nos resultados apresentados, o tratamento BR (brita sem planta) apresentou comprimento médio (25,2 cm) significativamente maior do que os peixes da argila (AR), porém esse aumento de tamanho não teve diferença significativa em relação ao substrato MIX. E quanto ao peso, o valor obtido para o tratamento MIX (sem planta) foi significativamente maior do que no MIX com planta (MIX V). Analisando somente o comprimento médio dos peixes, independentemente do meio suporte, este foi significativamente maior nos tratamentos sem planta ($p = 0,024$), porém não houve diferença para peso em relação aos diferentes meios suporte. Ao se analisar os meios suporte separadamente, pode ser verificado que o comprimento médio na Argila com Vetiver (AR V) foi significativamente maior do que no mesmo meio suporte sem a planta (AR).

Tabela 08 - Valores médios de Comprimento e Peso de peixes e valor da probabilidade, criados nos meios (brita, argila e MIX), com planta (sim) e sem planta (não) durante o ensaio experimental A (30 dias).

MEIO	Comprimento (cm)			Peso (g)		
	PLANTA			PLANTA		
	NÃO	SIM	P value	NÃO	SIM	P value
BRITA	25,2 A	23,1	0,1483	283,1	234,4	0,3974
ARGILA	22,5 Bb	24,0 a	0,0400	228,2	256,5	0,1493
MIX	24,7 AB	23,5	0,2251	290,3 a	222,0 b	0,0455
P value	0,0241	0,6602		0,1348	0,5775	
CV (%)	8,27			26,26		

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas (Teste Tukey a 5%) e minúscula nas linhas (Teste T de Student a 5%) diferem entre si.

Para o final do Ensaio A, aos 60 dias, não houve diferença significativa em nenhum dos tratamentos (Tabela 09).

Tabela 09 - Valores médios de Comprimento e Peso de peixes e valor da probabilidade, criados nos meios (brita, argila e MIX), com planta (sim) e sem planta (não) ao final do ensaio A (60 dias).

MEIO	Comprimento			Peso		
	PLANTA			PLANTA		
	NÃO	SIM	P value	NÃO	SIM	P value
BRITA	25,9	25,1	0,5735	340,5	298,0	0,7933
ARGILA	25,2	25,8	0,4466	333,4	345,1	0,3456
MIX	24,7	25,2	0,6556	288,5	304,8	0,7149
P value	0,5418	0,7555		0,4545	0,5250	
CV (%)	8,36			27,93		

A tabela 10 apresenta os valores da composição centesimal para as tilápias no início e ao final do ensaio A. Os peixes submetidos ao tratamento MIX (com e sem a planta Vetiver) apresentaram os valores mais elevados para proteína bruta, enquanto que os peixes do tratamento

BR V (brita com Vetiver) apresentaram a maior concentração de lipídeos totais e matéria mineral. Apesar dos peixes utilizados pertencerem a uma mesma categoria de peso e receberem a mesma dieta, foi observada grande variação nas concentrações de lipídeos totais e matéria mineral entre os tratamentos. Acredita-se que o tipo de tratamento (meio suporte e planta Vetiver) não teve influência nas variações da composição centesimal.

A idade do peixe tem está relacionada com os teores de proteína bruta e lipídeos totais (LT). No presente estudo, a proteína bruta (PB) variou pouco entre os tratamentos. Os maiores pesos finais foram observados nos tratamentos BR e AR V, porém os maiores valores de LT foram encontrados em BR V e AR. Peixes maiores podem ter maior teor de gordura. A presença de fêmeas na composição da carcaça também pode elevar o teor dos LT, embora todo o lote fosse revertido sexualmente (todos eram machos).

A composição da carcaça de peixes é dificultada pela presença de espinhos e escamas, o que pode explicar a maior ou menor quantidade de matéria mineral (MM). Os teores de MM dos tratamentos BR e AR foram baixos. É possível que a amostra analisada tivesse mais músculo e menos espinho, o que reduziria os teores de MM. Portanto, seria necessária a repetição do experimento e da análise centesimal com um maior número amostral para se verificar se a queda na concentração da matéria mineral iria se repetir.

As variações observadas em LT e MM de alguns tratamentos foram inesperadas, pois os peixes possuíam a mesma idade e foram alimentados com a mesma ração. Essas variações também podem estar mais relacionadas com a má homogeneização da amostra ou com a diferença no ganho de peso dos animais.

Por último, a homogeneidade nos dados de proteína bruta (PB) era esperada, pois com o uso da mesma ração durante todo o ensaio não haveria razão para grandes diferenças na composição da carcaça.

Tabela 10 – Valores médios de proteína bruta (PB), lipídeos totais (LT) e matéria mineral (MM) de peixes criados em leitos cultivados com brita, argila ou MIX, durante o ensaio experimental A.

Íncio			
	PB	LT	MM
	(g/100g)	(g/100g)	(g/100g)
	18,3	0,7	1,41
60 dias			
Tratamento	PB	LT	MM
	(g/100g)	(g/100g)	(g/100g)
BR	19,93	0,7	0,56
BR V	20,28	1,48	0,93
AR	20,25	1,03	0,25
AR V	20,09	0,47	0,77
MIX	21,12	0,99	0,72
MIX V	21,25	1	0,82

SOUZA et al. (2005) ao analisarem o filé *in natura* de tilápias na faixa de 500 a 600 g de peso encontraram valores de proteína bruta inferiores aos obtidos neste estudo. Por outro lado, para lipídeos totais os valores deste estudo (1,48 e 0,7 para BR) são inferiores aos encontrados por estes pesquisadores (1,41). Quanto à matéria mineral, todos os valores obtidos no presente estudo são inferiores aos obtidos por estes autores.

A tabela 11 apresenta o peso seco e os valores nutricionais para a Vetiver ao final do ensaio A. Com exceção do fósforo, o substrato MIX apresentou os valores mais elevados de macronutrientes.

Tabela 11 – Valores médios de peso e de nitrogênio, potássio e fósforo para a planta Vetiver ao final do Ensaio A.

	Peso Seco (g)	N (g/kg)	K (g/kg)	P (g/kg)
MIX	20,45	16,15	24,70	4,20
AR	15,27	12,70	22,10	3,80
BR	16,99	13,05	24,50	4,30

A figura 16 apresenta as porcentagens de mortalidade por tratamento ao final do Ensaio A. A maior taxa de mortalidade foi encontrada no meio suporte AR V (argila com planta), seguida de BR V (brita com planta). Brita (BR) e argila sem planta (AR) tiveram 100% de sobrevivência. A sobrevivência é um dos índices mais importantes para se determinar o sucesso da criação de peixes. E, isso está diretamente relacionado com o sistema de produção, ao manejo e a qualidade da água. No entanto, as porcentagens apresentadas na Figura 16 não corroboram os resultados obtidos nas análises físico-químicas de qualidade de água, onde o tratamento BR V apresentou melhores resultados para redução de nutrientes, tais como o íon amônio (NH_4^+), P total e sólidos totais dissolvidos (STD). O mesmo pode se dizer para o tratamento MIX V, que apresentou taxas de mortalidade elevadas porém mostrou reduções altas para N total (70,18%) e DBO (21,05%). Ou seja, na comparação entre a taxa de mortalidade e a melhoria da qualidade da água do efluente pós leitos cultivados os dados obtidos não foram coerentes.

Nos quatro primeiros dias de ensaio, apesar da elevada mortalidade, os números de indivíduos mortos não foi muito diferente entre os tratamentos (MIX V – 7; MIX – 4; AR V – 6; AR – 3; BR V – 6; e BR - 5). Como dito anteriormente, os níveis de nitrito no início do experimento foram altos, o que pode ter comprometido a eficácia de alguns substratos na depuração da carga orgânica. Estes níveis elevados podem ser resíduos do ensaio piloto, embora tenha sido feita a lavagem das caixas entre um ensaio e outro.

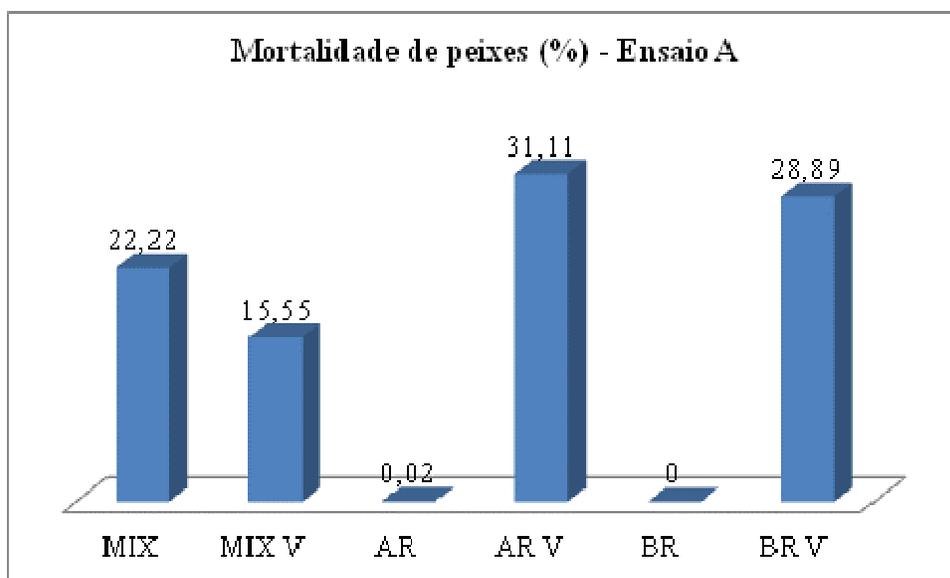


Figura 16 – Taxas de mortalidade de peixes no Ensaio A. MIX – argila com brita; MIX V – argila com brita com planta; AR – argila; AR V – argila com planta; BR – brita; BR V – brita com planta.

Neste ensaio, analisando os dados resumidamente, podemos concluir que o meio suporte brita (BR), com ou sem a planta Vetiver, teve melhor desempenho tanto para a qualidade da água como para desenvolvimento dos peixes, apesar da taxa de mortalidade ter sido elevada para o tratamento BR V. O substrato MIX V (MIX com Vetiver) apresentou bom resultado para redução de nitrogênio total e razoável para DBO e fósforo total, além de uma maior porcentagem de proteína bruta e para o desenvolvimento da planta Vetiver. No entanto, as taxas de mortalidade relativamente altas observadas tanto em MIX quanto em MIX V contradizem estes dados. No caso da análise centesimal, apenas uma amostra foi avaliada, o que sugere que este teste seja repetido para maior segurança dos resultados.

Também ficou evidente a importância da planta no aumento da eficácia dos filtros. Na maioria dos parâmetros avaliados a redução de nutrientes foi maior nos tratamentos com a presença da Vetiver. Assim, é recomendável que os produtores sempre utilizem plantas (macrófitas) mais abundantes no entorno de suas propriedades, associadas à brita e argila expandida como meios filtrantes e também com fluxo lento de água (TDHs maiores do que três dias) para melhorar a qualidade da água.

4.3 Ensaio B - Avaliação dos tempos de detenção hidráulica

As figuras 17, 18, 19 e 20 apresentam a variação dos parâmetros medidos com a sonda Horiba U 10[®] nas caixas de criação das tilápias.

O sistema de aeração instalado nos módulos realmente garantiu uma concentração de oxigênio dissolvido adequada para a criação de animais aquáticos, pois o OD ficou entre 6,0 e 9,0 mg L⁻¹ durante todo o experimento. Dentre os tratamentos, a argila com 50% da vazão (colocar o valor da vazão) (AR 50) foi o que apresentou médias menores para OD (Figura 17).

A análise de variância para concentração de OD (anexo 4) mostra que o maior valor médio foi obtido no substrato MIX e o menor na argila (AR). Comparando a vazão de 0,06 L s⁻¹ com a de 0,10 L s⁻¹, a maior concentração média foi obtida na maior vazão, o que era de se esperar devido ao maior turbilhonamento da água. É provável que as concentrações mais baixas de OD nos filtros com argila sejam explicadas pelas partículas em suspensão provenientes deste tipo de material. Em águas limpas, o oxigênio dissolvido é mais facilmente dissolvido, enquanto que águas amarelas, devido à carga de argila em suspensão, possuem menos oxigênio. Porém não houve diferença significativa entre os tratamentos para OD.

O pH se manteve próximo da neutralidade, porém o tratamento argila com 100% da vazão (0,10 L s⁻¹) apresentou os valores mais baixos (Figura 18). O anexo 5 mostra que o maior valor médio de pH foi obtido no MIX com vazão a 50% e o menor na argila a 100%. Entre os meios, apenas a argila apresentou valores significativamente menores do que os demais. E entre as vazões, houve diferença em Argila e MIX, sendo os pHs maiores na vazão a 50%. Na interação tripla entre semanas, vazões e meios não houve diferença significativa.

Quanto à condutividade elétrica, esta apresentou valores bem próximos para os seis tratamentos ao longo de todo o ensaio (Figura 19). No anexo 6 verifica-se que a maior condutividade média foi encontrada na brita e a menor na argila. Ao se comparar as vazões, a condutividade foi maior na vazão a 50% (0,06 L s⁻¹). Ao se analisar a interação tripla, a diferença foi significativa ($p > 0,001$), de onde conclui-se que este parâmetro realmente variou entre os substratos e entre as vazões testadas, e também ao longo das semanas do experimento.

Para a temperatura da água, os valores mais elevados do tratamento AR 50 podem ser explicados pela posição das caixas, pois duas das três caixas deste tratamento localizavam-se no lado mais externo do galpão, que recebia maior incidência de luz.

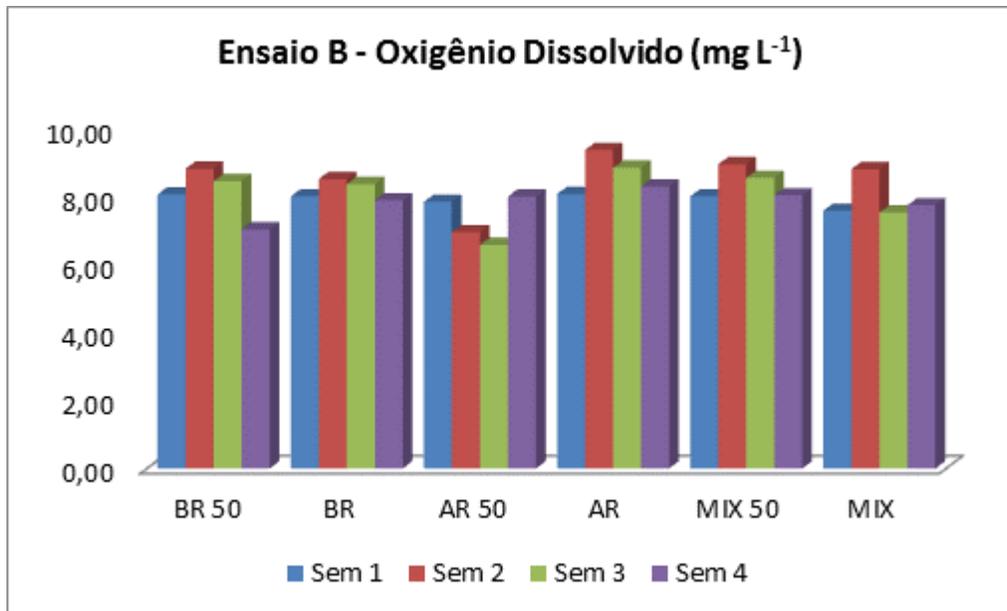


Figura 17 - Variação do oxigênio dissolvido durante o Ensaio B. BR – brita; BR 50 – brita com vazão a 50%; AR – argila expandida; AR 50 – argila com vazão a 50%; MIX – brita com argila expandida; MIX 50 – MIX com vazão a 50%.

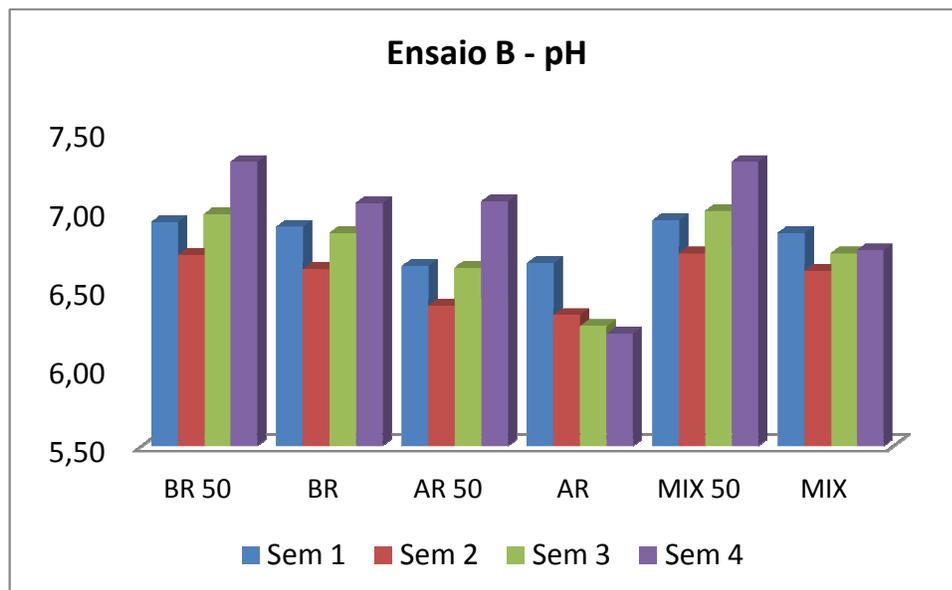


Figura 18 - Variação do pH durante o Ensaio B. BR – brita; BR 50 – brita com vazão a 50%; AR – argila expandida; AR 50 – argila com vazão a 50%; MIX – brita com argila expandida; MIX 50 – MIX com vazão a 50%. Explicar porque foi diferente entre os tratamentos.

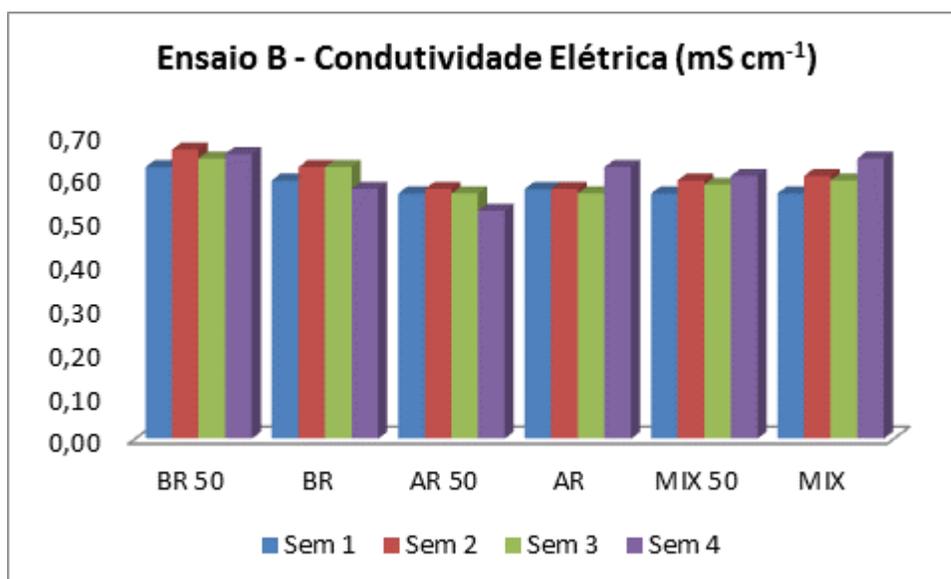


Figura 19 - Variação da condutividade elétrica durante o Ensaio B. BR – brita; BR 50 – brita com vazão a 50%; AR – argila expandida; AR 50 – argila com vazão a 50%; MIX – brita com argila expandida; MIX 50 – MIX com vazão a 50%.

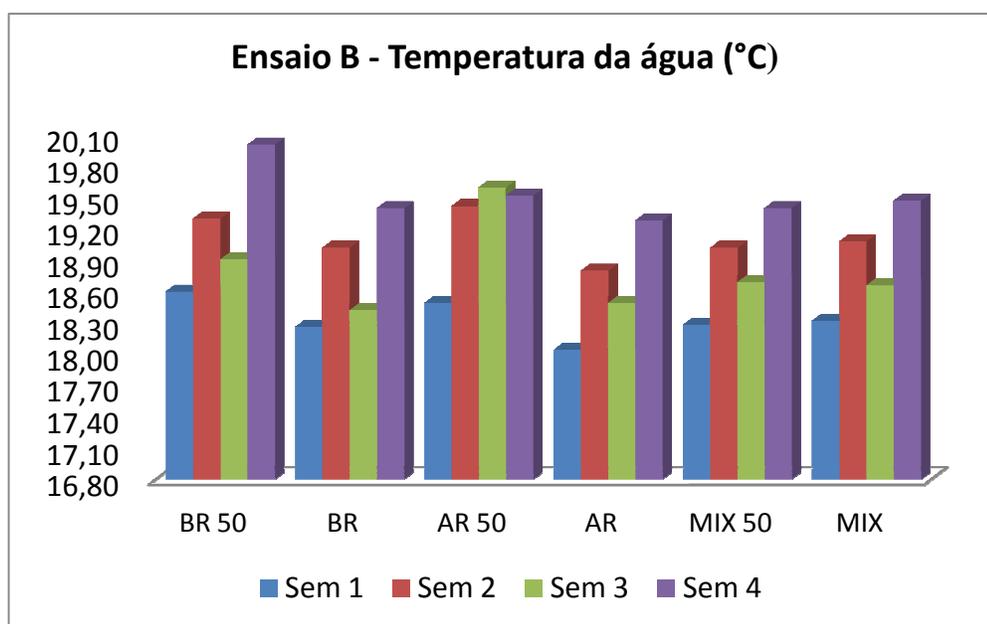


Figura 20 - Variação da temperatura da água durante o Ensaio B. BR – brita; BR 50 – brita com vazão a 50%; AR – argila expandida; AR 50 – argila com vazão a 50%; MIX – brita com argila expandida; MIX 50 – MIX com vazão a 50%.

A tabela 12 mostra que para a série de nitrogênio o melhor tratamento foi o MIX com a vazão a 100% ou $0,10 \text{ L s}^{-1}$, com redução de 100% para parâmetros importantes como nitrito, íon amônio e nitrogênio total entre água bruta e água tratada. Quanto à DBO, a maior redução foi obtida para o tratamento Brita (BR). O tratamento Argila (AR) apresentou excelente redução para nitrito (100%) e relativamente boa para sólidos totais dissolvidos voláteis (STDV) (41,31%). De modo geral, pode-se dizer que as maiores reduções foram obtidas nos tratamentos com vazão máxima, com exceção do nitrito no tratamento argila com vazão a 50% (AR 50), que apresentou redução de 92,81%.

Tabela 12 – Valores médios da concentração dos parâmetros físico-químicos de qualidade de água e percentuais de redução para o Ensaio A nos meses de agosto e setembro de 2011. BR – brita com 100% vazão; BR E – efluente da brita 100% vazão; BR 50 - – brita com 50% vazão; BR50 E – efluente da brita 50% vazão; AR - argila com 100% vazão; AR E – efluente da argila com 100% vazão; AR50 - argila com 50% vazão; AR50 E – efluente da argila com 50% vazão; MIX – mix com 100% vazão; MIX E – efluente do mix 100% vazão; MIX 50 – mix com 50% vazão; MIX 50 E – efluente do mix 50% vazão.

	NO2 mg L ⁻¹	NO3 mg L ⁻¹	NH4+ mg L ⁻¹	N total mg L ⁻¹	P total mg L ⁻¹	PO4 mg L ⁻¹	DBO mg L ⁻¹	STD mg L ⁻¹	STDV mg L ⁻¹
BR	0,14	97,90	0,00	0,00	8,67	10,65	8,00	0,57	0,24
BR E	0,08	95,19	0,47	0,00	8,67	10,38	1,00	0,59	0,33
% Redução	46,24	2,77		0,00	0,00	2,59	87,50	-3,34	-36,00
BR 50	1,68	114,01	0,27	0,16	5,63	6,91	5,33	0,53	0,28
BR 50 E	2,61	104,94	0,23	0,16	5,54	6,59	4,00	0,56	0,30
% Redução	-55,83	7,95	13,90	0,00	1,60	4,68	25,00	-5,99	-7,75
AR	0,03	80,17	0,00	0,18	14,93	13,68	3,00	0,50	0,31
AR E	0,00	79,56	0,00	0,18	11,50	13,87	5,00	0,49	0,18
% Redução	100,00	0,77		0,00	22,95	-1,42	-66,67	2,08	41,31
AR 50	0,49	126,92	15,48	0,53	15,08	25,70	5,50	0,65	0,38
AR 50 E	0,04	121,16	13,23	0,63	9,52	21,13	6,50	0,60	0,33
% Redução	92,81	4,54	14,54	-20,00	36,85	17,77	-18,18	8,03	12,25
MIX	0,09	89,88	0,41	0,19	12,07	9,96	3,00	0,51	0,25
MIX E	0,00	96,21	0,00	0,00	12,11	9,93	2,50	0,55	0,24
% Redução	100,00	-7,04	100,00	100,00	-0,36	0,31	16,67	-8,43	5,00
MIX 50	0,12	137,12	0,00	0,15	8,91	7,76	6,50	0,66	0,38
MIX 50 E	0,08	143,22	0,00	0,07	11,23	7,88	5,50	0,71	0,49
% Redução	30,98	-4,44		52,63	-26,00	-1,58	15,38	-6,90	-30,95

Em SINDILARIOU et al. (2009), foi avaliada a eficácia dos leitos cultivados com três diferentes vazões, sendo elas: 4,0 L s⁻¹ (alta vazão), 1,9 L s⁻¹ (média vazão) e 0,9 L s⁻¹ (baixa vazão). Os pesquisadores encontraram as maiores eficiências de remoção de nutrientes na menor

vazão ($0,9 \text{ L s}^{-1}$), com taxas de remoção de sólidos totais dissolvidos, DBO e NAT (nitrogênio amoniacal total) acima de 70%. No ensaio B, as vazões que se comparam com o artigo citado são dos tratamentos BR ($0,11 \text{ L s}^{-1}$) e AR ($0,10 \text{ L s}^{-1}$). A única taxa de redução comparável com a obtida por SINDILARIOU et al. (2009) foi de DBO no tratamento BR (Brita com 100% de vazão), de 87,5%. As demais taxas (STD e N total) foram muito reduzidas ou nulas. Ainda de acordo com o trabalho citado, os leitos cultivados submetidos à alta vazão ($4,0 \text{ L s}^{-1}$) acabaram apresentando redução na sua eficácia, pois o sistema colmatou com o acúmulo de sólidos e com a subida dos detritos, passando a ser um sistema de fluxo superficial.

Para SCHULZ et al. (2003), os TDHs utilizados, de 7,5 2,5 e 1,5 hora (considerados muito baixos), as maiores reduções foram de sólidos totais dissolvidos (97,3%), enquanto que a redução de fósforo foi de 68,5% e de nitrogênio total foi de 41,8%, sendo negativamente correlacionados com os TDHs. Neste trabalho, os TDHs foram ainda menores do que o artigo citado, e no tratamento MIX 50, com TDH de 0,35 hora, foi obtida uma redução de N total de 52,63%, portanto superior a SCHULZ et al. (2003). A remoção de STD no presente estudo não foi eficaz para nenhum tratamento do Ensaio B, embora para fósforo total o tratamento AR 50 (argila com vazão a 50%) tenha apresentado redução de 36,85%, com TDH de 0,59 hora.

Na figura 21 fica clara a relação entre a baixa temperatura da água e a morte expressiva dos peixes. Durante todo o Ensaio B, realizado entre agosto e setembro, a temperatura esteve igual ou abaixo dos 20°C , temperatura mínima recomendada para a criação de tilápias. Por consequência disso, o Ensaio B teve que ser interrompido na metade, com um mês de duração, devido à queda brusca de temperatura no mês de agosto, o que fez com que os peixes reduzissem muito o seu consumo de ração. Em função da baixa temperatura (Figuras 20 e 21) e da diminuição do metabolismo dos animais, houve um acúmulo de ração nas caixas e a morte de uma parcela expressiva dos peixes, equivalente a 43,33% no total (Figura 21).

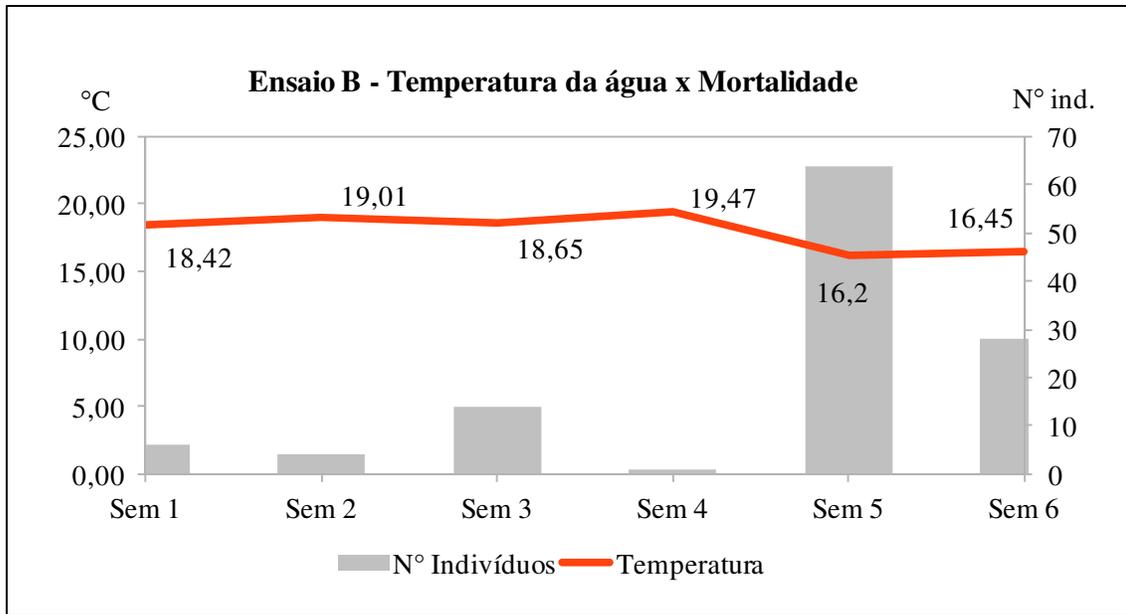


Figura 21 – Relação entre temperatura da água e mortalidade de peixes para o Ensaio B.

A figura 22 apresenta a taxa de mortalidade para cada tratamento do ensaio B. As maiores mortalidades foram observadas nas vazões a 100% (fluxo máximo de água). E dentre os seis tratamentos, o MIX 50 foi o que apresentou a menor mortalidade (11,11%). O baixo TDH nos tratamentos com vazão total pode ter contribuído para uma pior filtragem da água bruta, o que teria resultado em uma maior taxa de mortalidade nos tratamentos com esta vazão, já que o tempo de contato da água com o biofilme tenha sido mais curto.

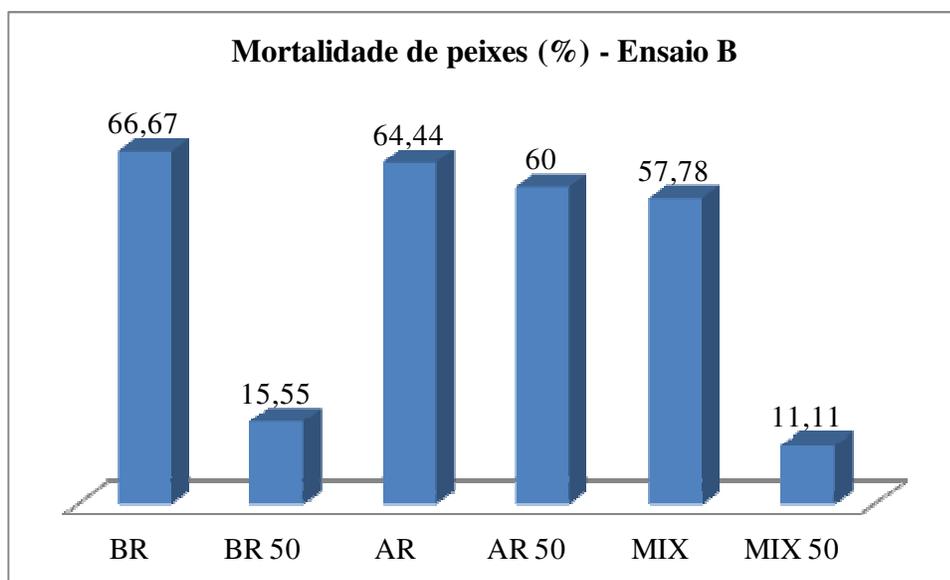


Figura 22 – Porcentagem de mortalidade de tilápias no Ensaio B. BR – Brita vazão 100%; BR 50 – brita vazão a 50%; AR – argila vazão 100%; AR 50 – argila vazão a 50%; MIX – mix vazão 100%; MIX 50 – mix vazão a 50%.

Dentre os seis tratamentos deste ensaio, aquele em que os peixes apresentaram os maiores índices zootécnicos foi a brita com 50% da vazão (BR 50) para peso médio final (PMF) e argila com 50% da vazão (AR 50) para comprimento médio final (CMF). O maior ganho de peso foi observado no tratamento AR 50 (16,03%). O tratamento MIX com vazão a 100% ($0,10 \text{ L s}^{-1}$) apresentou a maior taxa de conversão alimentar aparente, seguido de MIX com vazão a 50%. A menor TCAA foi encontrada no tratamento BR 50, havendo melhor aproveitamento da ração e ganho em biomassa (Tabela 13).

Elevadas TCAAs podem significar uma desproporção da ração em relação ao ganho de peso, isto é, o peixe recebeu ração suficiente, porém pouca desta ração foi convertida em biomassa. Como a temperatura média da água esteve abaixo dos 20°C durante todo o ensaio B, acredita-se que o metabolismo dos peixes foi reduzido. Em função disso, eles se alimentaram menos e boa parte da ração oferecida pode não ter sido consumida.

Tabela 13 - Valores médios das características biométricas ao final do ensaio B (30 dias). PMI – peso médio inicial; PMF – peso médio final; CMF – comprimento médio final; GP – ganho de peso; TCAA – taxa de conversão alimentar aparente.

	PMI (g)	PMF (g)	CMF (g)	GP (g)	TCAA
BR 100	198,24	213,9	22,4	15,66	5,75
BR 50	198,24	225,4	22,8	27,16	3,31
AR 100	198,24	207,4	22,8	9,16	9,83
AR 50	198,24	207,6	23,4	9,36	9,62
MIX 100	198,24	203,7	22,4	5,46	16,48
MIX 50	198,24	204,8	22,2	6,56	13,72

Ao se analisar os dados biométricos estatisticamente, foi observado que não houve diferença significativa ($p > 0,05$) pela análise de variância realizada no programa estatístico SAS (2000), nem no início do ensaio, indicando que o lote de tilápias era homogêneo, nem ao final do experimento, com trinta dias de duração (Tabelas 14 e 15). A ausência de diferença significativa entre os tratamentos indica que o desenvolvimento dos peixes não foi afetado pela redução da vazão à metade (média de $0,06 \text{ L s}^{-1}$).

Tabela 14 - Valores médios de Comprimento e Peso de peixes e valor da probabilidade, criados nos tratamentos brita, argila e mix, com 50 e 100% da vazão total, no início do Ensaio B (0 dia).

MEIO	Comprimento (cm)			Peso (g)		
	VAZÃO			VAZÃO		
	$0,06 \text{ L s}^{-1}$	$0,10 \text{ L s}^{-1}$	P value	$0,06 \text{ L s}^{-1}$	$0,10 \text{ L s}^{-1}$	P value
BRITA	20,7	19,9	0,4537	232,1	184,4	0,0922
ARGILA	19,3	19,2	0,9538	178,9	162,4	0,5497
MIX	21,1	20,6	0,6028	206,2	178,8	0,3230
p value	0,2033	0,4478		0,1693	0,7060	
CV (%)	8,04			22,57		

Tabela 15 - Valores médios de Comprimento e Peso de peixes e valor da probabilidade, criados nos tratamentos brita, argila e mix, com 50 e 100% da vazão total, ao final do Ensaio B (30 dias).

MEIO	Comprimento (cm)			Peso (g)		
	VAZÃO			VAZÃO		
	0,06 L s ⁻¹	0,10 L s ⁻¹	p value	0,06 L s ⁻¹	0,10 L s ⁻¹	p value
BRITA	22,8	22,4	0,6632	225,4	213,9	0,6571
ARGILA	22,4	22,8	0,6304	207,6	207,4	0,9932
MIX	22,2	22,4	0,8543	204,8	203,7	0,9665
P value	0,8069	0,8790		0,6857	0,9214	
CV (%)	6,06			19,12		

Apesar do ensaio B ter sido mais curto que os demais (duração de um mês), pode-se deduzir dos resultados apresentados que para os parâmetros físico-químicos da qualidade da água, os tratamentos com vazão máxima apresentaram melhor desempenho. Era de se esperar que as reduções nos parâmetros de qualidade de água fossem maiores na vazão reduzida, já que isso implica em um maior TDH e conseqüentemente em um maior tempo de contato entre a água bruta e o filtro biológico.

Já em relação aos indicadores dos peixes (biometria e composição centesimal), os tratamentos com vazão reduzida à metade apresentaram resultados mais satisfatórios, com melhor desenvolvimento dos animais nestes tratamentos. Entretanto, pelo menos para peso e comprimento médios, não houve diferença significativa entre os tratamentos. Isto poderia ser explicado pelo curto período de estudo (insuficiente para mostrar diferenças entre os peixes) ou poderia significar que a vazão não teve influência no desenvolvimento dos animais.

4.4 Ensaio C – Avaliação da densidade populacional

A tabela 16 apresenta os valores médios dos parâmetros físico-químicos para o período da quarentena. Nela podemos notar que o oxigênio dissolvido ficou abaixo dos 5,0 mg.L⁻¹. Como o ensaio C foi realizado nos meses de outubro e novembro, a temperatura se manteve elevada (média de 24,39°C). A salinidade e a condutividade aumentadas se devem aos banhos de sal dados neste período, como medida profilática contra enfermidades. E o pH apresentou valores próximos ao neutro.

Tabela 16 – Valores médios, máximos, mínimos e desvios padrão para os parâmetros físico-químicos durante a quarentena do Ensaio C.

	OD mg.L-1	pH	Condutividade. mS/cm	Temperatura °C	Salinidade %
Média	4,03	6,59	3,27	24,39	1,29
Máximo	5,50	6,95	6,84	25,60	3,70
Mínimo	2,52	5,97	0,17	23,35	0,00
Desvio Padrão	1,06	0,36	3,10	0,94	1,60

As figuras 23, 24, 25 e 26 apresentam a variação dos parâmetros físico-químicos medidos nas caixas dos peixes com a sonda Horiba U10[®].

No início do ensaio C os valores de pH ficaram próximos da neutralidade, e ao longo das nove semanas de experimento foi decaindo em todos os seis tratamentos. Ao final, o pH mais ácido foi observado no tratamento AR 20 e o pH mais próximo de 7,0 foi obtido no tratamento MIX 15 (Figura 23). O anexo 7 apresenta os resultados da análise de variância para os valores médios de pH no ensaio C. Nele é possível observar que o maior valor médio de pH foi encontrado no MIX 15, e o menor no tratamento AR 20 (argila com 20 peixes). Entre as densidades, o pH sempre foi maior na densidade 15, diferindo significativamente da densidade 20. E a interação tripla (semanas, meio e planta) não foi significativa.

As concentrações de oxigênio dissolvido oscilaram bastante ao longo das semanas, porém houve uma tendência de queda ao fim do ensaio C. Entretanto, as menores concentrações na semana 9 ainda ficaram acima dos 5,0 mg.L⁻¹. A maior concentração ao final do ensaio foi obtida no tratamento AR 15, e a menor, no tratamento MIX 20 (Figura 24). O anexo 8 indica que o OD variou ao longo das semanas, apresentando queda em sua concentração média do início para o fim do experimento. Dentre os meios, a maior concentração média foi obtida na argila (AR) e a menor no MIX. Ao comparar apenas as densidades, a diferença foi significativa, sendo maior na densidade de 15 peixes. Por fim, a interação tripla não foi significativa para OD no ensaio C.

Para temperatura também houve oscilação, mas na média esta se manteve acima dos 20°C (Figura 25).

E quanto à condutividade elétrica, a tendência de aumento foi observada, atingindo uma

concentração máxima de $0,65 \text{ mS cm}^{-1}$ em AR 20 e de $0,35 \text{ mS cm}^{-1}$ em MIX 15 (menor valor final observado) (Figura 26). O anexo 9 apresenta os valores médios para condutividade no Ensaio C. Dentre os três meios suporte, o maior valor médio foi obtido na argila e o menor em MIX. E entre as densidades, a condutividade foi maior na densidade de 20 peixes. Porém os valores médios obtidos não apresentaram diferença significativa. A interação tripla entre semanas, meio e densidade foi altamente significativa, indicando que o aumento da condutividade respondeu ao tempo, ao meio suporte e às densidades.

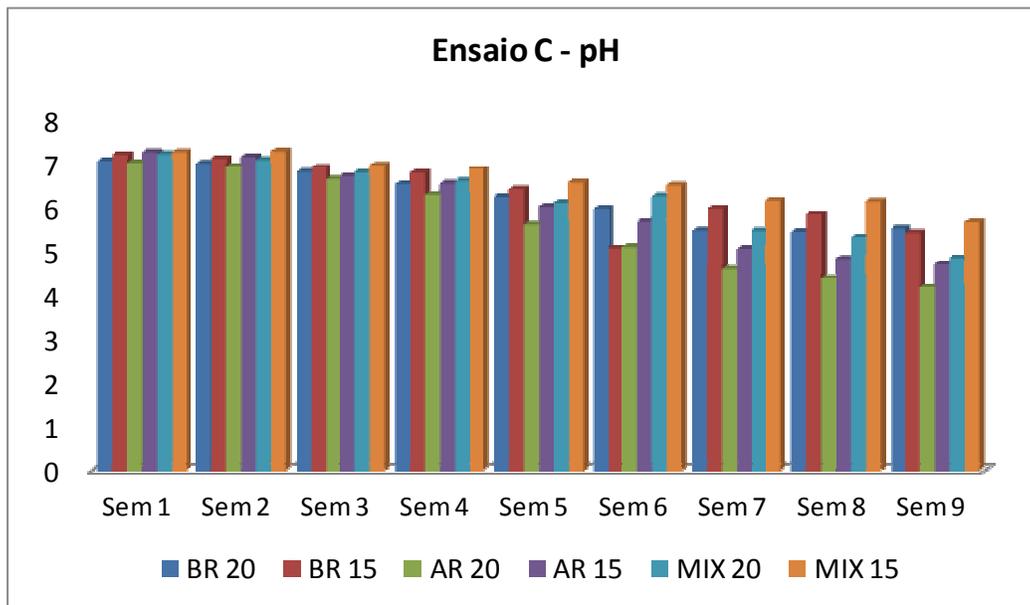


Figura 23 – Variação do pH durante o Ensaio C. BR 20 – brita com 20 peixes; BR 15 – brita com 15 peixes; AR 20 – argila com 20 peixes; AR 15 – argila com 15 peixes; MIX 20 – MIX com 20 peixes; MIX 15 – MIX com 15 peixes.

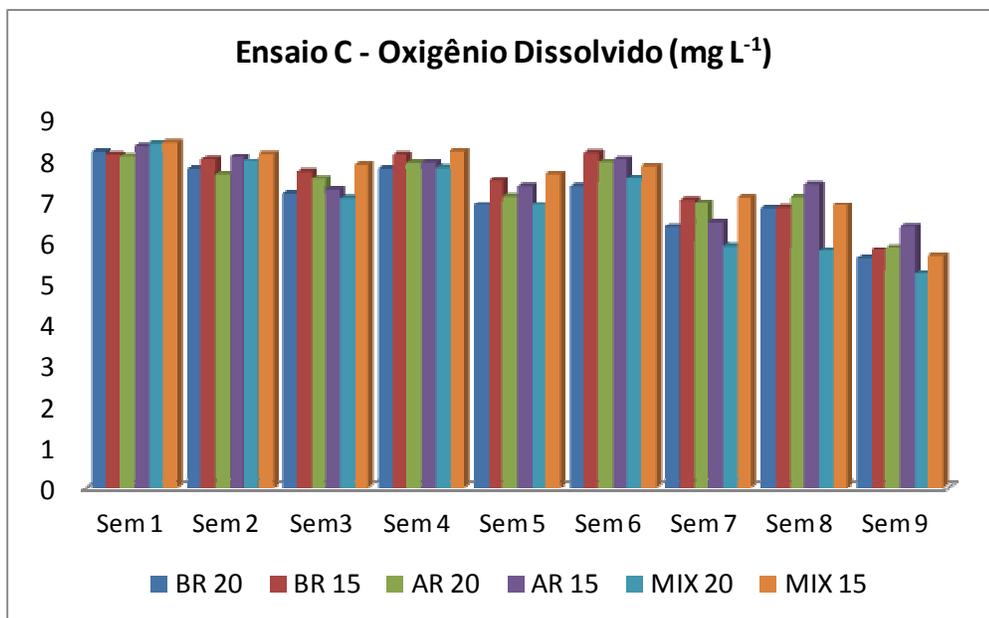


Figura 24 – Variação do oxigênio dissolvido durante o Ensaio C. BR 20 – brita com 20 peixes; BR 15 – brita com 15 peixes; AR 20 – argila com 20 peixes; AR 15 – argila com 15 peixes; MIX 20 – MIX com 20 peixes; MIX 15 – MIX com 15 peixes.

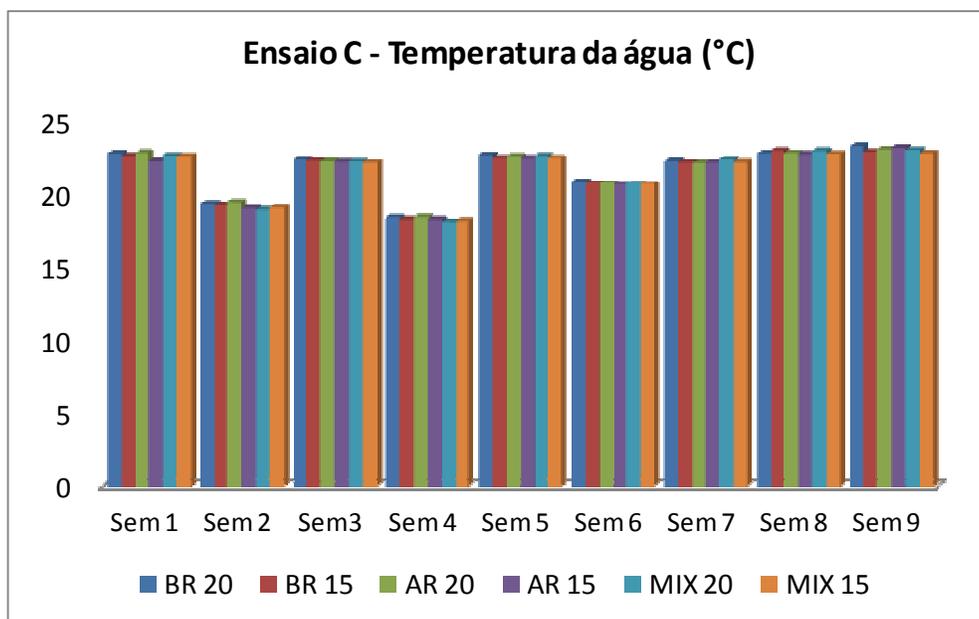


Figura 25 – Variação da temperatura da água durante o Ensaio C. BR 20 – brita com 20 peixes; BR 15 – brita com 15 peixes; AR 20 – argila com 20 peixes; AR 15 – argila com 15 peixes; MIX 20 – MIX com 20 peixes; MIX 15 – MIX com 15 peixes.

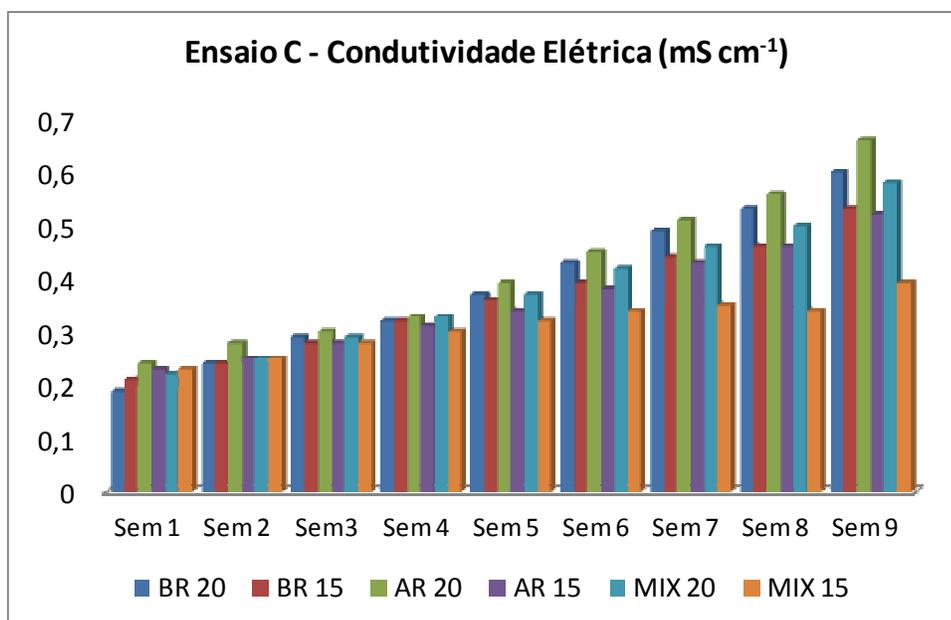


Figura 26 – Variação da condutividade elétrica durante o Ensaio C. BR 20 – brita com 20 peixes; BR 15 – brita com 15 peixes; AR 20 – argila com 20 peixes; AR 15 – argila com 15 peixes; MIX 20 – MIX com 20 peixes; MIX 15 – MIX com 15 peixes.

Quanto à porcentagem de redução de parâmetros físico-químicos na água tratada, o tratamento AR 15 (argila com 15 peixes) apresentou resultados relevantes do ponto de vista da melhoria da qualidade da água pós leitos cultivados. Neste tratamento foram observadas as maiores reduções em parâmetros como íon amônio (NH_4^+), fósforo total (P total), ortofosfato (PO_4), DBO (56,67%) e sólidos totais dissolvidos (STD). Já a brita com 20 peixes (BR 20) se mostrou mais eficaz na redução de nitrito (NO_2) e nitrogênio total (N total).

Em todos os tratamentos com a menor densidade de peixes (AR 15, BR 15 e MIX 15), a redução do íon amônio (NH_4^+) foi total. Outros resultados expressivos foram a redução do íon amônio no tratamento MIX 20 (53,40%), nitrogênio total Kjeldahl e DBO para BR 20 (47,27% e 42,86%, respectivamente) (Tabela 17).

Tabela 17 - Valores médios da concentração dos parâmetros físico-químicos de qualidade de água e percentuais de redução do Ensaio B nos meses de outubro e novembro de 2011. BR 20 – brita com 20 peixes; BR 20 E – efluente da brita com 20 peixes; BR 15 – brita com 15 peixes; BR 15 E – efluente da brita com 15 peixes; AR 15 – argila com 15 peixes; AR 15 E – efluente da argila com 15 peixes; AR 20 – argila com 20 peixes; AR 20 E – efluente da argila com 20 peixes; MIX 15 – mix com 15 peixes; MIX 15 E – efluente do mix com 15 peixes; MIX 20 – mix com 20 peixes; MIX 20 E – efluente do mix com 20 peixes.

	N total mg L⁻¹	NO₂ mg L⁻¹	NO₃ mg L⁻¹	NH₄⁺ mg L⁻¹	PO₄ mg L⁻¹	P total mg L⁻¹	DBO mg L⁻¹	STD mg L⁻¹	STDV mg L⁻¹
AR 20	0,20	0,00	175,25	0,59	17,21	14,02	6,50	8,44	5,34
AR 20 E	0,23	0,00	144,90	0,33	15,77	14,65	6,50	-1,28	-4,90
% Redução	-18,38	0,00	17,32	44,11	8,38	-4,49	0,00	115,14	191,76
AR 15	0,26	0,00	152,04	0,06	12,86	16,68	15,00	10,38	5,46
AR 15 E	0,14	0,00	130,59	0,00	15,70	12,85	6,50	5,98	5,42
% Redução	44,69	0,00	14,11	100,00	-22,10	22,94	56,67	42,39	0,66
BR 20	0,28	0,08	191,95	0,01	7,32	6,66	7,00	0,49	5,28
BR 20 E	0,15	0,00	203,23	0,04	7,10	5,75	4,00	0,28	2,26
% Redução	47,27	100,00	-5,88	-428,57	3,01	13,74	42,86	42,27	57,27
BR 15	0,27	0,12	161,84	0,02	8,43	11,35	5,50	5,94	3,41
BR 15 E	0,17	0,10	162,80	0,00	8,75	9,63	4,50	4,69	2,29
% Redução	35,85	12,82	-0,59	100,00	-3,83	15,12	18,18	21,04	32,82
MIX 20	0,29	0,10	198,28	0,47	8,29	8,71	5,50	2,41	3,43
MIX 20 E	0,24	0,10	166,22	0,22	10,70	9,62	4,50	4,20	2,87
% Redução	17,24	-1,00	16,17	53,40	-29,07	-10,51	18,18	-74,21	16,27
MIX 15	0,26	0,06	110,59	0,03	10,15	10,07	5,00	4,82	2,83
MIX 15 E	0,17	0,04	126,37	0,00	10,28	9,36	6,00	3,84	4,39
% Redução	33,33	34,82	-14,27	100,00	-1,35	7,00	-20,00	20,33	-54,88

Segundo GUERDAT et al. (2010), os sistemas de recirculação devem maximizar a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal total (NAT) (soma da amônia não ionizada – NH₃ com a ionizada – NH₄⁺) para aumentar a capacidade de reuso da água e minimizar o impacto do NAT no organismo aquático criado. Ainda segundo estes autores, os filtros biológicos com altas taxas de remoção de NAT são capazes de reduzir com eficácia o impacto do NAT nos sistemas de

recirculação. Neste estudo, a maior concentração de nitrito observada para o ensaio C foi de 0,12 mg L⁻¹, no tratamento BR 15 (brita com 15 peixes). Em GUERDAT et al. (2010) a concentração média de nitrito verificada foi de 2,1 mg L⁻¹, para uma densidade de peixes de 41,16 kg m⁻³ (superior a do presente estudo). Estes pesquisadores avaliam que concentrações de NAT maiores do que 1,5 mg L⁻¹ não são recomendadas para sistemas de aquicultura de recirculação. Assim, de acordo com os resultados encontrados, poderia-se sugerir uma maior densidade de peixes por metro cúbico do que as que foram avaliadas no presente estudo. No entanto, outros fatores, como a concentração de OD, amônia, pH e temperatura, também são importantes para limitar a densidade de peixes em sistemas de confinamento. Em sistemas com elevada densidade de animais por metro cúbico o aporte de ração é maior. Por consequência, a DBO aumenta, e os níveis de amônia (devido à maior produção de fezes e urina) também. Com o aumento da amônia o pH cai, podendo atingir níveis críticos para os peixes.

Em uma pesquisa com uso de leitos cultivados para tratar o efluente de *catfish* (*Ictalurus punctatus*), ZHANG e colaboradores (2010), utilizando a brita como meio suporte em leitos cultivados de fluxo vertical, encontraram reduções significativas após o tratamento para parâmetros como íon amônio (NH₄⁺), nitrogênio total, DBO e sólidos suspensos totais. A densidade de estoque de peixes juvenis no estudo variou de 10 mil a 30 mil peixes/ha. Comparando com o presente trabalho, embora com uma densidade consideravelmente menor, o tratamento BR 20 (brita com 20 peixes) apresentou reduções semelhantes a ZHANG ET AL. (2010) para os parâmetros N total (48,2%), P total (16,7%) e DBO (55,6%). Já para nitrito a redução do presente estudo foi superior ao estudo citado (48,7%).

YANG-ZHANG et al. (2011) encontraram forte relação entre a produção de pescado e a qualidade da água em sistemas de recirculação com uso de leitos cultivados verticais e horizontais para tratamento dos efluentes. Os leitos cultivados utilizados neste trabalho funcionaram bem para a redução de sólidos e na retenção de nutrientes. O efluente dos leitos também apresentou menor pH, temperatura da água, OD, sólidos dissolvidos, matéria orgânica e nutrientes.

A concentração tolerável da amônia (íon amônio N-NH₄) em água, para organismos aquáticos, não deve ultrapassar 0,5 mg L⁻¹, e nunca deve ser superior a 0,6 mg L⁻¹. Num prazo de 24 horas, uma concentração de 0,4 mg L⁻¹ de NH₃, em pH neutro e a 30°C de temperatura, é suficiente para iniciar a morte de peixes medianamente sensíveis. Assim, procedimentos como a correta circulação da água, um aumento na aeração (oxidação da amônia), uma boa iluminação,

pH ao redor de 7, e a ausência de detritos orgânicos acumulados no fundo dos viveiros evitam problemas com a amônia total (PÁDUA, 2012).

No presente estudo, houve condições para que ocorresse a nitrificação, pois o pH não ficou acima de 7, e com exceção dos tratamentos AR 20 e MIX 20 (entrada do sistema), as concentrações do íon amônio ficaram abaixo de $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ ao final do Ensaio C. Além disso, nos demais tratamentos (AR 15, BR 20, BR 15 e MIX 15) o íon amônio atingiu níveis mínimos, não sendo detectado. É possível que a condição aeróbia dos leitos tenha contribuído para a nitrificação, já que a camada de substrato (altura do leito) era de apenas 44 cm. Por outro lado, com os baixos TDHs usados neste trabalho, em teoria pode haver uma diminuição da eficiência de processos microbianos como a nitrificação e a decomposição heterotrófica, em função do pouco tempo de contato da carga orgânica com o meio suporte e as bactérias nitrificantes.

KONNERUP et al. (2011), utilizando leitos cultivados (meio suporte de brita) de fluxo vertical, encontraram boas reduções para OD ($> 1,0 \text{ mg L}^{-1}$), DBO ($< 30 \text{ mg L}^{-1}$), NAT ($< 1,0 \text{ mg L}^{-1}$) e NO_2 ($< 0,07 \text{ mg L}^{-1}$). Estes pesquisadores encontraram um melhor desempenho do leito de fluxo vertical do que no horizontal, já que o primeiro apresentou taxas mais elevadas de nitrificação e maiores concentrações de OD na saída do sistema. No presente estudo, com exceção do nitrito, que apresentou a concentração de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ na saída do tratamento MIX 20 e na saída do tratamento BR 15, para os demais parâmetros citados todas as concentrações ficaram abaixo daqueles encontrados por KONNERUP et al. (2011).

Analisando os índices zootécnicos apenas numericamente ao final do Ensaio C, o melhor resultado em termos de peso médio final (PMF) foi alcançado no tratamento MIX 15. O maior ganho de peso foi obtido em AR 20. Já para taxa de conversão alimentar aparente (TCAA), o valor mais elevado foi encontrado no tratamento BR 20 (Tabela 18). Conforme destacado para outros ensaios, uma TCAA muito elevada pode ser ruim, pois significa que foi gasta muita ração para pouca conversão em peso corporal. Portanto, uma TCAA mais próxima de 1,0 significa que o peixe foi capaz de transformar toda a ração consumida em ganho de peso, o que ocorreu em BR 15. E a tabela 18 mostra que o ganho de peso foi elevado neste tratamento (74,83 g).

Com exceção do substrato MIX, os demais meios suporte apresentaram menor TCAA nas densidades menores (15 peixes por caixa). Isso era esperado já que a menor concentração de animais por metro cúbico aumenta o bem estar e diminui o estresse dos peixes, favorecendo um melhor desenvolvimento.

Tabela 18 - Valores médios dos índices zootécnicos ao final do ensaio C. PMI – peso médio inicial; PMF – peso médio final; GP – ganho de peso; TCAA – taxa de conversão alimentar aparente.

	PMI (g)	PMF (g)	GP (g)	TCAA
BR 20	169,38 ± 54,38	218,47 ± 70,98	49,09	3,64
BR 15	150,85 ± 31,58	225,68 ± 49,48	74,83	1,98
AR 20	132,41 ± 45,61	205,75 ± 74,57	73,34	2,48
AR 15	146,89 ± 42,01	201,76 ± 46,23	54,87	2,24
MIX 20	137,38 ± 41,90	212,10 ± 67,61	74,72	2,36
MIX 15	188,28 ± 38,34	227,80 ± 73,81	39,52	3,40

A avaliação estatística dos dados biométricos para a população de tilápias utilizada no Ensaio C mostrou que não houve diferença significativa entre os tratamentos no início do ensaio pela análise de variância. Isto demonstra que o lote inicial era homogêneo quanto a peso e comprimento (Tabela 19).

Tabela 19 - Valores médios de Comprimento e Peso de peixes e valor da probabilidade, criados nos tratamentos com meios suporte brita, argila e mix, com densidades de 15 (13,04 kg m⁻³) e 20 (17,39 kg m⁻³) peixes por caixa de criação, no início do Ensaio C (0 dia).

MEIO	Comprimento (cm)			Peso (g)		
	Densidade		P value	Densidade		P value
	15	20		15	20	
BRITA	20,3	21,0	0,4378	152,3	174,5	0,3421
ARGILA	19,9	20,4	0,6245	148,4	156,2	0,7374
MIX	21,0	20,1	0,3478	166,9	149,9	0,4650
P value	0,5570	0,5590		0,7409	0,4807	
CV (%)	8,80			29,60		

Na metade do experimento, observou-se que apenas para o tratamento AR (argila) o peso

foi significativamente diferente ($p = 0,04$), sendo maior no tratamento AR 20 do que em AR 15 (Tabela 20).

Tabela 20 - Valores médios de Comprimento e Peso de peixes e valor da probabilidade, criados nos tratamentos com meios suporte brita, argila e mix, com densidades de 15 ($13,04 \text{ kg m}^{-3}$) e 20 ($17,39 \text{ kg m}^{-3}$) peixes por caixa de criação, na metade do Ensaio C (30 dias).

MEIO	Comprimento (cm)			Peso (g)		
	Densidade			Densidade		
	15	20	P value	15	20	P value
BRITA	21,3	20,8	0,5871	174,4	171,9	0,9120
ARGILA	20,8	22,2	0,0883	165,2 b	213,9 a	0,0410
MIX	21,6	22,1	0,5224	195,7	204,4	0,7085
P value	0,6535	0,1297		0,4662	0,1222	
CV (%)	7,45			24,82		

Médias seguidas de letras diferentes minúsculas nas linhas diferem entre si pelo Teste T de Student a 5%.

Ao se analisar estatisticamente os dados biométricos para o final do ensaio C, com 60 dias de duração, verificou-se que não houve diferença significativa para nenhum dos seis tratamentos, como pode se observar na tabela 21.

Tabela 21 - Valores médios de Comprimento e Peso de peixes e valor da probabilidade, criados nos tratamentos com meios suporte brita, argila e mix, com densidades de 15 ($13,04 \text{ kg m}^{-3}$) e 20 ($17,39 \text{ kg m}^{-3}$) peixes por caixa de criação, ao final do Ensaio C (60 dias).

MEIO	Comprimento (cm)			Peso (g)		
	Densidade			Densidade		
	15	20	P value	15	20	P value
BRITA	23,4	22,8	0,5552	246,0	230,7	0,6453
ARGILA	21,9	22,5	0,5517	198,3	220,2	0,5095
MIX	23,4	21,8	0,1545	248,3	198,9	0,1420
P value	0,3217	0,5927		0,2980	0,5624	
CV (%)	9,50			30,14		

Considerando apenas os índices zootécnicos, os resultados obtidos no Ensaio C indicam que a maior densidade, de 20 peixes por caixa de criação, pode ser usada sem prejuízo para o

desenvolvimento dos peixes criados, uma vez que não houve diferença em nenhum dos meios suporte para as duas densidades estudadas.

A figura 27 apresenta a mortalidade de peixes durante o ensaio C. A menor taxa observada foi em BR 15 e a maior em AR 15.

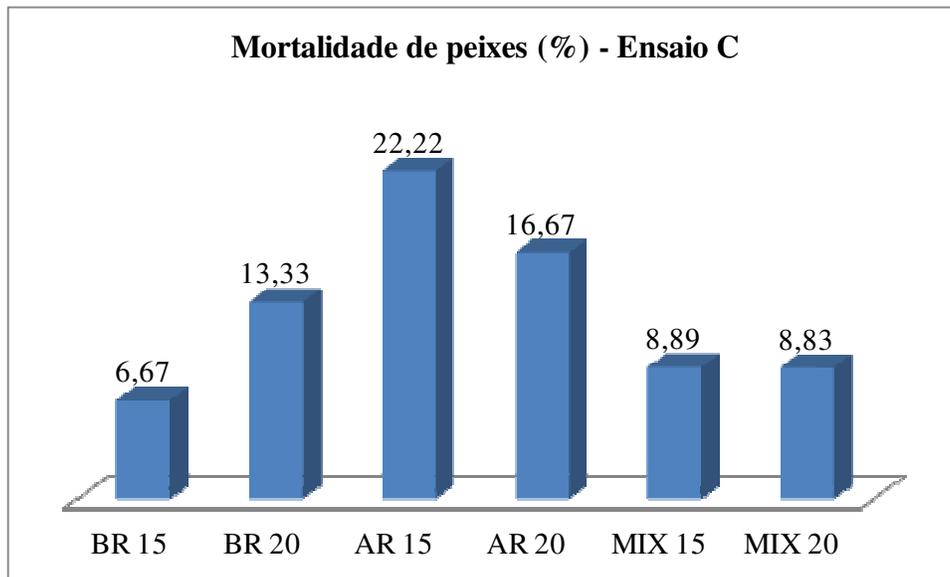


Figura 27 - Porcentagem de mortalidade de tilápias no Ensaio C. BR – Brita com 15 peixes; BR 20 – Brita com 20 peixes; AR 15– argila com 15 peixes; AR 20 – argila com 20 peixes; MIX 15– mix com 15 peixes; MIX 20 – mix com 20 peixes.

A figura 28 apresenta a variação semanal do total consumido em ração nos seis tratamentos avaliados durante o Ensaio C. Pode se observar que houve um aumento progressivo no consumo médio em todos os tratamentos da semana 1 até a semana 3. Da semana 4 à semana 7 o consumo se manteve aproximadamente estável, e houve um aumento do consumo na última semana do ensaio (semana 8). Por fim, como era esperado, as caixas com maior densidade de peixe (vinte indivíduos por caixa) apresentaram maior consumo do que as caixas com quinze peixes por caixa. E esta diferença foi significativa em dois dos três meios suporte avaliados (AR e MIX) (Tabela 22). No entanto, não se acredita que o consumo de ração tenha relação com o tipo de meio suporte utilizado nos filtros.

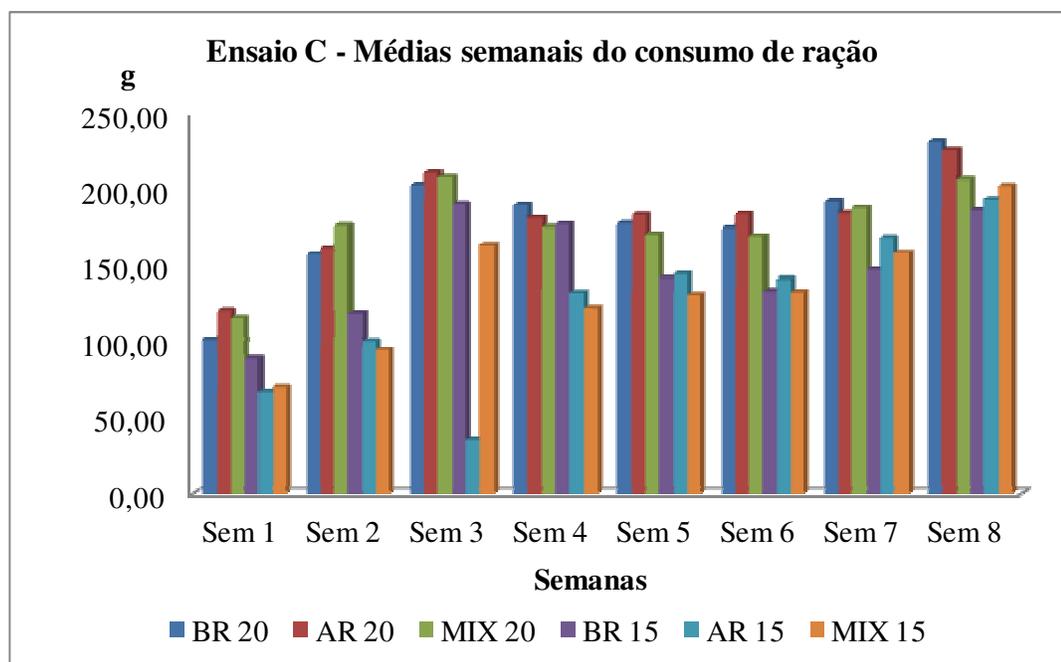


Figura 28 – Valores médios semanais do consumo de ração por tratamento - Ensaio C.

Tabela 22 - Valores médios de consumo de ração (em gramas) avaliados em leitos cultivados com meios (argila, brita e mix), nas densidades de 15 (13,04 kg m⁻³) e 20 (17,39 kg m⁻³) peixes, durante oito semanas do ensaio experimental C.

Densidade	Argila	Brita	Mix	Prob.
15	123,04 B	148,14 AB	134,45 B	0,4390
20	181,61 A	178,88 A	176,34 A	0,9638
Prob.	0,0043	0,1204	0,0365	

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas e minúscula nas linhas diferem entre si pelo Teste Tukey a 5%.

A análise da composição centesimal mostrou valores muito próximos entre os tratamentos. Entretanto, os valores mais elevados foram observados quase sempre na menor densidade (15 peixes). Para proteína bruta o maior valor médio foi encontrado nos tratamentos AR 15 e AR 20 (18,92g/100g). Para lipídeos totais (LT) o valor mais alto foi encontrado em MIX 15 e o valor mais alto de matéria mineral foi encontrado em AR 15 (Tabela 22).

No caso de MIX 15, o peso mais elevado obtido na biometria final (Tabela 21) pode estar relacionado ao maior teor de lipídeos totais (LT). Embora haja algumas diferenças entre a proteína

bruta (PB) e matéria mineral (MM), são sutis e aceitáveis quando se trabalha com carcaça de peixe. A variação no teor de matéria mineral pode estar relacionada com acidentes na manipulação das amostras, pois a entrada de uma escama ou espinho na amostra pode aumentar os níveis de matéria mineral. Desta forma, seria necessário se repetir a análise para que a dúvida fosse esclarecida.

Tabela 23 - Valores médios de proteína bruta (PB), lipídeos totais (LT) e matéria mineral (MM) de peixes criados em wetlands com brita, argila ou MIX, durante o ensaio experimental C.

	PB (g/100g)	LT (g/100g)	MM (g/100g)
AR 15	18,92	2,27	1,50
AR 20	18,92	1,66	1,33
BR 15	18,87	1,67	1,16
BR 20	18,73	1,47	1,44
MIX 15	19,08	2,28	1,12
MIX 20	19,07	1,46	1,21

Os resultados apresentados na tabela acima podem significar que uma menor densidade favorece o bem estar dos peixes criados, uma vez que valores um pouco mais elevados para a composição centesimal foram obtidos na menor densidade de peixes por caixa (15 peixes). Quanto ao tipo de filtro (meio suporte) utilizado, este parece não ter tido influência sobre o desenvolvimento das tilápias, pois os valores de PB e MM foram muito próximos entre os meios suporte. Apesar da pouca diferença entre as duas densidades de peixes por metro cúbico avaliadas, os resultados encontrados apontam que os tratamentos com menor densidade de indivíduos apresentaram porcentagens maiores de redução de parâmetros físico-químicos importantes, como a série de nitrogênio, DBO, sólidos e fósforo, além de um melhor desenvolvimento das tilápias criadas, o que já era esperado. Maiores densidades demandam mais ração e por consequência geram mais resíduo como fezes, por exemplo.

Neste trabalho, foi observado que a porcentagem de 1,5% da biomassa em ração foi suficiente para que os peixes crescessem em níveis satisfatórios. Isso implica em menor gasto para o produtor, já que a ração é um dos principais itens nos custos totais de produção. Além disso, ficou demonstrado que o percentual de proteína bruta praticamente não variou entre as duas densidades. Desse modo, seria interessante o estudo econômico dos insumos aplicados na produção com o objetivo de avaliar a densidade máxima capaz de maximizar o lucro do

produtor sem no entanto comprometer o bem estar dos animais criados nem ultrapassar os limites de parâmetros de qualidade de água a jusante dos criadouros.

Em resumo, conforme esperado, no Ensaio C ficou claro que a menor densidade de animais por metro cúbico resultou em uma melhor qualidade da água tratada (maiores reduções em parâmetros físico-químicos importantes). E dentre os três substratos estudados, a argila apresentou as mais altas porcentagens de redução para a maioria dos parâmetros avaliados. Quanto aos peixes, a diferença de densidade resultou em melhor desenvolvimento e menores taxas de mortalidade nas caixas com a menor densidade, independentemente do tipo de meio suporte empregado nos filtros. Assim, embora para o produtor seja mais interessante aumentar a densidade de animais por viveiro para obtenção de maior lucro com a produção, é importante se determinar o limite da densidade de peixes a ser usada nos criadouros, para que o bem estar do animal seja garantido e isso resulte em maior ganho de peso.

CONCLUSÕES

O objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho de um sistema modular de filtros biológicos compostos por leitos cultivados com a planta Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) de fluxo subsuperficial no tratamento do efluente por meio de experimentos com tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*), em um ciclo fechado (sistema de recirculação).

A partir dos dados obtidos, pode-se destacar as seguintes implicações:

- 1) Ficou demonstrado que é possível se aliar um sistema de tratamento de água com boa eficácia (como os leitos cultivados) ao bom desenvolvimento dos peixes criados. Ainda assim, é preciso ressaltar que o modelo testado no presente trabalho foi desenvolvido em escala piloto. Portanto, a extrapolação dos dados obtidos aqui deve ser feita com cautela, já que os resultados observados podem não corresponder à realidade da produção de peixes em viveiros.
- 2) O uso de materiais de fácil aquisição, como a brita e a argila expandida, constituem em um estímulo à montagem de filtros de pequeno porte porém com elevada eficiência na remoção de nutrientes. Além disso, outros materiais de fácil aquisição também poderiam ser utilizados, como anéis de bambu seco, por exemplo. Ademais, o uso desses materiais não é restrito a montagem de filtros de pequeno porte, podendo ser empregados em empreendimentos de maior escala, reduzindo os custos de tratamento da água.
- 3) É essencial um sistema de aeração da água utilizada em tanques de criação para os organismos criados, uma vez que o tempo de detenção hidráulica exigido em sistemas de leitos cultivados na maior parte das vezes é maior do que o utilizado pelo presente estudo. E mesmo com a aeração, a renovação de parte da água de criação ainda não pode ser dispensada. Neste estudo, o uso de aeração foi necessário para o bom funcionamento do sistema estudado em escala piloto no laboratório. O melhor desempenho no crescimento dos peixes ocorreu nas caixas com meio suporte MIX. Isto aconteceu provavelmente devido à diversidade dos substratos, permitindo uma maior heterogeneidade da comunidade microbiana colonizadora. Além disso, o custo de montagem dos filtros do tipo

MIX é viável para a maioria dos casos, pois é muito mais barato do que o filtro que contém apenas argila expandida e um pouco mais caro do que o filtro composto apenas por brita. Assim, como recomendação aos piscicultores, seria interessante utilizar materiais diversos na instalação de filtros biológicos, para que uma maior eficiência na melhoria da água seja alcançada.

- 4) Estudos futuros a respeito da utilização deste sistema em maior escala são importantes para que o emprego desta ferramenta seja feito em pequenas propriedades rurais.
- 5) O Brasil tem grande potencial para ser um dos principais líderes mundiais na produção aquícola. Para que isto ocorra em bases ambientalmente sustentáveis, sistemas que se caracterizem pelo uso racional da água e pela melhoria da qualidade dos efluentes das pisciculturas serão de suma importância.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACKEFORS H. AND ENELL M. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 10, p. 225-241. 1994.
- ALBUQUERQUE, A., J. OLIVEIRA, S. SEMITELA, L. AMARAL. Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Biosource Technology**, v. 100, p. 6269-6277. 2009.
- ALBUQUERQUE, A., OLIVEIRA, J., SEMITELA, S., AMARAL, L. Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 6, p. 820-825. 2010.
- ANDRADE, A. C. **Cultivo de tilápia do nilo (O. niloticus) em efluentes do sistema de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgotos de Samambaia – DF (Distrito Federal)**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia. 2008. 182 p.
- APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19.ed. New York: APHA, WWA, WPCR, 2005. s.n.p.
- ARANA, L. V. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura**. Editora da UFSC. Florianópolis, SC. 1997. 166 p.
- ARANA, L. V. **Fundamentos de Aquicultura**. Editora da UFSC. Florianópolis, SC. 349p. 2004.
- AUGUSTO, K.V. Z. **Tratamento e reuso do efluente de biodigestores no processo de biodigestão anaeróbia da cama de frango**. Tese de Doutorado, UNICAMP, Campinas. 2011. 72 p.
- BASTOS, R. K. X., ANDRADE NETO, C. O., COURACCI FILHO, B. E MARQUES, M. O. Introdução. IN **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rafael Kopschitz Xavier Bastos (ed.). Rio de Janeiro: ABES, RiMa Editora. P. 1-21. 2003.
- BERGHEIN, A., SANNI, S., INDREVIK, G., HOLLAND, P., 1993a: Sludge removal from salmonid tank effluent using rotating microsieves. **Aquacult. Eng.**, v. 12, p. 97-109. 1993.
- BERGHEIN, A., KELLY, L., 1993b. Treatment and utilization of sludge from landbased farms for salmon: In: **Techniques for modern aquaculture**. J. K. Wang (Ed.) American Society of Agricultural Engineers Michigan, pp. 486-495. 1993.

- BIALOWIEC, A., JANCZUKOWICZ, W. & RANDERSON, P. F. Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed wetlands containing LWA/gravel layers and reed vegetation. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 6, p. 897-902. 2011.
- BORGHETTI, N.R.B.; OSTRENSKY, A. ; BORGHETTI, J.R. **Aquicultura. Uma visão geral sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no mundo**. Curitiba: Grupo Integrado de Aqüicultura e Estudos ambientais. 2003. 128p.
- BOYD, C. E. Phosphorus dynamics in ponds. **Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association of Game and Fisheries Commissioners**, v. 25, p. 418-426. 1971.
- BOYD, C.E., E.E. PRATHER AND R.W. PARKS. Sudden Mortality of Massive Phytoplankton Bloom. **Weed Sci.**, v. 23, n. 1, p. 61–67. 1975.
- BOYD, C. E. **Water quality in ponds for aquaculture**. Alabama: Auburn University. 482p. 1996.
- BOYD, C.E. and TUCKER, C.S. **Pond aquaculture water quality management**. Kluwer Academic Publishers, Boston, 700 p. 1998.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 2005.
- BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 413 de 26 de junho de 2009**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental da aquicultura, e dá outras providências. 2009.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 2011.
- BRASKERUD, B.C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. **Ecological Engineering**, v. 18, p 351-370. 2002.
- BRETON, J.; KARLSSON, M.F.; ROCCA, F. MIRANDA, P.M.S.; POULIOT, M. **Renewable energy sources and Technologies on farm systems: focusing on Danish scenario**. Copenhagen: The Royal Veterinary and Agricultural University, 126p., 2004.
- CALIJURI, M.L., BASTOS, R.K.X., MAGALHÃES, T.B., CAPELETE, B.C., DIAS, E.H.O. Tratamento de esgostos sanitários em sistemas reatores UASB/leitões cultivados de fluxo horizontal eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e

- coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n.3, p421-430, 2009.
- CAMARGO, S. R. **Filtro Anaeróbio com Enchimento de Bambu para Tratamento de Esgotos Sanitários: Avaliação da Partida e Operação**. Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 2000. 181p.
- CASABIANCA, M. L. Large-scale production of *Eicchornia crassipes* on paper industry effluent. **Bioresour. Technol.**, Essex, v. 54, p. 35-38. 1995.
- CASILLAS-HERNÁNDEZ, R., MAGALLÓN-BARAJAS, F., PORTILLO-CLARCK, G.; PÁEZ-OSUNA, F. Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico, using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. **Aquaculture**, v. 258, p. 289-298. 2006.
- CHAZARENC, F., BOUMECIED, A., BRISSON, J., BOULANGER, Y., COMEAU, Y. Phosphorus removal in a freshwater fish farm using constructed wetlands and slag filters. In: Borin, M., Bacelle, S. (Eds.), **Proceedings of the International Conference on Multi-Functions of Wetlands Systems**. P.A.N.s.r.l., Padova, Itália, pp. 50-51. 2007.
- CRIPPS, S. J. & BERGHEIM, A. Review: Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. **Aquacultural Engineering**, 22: 33-56. 2000.
- COLT, J. ARMSTRONG, D. Nitrogen toxicity to crustaceans, fish and mollusks. In: L. Allen and E. Kinney, eds. **Proceedings of the Bioengineering Symposium for Fish Culture**. Fish Culture Section of the American Fisheries Society, Bethesda, Mariland, USA., p. 34-47. 1981.
- COMEAU, Y. BRISSON, J., RÉVILLE, J. P., FORGET, C., DRIZO, A. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11/12, p. 55-60. 2001.
- DÍAZ, F.J.; O'GEEN, A.T.; DAHLGREN, R.A. Efficacy of constructed wetlands for removal of bacterial contamination from agricultural return flows. **Agricultural Water Management**, v.97, p.1813-1821, 2010.
- EFE. **Consumo de pescado no Brasil aumentou 40% em seis anos**. Disponível em <http://economia.uol.com.br/ultimas-noticias/efe/2010>. Acesso em 18 abr. 2012.
- EL-SHERIF, M.S. AND EL-FEKY, AMAL M. Effect of ammonia on Nile tilapia (*O. niloticus*) performance and some hematological and histological measures. **Anais do 8th International Symposium on Tilapia in Aquaculture**. 2008. p. 513-530.

EMBRAPA Meio Ambiente. **A aquicultura e a atividade pesqueira**. Disponível em: www.cnpma.embrapa.br. Acesso em 18 abr. 2012.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2a ed. Interciência - FINEP, Rio de Janeiro, 602p. 1998.

EWART, J. W., HANKINS, J.A., BULLOCK, D. **State Policies for Aquaculture Effluents and Solid Wastes in the Northeast Region. Bulletin No. 300**. Northeastern Regional Aquaculture Center. University of Massachusetts, Dartmouth, North Dartmouth, MA. 1995.

FAO. 2009. Fisheries and Aquaculture Department. The state of world fisheries and aquaculture. 2008. Part 1. **World review of fisheries and aquaculture**. Rome. 2009.

FAST, A. W., BOYD, C. E. Water circulation, aeration and other management practices. In FAST, A. W e LESTER, L. J. (Eds.). **Marine Shrimp Culture: Principles and Practices**. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 1992. P. 457-495.

FURUYA, W. M. Redução do impacto ambiental por meio da ração. **In: Palestra VII Seminário de Aves e Suínos – AcesuiRegiões. III Seminário de Aquicultura, Maricultura e Pesca**. Anais... Belo Horizonte-MG. p. 121-139. 2007.

GARCIA, G. O., G. H. VENTURIN, R. A. CECILIO, A. A. NAZÁRIO. Remoção da carga orgânica oriunda de um sistema de rizipiscicultura pela *Bracharia de brejo* (*Bracharia subquadriflora*). **Revista Verde**, v.4, n.1, p.54 – 63. 2009.

GRADVOHL, S. T. S. **Avaliação dos riscos ambientais e ecotoxicológicos do reuso de águas residuárias na piscicultura**. Dissertação de Mestrado em Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, CE. 2006. 164 p.

GREENWAY, M. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. **Water Sci. Technol.**, Oxford, v. 35, n. 5, p. 135-142. 1997.

GUERDAT, T.C., LOSORDO, T.M., DELONG, D.P., CLASSEN, J.J., OSBORNE, J.A. A large scale evaluation of commercially available biological filters for recirculating aquaculture systems. **Aquacult. Eng.** v. 42, n. 1, p.38–49. 2010.

GUNTENSPERGEN, G. R., STEARNS, F. & KADLEC, J. A. “Wetland vegetation”.1988 *in Anais: 1st International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Chattanooga – Tennessee/USA, vol. I, n° 5, pp. 73-88, junho/1988.

HARRINGTON R.; MCINNES, R. Integrated constructed wetlands (ICW) for livestock wastewater management. **Bioresource Technology**. v.100, p.5498-5505, 2009.

- HENRY-SILVA, G.G. and CAMARGO, A.F.M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, 63: 433-438. 2006.
- HICKLING, C.F. **Fish culture**. London. Faber and Faber. 295 p. 1962.
- HUNT, P.G.; POACH, M.E. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v.44, n.11-12, p.19-25, 2001.
- IDAHO DEQ (Division of Environmental Quality), Idaho Waste Management **Guidelines for Aquaculture Operations**. Idaho Department of Health and Welfare, Division of Environmental Quality, Twin Falls, ID. 1998.
- INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA). **Constructed Wetlands for Pollution Control Processes, Performance, Design and Operation**. IWA Publishing, London, UK. 2000.
- KNIGHT, R. L.; PAYNE JR, V.W.E.; BORER, R.E.; CLARKE JR, R.A.; PRIES, J.H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. **Ecological Engineering**. v.15, p.41-55, 2000.
- KIVAISI, A.K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, 16: 545-560. 2001.
- KONNERUP, D., TRANG, N. T. D., BRIX, H. Treatment of fishpond water by recirculating horizontal and vertical flow constructed wetlands in the tropics. **Aquaculture**, v. 313, p. 57-64. 2011.
- KYOTO. 1995. **Declaration and plan of action on the sustainable contribution of fisheries to food security**. Presented during the International Conference on the Sustainable Contributions of Fisheries to Food Security. December 4-9, Kyoto.
- LEKANG, O.I., KLEPPE, H. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. **Aquacult. Eng.** 21, 181–199. 2000.
- LIAO P.B., MAYO R.D. Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. **Aquaculture** v. 3, p. 61–85. 1974.
- LIN, Y.F, JING, S.R., LEE, D.Y., CHANG, Y.F., CHEN, Y.M. & SHIH, K.C. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, 134: 411-421. 2005.
- LOSORDO, T. M., MASSER, M. P. & RAKOCY, J. **Recirculating Aquaculture Tank**

- Production Systems. An Overview of Critical Considerations.** Southern Regional Aquaculture Center – SRAC Publication N°. 451. Disponível em www.indianafishfarimng.com. Acesso em 21/03/2012. 1998.
- MACHADO, B. C. **Avaliação da qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização em série da Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia – DF para o cultivo de tilápia (*O. niloticus*).** Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2006. 143 p.
- MANNARINO, C. F., J. A. FERREIRA, J. C. CAMPOS, E. RITTER, Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no Aterro Sanitário de Pirai e no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ). **Eng. Sanit. Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 108-112. 2006.
- MARTINO, C.R.; CYRINO, J.E.P.; PORTZ, L. et al. Effect of dietary lipid level on nutritional performance of surubim (*Pseudoplatistoma corruscans*). **Aquaculture**, v. 209, p.209-218, 2002.
- MARTINS, C. I. M., EDING, E. P., VERRETH, J. A. J. The effect of recirculating aquaculture systems on the concentrations of heavy metals in culture water and tissues of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. **Food Chemistry**, v. 126, p. 1001-1005. 2010.
- MASSER, M.P., RAKOCY, J. & LOSORDO, T. M. **Recirculating Aquaculture Tank Production Systems – Management of Recirculating Systems.** SRAC Publication N°. 452. 1999.
- MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado.** Campinas: UNICAMP, 99 p. Dissertação Mestrado. 2003.
- MAZZOLA, M., ROSTON, D. M. & VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 276-283. 2005.
- MEGONIKAL, J.P., HINES, M.E., VISSCHER, P.T. Anaerobic metabolism: linkage to trace gases and aerobic processes, W.H. Schlesinger, Editor, **Biogeochemistry**, Elsevier-Pergamon, Oxford, U.K., pp. 317–424. 2004.
- MELO, P.F., CABANELLAS, C.F.G., MALUF, H.J.G.M., SILVA, L.M., BASTOS, S.S., DUARTE, N.F. Desempenho de sistemas alagados construídos verticais no tratamento do

- efluente do biodigestor da suinocultura. In. **II Semana de Ciência e Tecnologia do IFMG, II Jornada Científica**, Bambuí. 2009.
- METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**, 4^a ed. McGraw-Hill, NY, USA. 2003.
- MICHAUD, L., BLANCHETON, J.P., BRUNI, V., PIEDRAHITA, R. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. **Aquacult. Eng.**, v. 34, n. 3, p. 224–233. 2006.
- MONTEIRO, R.C.M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reuso não potável**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil, USP, São Paulo. 84p. 2009.
- MPA - Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2008-2009**. 2010.
- MPA- Ministério da Pesca e Aquicultura. **Espécies mais cultivadas no Brasil**. Disponível em: www.mpa.gov.br. 2011. Acesso em 18 abr. 2012.
- NACA/FAO. 2000. **Desenvolvimento da Aquicultura para Além de 2000: A Declaração de Bangucoque Tailândia**. NACA, Bangucoque e FAO, Roma.
- NAIME, R.; GARCIA, A. C. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos Tecnológicos**. v. 2, p. 9 – 20. 2005.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1993. **Vetiver Grass: A Thin Green Line Against Erosion**. Washington, D.C.: National Academy Press. 171 pp.
- NAYLOR, S. BRISSON, J., LABELLE, M. A., DRIZO, A., COMEAU, Y. Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 215-222. 2003.
- NOGUEIRA, R., MELO, L.F., PURKHOLD, U., WUERTZ, S., WAGNER, M. Nitrifying and heterotrophic population dynamics in biofilm reactors: effects of hydraulic retention time and the presence of organic carbon. **Water Res.** v. 36, n. 2, p. 469–481. 2002.
- PÁDUA, H. B. Qualidade da água na piscicultura. Disponível em: www.pisciculturafb.com.br. Acesso em 25 jul. 12. 2012.
- PÁEZ-OSUNA, F., GUERRERO, S.R., RUIZ-FERNANDÉS, A.C. & ESPINOZA-ANGULO, R. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-West México. **Marine Pollution Bulletin**, 34: 290-297.

- PIPER, ROBERT G., et. al. **Fish Hatchery Management**. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington D.C.). 1982.
- QUADROS, D.G.; OLIVER, A.P.M.; REGIS, U.; VALLADARES, R.; SOUZA, P.H.F.; FERREIRA, E.J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.3, p.326-332, 2010.
- QUEIROZ, J. F. de; M. P. SILVEIRA. **Recomendações práticas para melhorar a qualidade da água e dos efluentes dos viveiros de aquicultura**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna/SP, dezembro/2006, ISSN 1516-4683 págs. 1-14 Circular Técnica nº 12. 2006.
- REED, S.C., BROWN, D. S. Constructed Wetland Design – The First Generation. **Water Environ. Res.**, v. 64, 776. 1992.
- REED, S. C., BROWN, D. S. Subsurface flow wetlands-a performance evaluation. **Water Environment Research**, v. 67, n. 2, p. 244-248. 1995.
- SANTOS, E.M.A.; Sampaio, G.M.M.S.; Leitão, R.C.; Facó, A.M.; Menezes, E. A.; Santaella, S.T. Influência do tempo de detenção hidráulica em um sistema UASB seguido de um reator biológico com fungos para tratar efluentes de indústria de castanha de caju. **Eng. Sanit. Ambient**, v. 11, n. 1, p. 39-45. 2006.
- SCHULZ, C., GELBRECHT, J., RENNERT, B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. **Aquaculture**, v. 217, p. 207-221. 2003.
- SCHWARTZ, M.F. & BOYD, C.E. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. **Progressive Fish-Culturist**, v. 57, p. 255-267. 1995.
- SIDONIO, L., CAVALCANTI, I., CAPANEMA, L., MORCH, R. ET AL. Panorama da aquicultura no Brasil: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial**, v. 35, p. 421-463. 2012.
- SINDILARIOU, P.D., BRINKER, A., REITER, R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 711-722. 2009.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BARROS, A.F.; BRAGA, F. M. S. 2003. Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**. Maringá, v. 25, n. 1, p. 101-106.
- SOUSA, J. T. DE, VAN HAANDEL, A.C. GUIMARÃES, A.V.A. Performance of constructed

- wetland systems treating anaerobic effluents. **Water Science and Technology**, v.48, n.6, p. 295-299, 2003.
- SOUSA, J. T., VAN HAANDEL, A., LIMA, E. P. C., HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290. 2004.
- SOUZA, M. L. R., VIEGAS, E.M.M., SOBRAL, P.J.A., KRONKA, S.N. Efeito do peso de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) sobre o rendimento e a qualidade de seus filés defumados com e sem pele. **Ciênc. Tecnol. Alim.**, v. 25, n. 1, p. 51-59. 2005.
- SPOTTE, S. **Fish and invertebrate culture**. John Willey and Sons eds. New York, USA, 1979.
- SUMMERFELT, ST; ADLER, P. R.; GLENN, DM; KRETSCHMANN, R. N. Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. **Aquaculture**, v. 19, no. 2, p. 81-92. 1999.
- SUSSEL, F. R. . Alimentação de Peixes em Tanques-Rede. Site do Instituto de Pesca, Internet, 10 jul. 2008.
- TANNER, C.C. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, 7: 59-83. 1996.
- TIAGO, G. G. **Aquicultura meio ambiente, legislação**. São Paulo: Annablume, 162 p. 2002.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Constructed wetlands treatments of municipal wastewaters**. EPA/625/r-99/010, Setembro/1999, Cincinnati, Ohio. 152 p. 1999.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, OH. 2000.
- VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. Campinas: UNICAMP, 1999. Dissertação Mestrado. 1999. 119 p.
- VALENTIM, M. A.A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuição para concepção e operação**. Tese de Doutorado – Campinas: Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, 2003. 148 p.
- VAN DEUN, R., VAN DYCK, M. **Expanded clay and lava rock as potential filter media for nutrient removal in vertical subsurface flow constructed wetlands**. In: SWS Society of Wetland Scientists European Chapter Meeting, 29th June–3rd July 2008, Kuressaare, Saaremaa, Estonia, p. 23. 2008.
- VILPAS, R., VALVE, M., RATY, S. **Report from the pilot plants in Finland**. Technical Report, Syke. MAXIT-Norden, Finland, p. 48. 2005.

- VAN RIJN. The potential for integrated biological treatment system in recirculating fish culture – a review. **Aquaculture**, v. 139, p. 181-201. 1996.
- VELDKAMP. J.F. A revision of *Chrysopogon* Trin. including *Vetiveria* Bory (Poaceae) in Thailand and Melanesia with notes on some other species from Africa and Australia. **Austrobaileya**, v. 5, p. 503-533. 1999.
- VERDEGEM, M. C. J., BOSMA, R. H., & VERRETH, J. A. J. Reducing water use for animal production through aquaculture. **International Journal of Water Resources Development**, v. 22, p. 101–113. 2005.
- VINATEA-ARANA, L. 1999. **Aquicultura e desenvolvimento sustentável**. Subsídios para a formulação de políticas para o desenvolvimento da Aquicultura brasileira. UFSC, 310 p.
- VON SPERLING, M. 1996. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Belo Horizonte/MG, 2a ed., vol. 2, 243 p.
- VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1-17. 2009.
- VYMAZAL, J. & KRÖPFELOVÁ, L. Removal of nitrogen in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Wetlands**, v. 29, n. 4, p. 1114-1124. 2009.
- WEBER, A.S., TCHOBANOGLOUS, M. Nitrification in water yacynth treatment systems. **J. Environ. Eng.**, New York, v.11, n. 5, p. 699-713. 1985.
- WESTLAKE, D. F. Comparison of plant productivity. **Biol. Rev.**, Cambridge, v. 38, p. 385-425. 1963.
- WHITE, K. Enhancement of nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands employing a two-stage configuration, an unsaturated zone, and recirculation. **Water Science Technology**, v. 32, n. 3, p. 59-67. 1995.
- WILLIAMS, M. J. Aquaculture and sustainable food security in the developing world. In **Sustainable Aquaculture**, J. E. Bardach (ed.), Honolulu, Hawaii. 1997. pp. 15-51. 1997.
- WOLVERTON, B. C. **Aquatic plant/microbial filters for treating septic tank effluent**, **Chattanooga**, International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, 1988. p. 173-177.
- WOOD, R. B. & MCARTAMNERY, C. F. Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal. **Hydrobiologia**, v.

340, p. 323-331. 1996.

- YANG-ZHANG, S., LI, G., WU, H.B., LIU, X., YAO, Y., TAO, L., LIU, H. An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: The effects on water quality and fish production. *Aquacultural Engineering*, v. 45, n. 3, p. 93-102. 2011.
- ZACHRITZ, W. H., JACQUES, R. B. Treating intensive aquaculture recycled water with a constructed wetlands filter system. In: Moshiri, G. A. (Ed.). **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL. Pp. 609-614. 1993.
- ZACHRITZ II, W. H., HANSON, A. T., SAUCEDA, J. A., FITZSIMMONS, K. M. 2008. Evaluation of submerged surface flow (SSF) constructed wetlands for recirculating tilapia production systems. *Aquacultural Engineering*, v. 39, p. 16-23.
- ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 189 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.
- ZHANG, S., ZHOU, Q., XU, D., HE, F., CHENG, S., LIANG, W., DU, C., WU, Z. Vertical-Flow Constructed Wetlands Applied in a Recirculating Aquaculture System for Channel Catfish Culture: Effects on Water Quality and Zooplankton. *Polish J. of Environ. Stud.*, v. 19, n. 5, p. 1063-1070. 2010.

APÊNDICE

APÊNDICE A - Valores médios de **Oxigênio Dissolvido (mg L⁻¹)** avaliados em leitos cultivados com meios (brita, argila e mix), com e sem Vetiver durante oito semanas do ensaio experimental A.

Semanas	AR	AR V	Médias	BR	BR V	Médias	MIX	MIX V	Médias
1	4,405	4,489	4,447	4,427	5,719	5,073	5,135	4,660	4,898
2	6,394	5,463	5,929	5,339	6,933	6,136	6,068	5,967	6,017
3	6,486	5,641	6,063	5,979	6,328	6,153	5,827	5,607	5,717
4	6,121	5,506	5,813	5,368	5,812	5,590	5,774	5,203	5,489
5	5,200	4,300	4,750	4,138	5,113	4,626	4,640	4,435	4,538
6	5,158	5,969	5,563	5,778	6,480	6,129	6,296	6,078	6,187
7	5,091	5,643	5,367	5,095	5,254	5,175	5,176	5,516	5,346
8	5,002	5,010	5,006	5,004	5,178	5,091	5,304	5,256	5,280
Meio x V	5,482	5,253 ^B		5,141 ^b	5,852 ^{Aa}		5,527	5,340 ^{AB}	
Médias Meios	Argila = 5,367; Brita = 5,497; Mix = 5,434								
Médias Plantas	Não = 5,383; Sim = 5,482								

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas (Teste Tukey a 5%) e minúscula nas linhas (Teste T de Student a 5%) diferem entre si.

APÊNDICE B - Valores médios de **Condutividade** (mS cm^{-1}) avaliados em leitos cultivados com meios (brita, argila e mix), com e sem Vetiver durante oito semanas do ensaio experimental A.

Semanas	AR	AR V	Médias	BR	BR V	Médias	MIX	MIX V	Médias
1	0,278	0,293	0,286	0,317	0,321	0,319	0,382	0,314	0,348
2	0,348	0,347	0,347	0,379	0,377	0,378	0,456	0,387	0,421
3	0,403	0,367	0,385	0,425	0,392	0,409	0,494	0,434	0,464
4	0,477	0,439	0,458	0,499	0,464	0,482	0,538	0,510	0,524
5	0,565	0,513	0,539	0,595	0,546	0,570	0,661	0,604	0,633
6	0,591	0,552	0,571	0,645	0,556	0,600	0,698	0,651	0,674
7	0,716	0,675	0,695	0,764	0,701	0,732	0,845	0,790	0,818
8	0,747	0,723	0,735	0,823	0,757	0,790	0,885	0,843	0,864
MeioxV	0,516 ^{Ca}	0,489 ^{Cb}		0,556 ^{Ba}	0,514 ^{Bb}		0,620 ^{Aa}	0,567 ^{Ab}	
Médias Meios	Argila = 0,502; Brita = 0,535; Mix = 0,593								
Médias Plantas	Não = 0,564; Sim = 0,523								

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas (Teste Tukey a 5%) e minúscula nas linhas (Teste T de Student a 5%) diferem entre si. Probabilidades após transformação logarítmica dos dados e média re-transformada.

APÊNDICE C - Valores médios de **pH** avaliados em leitos cultivados com meios (brita, argila e mix), com e sem Vetiver durante oito semanas do ensaio experimental A.

Semanas	AR	AR V	Médias	BR	BR V	Médias	MIX	MIX V	Médias
1	6,414	6,369	6,392 ^{Ab}	6,589	6,692	6,641 ^{ABab}	6,617	6,720	6,554
2	5,723	5,857	5,790 ^{Cb}	6,337	6,478	6,407 ^{Ba}	6,261	6,326	6,147
3	5,926	6,210	6,068 ^{Bb}	6,836	6,926	6,881 ^{Aa}	6,726	6,677	6,531
4	5,628	5,691	5,659 ^{Cb}	6,530	6,673	6,602 ^{ABa}	6,408	6,293	6,186
5	5,803	5,908	5,856 ^{BCb}	6,448	6,725	6,587 ^{ABa}	6,447	6,323	6,262
6	5,344	5,400	5,372 ^{Dc}	6,372	6,756	6,564 ^{ABa}	6,069	6,018	5,987
7	5,031	5,022	5,027 ^{Ec}	5,850	5,867	5,858 ^{Ca}	5,486	5,301	5,430
8	4,877	4,913	4,895 ^{Ec}	5,820	5,800	5,810 ^{Ca}	5,319	5,211	5,331
MeioxV	5,593 ^{Cb}	5,671 ^{Ca}		6,348 ^{Ab}	6,490 ^{Aa}		6,166 ^B	6,109 ^B	
Médias Meios	Argila = 5,632; Brita = 6,419; Mix = 6,138								
Médias Plantas	Não = 6,036; Sim = 6,090								

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas (Teste Tukey a 5%) e minúscula nas linhas (Teste T de Student a 5%) diferem entre si. Probabilidades após transformação radicial dos dados e média re-transformada.

APÊNDICE D - Valores médios de **Oxigênio Dissolvido (mg L⁻¹)** avaliados em leitos cultivados com meios (brita, argila e mix), com vazão a 50% e vazão a 100% durante quatro semanas do ensaio experimental B.

Semanas	AR 50	AR	BR 50	BR	MIX 50	MIX	Médias
1	7,810	8,043	8,030	7,973	7,968	7,554	7,896
2	6,917	8,256	8,778	8,591	8,913	8,896	8,392
3	6,549	8,813	8,420	8,329	8,591	7,502	8,034
4	7,968	8,260	7,004	7,853	8,000	7,712	7,800
Médias Meios	Argila: 7,827		Brita: 8,122		Mix: 8,142		
Médias Vazões	V50: 7,912		V100: 8,149				
Probabilidade (Meio x Planta x Semana): 0,5570							

Não houve diferença significativa ($P > 0,05$) pela análise de variância realizada no programa estatístico SAS (2000).

APÊNDICE E - Valores médios de **pH** avaliados em leitos cultivados com meios (brita, argila e mix), com vazão a 50% e vazão a 100% durante quatro semanas do ensaio experimental B.

Semanas	AR 50	AR	BR 50	BR	MIX 50	MIX	Médias	
							50	100
1	6,643	6,660	6,920	6,887	6,928	6,847	6,830 B	6,798 A
2	6,387	6,338	6,713	6,687	6,716	6,675	6,605 C	6,567 B
3	6,634	6,259	6,974	6,848	6,992	6,718	6,867 B	6,608 B
4	7,047	6,209	7,296	7,044	7,300	6,738	7,214 A	6,664 AB
MeioxVazão	6,678 Ba	6,366 Bb	6,976 A	6,867 A	6,984 Aa	6,744 Ab		
Médias Meios	Argila = 6,522 ; Brita = 6,921; Mix = 6,864							
Médias Vazões	V50 = 6,879; V100 = 6,659							
Probabilidade (Meio x Vazões x Semana): 0,0717								

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas e minúscula nas linhas diferem entre si pelo Teste Tukey a 5%.

APÊNDICE F - Valores médios de **Condutividade** (mS cm^{-1}) avaliados em leitos cultivados com meios (brita, argila e mix), com vazão a 50% e vazão a 100% durante quatro semanas do ensaio experimental B.

Semanas	AR 50	AR	BR 50	BR	MIX 50	MIX	Médias
1	0,560	0,570	0,620	0,593 AB	0,564	0,561 B	0,578
2	0,568 b	0,569 b	0,657 a	0,635 Aa	0,590 b	0,600 ABb	0,603
3	0,556 b	0,563	0,642 a	0,618 AB	0,576 b	0,588 AB	0,590
4	0,518 b	0,619 a	0,651 a	0,565 Bb	0,601 a	0,643 Aa	0,600
Médias Meios	Argila = 6,522; Brita = 6,921; Mix = 6,864						
Médias Vazões	V50 = 6,879; V100 = 6,659						
Probabilidade (Meio x Vazões x Semana): <0,0001							

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas e minúscula nas linhas diferem entre si pelo Teste Tukey a 5%.

APÊNDICE G - Valores médios de **pH** avaliados em leitões cultivados com meios (argila, brita e mix), nas densidades de 15 e 20 peixes por caixa de criação, durante oito semanas do ensaio experimental C.

Semana	Argila		Brita		Mix		Semana x Densidade	
	AR 15	AR 20	BR 15	BR 20	MIX 15	MIX 20	15	20
1	7,189	6,999	7,129	7,048	7,251	7,142	7,190 A	7,063 A
2	7,167	6,967	7,122	7,022	7,289	7,089	7,193 A	7,026 A
3	6,789	6,697	6,984	6,842	6,999	6,819	6,924 B	6,786 B
4	6,664	6,327	6,827	6,601	6,921	6,664	6,804 Ba	6,531 Cb
5	6,131	5,646	6,414	6,240	6,537	6,097	6,361 Ca	5,994 Db
6	5,707	5,090	6,189	6,010	6,564	5,836	6,153 Ca	5,645 Eb
7	5,057	4,666	6,026	5,336	6,198	5,533	5,760 Da	5,178 Fb
8	4,765	4,366	5,842	5,417	6,107	5,304	5,571 Da	5,029 Fb
Meio x Densidade	6,184 Ca	5,844 Bb	6,567 Ba	6,314 Ab	6,733 Aa	6,311 Ab		
Probabilidade (Meio x Densidade x Semana): 0,0621								

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas e minúscula nas linhas diferem entre si pelo Teste Tukey a 5%.

APÊNDICE H - Valores médios de **Oxigênio Dissolvido (mg L⁻¹)** avaliados em leitos cultivados com meios (argila, brita e mix), nas densidades de 15 e 20 peixes por caixa de criação, durante oito semanas do ensaio experimental C.

Semana	Argila		Brita		Mix		Médias Semanas
	AR 15	AR 20	BR 15	BR 20	MIX 15	MIX 20	
1	8,447	7,962	8,112	8,158	8,329	8,467	8,246 A
2	8,400	7,933	8,178	7,844	8,392	8,056	8,134 A
3	8,031	7,816	7,991	7,446	8,093	7,411	7,798 AB
4	7,895	7,970	8,169	7,804	8,243	7,862	7,991 AB
5	7,483	7,320	7,543	7,048	7,780	7,003	7,363 BC
6	7,682	7,963	8,128	7,308	7,853	7,418	7,725 AB
7	6,757	7,093	7,290	6,410	7,302	6,260	6,852 C
8	7,552	7,272	6,886	6,889	6,839	5,840	6,880 C
Médias Meios	7,723		7,575		7,572		
Médias Densidades	7,807 a		7,440 b				
Probabilidade (Meio x Densidades x Semana): 0,8735							

Médias seguidas de letras diferentes maiúsculas nas colunas (Teste Tukey a 5%) e minúscula nas linhas (Teste T de Student a 5%) diferem entre si.

APÊNDICE I - Valores médios de **Condutividade (mS cm⁻¹)** avaliados em leitos cultivados com meios (argila, brita e mix), nas densidades de 15 e 20 peixes por caixa de criação, durante oito semanas do ensaio experimental C.

Semana	Argila		Brita		Mix		Médias Semanas
	AR 15	AR 20	BR 15	BR 20	MIX 15	MIX 20	
1	0,195	0,238 a	0,214	0,189 b	0,223	0,207 ab	0,211
2	0,223	0,277 a	0,245	0,241 b	0,247	0,245 ab	0,246
3	0,249	0,296	0,278	0,287	0,280	0,287	0,280
4	0,280 b	0,333	0,318 a	0,326	0,305 a	0,327	0,315
5	0,346	0,388	0,359	0,375	0,321	0,367	0,359
6	0,376 a	0,451	0,395 a	0,428	0,339 b	0,419	0,401
7	0,429 a	0,506	0,438 a	0,490	0,341 b	0,462	0,445
8	0,466 a	0,571 a	0,472 a	0,535 b	0,344 b	0,508 b	0,483
Médias Meios	0,351		0,349		0,327		
Médias Densidades	0,320		0,365				
Probabilidade (Meio x Densidades x Semana): <0,0001							

Médias seguidas de letras diferentes minúscula nas linhas diferem entre si pelo Teste Tukey a 5%.