



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

ÉRIKA ALVES TAVARES MARQUES

PISCICULTURA E SISTEMA DE *WETLAND* CONSTRUÍDA NO SEMIÁRIDO:
CARACTERÍSTICAS E POTENCIALIDADES

RECIFE

2017

ÉRIKA ALVES TAVARES MARQUES

**PISCICULTURA E SISTEMA DE *WETLAND* CONSTRUÍDA NO SEMIÁRIDO:
CARACTERÍSTICAS E POTENCIALIDADES**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) como requisito para obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco.

Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Martins Sobral
Orientadora

Prof^a. Dr^a. Maristela Casé Costa Cunha
Co-orientadora

RECIFE
2017

Catálogo na fonte
Bibliotecária Maria Janeide Pereira da Silva, CRB4-1262

M357p Marques, Érika Alves Tavares.
Piscicultura e sistema de *wetland* construída no semiárido : características e potencialidades / Érika Alves Tavares Marques. – 2017.
205 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora : Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Martins Sobral.

Coorientadora : Prof^a. Dr^a. Maristela Casé Costa Cunha.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH.
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Recife, 2017.

Inclui Referências e apêndices.

1. Meio ambiente. 2. Aquicultura. 3. Impacto ambiental. 4. Sustentabilidade. 5. Águas residuais. 6. Fitorremediação. I. Sobral, Maria do Carmo Martins (Orientadora). II. Cunha, Maristela Casé Costa, (Coorientadora). III. Título.

363.7 CDD (22. ed.)

UFPE (BCFCH2017-234)

ÉRIKA ALVES TAVARES MARQUES

**PISCICULTURA E SISTEMA DE WETLAND CONSTRUÍDA NO SEMIÁRIDO:
características e potencialidades**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: 30/05/2017.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Martins Sobral (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Maria do Socorro Bezerra de Araújo (1º Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. William Severi (1º Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva (2º Examinador Externo)
Universidade Federal da Paraíba

Prof^o. Dr. Ivan Vieira de Melo (3º Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Aos meus pais, Ivan e Aída, por todo o amor e incentivo para que eu estudasse.

Ao meu querido marido Waldecy Filho, aos meus filhos Bianca e Waldecy Neto pelo apoio e amor incondicional, dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus por todas as minhas conquistas.

Aos meus pais Ivan e Aida que me encaminharam nos estudos e me incentivaram a realizar meus sonhos. Ao meu marido Waldecy que apesar das minhas ausências sempre me apoiou incondicionalmente. Aos meus filhos Bianca e Waldecy Neto que são minhas fontes de inspiração.

À professora Dra. Maria do Carmo Martins Sobral, minha orientadora, pela oportunidade e confiança depositada, além das valiosas orientações e sugestões que foram feitas ao longo do trabalho. À Professora Dra. Maristela Casé Costa Cunha, pelas orientações, pela amizade e pela iniciação na pesquisa científica. Aos professores do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, pelos ensinamentos e experiências compartilhados.

Aos professores do Programa Innovate (*Interplay among multiple uses of water reservoirs via innovative coupling of substance cycles in aquatic and terrestrial ecosystems*), em especial à Dra. Marianna Siegmund-Schulze e os professores Dr. Stephan Pflügmacher e Guenter Gunkel da Technisch Universitat de Berlim.

À Companhia Brasileira de Trens Urbanos que me deu permissão para cursar o doutorado durante o horário do expediente. Aos senhores Ednésio Alves de Holanda, Edimilson Aureliano de Castro e Ricardo Beltrão Esberard, minha profunda gratidão pelas liberações para estudo.

À prof^a. Dra. Renata Carvalho do Instituto Federal de Ciência e Tecnologia de Pernambuco, pelo apoio e valiosas contribuições. A prof^a. Dra. Silvana Carvalho de Sousa Calado por ter disponibilizado o laboratório do Departamento de Química e apoio técnico.

Aos professores Dr. William Severi, Dr. Ivan Vieira de Melo, Dra. Silvana Carvalho de Sousa Calado, Dr. Éden Cavalcante de Albuquerque Júnior, Dra. Cristina Crispim e Socorro Bezerra pelas enriquecedoras sugestões e contribuições.

Aos colegas Gustavo Melo, André Ferreira, Naílza Arruda, Marianny Monteiro, Janaína de Assis, Maiara Gabrielle, Cláudia Ricardo, Gérsica Moraes, George Camelo, Brenna Aguiar, Ariane Cardoso, Dora Pavão, Hannah Pereira, Luiza Almeida, Karina Rossiter, Fábio Melo e Clayton Andrade pelo incentivo e apoio ao longo da pesquisa.

À Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, em especial à Sra. Solange de Paula Lima pelo apoio inestimável.

A todos os outros amigos que não foram citados aqui, mas que são igualmente importantes na minha vida. Muito obrigada!!

Água fonte de vida
Água esperança
Água que mata a sede
Água que molha a planta.

Água que brota da terra
Água que sai do chão
Água que molha o trigo
Trigo que faz o pão.

Água que sangra das pedras
Água que vem da natureza
Água que nos dá alegria
Água que revigora a beleza.

Água que enche lagos
Água que enche lagoas
Água que corre para o mar
Água que corre à toa.

Água que sai da terra
Água que sai do ventre das matas
Que cai das cascatas
Água fonte de vida

Água que brota dos córregos
Água que jamais voltará
Água nossa de cada dia.

Maria da Conceição do Amparo

RESUMO

A piscicultura é uma atividade que vem crescendo no Brasil, com destaque no trecho do Submédio São Francisco que vem gerando benefícios econômicos e sociais, inclusive promovendo a segurança alimentar para a população local. Entretanto, do ponto de vista ambiental, provoca uma série de impactos na qualidade da água, quando não é bem conduzida. O objetivo geral foi avaliar um sistema de *wetland* construída para tratamento de efluente de piscicultura com uso de macrófitas aquáticas no Semiárido pernambucano. O trabalho foi desenvolvido em uma piscicultura na zona rural do município de Itacuruba, localizada no Semiárido de Pernambuco entre abril de 2015 a março de 2016. Foi constatado um crescimento da aquicultura e que o Brasil atualmente ocupa a 12ª posição no ranking mundial na produção de pescados em cativeiro com 574.164 toneladas de pescado. Foi realizada uma revisão bibliográfica por meio de pesquisa nas bases do Scielo, Scopus, Web of Science e Google Acadêmico para o período 1995-2016. Foram identificados 90 trabalhos relacionados ao tratamento de efluente de aquicultura usando *wetlands* construídas no Brasil durante o período de estudo e que a maior parte das publicações é referente à atividade de piscicultura (73%). Foi realizada coleta com periodicidade mensal em dois pontos amostrais entre abril de 2015 a março de 2016, para avaliar a qualidade da água bruta que abastece a piscicultura, proveniente do reservatório Itaparica, e do efluente, proveniente dos viveiros de tilápias (*Oreochromis niloticus*). Em ambos os períodos tanto a água quanto o efluente apresentaram valores elevados para a condutividade elétrica, o fósforo total, o nitrogênio total e o oxigênio dissolvido esteve abaixo do máximo valor permissível pela Resolução CONAMA 357/2005 e Resolução CONAMA 430/2011, respectivamente. Foi avaliada a eficiência do sistema de tratamento usando uma *wetland* construída com uma associação das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* no período seco e no período chuvoso. O sistema de tratamento consiste em uma *wetland* construída com dimensões de 100 x 25 x 2,0 m. Em média, o tratamento apresentou melhor eficiência de remoção durante o período chuvoso. Durante o período seco, em média, a condutividade, fósforo total e nitrogênio total do efluente, mesmo após passar pelo sistema de tratamento, apresentaram valores acima do recomendado pela Resolução CONAMA 430/2011. As análises limnológicas foram realizadas de acordo com a sazonalidade da região. Os resultados das análises foram comparados pelo teste de Tukey (p-valor<0,05). Finalmente, foram propostos quais os principais critérios devem ser levados em consideração para as fases de planejamento, construção e operação de um sistema de tratamento de efluente usando *wetland* construído e uma análise crítica do sistema. A *wetland* construída

demonstrou ser uma alternativa viável para tratar o efluente de piscicultura, reduzindo os impactos desta atividade econômica e protegendo a qualidade dos recursos hídricos, especialmente em regiões semiáridas onde este recurso natural é escasso. No entanto, as plantas devem ser usadas com cautela, especialmente em ambientes tropicais.

Palavras-chave: Águas residuárias. Aquicultura. Fitorremediação. *Wetland* construída. Sustentabilidade. Pernambuco.

ABSTRACT

Aquaculture is an activity that has been highlighted in the Submedium São Francisco, but beside the economic and social benefits promoted by fish farming, by the environmental point of view causes several impacts on water quality when it is not well conducted. The general objective was to evaluate a constructed *wetland* treatment system of a fish farm effluent with the use of aquatic macrophytes in semi-arid. The work was carried out in a fish farm in the rural area of the municipality of Itacuruba, located in the semi-arid region of Pernambuco between April 2015 and March 2016. There was a growth in aquaculture and Brazil currently occupies the 12th position in the world ranking in the production of fish in captivity with 574,164 tonnes of fish. A bibliographic review was carried out by means of a search in the bases of Scielo, Scopus, Web of Science and Google Academic for the period 1995-2016. A total of 90 works related to the treatment of aquaculture effluent were identified using constructed *wetlands* in Brazil during the period of study and most of the publications refer to the activity of fish farming (73%). Monthly sampling was carried out at two sampling points between April 2015 and March 2016, to evaluate the quality of the raw water supplied to the fish farm from the Itaparica reservoir and the effluent from the nurseries of tilapia (*Oreochromis niloticus*). In both periods both water and effluent presented high values for electrical conductivity, total phosphorus, total nitrogen and dissolved oxygen was below the maximum permissible value by CONAMA Resolution 357/2005 and CONAMA Resolution 430/2011, respectively. The efficiency of the treatment system was evaluated using a constructed *wetland* with an association of aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes* and *Egeria densa* in the dry period and in the rainy season. The treatment system consists of a constructed *wetland* with dimensions of 100 x 25 x 2.0 m. On average, the treatment presented better removal efficiency during the rainy season. During the dry period, on average, the conductivity, total phosphorus and total nitrogen of the outflow, even after passing through the treatment system, presented values above that recommended by CONAMA Resolution 430/2011 for Class 2 rivers. Limnological analysis were performed according to the seasonality of the region. The results of the analyses were compared by the Tukey's test (p-value <0.05). Finally, a literature review was initially conducted to determine which key criteria should be considered for the planning, construction and operation phases of an effluent treatment system using constructed *wetland* and a critical analysis of the system. The constructed *wetland* has proven to be a viable alternative to treat fish effluent, reducing the impacts of this economic activity and protecting the quality of water resources, especially in

semi-arid regions where this natural resource is scarce. However, plants should be used with caution, especially in tropical environments.

Keywords: Wastewater. Aquaculture. Phytoremediation. Constructed *wetland*. Sustainability. Pernambuco.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização de parte do Submédio do São Francisco, da bacia do Pajeú e da piscicultura.....	30
Figura 2 - Vista aérea dos tanques escavados, do efluente de água que abastece os viveiros e do efluente proveniente dos viveiros de piscicultura.....	31
Figura 3 - Publicações nacionais sobre wetland construída para tratamento de aquicultura por ano.....	45
Figura 4 - Periódicos que publicaram trabalhos de pesquisadores brasileiros sobre wetland construída para tratamento de efluentes de aquicultura.....	47
Figura 5 - Produção aquícola percentual por região (IBGE, 2013).....	48
Figura 6 - :Percentual de publicações sobre wetland para tratamento de efluente de aquicultura entre 2000 a 2016 por região.....	48
Figura 7 - Número de publicações sobre wetland construída durante o período 2000 a 2016 por estado.....	48
Figura 8 - Macrófitas usadas isoladamente em tratamento de efluentes de aquicultura mais citadas nos trabalhos publicados sobre o tema wetland construída por pesquisadores brasileiros	52
Figura 9 - Macrófitas usadas em associação para tratamento de efluentes de aquicultura citadas nos trabalhos publicados sobre o tema wetland construída por pesquisadores brasileiros.....	54
Figura 10 – Objetivos relacionados aos trabalhos publicados sobre wetland construída para tratamento de efluente de aquicultura por pesquisadores brasileiros.....	58
Figura 11 - Variação do pH da água de entrada (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B).....	76
Figura 12 - Variação do oxigênio dissolvido da água de entrada (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B).....	78
Figura 13 - Variação do oxigênio saturado da água de entrada (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B).....	79
Figura 14 - Variação da turbidez da água de entrada (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B).....	80
Figura 15 - Variação do fósforo total e do fósforo reativo solúvel da água de entrada (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B).....	81

Figura 16 - Geração de fósforo e nitrogênio não proteico por fase para produção de 1 ton. de tilápia.....	82
Figura 17 - Variação do nitrogênio total da água (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B).....	84
Figura 18 - Variação do nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio inorgânico da água (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B).....	86
Figura 19 - Percentual de impacto do fósforo total da água de entrada (P1) e do efluente dos viveiros (P2) em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante o período de estudo.....	88
Figura 20 - Percentual de impacto do nitrogênio total da água de entrada (P1) e do efluente dos viveiros (P2) em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante o período de estudo.....	89
Figura 21 - Localização de parte do Submédio do São Francisco, da bacia do Pajeú, da piscicultura e do sistema de tratamento de efluentes.....	98
Figura 22 - Vista aérea dos tanques escavados para criação de juvenis de tambaqui e tilápia, do ponto de captação de água (P1), do sistema de tratamento de efluente de piscicultura (P2 e P5).....	100
Figura 23 - Vista superior da wetland construída para tratamento de efluente de piscicultura.....	101
Figura 24 - Variação do pH nos pontos P2 e P5 durante o período seco (A) e durante o período chuvoso (B).....	108
Figura 25 - Variação do OD nos pontos (P2) e (P5) durante os períodos seco (A) e chuvoso (B).....	109
Figura 26 - Variação da condutividade elétrica nos pontos (P2) e (P5) durante o período seco (A) e durante o período chuvoso (B).....	110
Figura 27 - Variação da eficiência de remoção dos SDT no sistema de tratamento durante os períodos seco e chuvoso.....	113
Figura 28 - Eficiência de remoção para o fósforo total durante o período seco e chuvoso.....	113
Figura 29 - Variação da eficiência de remoção do nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio inorgânico e nitrogênio total no sistema de tratamento durante os períodos seco e chuvoso.....	116
Figura 30 - Percentual de impacto do fósforo total da água de entrada (P2) e do efluente (P5) após o tratamento em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante o período de estudo.....	120

Figura 31 - Percentual de impacto do nitrogênio total da água de entrada (P2) e do efluente (P5) após o tratamento nem relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante o período de estudo.....	121
Figura 32 - Caracterização da fase de planejamento de uma wetland construída.....	128
Figura 33 - Caracterização da fase de construção de uma <i>wetland</i> construída.....	133
Figura 34 - Caracterização da fase de manutenção de uma wetland construída.....	134
Figura 35 - Diagrama SWOT do wetland construído apresentando as forças, fraquezas, oportunidades e ameaças.....	143

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização dos tanques de criação de tilápia e tambaqui e da quantidade de ração.....	31
Tabela 2 - Caracterização de valor agrônômico das amostras de resíduo dos tanques escavados, em unidade a 650 (U), matéria orgânica (M.O), nutrientes totais: nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), e relação carbono total/nitrogênio total (C/N)*.....	33
Tabela 3 - Natureza dos trabalhos publicados sobre o tema wetland construída para tratamento de aquicultura no Brasil.....	46
Tabela 4 - Instituições de Ensino Superior (IES), campus e respectivos estados onde foram desenvolvidos trabalhos sobre wetland construída para tratamento de efluente de aquicultura.....	49
Tabela 5 - Países em que os pesquisadores brasileiros tiveram seus trabalhos publicados sobre wetland construída para tratamento de efluente de piscicultura.....	50
Tabela 6 - Macrófitas, respectivas famílias e tipos biológicos usadas nos tratamentos de efluentes de aquicultura.....	50
Tabela 7 - Diferença entre o potencial das principais espécies na remoção de nutrientes, sólidos e coliformes dos efluentes de aquicultura reportado na literatura nacional sobre o tema wetland construída para tratamento de efluentes de aquicultura.....	55
Tabela 8 - Concentração de fósforo e nitrogênio das principais espécies de macrófitas citadas na literatura nacional sobre o tema pesquisado.....	60
Tabela 9 - Métodos utilizados para avaliação dos parâmetros físico-químicos da água e dos efluentes.....	72
Tabela 10 - Características limnológicas da água do efluente (P1) que abastece os viveiros e dos efluentes de viveiros de <i>O. niloticus</i> (P2).....	74
Tabela 11 - Quantidade de PT (kg) e NPN (kg) por fase para alimentar 1 tonelada de tilápias.....	82
Tabela 12 - Métodos utilizados para avaliação dos parâmetros físico-químicos da água e dos efluentes.....	102
Tabela 13 - Período de estudo subdividido em seco (n = 9) e chuvoso (n = 3).....	103
Tabela 14 - Programação do manejo das macrófitas no sistema de tratamento.....	104
Tabela 15 - Características limnológicas do afluente (P2) proveniente dos viveiros de <i>O. niloticus</i> e do efluente (P5) na saída do sistema de tratamento.....	106

Tabela 16 - Eficiência de remoção (mínimo, máximo, média e desvio-padrão) após a passagem do efluente pelo sistema de tratamento para os parâmetros nos períodos seco e chuvoso.....	111
Tabela 17- Custos de implantação do sistema de tratamento.....	138
Tabela 18 - Custos de manutenção do sistema de tratamento.....	138
Tabela 19 - Critérios a serem considerados nas fases de planejamento, construção e operação de uma wetland construída.....	138
Tabela 20 - Banco de dados referente às produções científicas nacionais sobre o uso de wetlands construída para tratamento de efluente de aquicultura no período 2000-2016.....	141

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ARE - *Average Efficiency Removal*
ANA - Agência Nacional de Águas
APAC - Agência Pernambucana de Águas e Climas
APHA - *American Public Health Association*
APL - Arranjo Produtivo Local
BNB - Banco do Nordeste
BPM - Boas Práticas de Manejo
CAL-IPC - *California Invasive Plant Council*
CHESF - Companhia Hidroelétrica do São Francisco
CODEVASF - Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco e do Parnaíba
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONDEPE/FIDEM - Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco
CPRM - Serviço Geológico do Brasil
DP - Desvio Padrão
EMR - Eficiência Média de Remoção
EMATER - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Pernambuco
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO - *Food and Agriculture Organization of the United Nations*
ETE – Estação de Tratamento de Efluente
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDH - Índice de Desenvolvimento Humano
IFDM - Índice FIRJAN de Desenvolvimento Municipal
INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
INNOVATE - *Interplay between the multiple use of water reservoirs via innovative coupling of substance cycles in aquatic and terrestrial ecosystem*
IPCC- Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
ITEP - Instituto de Tecnologia de Pernambuco
MMA - Ministério do Meio Ambiente
MMB - Marinha Do Brasil
MPA - Ministério da Pesca e da Aquicultura
MVP - Máximo Valor Permissível
NA - Nitrogênio Amoniacal
NT - Nitrogênio Total

OECD - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico

PCD - Plataforma de Coleta de Dados

PEAD - Polietileno de Alta Densidade

PSR - Fósforo Solúvel Reativo

PT - Fósforo Total

SEBRAE - Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas

VMP - Valor Máximo Permissível

SFPA - Superintendência Federal da Pesca e Aquicultura

SPU - Secretaria do Patrimônio da União

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	21
1.1 AQUICULTURA E SUA IMPORTÂNCIA SOCIAL E ECONÔMICA.....	21
1.2 O IMPACTO DA PISCICULTURA PARA OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS.....	24
1.3 RELEVÂNCIA DO TEMA E ORIGINALIDADE DA PESQUISA.....	28
1.4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E MANEJO ALIMENTAR.....	30
1.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE PISCICULTURA.....	32
1.6 HIPÓTESE.....	34
1.7 OBJETIVOS.....	34
1.7.1 Objetivo geral.....	34
1.7.2 Objetivos específicos.....	35
2 ANÁLISE CIENTOMÉTRICA DA APLICAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE AQUICULTURA NO BRASIL.....	36
2.1 INTRODUÇÃO.....	40
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	42
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
2.4 CONCLUSÃO.....	60
3 QUALIDADE DA ÁGUA DE CAPTAÇÃO E DO EFLUENTE DE VIVEIROS EM UMA PISCICULTURA NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO.....	62
3.1 INTRODUÇÃO.....	66
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	69
3.2.1 Descrição da área de estudo.....	69
3.2.2 Caracterização da piscicultura.....	70
3.2.3 Amostragem e análises.....	71
3.2.4 Avaliação do impacto da piscicultura.....	72
3.2.5 Análise Estatística.....	73
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
3.3.1 Impactos dos efluentes de piscicultura.....	87
3.4 CONCLUSÃO.....	90
4 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UMA PISCICULTURA NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO..	93
4.1 INTRODUÇÃO.....	95
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	97

4.2.1 Descrição da área de estudo.....	97
4.2.2 Caracterização da piscicultura.....	97
4.2.3 Caracterização das macrófitas.....	99
4.2.4 Estimativa da Vazão e o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) ou tempo de residência.....	99
4.2.5 Caracterização do sistema de tratamento.....	100
4.2.6 Amostragem e análises.....	101
4.2.7 Avaliação do sistema de tratamento.....	103
4.2.8 Avaliação do impacto da piscicultura.....	103
4.2.9 Padrão de lançamento de efluentes.....	104
4.2.10 Manejo das macrófitas aquáticas na wetland construída.....	104
4.2.11 Análise estatística.....	104
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	106
4.3.1 Impactos do efluente da piscicultura pós-tratamento com a wetland construída..	119
4.4 CONCLUSÃO.....	121
5 DIRETRIZES PARA IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DE PISCICULTURA USANDO WETLAND CONSTRÚIDA.....	123
5.1 INTRODUÇÃO.....	125
5.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	126
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	127
5.3.1 Fase de Planejamento.....	127
5.3.2 Fase de Construção.....	132
5.3.3 Fase de Operação.....	134
5.3.4 Diretrizes para as fases de planejamento, construção e operação de wetlands construídas.....	137
5.3.5 Limitações fraquezas, ameaças e potencialidades do sistema de tratamento.....	141
5.3.6 Análise crítica da wetland construída.....	142
5.4 CONCLUSÃO.....	144
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES.....	145
REFERÊNCIAS.....	149
APÊNDICE A - APRESENTAÇÃO DA AUTORA, ARTIGOS PUBLICADOS E SUBMETIDOS À PUBLICAÇÃO.....	188

APÊNDICE B - LISTAGEM REFERENTE ÀS PRODUÇÕES CIENTÍFICAS NACIONAIS SOBRE O USO DE <i>WETLAND</i> CONSTRUÍDA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE AQUICULTURA NO PERÍODO 2000 A 2016.....	191
APÊNDICE C – ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS DOS PONTO P1 E P2 NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO (CAPÍTULO 2).....	204
APÊNDICE D - ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS DOS PONTO P2 E P5 NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO (CAPÍTULO 3).....	205

1 INTRODUÇÃO

1.1 AQUICULTURA E SUA IMPORTÂNCIA SOCIAL E ECONÔMICA

De acordo com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), a aquicultura é o cultivo de organismos aquáticos, como peixes, crustáceos, moluscos e plantas aquáticas. Esta atividade envolve o cultivo, em água doce e em água salgada, de organismos sob condições controladas. Atualmente, a aquicultura é responsável pela produção da metade dos peixes e moluscos consumidos diretamente pela população mundial. Segundo os dados disponíveis, a produção de peixes por meio da aquicultura triplicou entre 1995 e 2007 (SEBRAE, 2015).

No período entre 2009 e 2010, o Ministério da Pesca e Aquicultura (atual Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), reportou que a aquicultura nacional cresceu 15%, atingindo cerca de 479 mil toneladas. Entre 2013 e 2015, a expansão foi ainda maior: 31,1 %, chegando à marca de 629 mil toneladas (ACEB, 2014). Em 2016 o país fechou o ano com crescimento de 10% na criação de peixes. O faturamento ficou estimado em R\$4,5 bilhões (WEEMAC, 2017).

A meta do Ministério da Pesca e Aquicultura era incentivar a produção nacional para que, em 2030, o Brasil alcançasse a expectativa da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) e se tornasse um dos maiores produtores do mundo, com 20 milhões de toneladas de pescado por ano (ACEB, 2014). Em 2015, o Brasil ocupou a 12ª posição no ranking mundial na produção aquícola e, se a produção for ampliada para 2 milhões de toneladas ano, o País vai figurar entre os cinco maiores do mundo em 2020 (PORTAL BRASIL, 2015).

Em 2014, foram consumidos, pela primeira vez, mais peixes criados em cativeiro do que capturados no meio ambiente. Em quase 35 anos, a produção mundial de peixes pulou de 4,7 milhões de toneladas – volume registrado em 1980 – para 70,5 milhões, em 2013. De acordo com a FAO, para sustentar os atuais níveis de consumo, a criação do pescado precisará aumentar ainda mais (ONUBR, 2016).

No Brasil, a aquicultura não é uma atividade recente, mas apenas nas últimas décadas tem ganhado evidência e importância político-econômica (OSTRENSKY; BORGHETTI; SOTO, 2008). Atualmente, o Brasil é considerado um dos países de maior potencial para a aquicultura, graças ao forte mercado doméstico, produção recorde de grãos, indústria de rações estabelecida e amplo território (8,5 milhões de km²), grande parte sob clima tropical, com boa

disponibilidade hídrica e áreas favoráveis para a construção de tanques e aproveitamento dos açúdes já existentes criados para múltiplos usos (KUBITZA, 2015).

Em 2015 a aquicultura brasileira produziu um total de 574.164 toneladas de pescado, avaliados em R\$ 4,4 bilhões, sendo a maior parte (69,9%) oriunda da criação de peixes, seguida pela criação de camarões (20,6%). A produção aquícola nacional divulgada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) informa que todas as 27 unidades da federação e 2.905 municípios brasileiros apresentaram produção da aquicultura (CARVALHO-FILHO, 2016).

A piscicultura nas águas continentais, principalmente os peixes criados em viveiros, tanques-rede e outros sistemas, totalizaram 483.241 toneladas, demonstrando um crescimento de 1,88% em 2015, em relação ao ano de 2014. As regiões Norte (6,2%), Sudeste (12,7%) e Sul (13,1%) apresentaram aumento, enquanto que na região Centro-Oeste e Nordeste foram registradas quedas de 19,7% e 4,7%, respectivamente (IBGE, 2015).

A piscicultura de água doce está difundida em todo o país, com algumas áreas de maior volume de produção. A tilápia e a carpa foram as espécies mais cultivadas, as quais somadas representaram 63,4% da produção nacional de pescado. A criação de tilápias predomina nas regiões Nordeste, Sudeste e Sul. Os tambaquis e híbridos predominam na região Norte e Centro-Oeste. O pintado e híbridos predominam na região Centro-Oeste e as carpas predominam na região Sul (MPA, 2010).

Dada a competitividade e dinamismo, o mercado aquícola nacional tem motivado a produção de híbridos em maior escala nos últimos anos, buscando neles características favoráveis de ganho de peso, resistência ao frio, rusticidade e adaptação à alimentação artificial. Por outro lado, a mistura de animais híbridos sobre as linhagens puras e o seu escape inadvertido para os ambientes naturais certamente expõe a sustentabilidade da aquicultura. Dentre os híbridos, destacam-se o tambacu (cruzamento da fêmea do *Colossoma macropomum*, conhecido popularmente como tambaqui, com o macho do *Piaractus mesopotamicus*, conhecido popularmente como pacu), o paqui (cruzamento do macho do tambaqui com a fêmea do pacu), a tambatinga (cruzamento da fêmea do tambaqui com o macho da *Piaractus brachypomus*, conhecida popularmente como pirapitinga), dentre outros (EMBRAPA PESCA E AQUICULTURA, 2014).

Os principais polos de produção com destaque para a espécie *Oreochromis niloticus*, conhecida popularmente como tilápia, se concentram no Oeste do Paraná (produção em viveiros) e nos grandes reservatórios do Nordeste e Sudeste (produção em tanques-rede). No Nordeste, a produção de tilápia é expressiva ao longo do eixo do Rio São Francisco (nos lagos

de Sobradinho, Itaparica, Moxotó e Xingó) e no curso do Rio Jaguaribe (açudes Castanhão e Orós) (KUBITZA, 2015).

De acordo com a Pesquisa da Pecuária Municipal (IBGE, 2015), o estado de Pernambuco produziu 6.625 toneladas em 2015, correspondendo a 1,4% da produção nacional e gerou R\$ 39.600.000,00. Ainda de acordo com Carvalho-Filho (2016), a tilápia continua sendo a espécie mais criada no Brasil, com 219.329 toneladas despescadas em 2015, representando 45,4% do total da despesca nacional.

Ribeiro et al. (2015) destacaram que em relação à produção em reservatórios, o de Itaparica foi quem apresentou a maior produção de tilápias em 2014, com 14.676 toneladas; na sequência os reservatórios de Moxotó e Xingó com 12.660 e 5.652, respectivamente. A margem estadual de Pernambuco apresentou a maior produção de tilápias nos reservatórios de Itaparica e Moxotó com 8.820 e 7.548 toneladas, respectivamente; e a margem alagoana com a maior produção de peixes no reservatório de Xingó com 4.956 t. A menor produção de tilápias ocorre na margem baiana do reservatório de Xingó com 696 toneladas.

As características que colocam a tilápia do Nilo no pódio das principais espécies piscícolas cultivadas comercialmente: é uma espécie precoce, de rápido crescimento; alimenta-se dos itens básicos da cadeia trófica e aceita grande variedade de alimentos; possui facilidade de adaptar-se em diferentes ambientes e sistemas de produção; responde com a mesma eficiência a ingestão de proteínas de origem vegetal e animal; é resistente a doenças e infestações parasitárias; resiste a altas densidades de estocagem e baixos teores de oxigênio dissolvido na água (CYRINO; CONTE, 2006).

Dentre os empreendimentos existentes na cadeia produtiva da tilápia do Submédio São Francisco estão associações, cooperativas e empresas de grande porte, além de atividades informais. A partir de 2012 o reservatório de Itaparica passou a ser considerado o maior polo de piscicultura do Brasil (KUBITZA et al., 2012). De acordo com Ribeiro et al. (2015), 69,23% dos produtores foram enquadrados como pequenos (os que produzem até 240 ton.ano⁻¹), médios (acima de 240 ton.ano⁻¹) e grandes produtores (acima de 720 ton.ano⁻¹).

O Estado brasileiro por meio do Ministério do Meio Ambiente, fundamentado nas recomendações da FAO, já apontou diretrizes para o setor aquícola desde 1997. O objetivo destas diretrizes é identificar as responsabilidades, deveres e obrigações do Estado e dos atores envolvidos com a aquicultura, sendo que o intercâmbio contínuo entre estes atores é essencial para garantir a sustentabilidade, a segurança alimentar e a erradicação da pobreza, direcionando para o bem-estar das gerações futuras (ELER; MILLANI, 2007).

1.2 O IMPACTO DA PISCICULTURA PARA OS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

Nos últimos anos tem sido registrado um crescimento considerável na implantação de sistemas de piscicultura em tanques-rede nas grandes represas brasileiras incentivadas por políticas públicas. Esta atividade atua como fonte de energia secundária ao ecossistema aquático, na forma de sobra de rações e efluentes, que atraem à biota adjacente, causando alterações na estrutura da comunidade local. Os impactos ambientais decorrentes incluem desde introdução de espécies exóticas, alterações na qualidade da água, eutrofização, alterações nas comunidades zooplancônica e fitoplancônica aumento no processo de sedimentação e aumento da concentração de nutrientes no sedimento, introdução de patógenos, decréscimo da comunidade bentônica, mudanças nas táticas alimentares dos peixes residentes, interferência na cadeia alimentar dentre outros (RAMOS, 2011).

Os impactos da aquicultura podem ser classificados como interno, local ou regional. Os impactos internos são aqueles que interferem no próprio sistema de criação, como por exemplo, a redução de oxigênio dissolvido em um viveiro de piscicultura. Já os impactos locais se estendem a um quilômetro à jusante da descarga dos efluentes. Os efeitos sobre os ambientes aquáticos, com uma escala espacial de vários quilômetros, são considerados impactos regionais (SILVERT, 1992). O maior impacto ambiental da piscicultura ocorre durante as despescas, que são tradicionalmente realizadas com a drenagem total dos viveiros seguido de captura manual, num procedimento que resulta no revolvimento e suspensão do solo no fundo do viveiro. É nesse momento que os nutrientes e o sedimento acumulados durante o cultivo são liberados, podendo impactar o corpo d'água receptor (MOHEDANO, 2004).

Considerando o uso dos recursos hídricos, o Brasil possui uma legislação rigorosa e considerada restritiva (OSTRENSKY, BORGHETTI e SOTO, 2008). Existem limites restritos para a captação de água em rios, bem como liberação de qualquer tipo de efluentes, além de licenciamentos específicos para cada porte e tipo de empreendimento que se pretenda iniciar. As exigências regulatórias governamentais são intensas (DOTTI, VALEJO e RUSSO, 2012).

No Brasil, apesar das dificuldades legais como problemas para obtenção de licenciamento ambiental, da excessiva carga tributária e da falta de um programa governamental para a extensão e assistência técnica aquícola, a aquicultura ainda responde por boa parte do crescimento da produção nacional de pescados (SONODA et al., 2015). Geralmente os aquicultores relatam a complexidade e a dificuldade do licenciamento de atividades aquícolas e que envolvem muitas e diferentes instituições (VENTURIERI, 2000; ELER et al., 2006).

O atual cenário econômico e político do país, por si só, impõe grandes desafios ao setor produtivo do país. Um fator agravante e que tem severamente impactado a aquicultura é a crise hídrica no Sudeste e Nordeste do Brasil (PANORAMA DA AQUICULTURA, 2015). A crise hídrica que assola o semiárido nordestino reflete não somente no aspecto quantitativo da disponibilidade de água como também no seu aspecto qualitativo (BARBOSA et al., 2012). Essas alterações climáticas de escassez de chuvas, aqui ditas como extremos hidrológicos, têm papel relevante no ciclo hidrológico e na quantidade e qualidade da água.

Cerca de 57% da área da Bacia Hidrográfica do São Francisco está situada na região semiárida. Uma das particularidades dessa bacia é que ela consiste de rios intermitentes, significando que a disponibilidade natural de vazão para diluição de efluentes é muito baixa ou nula. A falta de água pode ser vista como um risco potencial à saúde pública, pela falta de opção de manancial alternativo. Razão pela qual o lançamento de efluentes, nessas circunstâncias, deve ser visto com cautela (CBHSF, 2004).

Entre as principais consequências do declínio pluviométrico, encontram-se mudanças nas concentrações de nutrientes, que podem trazer consigo problemas ambientais e de saúde, este último pela potencialidade de floração de algas tóxicas (BARBOSA et al., 2012). A qualidade da água é reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem ao longo do curso d'água (PETERS; MEYBECK, 2000).

Segundo o Ministério da Integração Nacional (MIN, 2005, pg. 1):

“Entre os diversos fatores que influenciam a qualidade das águas do semiárido nordestino, foi identificado que, predominantemente, os corpos d'água dessa região são utilizados como receptores finais dos esgotos, sem tratamento prévio, e dos fertilizantes e pesticidas utilizados nos campos agrícolas, normalmente carreados pelo escoamento superficial e pela lixiviação. Associados a esses efeitos negativos gerados pelas atividades antrópicas, interferem também, na qualidade das águas, as condicionantes físicas e climatológicas do semiárido, representadas tanto pelos aspectos geomorfológicos e de formação dos solos, como pela escassez e a má distribuição da pluviosidade, que acarretam a intermitência da maioria dos rios da região. Essas características, que resultam num grande aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo) aos corpos d'água, associadas às altas temperaturas e forte insolação, criam condições propícias à eutrofização”.

O processo de eutrofização artificial (cultural ou antropogênica) ocorre como resultado do aumento de nutrientes, da produtividade, da matéria orgânica e sedimentos oriundos da bacia de drenagem. Em resposta ao enriquecimento de nutrientes, há um aumento na produtividade da comunidade fitoplanctônica, que passa a apresentar um crescente aumento na dominância, principalmente por espécies de cianobactérias, sendo cada vez mais comum a ocorrência de um crescimento intenso de cianobactérias na superfície dos corpos d'água, conhecido como floração ou *bloom*. (DEBERDT, 2003). A eutrofização promove ainda a redução de oxigênio

dissolvido, perda de qualidade cênica (características estéticas do ambiente e seu potencial para o lazer), morte extensiva de peixes e geram consequências negativas sobre a eficiência e custo do tratamento da água de mananciais de abastecimento público (FUNASA, 2003).

Algumas cianobactérias, ao crescerem em altas densidades nos ecossistemas eutrofizados, podem produzir toxinas, odor e sabor desagradáveis na água (conhecido como *off-flavor*) e desequilíbrio no ecossistema aquático. Florações tóxicas de cianobactérias provocam a morte de animais, além de intoxicações em seres humanos (ESTEVES, 1998; CARMICHAEL, 2001; LEAL; SOARES, 2004; TSUKAMOTO; TAKAHASHI, 2007).

Com base nos efeitos biológicos sobre os alvos, eles são classificados em três grupos: (1) as hepatotoxinas, que incluem as microcistinas e nodularinas e causam perturbações graves no fígado por inibição da proteína fosfatase 1 e 2A nos hepatócitos; (2) as neurotoxinas, compostas por anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxina, interferem com o funcionamento do sistema neurológico; (3) as citotoxinas incluem as cilindrospermopsinas e alcaloides, causam danos ao fígado, rins, baço, timo e coração por inibição da síntese de proteínas; (4) as dermatotoxinas como aplysiatoxinas, debromoaplysiatoxinas e lyngbiatoxinas causam dermatite e como agentes inflamatórios e ativadores da proteína kinase C; e por último, (5) as toxinas irritantes, como as endotoxinas, que provocam irritação e respostas alérgicas em tecidos humanos e animais, bem como causam gastroenterite e inflamação (Codd, 1994; CARMICHAEL, 2001; Codd et al., 2005; LEFLAIVE; TEN-HAGE, 2007; FALCONER 2008; BLÁHA et al., 2009; PEARSON et al., 2010; ZANCHETT; OLIVEIRA-FILHO, 2013; OMIDI; STERHUIZEN-LONDT; PFLUGMACHER, 2017).

As florações de cianobactérias tóxicas comprometem a disponibilidade hídrica para os usos mais nobres como abastecimento público, dessedentação animal, recreação de contato primário e irrigação de hortaliças. Na região do semiárido, a situação é bastante alarmante, pois vários açudes utilizados para o abastecimento das comunidades apresentam frequentes florações de algas tóxicas (DEBERDT, 2003).

A Região Nordeste do Brasil infelizmente apresenta condições mais propensas para a contaminação da população por toxinas de cianobactérias. O clima sempre quente, os mananciais constituídos por açudes e pequenos corpos d'água sem renovação, o manancial com baixo nível de água na seca, a água com pH básico, a falta de saneamento, níveis de pobreza, baixa escolaridade e a falta de controle da saúde pelo poder público, são fatores que já produziram tragédias. Assim em 1988, na Bahia, 2.000 pessoas tiveram gastroenterite após consumir a água proveniente do reservatório Itaparica, afetado por floração de cianobactérias *Microcystis* e *Anabaena*, o que ocasionou a morte de 88 pessoas, a maioria crianças (TEIXEIRA

et al., 1993). Novos trabalhos vêm indicando, porém, a existência de um risco consideravelmente menor, mas não totalmente desprezível da veiculação de cianotoxinas em pescado originário tanto da pesca extrativista quanto da aquicultura (TSUKAMOTO; TAKASHI, 2007).

O cenário tende a se agravar, pois durante o período de estudo (2015-2016), o clima passou pelo fenômeno conhecido como *El Niño* que alterou o padrão de pressão e do clima em todo o mundo, que ocasionou períodos excepcionalmente mais quentes e secos, especialmente na região Nordeste. Dessa forma, a estiagem que acomete o país e afeta o nível dos reservatórios trazendo consequências não apenas para a produção de peixes, mas para a economia estabelecida nas regiões que se transformaram, nos últimos anos, nos principais polos produtivos do Brasil (EMBRAPA, 2015).

Boas Práticas de Manejo (BPM) são recomendadas pela FAO (1997; 2016) para reduzir eventuais impactos ambientais negativos que possam ser causados pelos sistemas de produção de peixes, camarões e outros organismos aquáticos. Em grande medida as BPM têm como finalidade indicar maneiras simples e eficazes para melhorar o manejo dos viveiros de produção, de modo a assegurar uma produtividade eficiente e, ao mesmo tempo, prevenir impactos ambientais negativos resultantes da descarga de efluentes que contenham concentrações elevadas de matéria orgânica, sólidos totais suspensos e, possivelmente, outros poluentes (EMBRAPA, 2016).

A produtividade em uma atividade como a piscicultura depende fundamentalmente da qualidade da água, indicada por variáveis físicas, químicas e biológicas (BOYD e TUCKER, 1998; MACEDO e SIPAÚBA-TAVARES, 2005). É preciso considerar, também, os impactos que o empreendimento pode causar em seu entorno, devido às condições do efluente gerado pela atividade (KAWA, 2013). Neste sentido, diversos trabalhos com macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura têm sido realizados, no intuito de minimizar os impactos negativos da piscicultura, como por exemplo: a construção de biofiltros e/ou *wetlands* com plantas aquáticas (ZANIBONI-FILHO, 1999; SIPAÚBA-TAVARES, 2000; SIPAÚBA-TAVARES et al, 2002, 2008; HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008a).

Segundo Kubitza (2015, pg. 23):

“Enquanto o governo não diversifica sua matriz energética, reduzindo sua dependência no setor hidrelétrico, a agricultura e a aquicultura terão que encontrar alternativas de produção menos dependentes e mais eficientes no uso da água. Parece um contrassenso, a aquicultura depender menos de água. Muitos produtores, diante da necessidade, já começam a entender o valor que tem uma água descartada de um viveiro em um momento de déficit hídrico. Assim, é preciso adequar os sistemas de cultivo tradicionais com práticas e estruturas que possibilitam o uso mais eficiente e

o reaproveitamento da água descartada dos viveiros durante a despesca. Sistemas intensivos com tratamento e recirculação de água também vão ganhar mais atenção”.

O setor aquícola tem sido induzido a mover-se em direção à busca de sistemas de gestão ambiental e a adotar Boas Práticas de Manejo (BPM) com vistas a praticar uma aquicultura sustentável e competitiva que não prejudique o meio ambiente (EMBRAPA, 2003).

Considerando-se que a região semiárida já enfrenta problemas de disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos, agravados pelas ações antrópicas, como o mau uso e a utilização de produtos químicos, é notória a relevância desta pesquisa. Segundo dados do IPCC (2007), há uma tendência de agravamento desse quadro por conta das mudanças climáticas, fato que tende a diminuir ainda mais a oferta da água para a população.

A Política Nacional dos Recursos Hídricos estabelece a água como bem público, dotado de valor econômico e de uso múltiplo, com tendência a acentuar conflitos entre os usuários. O grande desafio é produzir tecnologias com foco na sustentabilidade para preservar os recursos naturais para as presentes e futuras gerações. Nesse sentido, insere-se esta pesquisa que foi implantada em condições reais de campo e visa contribuir para aumentar o conhecimento de utilização de macrófitas aquáticas para o tratamento de efluente de piscicultura no Semiárido, com vistas ao uso racional da água.

1.3 RELEVÂNCIA DO TEMA E ORIGINALIDADE DA PESQUISA

A água do São Francisco representa cerca de 2/3 da disponibilidade de água doce do Nordeste brasileiro. Ela tem múltiplos usos, servindo para abastecimento humano, irrigação e agricultura, transporte por hidrovias e aquicultura, mas o seu uso preponderante é para a geração de energia (MMA, 2006). O Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia, concebido para o período 2003-2013, apontou que mais de 70% das demandas de água na bacia destinam-se à irrigação, com maior concentração no Médio e Submédio São Francisco. A área irrigada ocupava, então, 336.200 hectares, correspondendo a projetos agrícolas públicos e privados (CBHSF, 2016).

O polo aquícola de Itaparica, localizado no Submédio São Francisco, caracteriza-se pela heterogeneidade de perfil de piscicultores no que se refere ao porte, reunindo desde multinacionais até produtores familiares. O polo de Itaparica com 82 mil hectares é o mais importante do Brasil em termos de volume de produção aquícola de 36.000 toneladas anualmente (CNA BRASIL, 2015).

Fernandez (2015) destaca que o interior de Pernambuco e concretamente o sertão do São Francisco têm sido alvo das principais ações dirigidas à expansão de aquicultura em grande escala por parte do Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) e da Superintendência Federal da Pesca e Aquicultura (SFPA – PE). A produção de tilápia em tanques-rede nos reservatórios das usinas hidroelétricas de Itaparica e Moxotó é um dos principais expoentes do projeto aquícola promovido por estas instituições.

A piscicultura ao longo dos anos tem-se mostrado uma alternativa a mais de renda para a população, melhorando o seu nível de vida, gerando renda e difundindo tecnologia de criação de peixes em cativeiro, suprindo o mercado regional e diminuindo a pressão da pesca sobre os rios da região (LOPES, 2012).

Uma das organizações de piscicultores familiares pioneiras é a Associação de Jovens Piscicultores de Jatobá. Na verdade, esta constitui um projeto de incubação de associações de pequenos piscicultores desenvolvido pela Diocese de Floresta- PE. O projeto teve início em 2002, com o objetivo de oferecer uma alternativa de renda para os jovens das comunidades localizadas no entorno do lago de Itaparica (PEDROZA et al., 2014).

O sucesso dessa iniciativa estimulou a instalação de outros cultivos coletivos de tilápia na região. Hoje, segundo o ProRural, existem 23 associações de produtores familiares, em diferentes níveis tecnológicos, distribuídas nos municípios pernambucanos de Itacuruba, Belém de São Francisco, Jatobá e Petrolândia. Juntas, estima-se que a produção anual de tilápia seja de 1.500 toneladas (EMBRAPA, 2014).

O tratamento dos efluentes diminui a carga orgânica que chega aos corpos hídricos, reduzindo a ocorrência de eutrofização que limita os múltiplos usos da água, tão escassa na região semiárida.

Existe uma vasta literatura sobre o uso de *wetlands* construídas para o tratamento de efluentes de piscicultura em nível mundial, no entanto, a aplicação desta tecnologia na região semiárida brasileira ainda necessita de estudos mais aprofundados.

Crispim et al. (2009) avaliaram a eficiência de macrófitas (*Eichhornia crassipes*) e perifíton (biofilme) na remoção de nitrogênio e fósforo de efluente proveniente de piscicultura. Os autores constataram que o biofilme foi bastante eficaz na remoção de nutrientes, e, apesar de em menor grau, as macrófitas também desempenharam um papel importante. Freitas (2010) avaliou a eficiência do uso da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* associada com probióticos na biorremediação de efluentes de piscicultura. Os resultados mostraram melhoramento das condições físicas e químicas da qualidade do efluente. Ambos os trabalhos

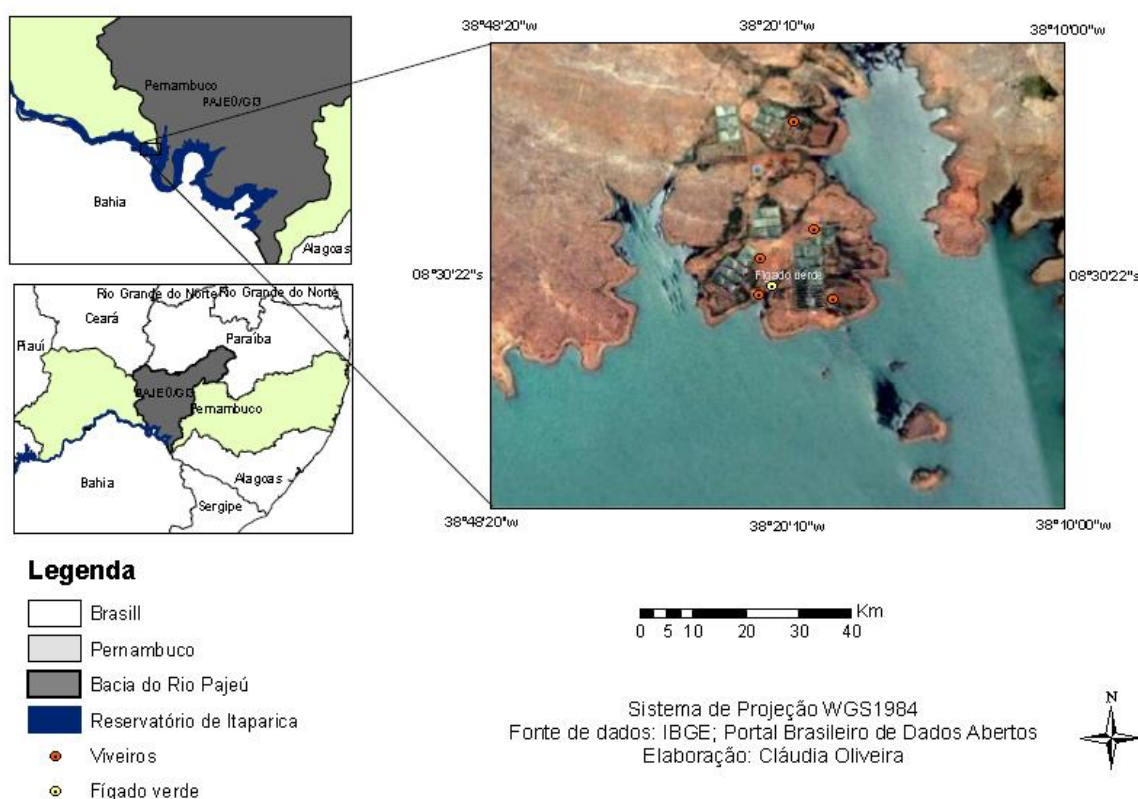
foram desenvolvidos em escala piloto no semiárido paraibano e associados à Universidade Federal da Paraíba.

O presente estudo de caso foi realizado em uma piscicultura na região semiárida de Pernambuco avaliando a eficiência do uso de *wetland* construída para tratamento de efluente de piscicultura usando *E. crassipes* e *E. densa* em condições reais de operação.

1.4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E MANEJO ALIMENTAR

A piscicultura está localizada na Vila do Coité, microrregião do município de Itacuruba, Submédio São Francisco, no semiárido pernambucano (Figura 1). Dentre os critérios para escolha do local de implantação da piscicultura nesta região, prevaleceu a sua localização estrategicamente próxima às margens do reservatório Itaparica (atual reservatório Luiz Gonzaga), fornecendo água de boa qualidade e o clima da região. O empreendimento está situado a uma altitude média de 292 m e apresenta o clima semiárido (Bshw' - quente e seco, com chuvas de verão de acordo com a classificação de Köppen) com temperatura média anual de 26°C e a pluviosidade varia entre 400 mm e 550 mm. O município de Itacuruba tem uma área de 430 km² e uma população de 4.369 habitantes (IBGE, 2013).

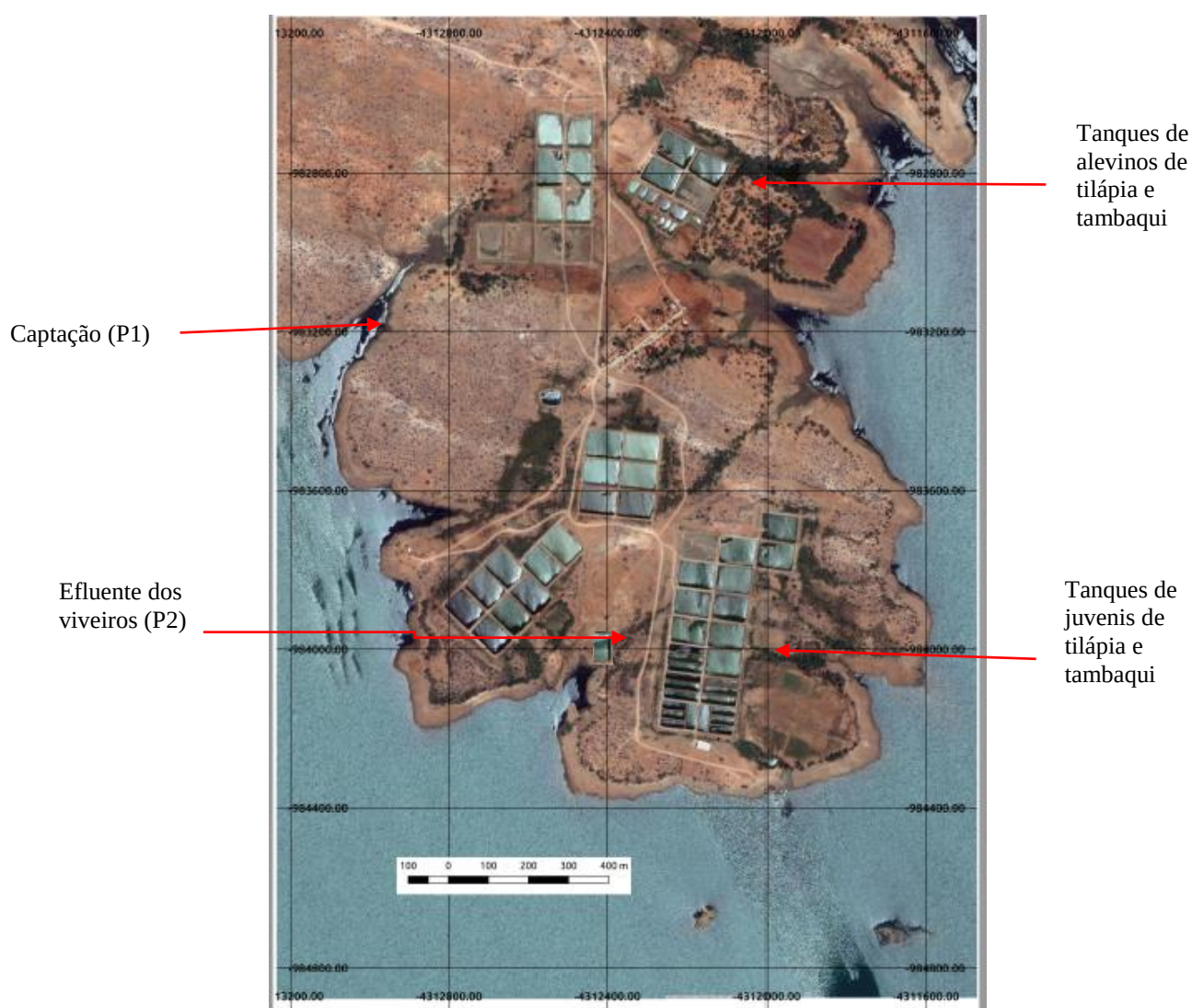
Figura 1- Localização de parte do Submédio do São Francisco, da bacia do Pajeú e da piscicultura



Fonte: Elaborado por Cláudia Oliveira, 2016.

O empreendimento aquícola (Figura 2) possui 3 viveiros de tanque escavado para cultivo de juvenis de tambaqui e 17 viveiros de tanque escavado para cultivo de juvenis de tilápia (Tabela 1). Os tanques de cultivo de tilápia possuem área de 1.800 m², suportam até 3.600 m³ de água por tanque, com profundidades que variam de 1,5 m a 1,8 m e renovação de água entre 10 a 15 dias. Além dos tanques escavados para cultivo de juvenis, a piscicultura também possui 3 tanques escavados com viveiros para criação de alevinos de tilápia e 3 tanques escavados com viveiros para criação de alevinos de tambaqui (CARDOSO; EL-DEIR; CUNHA, 2016).

Figura 2 - Vista aérea dos tanques escavados, do efluente de água que abastece os viveiros e do efluente proveniente dos viveiros de piscicultura



Fonte: GOOGLE EARTH, 2017.

Todo efluente dos viveiros de juvenis de tilápia é drenado por gravidade para uma *wetland* construída para o tratamento do efluente e posteriormente é lançado em uma bacia de decantação.

A piscicultura é praticada em tanques-redes e viveiros escavados ocupando uma área equivalente à 2,76 Km² (0,63% da área) do município de Itacuruba (BARBOSA-NETO, ARAÚJO; ARAÚJO-FILHO, 2015). Essas atividades, em relevância, a de produção de alevinos em tanques escavados, com elevada produtividade, têm como consequência direta a produção de metabólitos e excretas, acúmulo de substâncias tóxicas, maior demanda de oxigênio dissolvido pelos indivíduos criados nos tanques, com possível déficit no balanço de oxigenação (SILVA; SILVA; BARBOSA, 2011).

Tabela 1 - Caracterização dos tanques de criação de tilápia e tambaqui e da quantidade de ração

Organismo	Fase	Número de tanques	Comprimento (m)	Largura (m)	Prof. média (m)	Volume (m ³)	Quant. de ração* (kg)
Tilápia	Alevino	3	20	20	1,6	640	25
	Juvenil	17	60	30	2,0	3.600	75
Tambaqui	Alevino	3	20	20	1,6	640	25
	Juvenil	3	100	60	2,0	12.000	75

*Quantidade de ração para alimentar 1 tonelada.

1.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DE PISCICULTURA

A palavra efluente advém do Latim *effluens*. Os efluentes são os resíduos gerados pela ação do homem que são lançados na natureza através dos corpos d'água ou do ar. Eles são divididos em dois tipos: líquidos ou gasosos. É público e notório que os efluentes possuem variadas fontes, o que leva a diversos tipos de tratamento. Podem ter origem doméstica ou industrial. No presente estudo de caso, os efluentes são provenientes da piscicultura (SIGNIFICADOSBR, 2017).

O maior problema ambiental no cultivo de organismos aquáticos está relacionado aos seus efluentes com grande potencial de poluição das águas naturais. Embora estes efluentes não apresentem altas concentrações de poluentes quando comparados aos efluentes industriais e municipais, às vezes podem conter concentrações de algumas variáveis limnológicas acima daquelas permitidas, que se torna uma fonte de poluição (BOYD; SCHIMITTOU, 1999).

O principal fator relacionado à descarga excessiva de nutrientes via efluente é a ração introduzida ao sistema de criação (BUREAU et al., 2003; BUREAU e HUA, 2010; WANG et al., 2012), seja diretamente pela dispersão do alimento não ingerido ou pelos produtos metabólicos gerados pelos organismos (AMIRKOLAIE, 2011)

Os efluentes de piscicultura são compostos principalmente pela presença em excesso de fosfatos, nitratos, matéria orgânica e outros insumos, como antibióticos, fungicidas e hormônios (OLIVEIRA et al., 2006), podendo ser tratados de acordo com o seu grau, o que pode envolver a própria qualidade de determinado efluente antes mesmo de ser lançado no corpo que será o seu receptor.

Rubim (2015) destaca que as características dos efluentes dependem basicamente: da qualidade da água de abastecimento, da qualidade e da quantidade dos alimentos fornecidos (requerimentos), do tempo de residência do efluente dentro dos sistemas de criação (TDH), da área de lâmina d'água, da densidade de estocagem e da biomassa dos organismos, fertilizantes, calagem, do período de descarte: período de chuva e de estiagem.

Nestes tanques escavados são inseridos diariamente um total aproximado de 10 a 12 refeições a base de ração, ocorrendo a adição de ração, hormônios, como o metil-testosterona e antibióticos, como o permanganato de potássio e antifúngicos (CARDOSO; EL-DEIR; CUNHA, 2016). De acordo com Silva et al. (2013), dentre os vários compostos encontrados nos efluentes de piscicultura estão a matéria orgânica, carbono e os macronutrientes fósforo, potássio, cálcio e magnésio (Tabela 2). Os nutrientes da ração não consumida, de fezes e excreções de metabólitos de peixes são incorporados ao solo do fundo dos tanques, formando um lodo organomineral, apresentando qualidade agronômica, com uma considerável reserva de nutrientes comparada com esterco de animais (bovino, suíno e de galinha).

Tabela 2 - Caracterização de valor agronômico das amostras de resíduo dos tanques escavados, em umidade a 65^o (U), matéria orgânica (M.O.), nutrientes totais: nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), e relação carbono total/nitrogênio total (C/N)*.

Amostras de resíduos	U (%)	M.O. (%)	N	P	K	Ca	Mg	C/N
g.kg ⁻¹								
1	5,3	8,3	3,3	1,8	8,1	3,2	1,6	3,0
2	8,8	5,1	3,5	2,4	7,7	3,4	1,5	3,0
3	12,4	2,1	5,0	2,9	7,5	3,6	1,5	3,0
Média	8,8	5,2	3,6	2,3	7,7	3,4	1,5	3,0

*Silva et al. (2013).

Em média são feitas 6 despesas a cada 60 dias produzindo 150 toneladas de resíduos.tanque⁻¹.ano⁻¹. Segundo Silva et al. (2013), durante o processo de produção de alevinos em tanques escavados é inevitável o acúmulo de matéria orgânica oriunda de nutrientes da ração não consumida, de fezes e excreções de metabólitos dos peixes que podem resultar no aumento de cargas e dejetos nos viveiros. Quando se termina um ciclo de cultivo, o viveiro deve ser completamente esvaziado e seco ao sol com a retirada da matéria orgânica e dos sedimentos depositados no fundo do tanque.

A legislação ambiental brasileira vigente é bastante estrita no que diz respeito ao lançamento de efluentes em corpos receptores. A Resolução nº 357 de 2005 e sua versão complementar, nº 430 de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), discorre justamente sobre este tema: a obrigatoriedade do tratamento de efluentes de acordo com suas condições, padrões e exigências. A legislação é bem clara: efluentes de qualquer fonte poluente somente poderão ser lançados nos receptores após o devido tratamento. Muitos empreendedores e gestores possuem certa resistência em aceitar que buscar soluções voltadas ao tratamento de efluentes não serve apenas para atender à legislação vigente. Com a aplicação de uma tecnologia eficiente, é possível olhar para o tratamento como um verdadeiro investimento ao fim do processo: a descontaminação pode, em muitos casos, permitir que a água seja reutilizada para novas atividades, como limpeza, irrigação, esgoto, etc. (GRUPO HIDROGERON, 2017).

Nesse sentido, o tratamento de efluentes de tanques escavados através da fitorremediação é uma alternativa para promover a melhoria da qualidade dos efluentes gerados, minimizando seus impactos ambientais e promovendo a sustentabilidade desta atividade econômica.

1.6 HIPÓTESE

O sistema de tratamento usando as macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* pode ser viável para remover com eficiência os nutrientes da piscicultura para melhorar a qualidade da água no semiárido.

1.7 OBJETIVOS

1.7.1 Objetivo geral

Avaliar um sistema de tratamento de efluente de piscicultura com uso de macrófitas aquáticas no Semiárido pernambucano.

1.7.2 Objetivos específicos

- Analisar a aplicação de *wetland* construída para tratamento de efluente de aquicultura no Brasil;
- Avaliar a água de captação e do efluente dos viveiros em uma piscicultura no semiárido de Pernambuco;
- Avaliar a eficiência de um sistema de tratamento de efluentes em uma piscicultura no semiárido de Pernambuco;
- Propor as diretrizes nas fases de planejamento, construção e operação de uma *wetland* construída, avaliando as limitações, fraquezas, ameaças e potencialidades.

2 ANÁLISE CIENTOMÉTRICA DA APLICAÇÃO DE *WETLAND* CONSTRUÍDA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE AQUICULTURA NO BRASIL

a) RESUMO

Um dos grandes desafios que os aquicultores brasileiros vêm enfrentando é o aumento crescente da demanda por organismos aquáticos ao mesmo tempo em que necessita preservar os recursos naturais, visto que a água tem múltiplos usos. O manejo em sistemas de criação de organismos aquáticos quando feito de forma inadequada pode provocar impactos no ecossistema aquático. Neste sentido, devem ser usadas tecnologias sustentáveis para minimizar os impactos negativos desta atividade. Com o objetivo de analisar a aplicação de *wetland* construída para tratamento de efluente de aquicultura no Brasil, foi feito um levantamento bibliográfico e busca em bases de dados. Para o levantamento foi realizada uma revisão bibliográfica através de pesquisa no sistema de busca das bases do Scielo, *Scopus*, *Web of Science* e Google Acadêmico para o período 1995-2016. Para restringir o número de publicações, optou-se apenas pelos trabalhos publicados no Brasil, usando as palavras-chave *wetland* construído ou alagados artificiais ou leitos cultivados ou biofiltros e aquicultura e Brasil ou semiárido. Como critério da pesquisa foram selecionados artigos científicos publicados em periódicos científicos, teses, dissertações, anais de congressos e relatórios técnicos publicados por pesquisadores brasileiros no período de 1995 a 2016. Elaborou-se um banco de dados contendo apenas os artigos referentes à aplicação de *wetlands* construídos para tratamento de efluentes de aquicultura no Brasil. Foram identificados 90 trabalhos relacionados com o tratamento de efluente de aquicultura usando *wetlands* construídas no Brasil no período estudado. Com relação à publicação por tipologia da atividade aquícola, 58 foram referentes à piscicultura (64 %), 14 à carcinicultura (16 %), 10 à aquicultura (11%), 3 à ranicultura (3 %), 2 à pesque-e-pague (2%), 2 à piscicultura orgânica (2%) e 1 à genérico (1%). A maior parte das publicações realizadas por pesquisadores brasileiros ocorreu na forma de artigos científicos em periódicos (51%), em seguida dissertações de mestrado (21%), teses de doutorado (11%), anais de congresso (13%), relatório técnico (1%) e trabalho de iniciação científica (0%). Na categoria artigos científicos, os mesmos foram publicados em 28 periódicos, sendo que o maior número de publicações foi atribuído aos periódicos *Acta Scientiarum*, *Acta Limnologica Brasiliensia* e *Brazilian Journal of Biology* que apresentaram 5 artigos cada (11%). A região Sudeste assumiu a primeira posição no ranking com 66 trabalhos publicados (73 %). O Centro de Aquicultura do Campus Jaboticabal da Universidade Estadual Paulista, localizado no estado de São Paulo, tornou-se um centro de referência em pesquisa sobre *wetland* construída tendo sido o local onde 48 trabalhos (76%)

foram desenvolvidos. Setenta e sete trabalhos (86%) foram publicados em periódicos nacionais. A *Eichhornia crassipes* foi a macrófita mais empregada com 14 citações (67%) quando usada isoladamente e 33 citações (23 %) quando usada em associação com outras plantas. Com relação à dimensão das *wetlands* construídas há grande divergência na literatura com tanques variando de 1,4 m² a mais de 1.000 m² e tempo de detenção hidráulica (TDH) variando de 4,8 h a 160 dias. Com relação ao objetivo das pesquisas, as *wetlands* construídas para tratamento de efluentes de aquicultura no Brasil durante o período de estudo foram usadas prioritariamente para avaliar e promover a remoção de nutrientes, sólidos dissolvidos e coliformes termotolerantes. A cienciometria revelou ser uma valiosa ferramenta para avaliar o avanço da pesquisa na área da ciência e tecnologia no tema estudado.

Palavras-chave: *Wetland* construída. Leitos cultivados. Biofiltros. Fitorremediação. Alagados artificiais. Semiárido. Brasil.

2. BRAZILIAN SCIENTIFIC PRODUCTION ANALYSIS ON THE TREATMENT OF AQUACULTURE EFFLUENTS USING CONSTRUCTED *WETLANDS*

b) ABSTRACT

Aiming to identify the main publications in Brazil related to the use of constructed *wetlands* for the treatment of aquaculture effluents, a bibliographic survey and database search was carried out to analyze how much the national scientific production has advanced under the Scientometric viewpoint, in relation to the theme. For the scientometric survey, a bibliographic review was carried out through the search system of Scielo, Scopus, Web of Science and Google Scholar for the period 1995-2016. To restrict the number of publications, only those published in Brazil were used, using the keywords constructed *wetland* or artificial flooding or cultivated beds or biofilters and aquaculture and brazil or semi-arid. As a research criterion, scientific articles and other sources were selected, such as theses, dissertations, congress proceedings and technical report published by Brazilian researchers between 1995 and 2016. A database was prepared containing only the articles referring to the application of constructed *wetlands* for the treatment of aquaculture effluents in Brazil. A total of 90 works related to the treatment of aquaculture effluent by using constructed wetlands in Brazil were identified during the study period. Regarding the publication by type of aquaculture activity, 58 were related to fish farming (64%), 14 to shrimp farming (16%), 10 to aquaculture (11%), 3 to frog farming (3%), 2 to organic fish farming (2%), 2 to fish and pay (2%) and 1 generic (1%). Most of the publications made by Brazilian researchers occurred in the form of articles in journals (51%), followed by master's dissertations (21%), doctoral theses (12%), annals congresses (13%), technical reports (1%) and a scientific initiation work (1%) on the subject by Brazilian researchers. Among the articles category, they were published in 28 journals, with the highest number of publications being attributed to the *Acta Scientiarum*, *Acta Limnologica Brasiliensia* and *Brazilian Journal of Biology* journals, which presented 5 articles each. The Southeast region was the first in the ranking with 53 published works (83%). The Aquaculture Center of the Jaboticabal Campus of the State University of São Paulo, located in the state of São Paulo, became a reference center in research on constructed *wetland* and was the site where 48 works were developed (76%). Seventy-seven papers (86%) were published in national journals. *Eichhornia crassipes* was the most used macrophyte with 14 citations (67%) when used alone and 33 citations (23%) when used in association with other plants. With respect to the size of *wetlands* constructed there is great divergence in the literature with tanks varying from 1.4 m²

to more than 1.000 m² and hydraulic detention time (HDT) ranging from 4.8 hours to 160 days. Regarding the research objective, the constructed *wetlands* used to treat aquaculture effluents in Brazil during the study period were used primarily to evaluate and promote the removal of nutrients, dissolved solids and thermotolerant coliforms. Scientometry is a valuable tool that can support the advancement of research in the area of science and technology in the studied subject.

Keywords: Constructed *wetland*. Cultivated beds. Biofilters. Phytoremediation. Artificial flooding. Aquaculture. Semi-arid. Brazil.

2.1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2017), a aquicultura é baseada no cultivo de organismos aquáticos geralmente em um espaço confinado e controlado. Essa atividade possibilita produtos mais homogêneos, rastreabilidade durante toda a cadeia e outras vantagens que contribuem para a segurança alimentar, no sentido de gerar alimento de qualidade, com planejamento e regularidade.

Segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2016), a aquicultura é a mais rápida das atividades agropecuárias em termos de resultados produtivos e uma das poucas capazes de responder com folga ao crescimento populacional, o que pode contribuir para o combate à fome em todo o mundo. Essa atividade é considerada pela Organização das Nações Unidas (ONU) como atividade estratégica para a segurança alimentar sustentável do planeta, por fornecer alimento de alta qualidade e, de gerar emprego tanto em países desenvolvidos quanto em desenvolvimento.

Dentre os países com maior potencial para a aquicultura, o Brasil tem papel de destaque, em especial por sua disponibilidade hídrica, clima favorável e ocorrência natural de espécies aquáticas que compatibilizam interesse zootécnico e mercadológico. No Brasil, a aquicultura vem sofrendo constantes transformações, tendo se consolidado como importante atividade no agronegócio brasileiro, substituindo em parte o peixe proveniente da pesca extrativa (AYROZA, 2009).

De acordo com o SEBRAE e o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), o Brasil tem potencial para atingir até 2030, uma produção anual de 20 milhões de toneladas de peixe, assumindo assim um papel importante no aproveitamento do pescado mundial (MPA, 2013). Contudo, a produção aquícola nacional ainda apresenta números incipientes se comparada com a dos maiores produtores mundiais, como a China, a Índia, o Vietnã e a Indonésia (FAO, 2014).

A aquicultura brasileira vive um momento inquestionável de expansão, transformação e consolidação, tornando-se em algumas regiões do país a atividade principal de pequenos, médios e até grandes proprietários rurais. A aquicultura partiu de um sistema que se iniciou para satisfazer necessidades de subsistência. O cultivo de organismos aquáticos passou a ser parte de um processo produtivo e econômico, ditado, também por políticas econômicas (exportação) e sociais (emprego e alimentação), daí o grande impulso que vem tendo no mundo inteiro (SOUZA, 2006).

O cultivo de peixes e plantas aquáticas em tanques fertilizados com águas residuárias e excretas é uma prática comum e antiga, sobretudo na Ásia: China, Índia, Indonésia e Vietnã (FELIZZATO; STARLING; SOUZA, 2000).

Considerada uma atividade que impulsiona o desenvolvimento social e econômico, a aquicultura possibilita o aproveitamento efetivo dos recursos naturais locais, principalmente os hídricos. Porém, como qualquer outra atividade econômica, necessita de planejamento básico e estratégias para produzir bons resultados (GOVERNO DE SERGIPE, 2011). Embora a preocupação com o impacto ambiental da piscicultura tenha crescido desde o início de 1990, a produtividade da pesca ainda é o fator decisivo para a sua implementação (DIAS et al., 2012).

Ainda de acordo com Souza (2006), as discussões acerca da inserção da aquicultura no mundo moderno sob o paradigma da sustentabilidade ambiental, têm consequências diretas para os rios e bacias hidrográficas além de contribuírem para o desenvolvimento de um meio rural mais sustentável. Valenti (2000) considera que a aquicultura moderna está baseada em três pilares: a produção lucrativa, a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento social. Os três componentes são essenciais e indissociáveis para que se possa ter uma atividade perene.

A instalação de unidades de piscicultura, embora totalmente dependente da qualidade e quantidade de água disponível, é por si, uma atividade que causa modificações na qualidade da água. O impacto causado no ambiente varia de acordo com o sistema de cultivo utilizado e, certamente, com as características do corpo d'água que recebe o efluente (ZANIBONI-FILHO, 1997). As alterações provocadas pela produção de peixes em tanques-rede incluem aporte de nutrientes na água que podem causar eutrofização do meio, introdução de espécies exóticas que possam comprometer a biota nativa e uso de antibióticos que propiciam o desenvolvimento de bactérias patogênicas resistentes (AMÉRICO, 2013).

Diante desse cenário, observa-se que muitos são os desafios para o crescimento da piscicultura continental no Brasil, pois o seu desenvolvimento tem seguido a lógica de outras regiões do planeta, permanecendo em segundo plano as questões ambientais, sociais e de políticas públicas, atreladas às premissas da noção de sustentabilidade (VIEIRA; WEBER, 1997; ALEXANDRE FILHO, 2008). Apesar das vantagens, a piscicultura pode gerar degradação ambiental, como qualquer sistema de produção intensiva (SACHS, 1993; ROCHA, 2008; AZEVEDO-SANTOS et al., 2011).

Embora as macrófitas aquáticas já venham sendo usadas em tratamento de efluentes por séculos, o termo fitorremediação é mais recente. Segundo Andrade et al. (2007), a fitorremediação é o uso de plantas e seus microrganismos associados para o tratamento do solo,

água e ar, e é uma tecnologia emergente com potencial para o tratamento efetivo de uma ampla variedade de poluentes orgânicos e inorgânicos.

A fitorremediação pode ser realizada tanto em sistemas naturais como em *wetlands* construídas. A tecnologia de tratamento de águas residuárias, conhecida como *wetlands* construídas, foi inicialmente empregada na Alemanha por Käthe Seidel do Instituto Max Planck em 1952, usando a macrófita *Scirpus lacustris* plantada sobre brita para a remoção de fenol e na redução da carga orgânica proveniente de efluente de laticínio (KADLEC; KNIGHT, 1996). Ainda na Alemanha na década de 1970, Kickuth testou a eficiência na remoção de poluentes em leitos cultivados usando como meio de suporte solo de alta quantidade de silte e plantado com *Phragmites australis* (HEGEMANN, 1996).

Com o objetivo de analisar a aplicação de *wetland* construída para tratamento de efluente de aquicultura no Brasil, foi realizado um levantamento bibliográfico e busca em bases de dados.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Para o levantamento foi realizada uma revisão bibliográfica através de pesquisa no sistema de busca das bases do Scielo (*Scientific Eletronic Library Online*), Scopus, Web of Science e Google Acadêmico para o período 2000-2016. Inicialmente foram usadas as palavras *wetland* construída e aquicultura, resultando em 16.900 citações.

Para restringir o número de publicações, optou-se apenas pelos trabalhos publicados no Brasil, usando as palavras-chave *wetland* construída or alagados artificiais or leitos cultivados or biofiltros and aquicultura and Brasil or semiárido nos idiomas português e inglês. Da segunda vez, após retirar as publicações repetidas e aquelas que não eram exclusivamente sobre aquicultura, restaram 90 trabalhos ao final da pesquisa. Como critério da pesquisa foram selecionados artigos e outras fontes, como dissertações, teses, anais de congressos e relatórios técnicos.

Elaborou-se um banco de dados contendo apenas os artigos referentes à aplicação de *wetlands* construídos para tratamento de efluentes de aquicultura no Brasil. A pesquisa foi realizada através de palavras-chave selecionadas (*wetlands* construídas; leitos cultivados, biofiltros, fitorremediação, alagados artificiais, aquicultura, Brasil). Para alcançar o objetivo foram endereçadas as seguintes questões:

- A partir de que ano se iniciou a aplicação de *wetland* construída para tratamento de efluentes de aquicultura?

- Qual a situação atual da aplicação de wetland construída para tratamento de efluentes de aquicultura?
- Qual a região que apresentou a participação mais expressiva?;
- Como se dá a distribuição regional e o uso de biorremediação?
- Quais revistas publicaram a maior parte dos trabalhos?;
- Qual a instituição com o maior número de publicações?;
- Quais as principais plantas usadas nos experimentos?;
- Quais são as diferenças entre os tipos de macrófitas versus a eficiência de remoção?;
- Qual o potencial das plantas usadas nas *wetlands* construídas no Brasil?
- Quais as deficiências do uso no tratamento de efluentes de piscicultura?;
- Quais foram os principais problemas associados ao uso das *wetlands* construídas?
- Quais foram os objetivos das pesquisas sobre *wetlands*?

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os sistemas de *wetlands* construídas seguem o modelo da natureza, em que as várzeas naturais são habitadas por diversos tipos de plantas adaptadas para o crescimento na água e em solos saturados. 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 ou alagados construídos ou ainda, biofiltros, e 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 (MOURA e SILVA, 2012).

Segundo Assunção (2011), sistemas tipo *wetland* são largamente utilizados para melhorar a qualidade de efluentes de diversos tipos (MITSCH; JORGENSEN, 1989; SUN et al., 2005; PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2006; EKE; SCHOLZ, 2008). Existem muitos exemplos de sucesso nos EUA, Finlândia, Itália, Nova Zelândia, Bélgica e Polônia presentes na literatura (KERN; IDLER, 1999; NEWMAN et al., 1999; SCHAAFSMA et al., 1999; KNIGHT et al., 2000; NGUYEN, 2000; KOSKIAHO et al., 2003; MANTOVI et al., 2003; POACH et al., 2003; ROUSSEAU et al. 2004a; TUSZYNSKA; OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2008).

Os trabalhos que utilizam sistemas com macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura, em geral, mostram que estes sistemas removem nutrientes do efluente e podem permitir a reutilização da água na atividade aquícola (LIN et al., 2002; SCHULZ et al., 2003; LIN et al., 2005; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006a; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008a; SU et al., 2011). Estudos sobre a utilização desses vegetais no tratamento de efluentes de aquicultura são recentes no Brasil (ZANIBONI-FILHO, 1997; SIPAÚBA-TAVARES, 2000, 2002; HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006b; DIAS e SIPAÚBA-TAVARES, 2012).

Muitos desses estudos foram realizados com os comparativos de sistemas de tratamento com macrófitas aquáticas pertencentes ao mesmo grupo ecológico (emersas e flutuantes), visto que a eficiência das *wetlands* construídas pode variar em função do tempo de retenção hidráulica, das espécies utilizadas, do biofilme (microrganismos associados) e dos grupos ecológicos das macrófitas utilizadas (OSTI, 2013).

Foram identificados 90 trabalhos relacionados com o tratamento de efluente de aquicultura usando *wetlands* construídas no Brasil no período entre 1995 a 2016 (consultar Apêndice B).

Com relação à publicação por tipologia da atividade aquícola, 58 foram referentes à piscicultura (64 %), 14 à carcinicultura (16 %), 10 à aquicultura (11%), 4 à ranicultura (3 %), 2 à pesque-e-pague (2%), 2 à piscicultura orgânica (2 %) e 1 à genérico (1%).

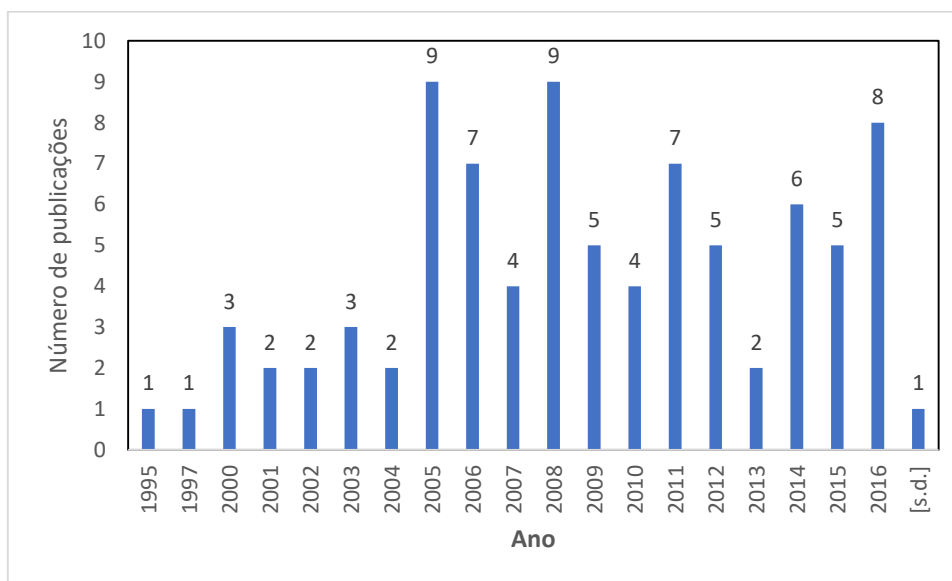
No Brasil a primeira tentativa de utilização de sistemas de *wetlands* construídas para purificação de águas foi feita por Salati e Rodrigues em 1982, com a construção de um lago artificial nas proximidades de um córrego altamente poluído (Rio Piracicaba Mirim) localizado em Piracicaba-SP. As experiências iniciais foram satisfatórias e os trabalhos foram continuados a partir de 1985 pela Construtora Ambiental Ltda. que posteriormente transformou-se no Instituto de Ecologia Aplicada. Posteriormente foram desenvolvidas novas tecnologias, procurando-se, especialmente aumentar a eficiência do sistema, diminuindo os investimentos (SALATI; SALATI-FILHO; SALATI, 1999).

A utilização de *wetlands* construídas para o tratamento do efluente de aquicultura no Brasil ainda está em estágio experimental (BIUDES, 2007). O estudo do tratamento dos efluentes com macrófitas aquáticas no sistema de aquicultura do Centro de Aquicultura (CAUNESP) da UNESP (Jaboticabal, SP) vem sendo realizado desde a década de 1990: (SIPAÚBA-TAVARES; DURINGAN, 1995; ZANIBONI-FILHO; BARBOSA; GONÇALVES, 1997; SILVA, 1999). Outros trabalhos, com utilização de sistemas de *wetlands* construídas, foram sendo desenvolvidos no Brasil, dentre os quais cabe ressaltar: Roquete Pinto et al. (1998) do Instituto Nacional de Tecnologia, Valente; Roston (1998) da Universidade

Estadual de Campinas, Giovannini; Marques (1998) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Phillipi; Costa (1998) da Universidade Federal de Santa Catarina. Contudo, as experiências brasileiras se intensificaram a partir do ano 2005, com aplicações de *wetlands* construídas para o tratamento de diferentes águas residuárias, distribuídas ao longo de todo o território nacional, sob diferentes formas e arranjos, com diferentes materiais filtrantes e macrófitas empregadas (VAN KAICK, 2012).

Durante o presente estudo de caso foi identificado que as primeiras publicações brasileiras especificamente sobre tratamento de efluente de aquicultura usando *wetland* construída ocorreram a partir de 1995 (SIPAÚBA-TAVARES; DURINGAN, 1995; ZANIBONI-FILHO; BARBOSA; GONÇALVES, 1997; SILVA, 1999), sendo que este tema passou a ser observado com mais intensidade no país a partir de 2005, tendo os anos de 2005 (10 %), 2008 (01 %), 2011 (8%), 2014 (7%) e 2016 (9%) se destacado com relação ao número de publicações sobre o tema abordado o período de estudo (Figura 3).

Figura 3- Publicações nacionais sobre *wetland* construída para tratamento de aquicultura por ano



Elaborado pela autora.

A maior parte das publicações realizadas por pesquisadores brasileiros ocorreu na forma de artigos em periódicos científicos (51%), em seguida dissertações de mestrado (21%), teses de doutorado (12%), anais congresso (13%), relatório técnico (1%) e trabalho de iniciação científica (1%) sobre o tema por pesquisadores brasileiros (Tabela 3).

Tabela 3 - Natureza dos trabalhos publicados sobre o tema *wetland* construída para tratamento de aquicultura no Brasil

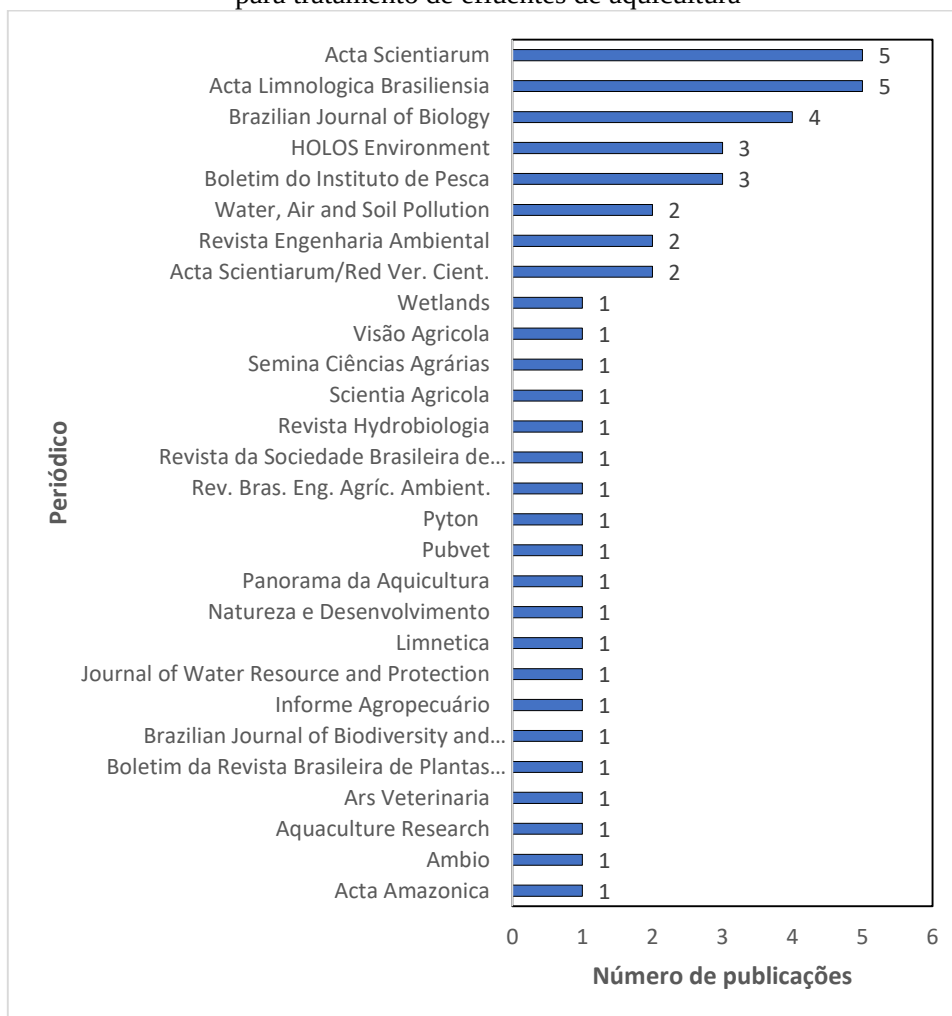
Natureza da publicação	Número
Artigos em periódicos científicos	46
Dissertações de Mestrado	19
Teses de Doutorado	11
Anais de Congressos	12
Relatório Técnico	1
Trabalho de Iniciação Científica	1
Total	90

Dentre a categoria artigos científicos, representam 46 trabalhos sobre o tema abordado que foram desenvolvidos, sendo os mesmos foram publicados em 28 periódicos, sendo que o maior número de publicações foi atribuído aos periódicos *Acta Limnologica Brasiliensia* (11%) e *Acta Scientiarum* (11%). Em seguida o *Brazilian Journal of Biology* (9%), *Boletim do Instituto de Pesca* (7%), *Holos Environment* (7%), *Revista Engenharia Ambiental* (4%), *Water, Air and Soil Pollution* (4%). Os demais periódicos publicaram 1 artigo cada (2%) (Figura 4).

A produção científica dos programas de pós-graduação é classificada de acordo com o Qualis Periódicos da área de Ciências Ambientais (CACIAMB) da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). A estratificação da qualidade dessa produção é realizada de forma indireta. Dessa forma, o Qualis da CACIAMB afere a qualidade dos artigos e de outros tipos de produção, a partir da análise da qualidade dos veículos de divulgação, ou seja, periódicos científicos. A classificação de periódicos é realizada pelas áreas de avaliação e passa por processo anual de atualização. Esses veículos são enquadrados em estratos indicativos da qualidade - A1, o mais elevado; A2; B1; B2; B3; B4; B5; C - com peso zero (FUNDAÇÃO CAPES; MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO, 2017).

O Qualis dos periódicos citados neste estudo variou entre A2 (*Ambio* e *Scientia Agrícola*) a C (*Journal of Water Resource and Protection*). O maior fator de impacto foi apresentado pelo periódico *Hydrobiologia* (2,275) e alguns periódicos não possuíam esse fator (0).

Figura 4- Periódicos que publicaram trabalhos de pesquisadores brasileiros sobre *wetland* construída para tratamento de efluentes de aquicultura



Fonte: Elaborado pela autora.

Na aquicultura brasileira, a região Nordeste destaca-se como a maior produtora aquícola com 29% da produção nacional (Figura 5), em virtude, principalmente, da presença de carcinicultura, atividade não encontrada com expressão nas outras regiões. As regiões Centro-Oeste e Sul, produzem 22% e 23% do volume nacional, respectivamente. A região Norte contribuiu com 15% e a Sudeste com 11% na produção nacional da aquicultura (SEBRAE, 2015).

Com relação à distribuição geográfica do local de estudo sobre *wetland* construída, este não segue a mesma lógica da produção aquícola nacional. Nesse aspecto a região Sudeste assumiu a primeira posição no *ranking* com 66 trabalhos publicados (73%), a região Sul publicou 11 trabalhos (12 %), a região Nordeste publicou 9 (10%), a região Norte publicou 3 trabalhos cada (3%) e a região Centro-Oeste teve a participação menos expressiva publicando apenas 1 trabalhos (1 %) durante o período pesquisado (Figura 6).

Figura 5- Produção aquícola percentual por região (IBGE, 2013)

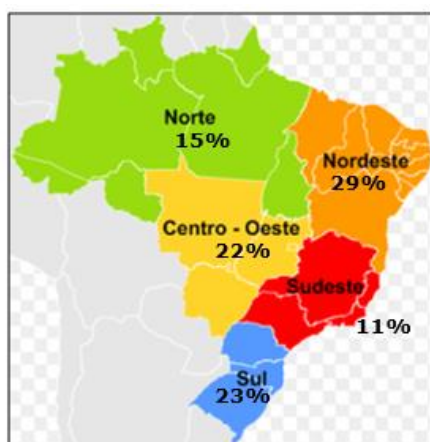
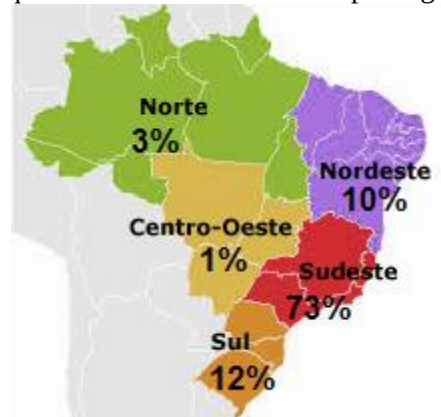


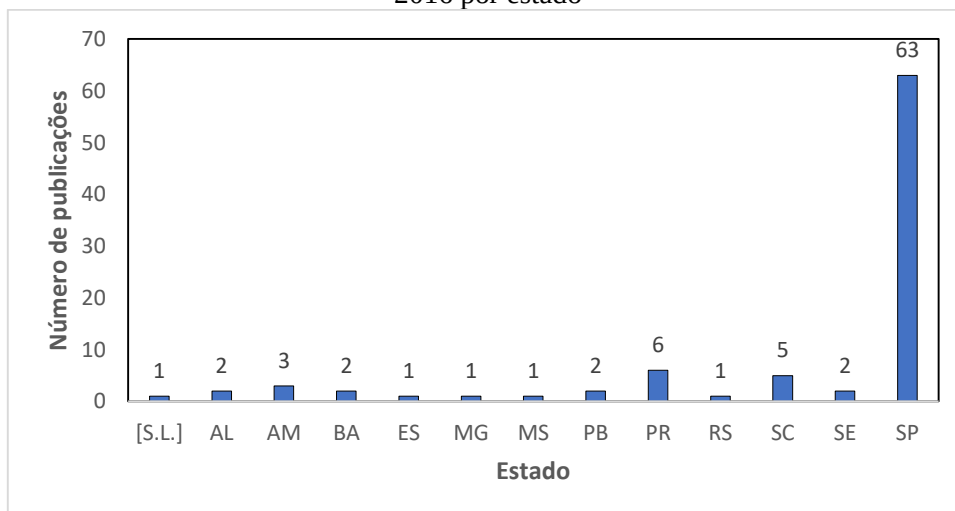
Figura 6- Percentual de publicações sobre *wetland* para tratamento de efluente de aquicultura entre 1995 a 2016 por região



Fonte: Adaptado pela autora (BLOG DO PH, 2013).

No estado de São Paulo foram publicados 63 trabalhos sobre o tema estudado (70%), sendo 48 em Jaboticabal (53%), 5 em Pirassununga (6%), 2 em Rio Claro (2%), 2 em Espírito Santo do Pinhal (2%), 2 em Campinas (2%), 1 em Barretos (1%), 1 em Ilha Solteira (1%) e 1 em São Paulo capital (1%) (Figura 7).

Figura 7- Número de publicações sobre a aplicação de *wetland* construída durante o período 1995 a 2016 por estado



Fonte: Elaborado pela autora.

A produção científica do Brasil cresce de maneira expressiva, mas é ainda pequeno o aproveitamento dos resultados científicos para incrementar a tecnologia, intensificar a inovação e contribuir para a competitividade econômica e melhoria das condições sociais (CRUZ; PACHECO, 2004; FAPESP, 2002, 2005).

As diferenças do número de pesquisas na região Sudeste em relação às demais regiões brasileiras são apontadas pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, na publicação *Análise da Produção Científica a Partir de Publicações em Periódicos Especializados* (FAPESP, 2010):

“O Sudeste é a região de maior produção científica indexada nas bases SCIE e SSCI, com 74,5% do total, no período 2002-2006, seguida das regiões Sul (19%), Nordeste (12,32%), Centro-Oeste (5,4%) e Norte (2,7%). A proeminência do Sudeste pode ser associada à infraestrutura instalada de Pesquisa e Desenvolvimento, à maior concentração de pesquisadores e recursos humanos especializados e ao maior número de investimentos”.

Dentre as instituições de ensino superior, a Universidade Estadual Paulista (UNESP) apresentou 62 trabalhos (69%) no Centro de Aquicultura, tendo o campus Jaboticabal se destacado com 48 publicações (53%). Os campi Pirassununga (5), Rio Claro (2), Espírito Santo do Pinhal (2), Barretos (1) e São Paulo (1), publicaram 6%, 2%, 2%, 1% e 1% dos trabalhos, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4 - Instituições de Ensino Superior (IES), campus e respectivos estados onde foram desenvolvidos trabalhos sobre *wetland* construída para tratamento de efluente de aquicultura

IES	Campus	Estado	Nº	%
IFES	Alegre	Espírito Santo	1	1
UEM	Maringá	Paraná	1	1
UFAL	Maceió	Alagoas	1	1
UFAL/CODEVASF	Neópolis	Sergipe	1	1
UFAM	Manaus	Amazonas	2	2
UFAM/INPA	Rio Preto da Eva	Amazonas	1	1
UFERSA/UNESP	Mossoró	Rio Grande do Norte	1	1
UFERSA/UNESP	Pirassununga	São Paulo	1	1
UFMT	Poconé	Mato Grosso do Sul	1	1
UFPB	Sapé	Paraíba	1	1
UFPB	Areia	Paraíba	1	1
UFPR	Canguiri	Paraná	1	1
UFPR	Curitiba	Paraná	1	1
UFS/RENORBIO	São Cristóvão	Sergipe	1	1
UFSC	Florianópolis	Santa Catarina	3	3
UFSC	Palhoça	Santa Catarina	1	1
UNEB	Salvador	Bahia	2	2
UNESP	São Paulo	São Paulo	1	1

UNESP	Ilha Solteira	São Pulo	1	1
UNESP	Jaboticabal	São Paulo	48	63
UNESP	Pirassununga	São Paulo	5	6
UNESP	Rio Claro	São Paulo	2	2
UNICAMP	Campinas	São Paulo	2	2
UNIDERP	Poconé	Mato Grosso do Sul	1	1
UNIFEB	Barretos	São Paulo	1	1
UNIOESTE	Cascavel	Paraná	1	1
UNIOESTE	Terra Roxa	Paraná	2	2
UNIOESTE	Porto Alegre	Rio Grande do Sul	1	1
UNIPINHAL	Espírito Santo do Pinhal	São Paulo	2	2
Total	- - -	- - -	90	100

Dos trabalhos publicados por pesquisadores brasileiros sobre *wetland* construída para tratamento de efluente de aquicultura, 77 (89%) foram publicados no Brasil, 3 nos Estados Unidos (3%), 2 na Inglaterra (2%), 1 na Argentina (1%), 1 na América Latina, Caribe, 1 no Chile, 1 na Espanha (1%), 1 na Espanha e Portugal (1%) (Tabela 5).

Tabela 5 - Países em que os pesquisadores brasileiros tiveram seus trabalhos publicados sobre *wetland* construída para tratamento de efluente de piscicultura

País	Número
Argentina	1
América Latina, Caribe, Espanha e Portugal	2
Brasil	77
Chile	1
Espanha	2
Países Ibéricos (Espanha e Portugal)	1
EUA	4
Inglaterra	2
Total	90

Nos trabalhos desenvolvidos sobre o tema pesquisado foram identificadas 45 macrófitas de 18 famílias. (Tabela 6).

Tabela 6 - Macrófitas, respectivas famílias e tipos biológicos usadas nos tratamentos de efluentes de aquicultura

Macrófita	Família	Tipo biológico
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Amaranthaceae	Emersa
<i>Azolla caroliniana</i>	Salviniaceae	Flutuante
<i>Cabomba</i> sp.	Cabombaceae	Submersa
<i>Canana flacida</i>	Cannaceae	Emersa
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Ceratophyllaceae	Submersa

<i>Colocasia esculenta</i>	Araceae	Emersa
<i>Chrysopogon zizanioides</i>	Poaceae	Emersa
<i>Cyperus giganteus</i>	Cyperaceae	Emersa
<i>Eichhornia azurea</i>	Pontederiaceae	Flutuante
<i>Eichhornia crassipes</i>	Pontederiaceae	Flutuante
<i>Egeria densa</i>	Hydrocharitaceae	Submersa
<i>Eleocharis sphacelata</i>	Cyperaceae	Flutuante
<i>Eleocharis</i> sp.	Cyperaceae	Flutuante
<i>Elodea nuttallii</i>	Hydrocharitaceae	Submersa
<i>Glyceria maxima</i>	Poaceae	Emersa
<i>Heteranthera reniformis</i>	Pontederiaceae	Emersa
<i>Heteranthera</i> sp.	Pontederiaceae	Flutuante
<i>Hydrocotyle umbelliferae</i>	Apiaceae (Umbelliferae)	Flutuante
<i>Hydrocotyle umbellata</i>	Apiaceae (Umbelliferae)	Flutuante
<i>Iris pseudacorus</i>	Iridaceae	Emersa
<i>Lagorosiphon major</i>	Hydrocharitaceae	Flutuante
<i>Lemna gibba</i>	Lemnaceae	Flutuante
<i>Lemna minor</i>	Lemnaceae	Flutuante
<i>Ludwigia sericea</i>	Onagraceae	Enraizada
<i>Ludwigia elegans</i>	Onagraceae	Enraizada
<i>Ludwigia suffruticosa</i>	Onagraceae	Enraizada
<i>Mecardonia procumbens</i>	Scrophulariaceae	Enraizada
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Haloragaceae	Submersa e/ou enraizada
<i>Myriophyllum brasiliense</i>	Haloragaceae	Submersa e/ou enraizada
<i>Phragmites australis</i>	Poaceae	Emersa
<i>Pistia stratioides</i>	Araceae	Flutuante
<i>Polygonum hydropiperoides</i>	Polygonaceae	Emersa
<i>Pontederia cordata</i>	Pontederiaceae	Emersa
<i>Salvinia auriculata</i>	Salvinaceae	Flutuante
<i>Salvinia rotundifolia</i>	Salvinaceae	Flutuante
<i>Salvinia molesta</i>	Salvinaceae	Flutuante
<i>Salvinia</i> sp.	Salvinaceae	Flutuante
<i>Scirpus lacustris</i>	Cyperaceae	Emersa
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	Araceae	Flutuante
<i>Typha domingensis</i>	Typhaceae	Emersa
<i>Typha latifolia</i>	Typhaceae	Emersa
<i>Typha orientalis</i>	Typhaceae	Emersa
<i>Typha</i> sp.	Typhaceae	Emersa
<i>Ulva fasciata</i>	Chlorophyceae	Flutuante
<i>Wolffia arrhiza</i>	Araceae	Flutuante
Total de espécies: 45	Total de famílias: 18	

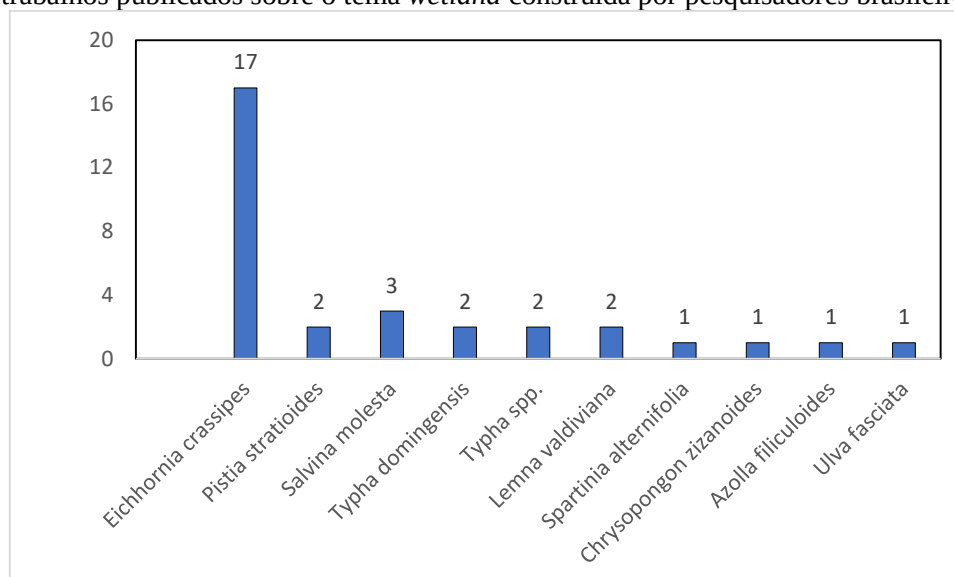
Quanto às macrófitas aquáticas mais citadas na literatura nacional, a *E. crassipes*, conhecida popularmente como baronesa, obteve 19 citações (22%) quando usada isoladamente (Figura 8) e 40 citações (45 %) quando usada em associação com outras plantas, sendo a espécie que foi mais citada nas publicações sobre tratamento de efluentes de aquicultura (Figura 9). Em 16 trabalhos não foi possível identificar as macrófitas usadas por não conseguir acesso aos resumos dos mesmos.

Quanto às formas biológicas, as macrófitas emersas e as flutuantes foram citadas em 19 publicações (40%) cada, enquanto as enraizadas e as submersas foram citadas em 5 trabalhos cada (10%). Os sistemas com macrófitas aquáticas flutuantes têm vantagens em relação àqueles

com macrófitas emergentes, pois a retirada de biomassa dos vegetais flutuantes para que a eficiência de remoção seja a ideal é muito mais fácil (BIUDES; CAMARGO, 2008).

Câmara et al. (2015) destacam que a *E. crassipes* apresenta um grande potencial para ser utilizada em estratégias de fitorremediação de ambientes naturais, em função das quantidades acumuladas em seu tecido. Em geral, os macronutrientes se apresentam em maiores concentrações nas folhas, enquanto os micronutrientes apresentam-se em quantidades maiores nas raízes. Peixoto et al. (2005), observaram que algumas espécies de macrófitas aquáticas são particularmente sensíveis à poluição (bioindicadoras de resposta), enquanto outras, bioindicadoras de acumulação, podem acumular poluentes em concentrações elevadas, sem apresentarem sintomas visíveis.

Figura 8- Macrófitas usadas isoladamente em tratamento de efluentes de aquicultura mais citadas nos trabalhos publicados sobre o tema *wetland* construída por pesquisadores brasileiros

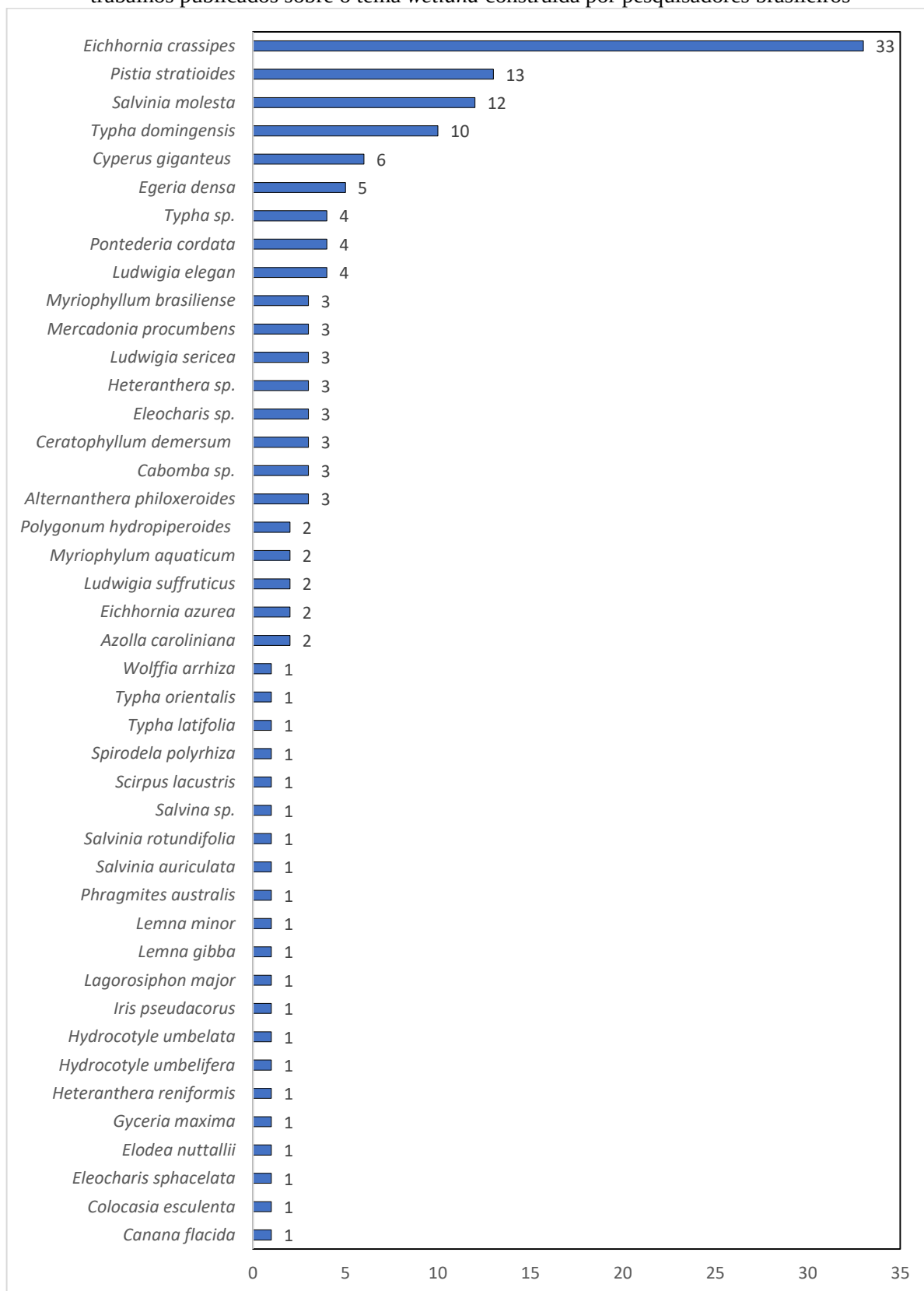


Fonte: Elaborado pela autora.

As *wetlands* povoadas com *E. crassipes* apresentaram, em geral, maior capacidade de remoção quando comparadas às *wetlands* povoadas com outras macrófitas (HENRY-SILVA, 2001; AMORIM, 2014). Esses resultados indicam que a eficiência desses sistemas de tratamento depende das concentrações de nutrientes nos efluentes e das espécies de macrófitas aquáticas utilizadas (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008b). O uso de associação de diferentes espécies de macrófitas é um fator positivo, pois cada planta reage de forma diferente às mudanças sazonais, aumentando a eficiência do sistema durante todo o ano (MALTAIS-LANDRY et al., 2009).

Dentre os trabalhos levantados, a melhor eficiência para o nitrogênio total (335%) foi obtida por Amorim (2014) usando uma associação de *E. crassipes* e *P. stratiotes* usando 9 tanques de fibra de vidro com volume útil de 2 m³ para tratar efluente de *Oreochromis niloticus* (tilápia) macho, na densidade de 1,5 peixes.m⁻³ com peso médio inicial de 65,50 ± 6,65 g.

Figura 9 -Macrófitas usadas em associação para tratamento de efluentes de aquicultura citadas nos trabalhos publicados sobre o tema *wetland* construída por pesquisadores brasileiros



Fonte: Elaborado pela autora.

Com relação ao potencial fitorremediador, a *E. crassipes* tem sido vastamente indicada pelo seu potencial em bioacumulação de nutrientes (Tabela 7).

Tabela 7 - Diferença entre o potencial das principais espécies na remoção de nutrientes, sólidos e coliformes dos efluentes de aquicultura reportado na literatura nacional sobre o tema *wetland* construída para tratamento de efluentes de aquicultura

Parâmetro	<i>C. zizanoides</i> (%)	<i>E. crassipes</i> (%)	<i>P. stratiotes</i> (%)	<i>E. densa</i> (%)	<i>S. molesta</i> (%)	<i>T. domingensis</i> (%)	<i>L. valdiviana</i> (%)	Referências
Cor	---	95,0 ¹	---	---	---	89,7 ²	---	Silva et al. (2014) ¹ ; Hussar et al. (2005) ²
Ortofosfato	90,0 ¹	77,8 ²	85,8	---	---	46,7	---	Silva (2012) ¹ ; Mal et al. (2015) ² ;
Fósforo Solúvel Reativo	---	77,8 ¹	---	84,85 ²	---	---	---	Mal et al. (2016) ¹ ; ??
Fósforo Total	---	95,5 ¹	83,3 ²	---	---	---	96,3 ³	Travaini-Lima (2011) ¹ ; Gomes (2013) ² ;
Nitrato	---	80,0	---	---	---	---	66,8 ²	Mohedano (2004) ³ A; Mohedano (2004) ²
Nitrito	---	86,8 ¹	---	---	---	---	100 ²	Mal et al. (2016) ¹ ; B: Mohedano (2004) ²
Amônia	---	274 ¹	---	---	---	---	100 ²	Crispim et al. (2009) ¹ ; Mohedano (2004)
Nitrogênio Inorgânico	99,9 ¹	94,73	93,12	44,35	---	---	---	Toledo e Penha (2011) ¹ ; Amorim (2014); Amorim (2014)
Nitrogênio Total	---	68,5	44,8	44,12	83,0	90,0 ⁵ ; 91,6 ⁶	90,8 ²	GOMES (2013) ⁵ A; Mohedano (2004) ²
DQO	---	---	---	---	---	81,7	---	Sipaúba-Tavares e Braga (2007); Pinto,
DBO	---	84,0	---	---	---	91	---	Henares e Cruz (2009) ¹ ;
Coliformes Termotolerantes	---	88,2 ¹	---	---	76,47 ¹	94,0 ²	---	Gomes (2013) ²
Sólidos Suspensos Totais	---	86,6	73,5	---	---	83,1	99,4 ⁴	Mohedano (2004) ⁴

Turbidez	---	84,5 ¹	---	---	95,0 ²	84,63 ³	98,7 ⁴	Mal ¹ et al. (2016) ¹ ; B; Hussar et al. (2005) ³ ; Mohedano (2004) ⁴
----------	-----	-------------------	-----	-----	-------------------	--------------------	-------------------	---

Fonte: Elaborado pela autora

Crispim et al. (2009) usaram 3 recipientes de 500 L independentes com 300 g de *E. crassipes* (tratamento das macrófitas) e 3 recipientes contendo faixas de plástico (área superficial de 9 m²) correspondendo ao tratamento com perifíton para remoção de nitrogênio e fósforo proveniente de efluente de piscicultura. Os autores obtiveram 63,5% e 63,6%, de eficiência de remoção da amônia em tratamento com *E. crassipes* e perifíton, respectivamente.

Miranda et al. (2011) usando filtro mecânico seguido de leito com macrófitas flutuantes *E. crassipes* para tratar o efluente de aquicultura, obteve 75% de eficiência de remoção de nitrato e com um filtro mecânico seguido de leito com macrófitas enraizadas *T. domingensis* obtiveram 98,8%.

Hussar et al. (2005) montou um experimento com leitos cultivados que foram instalados em sete (7) caixas de fibra de cimento-amianto, as quais foram dispostas em diferentes níveis a fim de que propiciar o escoamento do efluente de aquicultura de uma caixa para outra através da ação da gravidade. As caixas foram preenchidas com brita de número 3, sendo utilizada a macrófita aquática emergente conhecida como Taboa (*Typha* spp.) em sistema de monocultivo. Ao final do experimento, a melhor eficiência de remoção obtida com relação à turbidez foi de 98,76%.

Henry-Silva e Camargo (2006a; 2008b) montaram sistemas de tratamento constituídos de 12 unidades experimentais com as macrófitas aquáticas *E. crassipes* e *P. stratiotes* e três unidades sem plantas (controle). Foram analisadas amostras da água de abastecimento do viveiro de criação de camarões-d'água-doce, do efluente gerado e dos efluentes tratados. Os autores comprovaram que a eficiência dos sistemas com macrófitas flutuantes na redução da turbidez pode ser atribuída principalmente ao grande desenvolvimento radicular dessas duas espécies e à pouca profundidade dos tanques, que provavelmente, criaram condições favoráveis para a adsorção e a precipitação do material particulado em suspensão.

A eficiência de remoção das macrófitas vai depender muito da qualidade do efluente que ela está tratando. É possível que em outras situações, a mesma planta apresente eficiência de remoção mais elevada, a exemplo de uma Estação de Tratamento de Efluente (ETE). Quanto

mais rica a concentração inicial de nutrientes, maior a eficiência de remoção, pois é diretamente proporcional à concentração de nutrientes.

Segundo Anjos (2003), entre os modelos de *wetlands* pode-se citar:

- Os sistemas que utilizam macrófitas aquáticas flutuantes são construídos normalmente em canais longos e estreitos de aproximadamente 0,70 m de profundidade;
- a) Os sistemas que utilizam macrófitas emergentes necessitam de substrato para a fixação da planta e podem ser usadas de três formas: Macrófitas emergentes com fluxo superficial: essas plantas podem se desenvolver em situações nas quais o nível do lençol freático está 50 cm abaixo do nível do solo até situações em que o lençol freático está 150 cm acima do nível do solo (SALATI-JÚNIOR; SALATI; SALATI, 1999).
- b) Macrófitas emergentes com fluxo sub-superficial: um projeto típico consiste de um canal de 3-5 m de largura e da ordem de 100 m de comprimento. Uma lâmina de água de 10-40 cm é mantida sobre a superfície do solo;
- c) Macrófitas fixas submersas: a lâmina d'água varia em torno de 1 m e as macrófitas são cultivadas em um substrato com solo especial.

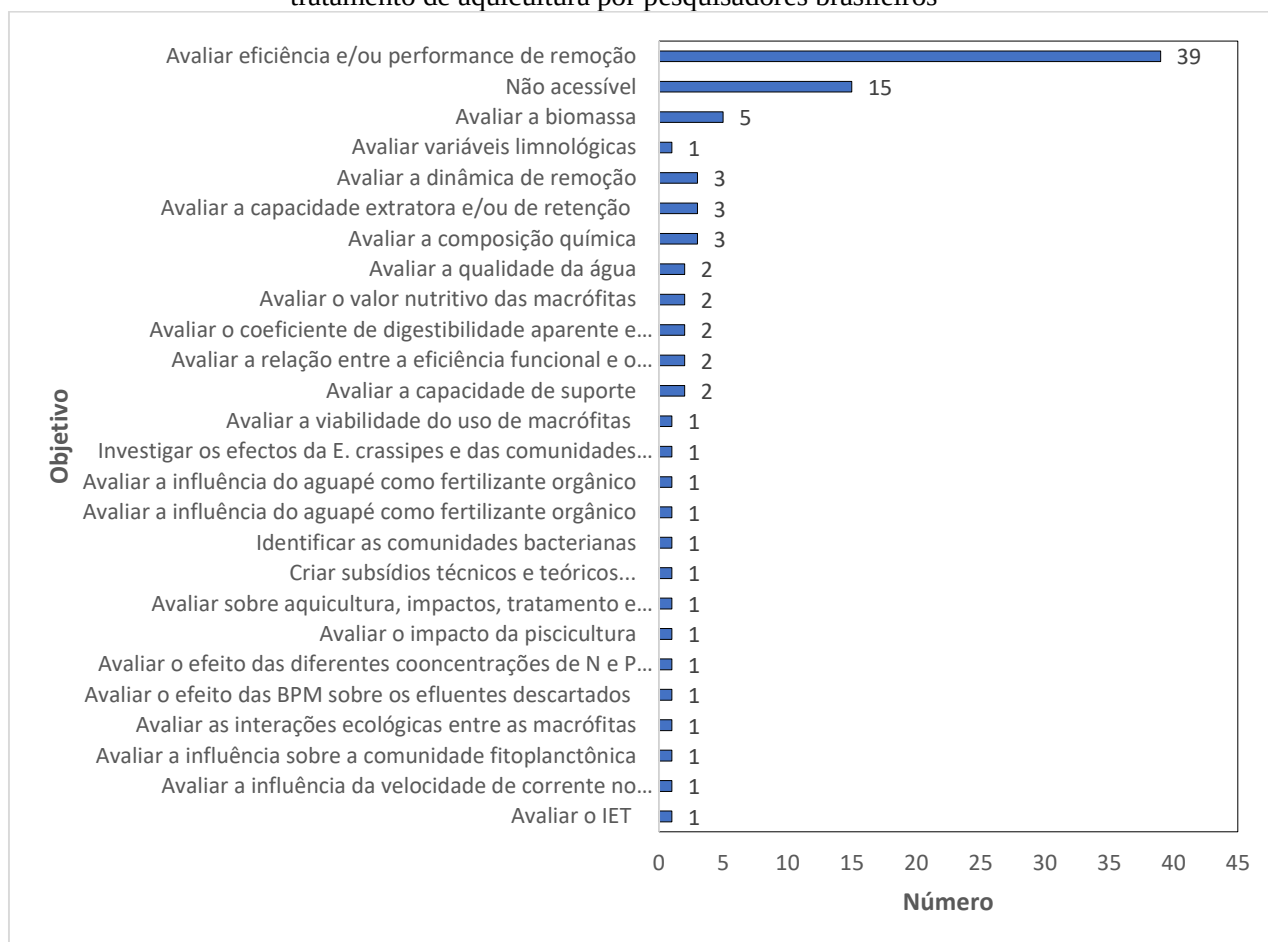
Neste trabalho foi levantado na literatura que a maior parte dos trabalhos publicados utiliza *wetlands* construídas variando de 1,4 m² (CREMA, 2005) a mais de 1.000 m² (SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA, 2008; MONTEIRO et al., 2008). Segundo Sezerino (2015), em relação à área superficial empregada, os trabalhos publicados no Brasil apresentam uma grande variação, com estudos em *wetland* construída de fluxo horizontal (WCFH) de escala de bancada, cuja área é de 0,41 m², até sistemas em escala de campo com 450 m². Em relação à profundidade e à geometria são adotados, na grande maioria dos estudos, valores máximos de 1,50 m de profundidade e uma geometria retangular, com comprimento bem superior à largura (relação 8:1, por exemplo), a fim de promover uma tendência de escoamento tal qual fluxo pistão.

Dentre os trabalhos analisados no presente estudo foi identificada uma grande variação do tempo de detenção hidráulico (TDH) das *wetlands* usadas para tratamento de efluente de aquicultura no Brasil, variando entre 4,8 h (GENTELINI et al., 2008) e 160 dias (MARTINS, 2005; MIRANDA et al., 2011).

Com relação ao objetivo das pesquisas, foi constatado na literatura nacional que as *wetlands* construídas para tratamento de efluentes de aquicultura foram usadas prioritariamente

para avaliar e promover a remoção de nutrientes (fósforo total, ortofosfato, nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio total, nitrogênio inorgânico), sólidos dissolvidos e coliformes termotolerantes, correspondendo a 42% dos estudos identificados (Figura 10).

Figura 10 - Objetivos relacionados aos trabalhos publicados sobre *wetland* construída para tratamento de aquicultura por pesquisadores brasileiros



Elaborado pela autora.

Com relação às deficiências dos tratamentos, Petrúcio e Esteves (2000) observaram que as taxas de absorção das macrófitas *E. crassipes* e *S. auriculata* não aumentaram quando ocorriam altas concentrações de nitrogênio e fósforo na água em áreas tropicais, podendo inibir o crescimento das plantas. Quando a relação N:P esteve abaixo de 1,5, os autores concluíram que influenciou negativamente na remoção dos nutrientes.

Esteves (2011) constatou que a dinâmica populacional de macrófitas aquáticas é bastante afetada em regiões temperadas, onde as partes aéreas perecem durante o inverno. Nessas regiões os fatores que mais interferem na dinâmica populacional das macrófitas são a precipitação pluviométrica e oscilações do nível da água, sendo a temperatura um fator secundário.

Biudes (2007) ressaltou a necessidade de fazer o manejo das macrófitas periodicamente. O autor relatou que quando *E. crassipes* atingiu a capacidade de armazenar nutrientes, após 150 dias, a sua produtividade mostrou valores próximos ao zero. Neste ponto, os nutrientes estocados nas macrófitas retornaram rapidamente para a água, devido à decomposição da biomassa das plantas mortas e da ação dos microrganismos. Gentelini et al. (2008) relataram que a alta turbidez pode ter provocado baixo desempenho da *E. densa*, pois pode afetar a fotossíntese, bem como a incidência de radiação. Petrarco (1995) ressaltou que a decomposição das macrófitas desempenha importante papel na ciclagem dos nutrientes.

Alves et al. (2003) apontaram que a biomassa da *E. crassipes* pode aumentar sua massa verde em 15% por dia acumulando 800 kg por hectare, dobrando-a a cada seis ou sete dias. Gentelini et al. (2008) relataram que a *E. crassipes* teve um ganho de biomassa diário de $213 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4 horas, enquanto que a *Egeria densa* só teve resultado positivo em TDH de 12 h com ganho de peso diário de $1,2 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A utilização do efluente de piscicultura pode ser recomendado, desde que se aumente o tempo de permanência do efluente no sistema e/ou reduza a turbidez do efluente.

Cancian (2007) observou que os vegetais sofreram perdas contínuas e acentuadas de biomassa, acumulando no final do experimento (30 dias) perda da ordem de 93% da biomassa. Essa condição ambiental resultou no menor valor de capacidade suporte dentre todos os tratamentos. Henry-Silva e Camargo (2006a) destacaram que *S. molesta* atingiu o máximo de remoção em 30 dias enquanto *E. crassipes* e *P. stratiotes* atingiram em 120 dias. Henares e Camargo (2014) observaram que a *E. crassipes* atingiu o pico de biomassa após 43 dias em ambas as concentrações de nutrientes e *S. molesta* atingiu em 29 dias na maior concentração e após 36 dias na menor concentração. Rodella et al. (2006) constataram que a *Egeria densa* e *Egeria najas* apresentam alta taxa de crescimento específico e tempo de duplicação relativamente curto, podendo ocupar grandes extensões e acumular cerca de 50 toneladas por hectare nas regiões mais colonizadas.

De acordo com Pinassi (2009), o uso das macrófitas aquáticas provenientes de *wetlands* para gerar adubo orgânico, por meio do processo de compostagem, é viável, reduzindo o descarte desordenado da biomassa retirada do sistema de tratamento. A autora relatou que diversos autores têm reportado que as macrófitas aquáticas têm grande valor como adubo, destacando os trabalhos de Esteves e Camargo (1986); Henry-Silva e Camargo (2006a); Mees, (2006), Esteves (2011), dentre outros. Quanto ao potencial de aproveitamento da biomassa, Henry-Silva e Camargo (2002) investigaram o potencial para uso na alimentação ou forragem para ruminantes, podendo aproveitar as lâminas foliares como suplemento alimentar e as raízes

para produção de biogás ou na adubação do solo. De acordo com Perazza et al. (1981), se houver a disponibilidade de se fazer a compactação do aguapé, ele é considerado um excelente substrato para orquídeas, podendo substituir o xaxim.

Quanto à composição química das macrófitas aquáticas *E. densa* e *P. stratiotes*, estas se destacaram apresentando em sua biomassa seca (DM) 0,61% e 0,38% de fósforo total, respectivamente. Com relação ao nitrogênio total, estas macrófitas apresentaram 3,49% DM e 2,40% DM, respectivamente, acumulado na sua biomassa seca (Tabela 8).

Tabela 8 - Concentração de fósforo e nitrogênio das principais espécies de macrófitas citadas na literatura nacional sobre o tema pesquisado

Macrófita	Autor/ano	PT (% DM)	NT (% DM)
<i>P. stratiotes</i>	Henry-Silva e Camargo (2006)	0,38	2,40
<i>E. crassipes</i>	Henry-Silva e Camargo (2006)	0,26	2,00
<i>E. densa</i>	Henry-Silva et al. (2001)	0,61	3,49
<i>S. molesta</i>	Henry-Silva et al. (2001)	0,15	1,55
<i>P. stratiotes</i>	Henry-Silva et al. (2001)	0,13	1,47

2.4 CONCLUSÃO

Foram identificados 65 trabalhos relacionados com o tratamento de efluente de aquicultura usando *wetlands* construídas no Brasil no período entre 2000 e 2016. Com base na cienciometria foi possível perceber que o interesse por parte da comunidade científica brasileira sobre o tema se intensificou a partir do ano 2000. Apesar das inúmeras publicações, ainda há muitas lacunas sobre a aplicação dessa tecnologia em regiões tropicais.

As *wetlands* construídas para tratamento de efluente de aquicultura são bastante variadas em tamanho, área, tipo(s) de macrófita(s), tempo de retenção hidráulica, dentre outros. Esses sistemas de tratamento permitem a remoção de material particulado, nutrientes, coliformes termotolerantes, dentre outros. Além de melhorar a qualidade da água, possibilita seu reuso, tornando a atividade sustentável.

A maior parte das publicações é referente à atividade de piscicultura (73%). O meio preferido de publicação foi através de artigos científicos, que representaram 51% dos trabalhos levantados. Os periódicos *Acta Scientiarum* e *Acta Limnologica Brasiliensia* foram os que tiveram o maior número de publicações sobre o tema com 5 artigos cada (11%). Dos trabalhos publicados por pesquisadores brasileiros sobre o tema, 78 foram publicados no Brasil (89%).

A região Sudeste assumiu a primeira posição no *ranking* com 70 trabalhos publicados (80%). O Centro de Aquicultura do campus Jaboticabal da Universidade Estadual Paulista

(UNESP), destacou-se em relação ao número de publicações (48) sobre *wetland* construída para efluente de aquicultura. Quanto às macrófitas aquáticas mais citadas na literatura nacional, a *Eichhornia crassipes* obteve 14 citações quando usada isoladamente e 33 citações quando usada em associação com outras plantas.

O Brasil está aquém em relação ao número de publicações realizadas por outros países e mesmo a nível nacional ocorrem diferenças contrastantes no número de publicações por região. Dentro da ótica da sustentabilidade, é desejável que sejam criadas políticas públicas para estimular implantação de sistemas de tratamento com *wetlands* construídas pelos aquicultores e que seja incrementada a fiscalização, preservando assim os recursos naturais para as gerações vindouras.

3 QUALIDADE DA ÁGUA DE CAPTAÇÃO E DO EFLUENTE DE VIVEIROS EM UMA PISCICULTURA NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO

a) RESUMO

O clima quente e a elevada disponibilidade hídrica no Nordeste brasileiro oferecem condições favoráveis para o desenvolvimento da piscicultura. Essa atividade vem sendo incentivada pelo governo e tanto associações de produtores, quanto empresas de maior porte têm se empenhado, uma vez que a piscicultura é uma importante atividade econômica e fonte de renda para a população. Entretanto, ela gera uma grande quantidade de nutrientes e matéria orgânica quando o seu efluente é descarregado diretamente nos corpos d'água. O presente trabalho é um estudo de caso desenvolvido no município de Itacuruba que tem capacidade de produção de cerca de 100 mil ton./ano e está localizado na margem pernambucana do reservatório Itaparica, na região semiárida, onde o regime de chuvas é extremamente irregular. O objetivo deste estudo é caracterizar a qualidade da água bruta e do efluente proveniente de uma piscicultura localizada no semiárido pernambucano. Foi realizada coleta com periodicidade mensal em dois pontos entre abril de 2015 a março de 2016 (correspondendo a 9 meses de período seco e 3 meses de período chuvoso), para avaliar a qualidade da água bruta, proveniente do reservatório Itaparica, e do efluente, proveniente dos viveiros de *Oreochromis niloticus*, conhecido popularmente como tilápia. Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, fósforo total, fósforo solúvel reativo, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio inorgânico, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, oxigênio saturado e turbidez. Durante esse período as temperaturas do ar foram superiores às temperaturas médias históricas para o período 1961 a 1990 na região variando entre 23,5°C a 42,9°C. Em 2015 ocorreu uma precipitação média de 10,77 mm e no primeiro trimestre de 2016, ocorreu uma precipitação média de 40,50 mm. Em relação ao Máximo Valor Permissível (MVP) pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios Classe 2, a água bruta apresentou condutividade elétrica oscilando entre 98,35 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no período seco e 141,08 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ no período chuvoso (-21% e 61%); o fósforo total variou entre 0,03 mg.L^{-1} no período seco e 0,15 mg.L^{-1} no período chuvoso (62% e 509%); o nitrogênio total oscilou entre 2,34 mg.L^{-1} no período seco e 11,93 mg.L^{-1} no período chuvoso (55% e 1.379%); o oxigênio dissolvido oscilou entre 6,25 mg.L^{-1} no período seco e 8,01 mg.L^{-1} no período chuvoso (-87% e 187%). Os demais parâmetros estiveram em conformidade com a dita resolução. O fósforo total foi o parâmetro mais impactante na água bruta e apresentou um padrão sazonal com tendência a eutrofização no período seco e eutrofização durante o período chuvoso. Com relação ao efluente dos viveiros de piscicultura,

os parâmetros estiveram em conformidade com os limites preconizados pela Resolução CONAMA 430/2011, com exceção da condutividade elétrica durante todo o período observado, oscilando entre 118,06 mg.L⁻¹ e 179,88 mg.L⁻¹, bem como do fósforo total que variou entre 0,14 mg.L⁻¹ e 0,34 mg.L⁻¹. O nitrogênio total variou entre 2,40 mg.L⁻¹ no período seco e 10,61 mg.L⁻¹ no período chuvoso. O oxigênio dissolvido apresentou concentrações variando entre 5,82 mg.L⁻¹ no período seco e 9,07 mg.L⁻¹ no período chuvoso. O fósforo total também foi o parâmetro que mais contribuiu para degradar a qualidade do efluente, que em janeiro de 2016 (período chuvoso) teve um pico de 0,47 mg.L⁻¹, correspondendo a 1.367% acima do MVP pela Resolução CONAMA 430/2011. Os resultados revelam que o efluente apresentou eutrofização durante todo o período de estudo. Durante o período seco houve diferença estatística significativa entre a água e o efluente para os parâmetros pluviosidade, pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos, fósforo total, nitrato, turbidez e transparência ($p < 0,05$). Durante o período chuvoso houve diferença significativa entre a água e o efluente para os parâmetros condutividade elétrica, salinidade e sólidos dissolvidos totais, nitrato, turbidez e transparência ($p < 0,05$). O reservatório Itaparica apresenta múltiplos usos, como abastecimento de água para a população, dessedentação animal, irrigação, dentre outros. Devido à escassez hídrica no semiárido, é necessário adotar estratégias para melhorar a eficiência do uso da água e adotar boas práticas de manejo, de modo a minimizar o impacto da atividade aquícola em regiões semiáridas. Com base no exposto, recomenda-se fazer o tratamento do efluente dos viveiros de piscicultura antes de ser lançado no corpo receptor em atendimento à Resolução CONAMA 430/2011, como medida para minimizar a eutrofização, favorecer a sustentabilidade do empreendimento, garantir a segurança alimentar da população, eliminar o risco à saúde pública e à biota aquática.

Palavras-chave: Qualidade de água. Aquicultura. Eutrofização. Submédio São Francisco.

3 QUALITY OF THE CAPTURE WATER AND EFFLUENT OF LIVESTOCK IN A PISCICULTURE IN PERNAMBUCO SEMI-ARID

b) ABSTRACT

The warm climate and high water availability in the Brazilian Northeast offers favorable conditions for the development of fish farming. This activity has been encouraged by government and both producer's associations and larger companies have been engaged, since

fish farming is an important economic activity and source of income for the population. However, it generates a large amount of nutrients and organic matter when its effluent is discharged directly into the water bodies. The present work is a case study developed in the municipality of Itacuruba that has a production capacity of about 100 thousand tons/year and is located on the pernambucan margin of the Itaparica reservoir, in the semi-arid region, where the rainfall regime is extremely irregular. The objective of this study is to characterize the quality of raw water from Itaparica reservoir and effluent from a fish farm located in the semiarid state of Pernambuco. Monthly data were collected in two points between April 2015 and March 2016 (corresponding to 9 months of dry period and 3 months of rainy season), to evaluate the quality of raw water from Itaparica reservoir and the effluent, from the nurseries of *Oreochromis niloticus*, popularly known as tilapia. The analyzed parameters were: temperature, pH, electrical conductivity, total dissolved solids, total phosphorus, reactive soluble phosphorus, nitrite, nitrate, ammoniacal nitrogen, inorganic nitrogen, total nitrogen, dissolved oxygen, saturated oxygen and turbidity. During this period air temperatures were higher than the historical average temperatures for the period 1961 to 2016 in the region, ranging from 23.5 ° C to 42.9 ° C. There was no precipitation in 2015, but in February 2016 there was an accumulated rain of 1,644 mm. In relation to the Maximum Permissible Value (MVP) for CONAMA Resolution 357/2005 for Class 2 rivers, the raw water presented electrical conductivity ranging from 98,35 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ in the dry period and 141,08 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ in the rainy period (-21% to 61%); total phosphorus ranged from 0,03 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the dry period and 0,15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the rainy period (62% to 509%); total nitrogen ranged from 2,34 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the dry period and 11,93 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the rainy period (55% e 1.379%); dissolved oxygen ranged from 6,25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the dry period and 8,01 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the rainy period (-87% e 187%). The other parameters were in agreement with the resolution. Total phosphorus was the most impacting parameter in the incoming water and presented a seasonal pattern with tendency to eutrophication in the dry period and eutrophication during the rainy season. Regarding effluent from fish farms, the parameters were in compliance with the limits recommended by CONAMA Resolution 430/2011, except for the electrical conductivity during all observed period, ranging from 118,06 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ to 179,88 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, as well as total phosphorus that ranged from 0,14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ to 0,34 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Total nitrogen ranged from 2,40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the dry period to 10,61 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the rainy period. Total oxygen presented concentrations ranging from 5,82 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the dry period to 9,07 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in the rainy period. Total phosphorus was also the parameter that mostly contributed to degrade the quality of the effluent, which in January 2016 (rainy season) had a peak of 0.47 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, corresponding to 1,367% above the MVP by Resolution CONAMA

430/2011. The results show that the effluent presented eutrophication throughout the study period. During the dry period, there was a significant statistical difference between water and effluent for rainfall, pH, electrical conductivity, dissolved solids, total phosphorus, nitrate, turbidity and transparency ($p < 0.05$). During the rainy period, there was a significant difference between water and effluent for the parameters electrical conductivity, salinity and total dissolved solids, nitrate, turbidity and transparency ($p < 0.05$). Itaparica reservoir has multiple uses, like water supply for the population, animal watering, irrigation, among others. Due to water scarcity in the semi-arid region, it is necessary to adopt strategies to improve the efficiency of water use and to adopt good management practices to minimize the impact of aquaculture activity in semiarid regions. Based on the above, it is recommended to treat pisciculture effluents before being released into the receiving body in compliance with CONAMA Resolution 430/2011, as a measure to minimize eutrophication, favor sustainability of the enterprise, guarantee food security of the population, eliminate risk to public health and aquatic biota.

Key words: Water quality. Aquaculture. Eutrophication. Submédio São Francisco.

3.1 INTRODUÇÃO

A Lei Federal 11.959/2009, que dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, define aquicultura como uma "atividade de cultivo de organismos cujo ciclo de vida em condições naturais se dá total ou parcialmente no meio aquático, implicando a propriedade do estoque sob cultivo, equiparada à atividade agropecuária (...)" (BRASIL, 2009). Dentre as modalidades de aquicultura, estão a piscicultura, a carcinicultura, a ranicultura, dentre outras (EMBRAPA, 2017).

A disponibilidade de mão-de-obra e a crescente demanda do mercado interno, são os principais motivos de se alavancar a aquicultura no país, que está presente em todos os estados brasileiros (EMBRAPA, 2017). Essa grande vocação e o potencial de mercado criado pelo setor aquícola atrai investidores domésticos e internacionais interessados tanto no cultivo de pescado, como em diversos outros segmentos da cadeia de produção, em especial ração, medicamentos e vacinas, genética e equipamentos (KUBITZA, 2015).

A piscicultura brasileira desencadeou-se a partir das décadas de 20 e 30, quando foram realizados os primeiros trabalhos de Rodolpho von Ihering sobre a reprodução dos peixes, dando um grande impulso para essa atividade a partir da década de 70, com a organização e aperfeiçoamento de várias estações de pesquisa e produção de alevinos (PROENÇA; BITTENCOURT, 1994). Nos países do primeiro mundo, a aquicultura foi desenvolvida numa perspectiva empresarial, enquanto nos países em desenvolvimento esse setor produtivo foi considerado inicialmente como parte da economia de subsistência. Sendo assim, a atuação do Estado, através de peixamentos de reservatórios e de financiamento de projetos estruturadores, foi realizado geralmente a fundo perdido, dirigido às camadas mais pobres da população (BARBOSA; PONZI-JÚNIOR, 2006).

A aquicultura brasileira produziu em 2015 um total de 574.164 toneladas de pescado, avaliados em R\$ 4,4 bilhões, sendo a maior parte (69,9%) oriunda da criação de peixes, seguida pela criação de camarões (20,6%) (CARVALHO-FILHO, 2016). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2015 a produção total de peixes foi de 483.241 toneladas, com aumentos nas Regiões Norte (6,2%), Sudeste (12,7%) e Sul (13,1%). No Nordeste e Centro-Oeste, foram registradas quedas de 4,7% e 19,7%, respectivamente, devida à escassez de chuvas.

A tilápia (*Oreochromis niloticus*), principal espécie aquícola cultivada no país, apresentou incremento médio de produção de 14,2% ao ano no período entre 2004 e 2014 (KUBITZA, 2015). Dentre as vantagens que colocam a tilápia como uma das principais

espécies cultivadas comercialmente, estão: de rápido crescimento, adapta-se em diferentes ambientes e sistemas de produção, aceita grande variedade de alimentos, resistente à doenças e infecções parasitárias, dentre outras (CYRINO; CONTE, 2006).

Para a tilápia, os principais polos são o Reservatório Itaparica – BA / PE (24.000 t/ano), os açudes do Castanhão, Orós e Sítios Novos – CE (18.500 t/ano), a região Oeste do Paraná (16.500 t/ano) e o Lago de Ilha Solteira – SP (14.000 t/ano) (KUBITZA et al., 2016). Segundo o levantamento da Produção da Pecuária Municipal 2014 (IBGE, 2015), a produção da tilápia já ocorre em 1.878 municípios brasileiros. Com potencial de produção em todo o país, a tilápia só é restrita pela legislação ambiental à bacia amazônica.

O polo aquícola é caracterizado quando há uma concentração regional de produtores, diversos tipos de empresas que dão suporte à produção aquícola, indústria de beneficiamento de pescado e de ração (ANPROTEC; SEBRAE, 2002). De acordo com Marcelino (2009), a partir de 2004 iniciou-se a utilização da terminologia Arranjos Produtivos Locais (APL) para caracterizar “conjuntos de atores econômicos, políticos e sociais, localizados em um mesmo território, desenvolvendo atividades econômicas correlatas e que apresentam vínculos de produção, interação, cooperação e aprendizagem”.

De acordo com a produtividade, a piscicultura pode ser classificada em extensiva, semi-intensiva e a intensiva. No modo extensivo, os peixes não recebem alimentos. O sistema semi-intensivo é considerado o mais utilizado atualmente, sendo que os peixes recebem uma suplementação alimentar que completa a dieta de microrganismos. No modo intensivo faz-se o uso de rações balanceadas em decorrência da alta densidade de indivíduos, tratamento químico da água, mecanização de alguns processos, entre outros, visando à otimização da criação e o seu melhor retorno produtivo (OLIVEIRA, 2009).

O maior problema ambiental na criação de organismos aquáticos está relacionado com os efluentes com grande potencial de poluição nas águas naturais. Embora os efluentes não apresentem altas concentrações de poluentes, quando comparados com os efluentes de indústrias e municípios, na maioria das vezes contêm valores de algumas variáveis limnológicas acima daqueles permitidos, tornando-se uma fonte de poluição (BOYD e SCHIMITTOU, 1999; SIPAÚBA-TAVARES, 2000; SIPAÚBA-TAVARES; FÁVERO; BRAGA, 2002).

O excesso de nutrientes (nitrogênio e fósforo) provenientes da piscicultura advêm principalmente do arrastoamento e da fertilização excessiva. A fertilização é utilizada em tanques e viveiros com a finalidade de aumentar a biomassa fitoplanctônica, para servir de alimento aos organismos aquáticos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010). Da ração administrada aos peixes, parte é ingerida e absorvida (25 a 30 %), outra parte é mineralizada por meio de

processos metabólicos e grande parte não é consumida e, conseqüentemente, torna-se resíduo (CYRINO et al., 2010; SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

Henry-Silva e Camargo (2008) classificaram os impactos da aquicultura em interno, local ou regional. Segundo Pillay (1992), os principais impactos ambientais causados pela piscicultura são os conflitos com o uso dos corpos d'água, sedimentação e obstrução dos fluxos de água, hipernutrição e eutrofização, resultante da descarga dos efluentes de viveiros e da poluição por resíduos químicos empregados nas diferentes fases do cultivo. Diante desses impactos, Appollo e Nishijima (2011) afirmam que são aplicadas uma série de leis ambientais, sanitárias e de saúde pública para a piscicultura, que servem para regular a atividade desde a sua instalação, passando por sua implantação e, por fim, durante seu funcionamento.

Um dos aspectos importantes e complexos da piscicultura envolve a manutenção da qualidade da água em condições adequadas para criação, exigindo manejo efetivo e assegurando a sustentabilidade (BOYD, 1986; THONTON et al., 1990; MERCANTE et al., 2004, 2007). A quantidade e a qualidade da água são aspectos determinantes do sucesso da piscicultura. Do ponto de vista quantitativo, a água requerida pela aquicultura é o somatório da água necessária para abastecer as unidades de cultivo (viveiros, tanques, etc.) no início do processo de produção, repor as perdas por evaporação e infiltração que ocorrem no decorrer do ciclo e para renovação das águas, visando diluir e/ou eliminar resíduos gerados pelo cultivo e, por conseguinte, manter a qualidade da água (OLIVEIRA; SANTOS, 2011).

Assunção (2011) reportou que, geralmente, os efluentes de criações de organismos aquáticos são ricos em matéria orgânica e nutrientes, nitrogênio e fósforo, decorrente de adubação, restos de ração e excreção dos animais. A decomposição do excesso de matéria orgânica e nutrientes causam aumento da demanda de oxigênio e disponibilizam nutrientes que favorecem a produtividade primária acarretando em diversos problemas para os corpos hídricos receptores. Torquato (2012) reporta que a eutrofização favorece a multiplicação de organismos, sobretudo cianobactérias potencialmente tóxicas. Barbosa e Cirilo (2015) destacam que a eutrofização em corpos hídricos tem despertado a atenção do poder público em razão do perigo que essas águas oferecem, principalmente quando utilizadas para o abastecimento humano.

A região semiárida brasileira recebeu várias ações no sentido de melhorar a oferta hídrica e a segurança alimentar da população. Essas ações permitiram ampliar a oferta de alimento, via agricultura irrigada, pecuária e mais recentemente da aquicultura. Tendo em vista a escassez hídrica no semiárido, é necessário considerar todas as atividades que demandam água, dentre elas a piscicultura, e todas deverão melhorar a eficiência do uso da água. Assim, um uso mais eficiente da água passa tanto pela redução nas suas demandas (aspecto

quantitativo), quanto pela manutenção da água em condições compatíveis com o exigido pelas espécies cultivadas, como também do monitoramento, controle e reaproveitamento dos efluentes gerados (aspecto qualitativo) (OLIVEIRA; SANTOS, 2015).

Paralelo ao desenvolvimento e à intensificação da aquicultura cresce a necessidade de monitoramento dos recursos hídricos, visando à melhoria nos processos de gestão e acompanhamento dos procedimentos efetivados (SAMPAIO et al., 2013). O monitoramento periódico da qualidade da água destinada à piscicultura permite quantificar a intensidade dos impactos ambientais. O objetivo deste estudo é caracterizar a qualidade da água de captação e do efluente de uma piscicultura localizada no semiárido brasileiro.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi conduzido em uma piscicultura na zona rural do município de Itacuruba (08°50'22,50"S e 038°41'47,38"W), localizada no Semiárido de Pernambuco (Figura 8). Esse município está situado na mesorregião do São Francisco Pernambucano, inserido na Bacia do Pajeú (Unidade de Planejamento UP-9), pertencente à microrregião de Itaparica e à Região de Desenvolvimento (RD) do Sertão Itaparica (Figura 9).

Segundo dados do Censo 2010 do IBGE, o município tem uma área de 430,033 km² (cerca de 0,44 % da área do Estado de Pernambuco) e está distante 471,8 km da capital. O município está situado a uma altitude média de 292 m e apresenta clima semiárido quente com temperatura média anual de 26°C.

De acordo com Rocha-Filho et al. (2016), todo o território do município de Itacuruba (PE) apresenta em média de 8 a 10 meses consecutivos de seca e de acordo com os recursos naturais da região, o potencial agrícola do município mostrou-se bastante limitado. Entretanto, existe água abundante de boa qualidade a disposição do município, o que pode ser uma importante alternativa de fonte de renda para atividades não agrícolas. Por essa razão, a piscicultura é uma das alternativas que vem ganhando força no município. Recentemente, ainda que de forma embrionária, vem se buscando alternativa de uso das terras com avicultura. A vegetação é caracterizada como caatinga hiperxerófila (CONDEPE/FIDEM, 2008).

O clima da região é, segundo a classificação de Köppen, BswH – quente e seco, com a estação chuvosa compreendida entre verão e o outono (FERREIRA et al., 2012). Observa-se a predominância de cinco meses de chuva (janeiro a maio) seguidos de sete meses de seca, mas

com distribuição irregular de precipitação. No período chuvoso as precipitações são geralmente mais intensas que no período seco (CODEVASF, 2010).

Para quantificar a precipitação ocorrida durante o período entre 01.01.2015 a 31.03.2016 foi consultada a base de dados climatológicos disponibilizada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2016) oriundos da Estação A351 (Latitude -8.598785, Longitude -38.584062 e altitude 327 m) localizada no município de Floresta e distante da piscicultura em 40 km. Para saber se a pluviosidade e a temperatura do ar durante o período do experimento estiveram dentro da normalidade, foi feita uma comparação com a média histórica da região tendo como base o período de 1961 a 1990.

3.2.2 Caracterização da piscicultura

A instalação da piscicultura foi feita com viveiros de derivação que são tanques escavados em terreno natural. A piscicultura opera em regime intensivo de produção e possui 6 tanques escavados com 1.200 m³, e 2 tanques-escavados com 1.600 m³ e 9 tanques-escavados com 1.800m³ para cultivo de alevinos e juvenis de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* (LINNAEUS, 1758)) (Figura 10). Dois tanques escavados de 6.000 m³ são dedicados à produção de tambaquis. Os tanques são abastecidos com 75.000 L com água proveniente do reservatório Itaparica em regime de fluxo contínuo com renovação de água entre 10 a 15 dias. A piscicultura gasta em média 13.500 kg.mês⁻¹ de ração por tanque escavado. Uma parte dos efluentes dos tanques de tilápia é drenada para uma lagoa de estabilização e a outra parte é drenada para o sistema de tratamento.

Os tanques escavados para criação de juvenis recebem, em média, de 10 a 12 refeições a base de ração, contabilizando 13.500 kg.mês⁻¹. Os tanques de alevinos as refeições são divididas em três fases:

- Na primeira fase, os alevinos chegam aos tanques de alevinagem com cinco dias de vida e permanecem até 14 dias. Nessa fase, os alevinos recebem apenas ração, em torno de 10 kg.dia⁻¹;
- Na segunda fase, é adicionado hormônio a partir do 15º dia e esses permanecem em dois viveiros com profundidade de 1,5 m, até 28 dias, recebendo 10 kg.dia⁻¹ de ração;
- Na terceira fase, os alevinos vão para viveiros com profundidade menor, aproximadamente 1 m. Os alevinos passam a receber 20 kg.dia⁻¹ de ração e há introdução de hormônios e antibióticos.

Foram escolhidos dois pontos de monitoramento: o ponto P1 corresponde à captação de água bruta no reservatório Itaparica para abastecimento dos viveiros (latitude 08° 48' 21,27" S e longitude 038° 44' 26,18" W) e o ponto P2 corresponde ao efluente de saída dos viveiros (latitude 08° 48' 30,2" S e longitude 038° 44' 29,2" W).

3.2.3 Amostragem e análises

Amostras da água e do efluente foram coletadas para caracterização físico-química em dois pontos amostrais: água bruta do reservatório Itaparica (P1) e na saída dos viveiros de *O. niloticus* (P2). As amostras foram coletadas entre 09:00 h e 13:00 h para monitoramento dos parâmetros ambientais temperatura do ar (°C), temperatura da água (°C), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$), salinidade (ppm), sólidos dissolvidos totais (mg/L) e turbidez (UNT) com uma sonda multiparamétrica Oakton modelo PCD 650. A transparência da água foi medida com um disco de Secchi.

Foram coletados mensalmente *in situ* com uma garrafa de Van Dorn amostras de água e efluente para determinar oxigênio dissolvido ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$), nitrito ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$), nitrato ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$), nitrogênio amoniacal ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$), nitrogênio total Kjeldahl ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$) e fósforo total ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$). O nitrogênio inorgânico foi obtido pela soma dos parâmetros nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal. A saturação do oxigênio ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$) foi obtida em função da temperatura e da salinidade. As amostras foram acondicionadas em garrafas de polipropileno devidamente identificadas, refrigeradas e transportadas ao Laboratório do Departamento de Química da Universidade Federal de Pernambuco para análise posterior, com exceção das amostras de nitrogênio total que foram enviadas ao Laboratório de Tecnologia Ambiental (LABTAM) do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP) para análise posterior. Para a determinação do oxigênio dissolvido foi usado o método de Winkler modificado por Strickland e Parsons (1972). As amostras físico-químicas da água e dos efluentes foram coletadas e analisadas conforme a metodologia proposta no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A metodologia referente aos parâmetros avaliados encontra-se descrita na Tabela 9.

Tabela 9 - Métodos utilizados para avaliação dos parâmetros físico-químicos da água e dos efluentes

Parâmetros físico-químicos	Metodologia/Referência
Temperatura do ar (°C)	Termômetro digital (<i>in situ</i>)
Temperatura da água (°C), pH; salinidade (ppm); condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹); sólidos dissolvidos totais (mg.L ⁻¹)	Sonda multiparamétrica (<i>in situ</i>)
Fósforo Total (mg.L ⁻¹); Fósforo solúvel reativo (mg.L ⁻¹); Nitrito (mg.L ⁻¹); Nitrato (mg.L ⁻¹); Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹); Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	EATON (2012)
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Winkler modificado por Strickland e Parsons (1972)
Oxigênio Saturado (%)	A saturação do oxigênio (mg.L ⁻¹) foi obtida em função da temperatura e da salinidade.
Turbidez (UNT)	Nefelométrico
Transparência (cm)	Disco de Secchi

De acordo com a Portaria Nº 715/89 do IBAMA, o rio São Francisco na maior parte do seu estirão, incluindo o trecho associado ao Projeto de Integração, está enquadrado na Classe 2 (MIN, 2005). Sendo assim, o presente trabalho baseou-se nos limites máximos de concentração de fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, oxigênio dissolvido e turbidez preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios classe 2.

3.2.4 Avaliação do impacto da piscicultura

O percentual do impacto da água bruta (P1) e do efluente (P2) da piscicultura em relação aos MVP pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para rios Classe 2 foi calculado de acordo com as equações 3.1 e 3.2.

$$Impacto\ de\ PX = \left(\frac{\text{valor do parâmetro em PX}}{\text{MVP pela Resolução CONAMA 357 de 2005}} \right) \times 100\% \quad \text{Equação 3.1}$$

Onde PX corresponde ao ponto amostral que se deseja avaliar.

3.2.5 Análise Estatística

Todos os resultados correspondem à média em triplicata dos parâmetros monitorados. A hipótese de normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk. Para comparar se houve diferenças significativas entre os períodos foi aplicado o teste de Tukey. Para verificar se existem diferenças entre os pontos foi aplicado o teste H de Kruskal Wallis, todos ao nível de 5% de significância. Para a análise de dados utilizou-se o programa IBM SPSS versão 23 para plotar os dados no formato *boxplot* e calcular os valores máximo, mínimo, médio e desvio-padrão.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios dos parâmetros físicos e químicos da água bruta que abastece a piscicultura (P1) e do efluente após passar pelos viveiros (P2) referentes aos períodos seco ($n = 9$) e chuvoso ($n = 3$) estão apresentados na Tabela 10. Durante o período chuvoso os valores médios de todos os parâmetros físicos e químicos em ambos os pontos amostrais foram superiores aos valores médios encontrados durante o período seco, com exceção do pH da água bruta proveniente do reservatório (P1) e do nitrogênio amoniacal do efluente dos viveiros (P2).

As águas naturais apresentam grandes variações nas suas características físicas e químicas. Essas são determinadas pela localização geográfica do corpo d'água, pelas características geológicas da região em que se situa, da vegetação que circunda suas margens e, também, pela influência da ação humana sobre esses ecossistemas aquáticos (LIMA; CAMPECHE; PEREIRA, 2009). A região semiárida caracteriza-se pela ausência de grandes rios, escassas precipitações e altas temperaturas, fazendo com que seus açudes tenham elevadas concentrações de sais e de compostos de fósforo e nitrogênio (ANA, 2009). Em comparação com as massas de água em outras regiões do Brasil, reservatórios em regiões semiáridas são mais suscetíveis à eutrofização devido às elevações das temperaturas médias, evaporação e tempo de residência. Este cenário é agravado em períodos de seca. De fato, a região está atualmente passando pela pior seca dos últimos 30 anos (NOVAES; FELIX, 2013).

O período de estudo teve início em abril de 2015 e foi até março de 2016. Com relação à análise temporal, o período seco compreendeu os meses de abril de 2015 a dezembro de 2015 (9 meses) e o período chuvoso compreendeu os meses de janeiro de 2016 a março de 2016 (3 meses). A análise espacial foi feita levando em consideração dois pontos de monitoramento:

P1, que corresponde à água bruta do reservatório Itaparica no afluyente (captação) e P2, que corresponde ao efluente após passar pelos viveiros de tilápia.

Tabela 10 - Pluviosidade e características limnológicas da água bruta (P1) que abastece os viveiros e dos efluentes de viveiros de *O. niloticus* (P2)

Parâmetro	P1		P2	
	Período	Período	Período	Período
	Seco (n=9)	Chuvoso (n=3)	Seco (n=9)	Chuvoso (n=3)
Pluviosidade (mm)	10,77 ± 4,77	40,50 ± 8,17	10,77 ± 4,77	40,50 ± 8,17
Temperatura do ar (°C)	31,8 ± 0,75	36,03 ± 2,54	31,14 ± 1,49	41,10 ± 1,56
Temperatura da água (°C)	27,14 ± 0,75	29,80 ± 0,23	25,91 ± 0,81	29,40 ± 1,16
pH	7,67 ± 0,227	7,43 ± 0,23*	6,37 ± 0,13	7,43 ± 0,23
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	98,35 ± 6,05*	141,08 ± 7,73*	118,06 ± 10,23	179,88 ± 11,19
Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L ⁻¹)	54,78 ± 2,83*	88,48 ± 6,31*	64,26 ± 4,47	112,30 ± 1,67
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	0,03 ± 0,002*	0,15 ± 0,15*	0,14 ± 0,01	0,34 ± 0,08
Fósforo Solúvel Reativo (mg.L ⁻¹)	0,03 ± 0,007	0,11 ± 0,03	0,07 ± 0,01	0,11 ± 0,00
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,16 ± 0,71*	0,27 ± 0,07	0,04 ± 0,02	0,09 ± 0,02
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,01*	0,05 ± 0,01*	0,09 ± 0,01
Nitr. Amoniacal (mg.L ⁻¹)	0,19 ± 0,02	0,43 ± 0,24	0,32 ± 0,08	0,11 ± 0,06
Nitr. Inorgânico (mg.L ⁻¹)	0,35 ± 0,06	0,73 ± 0,31	0,41 ± 0,10	0,29 ± 0,08
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	2,34 ± 0,24	11,93 ± 3,22	2,40 ± 0,24	10,61 ± 2,36
Oxigênio saturado (mg.L ⁻¹)	111,39 ± 13	180,81 ± 60,66	126,96 ± 31,08	377,39 ± 180,55
Turbidez (NTU)	20,66 ± 2,24	23,57 ± 1,85*	33,11 ± 7,78	22,97 ± 3,57

*Diferença estatística significativa segundo o teste de Tuckey.

Segundo Melo (2007), o reservatório de Itaparica, localizado entre os Estados de Pernambuco e Bahia, na região fisiográfica chamada Submédio São Francisco, foi construído em 1987 com a finalidade prioritária de geração de energia. Contudo, apresenta usos múltiplos como abastecimento público e industrial, irrigação, piscicultura, pecuária, navegação, turismo e lazer.

No período seco (2015) a pluviosidade média foi de 10,77 mm, considerado um ano atípico. No período chuvoso a pluviosidade variou entre 26,50 mm e 54,80 mm, com média de 40,50 mm, coincidindo com a maior temperatura durante o período de estudo. Não houve diferença estatística significativa entre a pluviosidade dos períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$). Sandre et al. (2009) observaram que a precipitação tem forte dinâmica para o ambiente, pois ocasiona o aporte de nutrientes e material particulado, alterando as características físicas e químicas das águas.

No período chuvoso foi registrada a maior temperatura do ar em janeiro de 2016 (43,8 °C) e no período seco a menor temperatura, que ocorreu em agosto de 2015 (23,5°C). Essa faixa de temperatura é típica de região com o clima semiárido e segundo Kubitza (1999), é ideal para a criação de peixes.

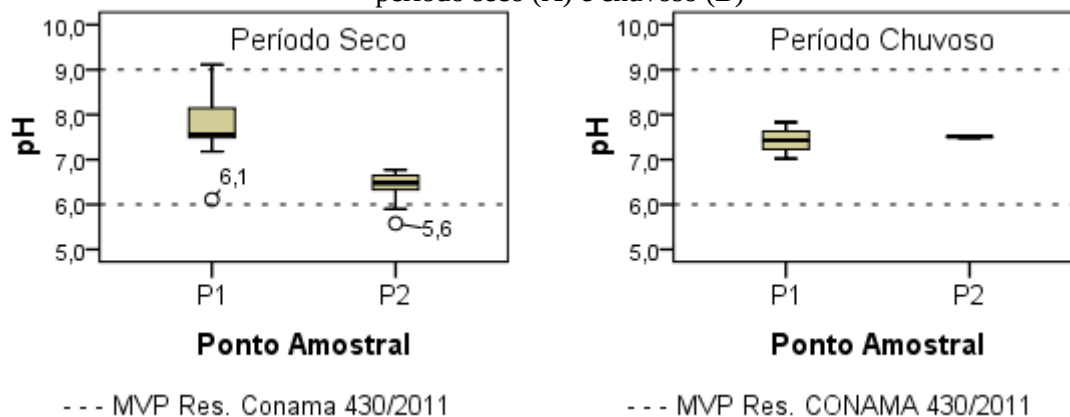
Analogamente, no período chuvoso, também foi registrada a maior temperatura da água, que ocorreu em março de 2016 (31,4 °C), e a menor temperatura da água ocorreu em outubro de 2015 (22,7 °C), considerado período seco. Valores semelhantes foram registrados por Toledo e Castro (2001), Mercante et al. (2006) e Paggi e Sipaúba-Tavares (2007); Silva et al. (2013). A temperatura da água está intimamente relacionada com as condições climáticas locais e tem grande importância no metabolismo e na produtividade biológica da água, cujos ritmos dependem dela (SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA 2008; SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

Durante ambos os períodos, a temperatura do efluente dos viveiros (P2) esteve em conformidade com a Resolução CONAMA 357/2005 destinada à aquicultura e à atividade de pesca (abaixo de 40 °C). Não houve diferença significativa nem para a temperatura do ar e nem para a temperatura da água entre os períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$).

No período seco o pH da água bruta do reservatório (P1) variou entre ácido (6,11) a alcalino (9,11) e no período chuvoso variou entre neutro (7,02) a alcalino (7,83). Já o efluente (P2) variou de ácido (5,58) a levemente ácido (6,67) no período seco, e permaneceu alcalino (7,48 a 7,53 no período chuvoso (Figuras 11A e 11B). Guimarães et al. (2009) encontraram valores semelhantes de pH na faixa de 6,68 a 8,68 em viveiros de tambaqui. Silva et al. (2013) encontraram valores na faixa de 6,8 a 7,5 durante o período de estudo. Barzotec (2010) encontrou valores de pH próximos à neutralidade. Em comparação à água bruta (P1), durante o período seco o pH do efluente (P2) chegou a reduzir em até 16% e durante o período chuvoso chegou a aumentar o pH em torno de 7%.

Sipaúba-Tavares (2013) constatou que a respiração, fotossíntese, adubação, calagem e poluição são os cinco fatores que causam a mudança de pH na água. O pH da água bruta (P1) esteve dentro dos MVP pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios Classe 2 durante todo o período de estudo e o efluente também atendeu as exigências da resolução, com exceção de setembro de 2015 (5,90) e outubro de 2015 (5,58). Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, [s.d.]), valores de pH abaixo de 6 ou acima de 9 são prejudiciais ou letais para a maioria dos organismos aquáticos, especialmente para os peixes. De acordo com Chorus e Bartram (1999) valores de pH em torno de 7,5 são um dos fatores que ajudam na proliferação de cianobactérias. Houve diferença estatisticamente significativa entre o pH dos períodos seco e chuvoso e entre os pontos P1 e P2 ($p < 0,05$).

Figura 11 - Variação do pH da água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B)



A

B

Fonte: Elaborado pela autora.

Os maiores valores referentes à condutividade elétrica ($199,27 \mu\text{S.cm}^{-1}$) e sólidos dissolvidos totais ($115,20 \text{ mg.L}^{-1}$) ocorreram no efluente em janeiro/2016 (período chuvoso), possivelmente, relacionados com a precipitação, favorecendo o aporte de material alóctone trazido pelas chuvas e ressuspensão de sedimentos. Os menores valores ocorreram no efluente em maio de 2015 apresentando $77,70 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $42,76 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Valores altos de condutividade também foram encontrados por Lima; Campeche; Pereira (2009) no açude Manga-Nova, localizado em Petrolina-PE (semiárido), indicando um aumento de concentração de sais devido ao menor volume de água, resultado influenciado também pelas características pedológicas e geológicas da região.

As chuvas alteram o volume armazenado, promovem perturbação na dinâmica hidroquímica do corpo aquático com entrada de nutrientes e outros materiais e também favorecem as dissoluções de espécies químicas já presentes no ecossistema. Com a estiagem, ocorre redução da umidade relativa do ar, favorecendo a evaporação e diminuição do volume armazenado, o que acarreta o aumento da concentração de espécies químicas, como os sais nos corpos d'água, alterando a concentração de íons, a condutividade elétrica, entre outros e gerando modificações no equilíbrio do ecossistema (WETZEL, 2001).

Mercante et al. (2007) constataram que a condutividade manteve valores constantes acima de $79 \mu\text{S.cm}^{-1}$ em viveiros de *O. niloticus*. Para Rafiee e Saad (2005) o aumento na condutividade ao longo do período de cultivo pode ser explicado pelo acúmulo de íons oriundos da mineralização dos resíduos de ração e das excretas dos peixes. Silva (2013) encontrou valores semelhantes de sólidos dissolvidos totais abaixo de 200 mg.L^{-1} , indicando boa

qualidade da água para a piscicultura, uma vez que valores acima de 200 mg L⁻¹ podem ser prejudiciais ao desenvolvimento zootécnico dos peixes. Segundo Carvalho-Júnior et al. (2014), valores de SDT altos indicam grau de decomposição elevada e valores reduzidos indicam acentuada produção primária (algas e microrganismos aquáticos).

O maior valor dos SDT do efluente (P2) ocorreu em janeiro de 2016 (115 mg.L⁻¹). Durante o período de estudo os valores dos SDT estiveram abaixo do MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 (23%). Os sólidos totais dissolvidos (SDT) do efluente (P2), apresentaram durante o período seco valores em média 17,3% mais elevados em relação à água bruta (P1) e durante o período chuvoso apresentaram valores em média 26,9%, respectivamente, mais elevados. Houve diferença estatisticamente significativa para os valores de condutividade elétrica e SDT entre os períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$).

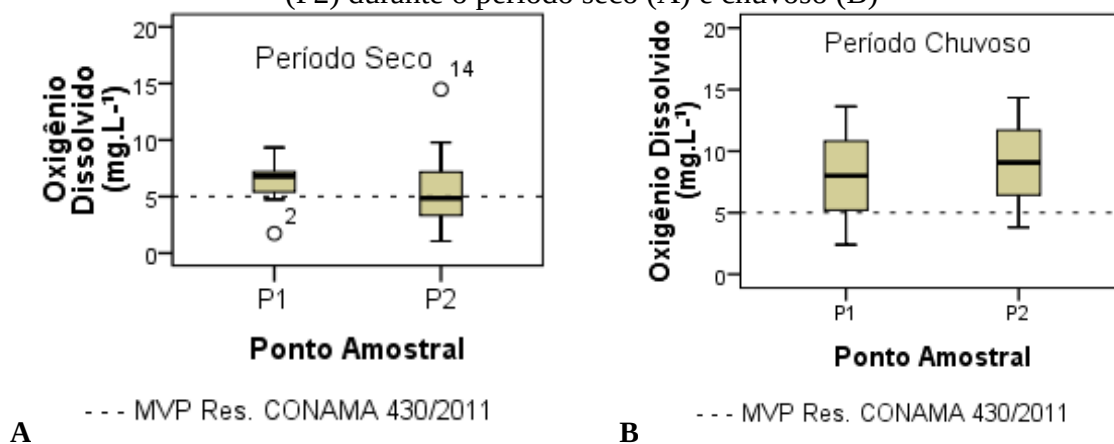
A maior concentração de oxigênio dissolvido na água bruta (P1) e no efluente (P2) ocorreu em janeiro de 2016 (período chuvoso) e julho de 2015 (período seco), apresentando 13,62 mg.L⁻¹ e 14,47 mg.L⁻¹, respectivamente. A menor concentração de oxigênio dissolvido na água bruta (P1) e no efluente ocorreu em abril de 2015 e maio de 2015 (ambos no período seco), apresentando 1,74 mg.L⁻¹ e 1,07 mg.L⁻¹, respectivamente (Figura 12A e 12B). Macêdo et al. (2007) encontraram OD variando entre 3,80 mg.L⁻¹ e 4,92 mg.L⁻¹. Chellappa et al. (2008) encontraram valores de OD entre 3,17 mg.L⁻¹ a 2m de profundidade em dezembro de 2004 e 7,60 mg.L⁻¹ na superfície do reservatório da Cruzeta (localizado na região oeste do Seridó, Rio Grande do Norte) em junho de 2005.

Segundo Rodriguez e Moullac (2000), quando os níveis de oxigênio nos viveiros de aquicultura tornam-se baixos, os organismos cultivados podem apresentar uma condição de estresse fisiológico, com o enfraquecimento do sistema imunológico e o aparecimento de infecções. A concentração do oxigênio dissolvido no efluente esteve em conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 4390/2011 apenas durante uma parte do período seco e do período chuvoso (janeiro de 2016 e fevereiro de 2016). Em abril de 2015 e março de 2016 os valores dessa variável limnológica permaneceram abaixo do recomendado pela Resolução. Esses episódios podem estar correlacionados com uma maior quantidade de matéria orgânica neste período. Lima; Campeche; Pereira (2009) destacaram que essas oscilações se devem à mudança de temperatura durante o ano: quanto menor a temperatura, maior será a quantidade de oxigênio dissolvido na água.

A *United States Protection Policy* (USEPA, 1988) e Brix (1994) observaram que quando o sistema radicular das macrófitas (*Typha* spp.) utilizadas nos leitos cultivados encontrava-se submerso, as plantas podiam através dos aerênquimas localizados nas folhas

transportar o oxigênio até às raízes para suprir a demanda respiratória dos tecidos radiculares caso o meio encontrava-se anaeróbio. No caso de afluentes aeróbios, o oxigênio necessário ao sistema radicular é obtido do referido meio.

Figura 12 - Variação do oxigênio dissolvido da água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B)

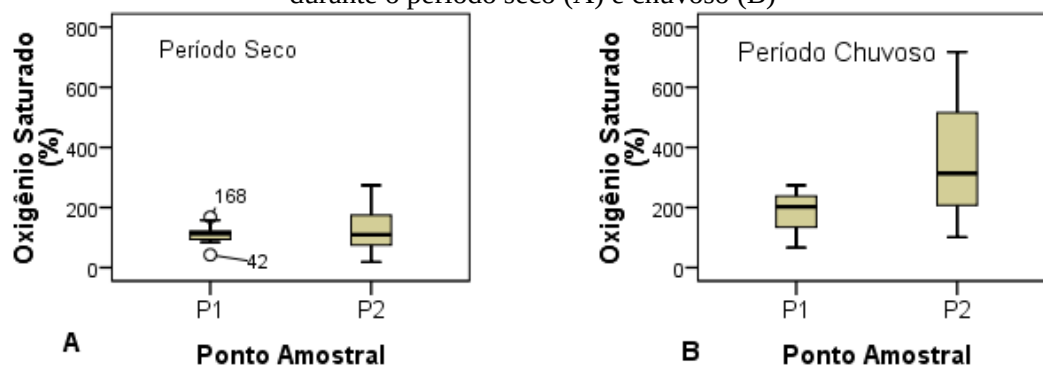


Fonte: Elaborado pela autora.

As maiores variações do oxigênio saturado na água bruta (P1) e no efluente (P2) ocorreram em janeiro de 2016 (período chuvoso), apresentando 273,49% e 717%, respectivamente. As menores variações ocorreram em abril de 2015 e junho de 2015 (período seco), apresentando 42,44% e 18,71%, respectivamente (Figuras 13A e 13B).

O teor de saturação do oxigênio na água apresenta alta capacidade de oscilação, o que é normal acontecer em ambientes de cultivo de peixe ao longo do dia (KUBITZA, 1998; ABDO; SILVA, 2000). Quando a concentração de oxigênio dissolvido atinge 45 a 50% de saturação (aproximadamente 3 a 3,5 mg.L⁻¹ a 28-30 °C), a tilápia começa a reduzir a sua atividade e, portanto, o consumo de oxigênio (ROSS; ROSS, 1983). Não houve diferença estatística significativa para o oxigênio dissolvido, nem tampouco para o oxigênio saturado entre os períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$).

Figura 13 -Variação do oxigênio saturado na água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B)



Fonte: Elaborado pela autora.

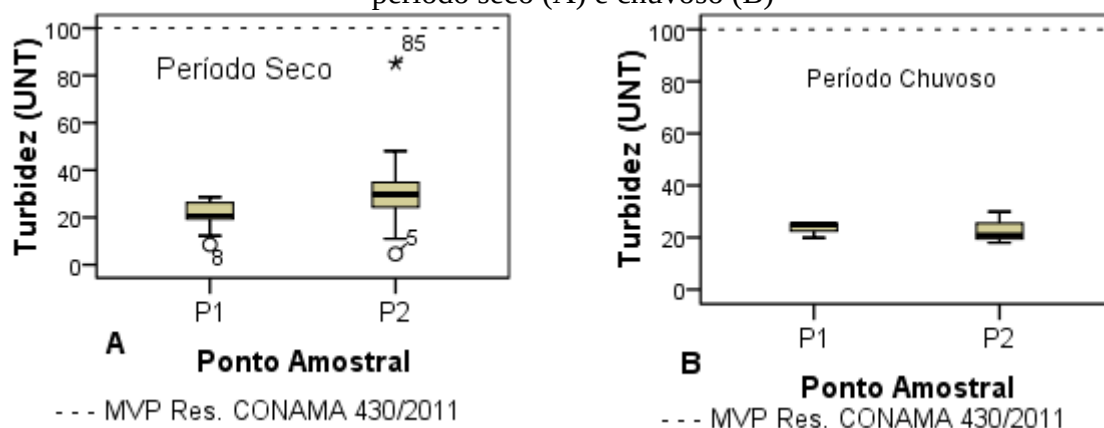
As maiores variações da turbidez da água bruta (P1) e do efluente (P2) ocorreram em março de 2016 (período chuvoso) e abril de 2015 (período seco), apresentando 31,70 UNT e 85,10 UNT, respectivamente (Figuras 14A e 14B). A turbidez é um parâmetro físico que caracteriza quantidade de materiais em suspensão na água, que pode ser elementos do solo (turbidez argilosa) ou excesso de algas (turbidez planctônica) (BARBOSA, 2015). Durante ambos os períodos a turbidez do efluente (P2) esteve em conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 (< 100 UNT). Houve diferença estatística significativa para a turbidez entre os pontos monitorados e durante os períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$).

Para Kubitzka (2003), inúmeras são as causas de turbidez na água dos viveiros: peixes revolvendo o fundo, enxurradas, erosão dos taludes, aeradores mal posicionados, etc. Albanez e Matos (2007), associaram o aumento da quantidade de matéria orgânica na água, ao uso de ração para alimentação dos peixes, que também contribui para o aumento da turbidez. As partículas que permanecem em suspensão aumentam a turbidez da água e reduzem a luminosidade e, conseqüentemente, a fotossíntese (WANTZEN; MOL, 2013), principal fonte de produção de oxigênio em tanques de cultivo (MOREIRA; VARGAS, 2001). Chacon [s.d.] destaca que a turbidez também pode alterar o ambiente aquático pelo aumento da temperatura (partículas em suspensão absorvem o calor mais rapidamente que a água) e pela sedimentação.

Segundo Gentelini et al. (2008), além de formarem uma densa rede capaz de reter as mais finas partículas em suspensão, as macrófitas *E. crassipes* e *E. densa* promoveram a redução da turbidez em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. Hussar et al. (2005), avaliando o tratamento de efluente de tanque de piscicultura através de leito cultivado obtiveram valores no efluente entre 12,0 e 78,0 UNT durante a fase experimental, verificando-

se uma remoção média de 86,43%, inferiores aos observados no presente experimento, possivelmente pela diferença de manejo empregado no cultivo de *Tilapia rendalli*.

Figura 14 - Variação da turbidez na água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B)



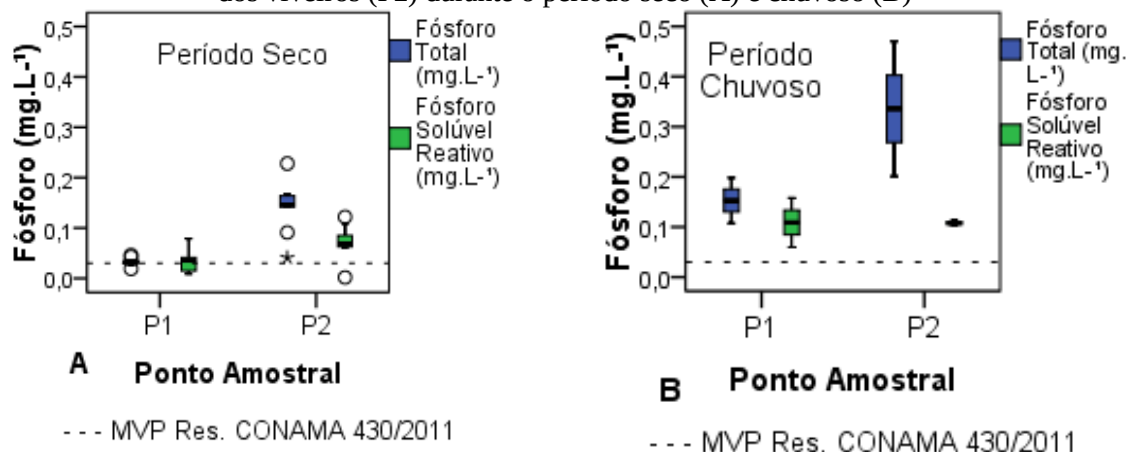
Fonte: Elaborado pela autora.

A concentração de fósforo total na água bruta (P1) variou de 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (abril de 2015, considerado período seco) a 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (março de 2016, considerado período chuvoso) e no efluente (P2) variou de 40 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (maio de 2015, período seco) a 470 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (janeiro de 2016, período chuvoso), correspondendo ao dobro da concentração da água bruta em função do cultivo.

Cerca de 83,3% das amostras do fósforo total da água bruta (P1) e 100% das amostras do efluente (P2) apresentaram valores elevados. A concentração do fósforo total da água bruta (P1) chegou a representar, em média, valores 11 % (período seco) e 211% (período chuvoso) acima da Resolução CONAMA 357/2005 para rios Classe 2 ($\text{PT} < 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ em ambiente lântico). Lima, Severi e Lopes (2011) observaram que as concentrações das formas fosfatadas variaram entre 177,304 e 765,511 $\mu\text{g L}^{-1}$ em efluente de piscicultura.

Arana (1997) observou que fontes de fósforo em efluentes de pisciculturas compreendem: ração não consumida, fezes e várias frações excretadas pelas brânquias e urina. O fósforo, também pode ser introduzido no ambiente através de fertilização química ou orgânica, e neste particular em um manejo inadequado, principalmente em águas naturalmente mesotróficas, poderá levar a um processo rápido de eutrofização.

Figura 15 - Variação do fósforo total e do fósforo reativo solúvel da água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B)



Fonte: Elaborado pela autora.

Com relação ao fósforo solúvel reativo (PSR), na água bruta (P1) a concentração variou de 0,01 mg.L⁻¹ a 0,08 mg.L⁻¹ durante o período seco e de 0,06 mg.L⁻¹ a 0,16 mg.L⁻¹ no período chuvoso. Durante o período seco a concentração do PSR do efluente (P2), variou de 0,00 mg.L⁻¹ a 0,12 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,01 mg.L⁻¹ a 0,11 mg.L⁻¹ (Figuras 15A e 15B).

Com exceção dos meses de abril de 2015 e junho de 2015, a concentração do fósforo solúvel reativo no efluente dos viveiros (P2), esteve acima do MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 (< 0,03 mg.L⁻¹ P para ambiente lântico). Para este nutriente não há limites estabelecidos. Houve diferença estatisticamente significativa para a concentração do fósforo total durante os períodos seco e chuvoso e entre os pontos P1 e P2 ($p < 0,05$), demonstrando o efeito do cultivo no aumento deste parâmetro.

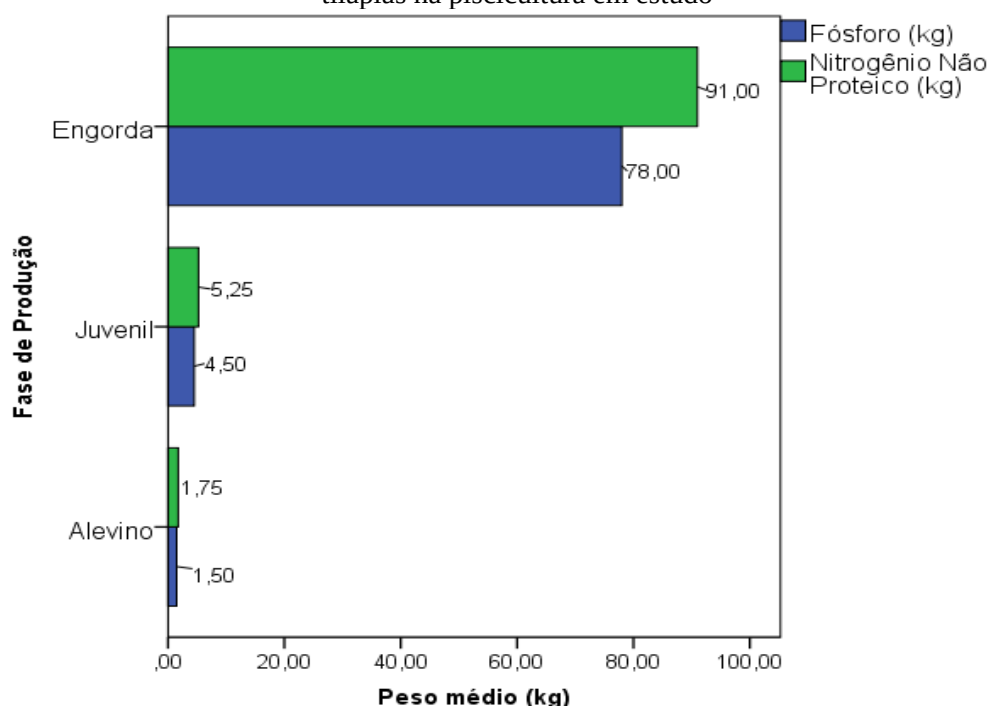
A Pesquisa de Saneamento Básico (FINEP, 2009), destacou que o fósforo não apresenta restrições sanitárias na qualidade da água, entretanto, sua importância se deve por ser um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo sob certas condições conduzir a fenômenos de eutrofização acelerada. Sipaúba-Tavares (2013) destacou que o fósforo na água pode indicar o grau de trofia no sistema aquático, ou seja, pode ser rico em nutrientes (eutrófico) ou com poucos nutrientes (oligotrófico). Segundo Attayde e Panosso (2008), conhecer a carga máxima de nutrientes gerados pelo sistema de cultivo que o ecossistema é capaz de suportar, é fundamental para o desenvolvimento da piscicultura, sendo uma importante ferramenta para o controle e preservação da qualidade da água do ambiente e para garantia da sustentabilidade da atividade.

De acordo com a Tilápia Club (2017), são necessários 56 sacos de ração (25 kg) para alimentar 1 ton. de tilápias. Considerando que a cada quilo de ração são adicionados em média 6.000 mg P.kg⁻¹ e 7.000 mg NNP.kg⁻¹ (Nitrogênio Não Proteico), respectivamente, ao final de um ciclo de produção é gerada em média uma carga de 84 kg P e 98 kg NNP (nitrogênio não proteico) por tonelada de tilápia (Tabela 11 e Figura 16).

Tabela 11 - Quantidade média de fósforo (P) e nitrogênio não proteico (NNP) por fase para alimentar 1 tonelada de tilápias na piscicultura em estudo

Fase	Qde. Sacos	Peso saco (kg)	Total (Kg)	P (kg)	NNP (kg)
Alevinos	1	25	25	1,5	1,75
Juvenil	3	25	75	4,5	5,25
Engorda	52	25	1.300	78	91
Total	56	75	1.400	84	98

Figura 16 - Geração média de fósforo e nitrogênio não proteico por fase para produção de 1 ton. de tilápias na piscicultura em estudo



Fonte: Elaborado pela autora.

Beveridge (1984) constatou que para cada kg de pescado, o meio aquático fica enriquecido com 0,75 kg de C (carbono); 0,023 kg de P; 0,10 kg de N, portanto, para cada tonelada de peixe cultivado são liberados 75 kg de carbono, 23 kg de fósforo e 100 kg de nitrogênio nos corpos d'água, respectivamente. Essa quantidade varia de acordo com a formulação das rações.

O maior impacto ocorre na fase da engorda (produção de peixes juvenis para o abate, que pode variar de 800 g a 1 kg para a tilápia, e acima de 1 kg para as espécies nativas) quando os peixes são colocados em tanques-rede diretamente no reservatório. O tanque-rede é uma unidade de cultivo que permite a produção em elevadas densidades de estocagem, ou seja, maior quantidade de peixes produzida com eficiência (MOURA, 2007). A criação de peixes em tanques-rede ou gaiolas é um sistema intensivo relativamente novo. Este sistema de produção vem viabilizando a produção de peixes em áreas que seriam impossíveis de serem exploradas pela piscicultura convencional. Por possibilitar uma alta densidade populacional por metro cúbico de um tanque-rede, exige uma alta e contínua renovação de água para remover os metabólitos e dejetos produzidos pelos peixes (PORTAL DO AGRONEGÓCIO, 2013).

No Brasil o cultivo em tanques-rede ganhou impulso na década de 1990, principalmente na região Sudeste (ONO, 1998; MEDEIROS, 2002; BRANDÃO et al., 2004), tendo como modelo as tilápias (*O. niloticus* e suas linhagens). Este sistema de produção vem crescendo no país, inclusive com incentivos governamentais, decorrente de vantagens zootécnicas sobre a piscicultura em tanques escavados. O Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) firmou um acordo com o Ministério do Meio Ambiente para que 1% das águas de reservatórios, como os de usinas hidrelétricas (aproximadamente 5.000.000 m³), seja disponibilizado para a produção de pescado em tanque-rede, através da Instrução Normativa Interministerial nº 8 de 26 de novembro de 2003 e do Decreto nº 4.895 de 25 de novembro de 2003, que regulamenta o uso das águas públicas da União para a prática de aquicultura (AMORIM, 2014).

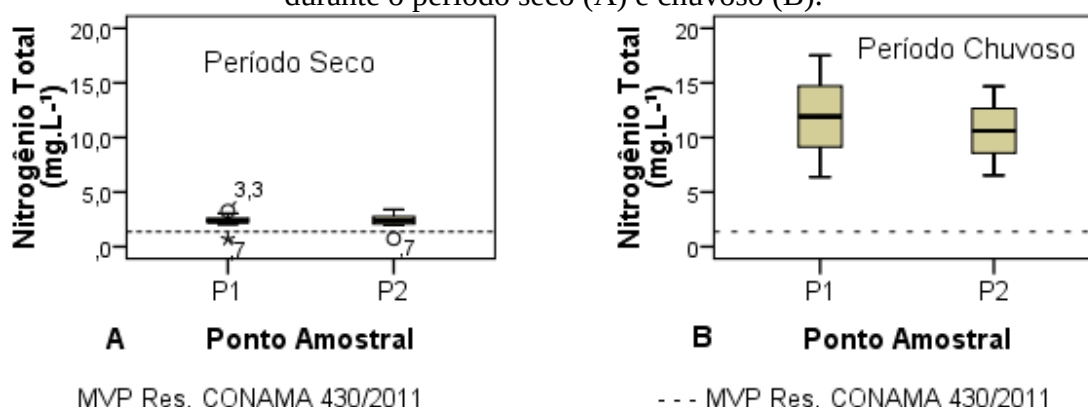
De modo similar aos sistemas de tanques escavados, no sistema de tanque-rede há entrada contínua de matéria orgânica decorrente do arraçoamento e saída de matéria representada pela conversão em biomassa de pescado (SIPAÚBA-TAVARES, 1995). Até 30% da matéria orgânica (ração) destinada à produção de pescado não é aproveitada, impactando o ecossistema aquático que pode se tornar eutrofizado se não for feito um manejo adequado (BEVERIDGE, 2004; PILLAY, 2004). O impacto causado pela produção em tanques-rede pode ser considerado elevado. Isto porque, os efluentes são lançados continuamente, sem tratamento adequado, em ecossistemas aquáticos podendo alterar as variáveis limnológicas dos reservatórios em que estão inseridos (KAUTSKY et al., 2000; PÁEZ-OSUNA, 2001; BIUDES, 2007).

O efluente, durante o período seco, apresentou concentração média de PSR 416% superior à concentração da água bruta e durante o período chuvoso apresentou concentração média 67% superior ao mesmo ponto. De acordo com Cruz et al. (2012), a alta disponibilidade do PSR é um dos fatores que estimula o aumento da biomassa e da densidade da comunidade

fitoplanctônica. Huszar et al. (2006) constataram que as concentrações de PSR foram elevadas nos tratamentos com adubação artificial e introdução de peixes. A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece limite para o PSR. Houve diferença estatisticamente significativa para a concentração do fósforo total e do fósforo solúvel reativo durante os períodos estudados ($p < 0,05$).

A concentração de nitrogênio total na água bruta variou de 0,70 mg.L⁻¹ a 3,25 mg.L⁻¹ durante o período seco e de 0,64 mg.L⁻¹ a 17,51 mg.L⁻¹ durante o período chuvoso. Durante o período seco a concentração do nitrogênio total do efluente dos viveiros (P2), variou de 0,73 mg.L⁻¹ a 3,41 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 6,53 mg.L⁻¹ a 10,61 mg.L⁻¹ (Figura 17A e 17B).

Figura 17 - Variação do nitrogênio total da água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B).



Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados apresentam diferenças nos períodos de precipitação e seca que refletem os resultados do cultivo da tilápia.

Durante a maior parte do período seco e todo o período chuvoso esse parâmetro não esteve em conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011. A origem do nitrogênio pode ser natural (água da chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular) ou artificial sendo proveniente, principalmente, de efluentes domésticos, industriais e agrícolas (BUZELLI et al., 2013). De acordo com a CODEFASF (2014), nas estações mais quentes do ano, o consumo de alimento aumenta, assim como a taxa de crescimento dos peixes, fato que associado ao aumento da precipitação pode ter provocado os valores mais elevados do NT medidos nos meses de janeiro de 2016 a março de 2016. Foi observado que no presente estudo o cultivo interferiu mais na dinâmica do fósforo do que na do nitrogênio. Não houve diferença

estatística significativa para o nitrogênio total entre os pontos monitorados durante os períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$).

Na água bruta (P1) durante o período seco a concentração de nitrito variou de 0 mg.L⁻¹ a 0,67 mg.L⁻¹ e no período chuvoso variou de 0,15 mg.L⁻¹ a 0,38 mg.L⁻¹. Durante o período seco a concentração de nitrito no efluente, após passar pelos viveiros (P2), variou de 0 mg.L⁻¹ a 0,51 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0 mg.L⁻¹ a 0,25 mg.L⁻¹ (Figuras 19A e 19B). Durante o período de estudo, o nitrito esteve em conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011.

O nitrito (NO₂⁻) é um metabólito intermediário do processo de nitrificação, durante a qual a amônia é oxidada a nitrato (NO₃⁻) através da ação de bactérias do Gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, favorecendo o acúmulo de nitrito na água (CYRINO et al., 2007). O nitrito em altas concentrações é um composto tóxico que pode provocar mortalidade para organismos aquáticos em sistemas de cultivo (BROWNELL, 1980; CAMPOS, 2012).

Na água bruta (P1) a concentração de nitrato variou de 0 mg.L⁻¹ e 0,03 mg.L⁻¹ durante o período seco e variou de 0,03 mg.L⁻¹ e 0,04 mg.L⁻¹ durante o período chuvoso. No período seco a concentração de nitrato do efluente, após passar pelos viveiros (P2), variou de 0,02 mg.L⁻¹ a 0,10 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,06 mg.L⁻¹ a 0,10 mg.L⁻¹ (Figuras 21A e 21B). Esta forma nitrogenada foi a que apresentou a maior diferença entre os resultados de P1 e P2. Durante o período de estudo, o nitrato esteve em conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 (≤ 10 mg.L⁻¹ N).

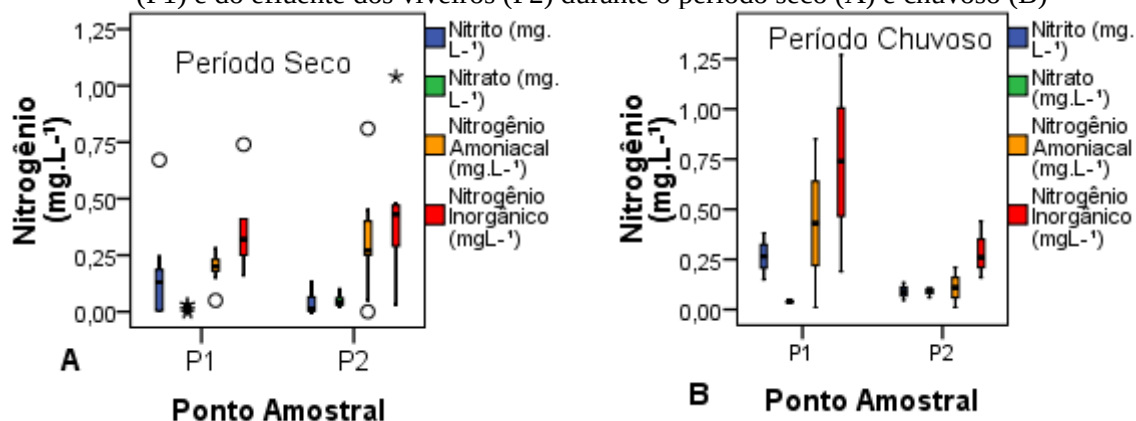
Durante o período seco o nitrogênio amoniacal na água bruta (P1) variou entre 0,05 mg.L⁻¹ e 0,28 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou entre 0,01 mg.L⁻¹ a 0,85 mg.L⁻¹. No ponto P2, a concentração do nitrogênio amoniacal variou de 0 mg.L⁻¹ a 45 mg.L⁻¹ no período seco e durante o período chuvoso variou de 0,10 mg.L⁻¹ a 0,87 mg.L⁻¹. Silva (2007) destacou que a presença de nitrogênio amoniacal na água pode indicar matéria orgânica em decomposição e que o ambiente está pobre em oxigênio. Durante ambos os períodos as concentrações de nitrogênio amoniacal permaneceram em conformidade com os limites preconizados pela Resolução CONAMA 430/2011 ($< 2,0$ mg.L⁻¹).

A amônia é altamente solúvel na água. Em águas naturais onde há a prática de piscicultura extensiva, os níveis de amônia podem ser altos (FAO, 2016). Ferreira-Júnior (2011) destacou que em condições de pH elevado (frequentes durante os períodos de elevada fotossíntese), a amônia apresenta-se em grande parte na forma livre (NH₃), tóxica aos peixes, ao invés de na forma ionizada (NH₄⁺), não tóxica. Segundo Arana (1997), a amônia excretada

pelos organismos aquáticos é oxidada em nitrato pela ação das bactérias quimioautotróficas *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, que transformam NH_4^+ em NO_2^- (nitrito) e NO_2^- em NO_3^- (nitrato).

Na água bruta (P1) a concentração de nitrogênio inorgânico (nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal) durante o período seco variou de 0,16 mg.L⁻¹ a 0,74 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,19 mg.L⁻¹ a 1,27 mg.L⁻¹. No ponto P2, a concentração do nitrogênio inorgânico durante o período seco variou de 0,03 mg.L⁻¹ a 1,04 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,26 mg.L⁻¹ a 0,44 mg.L⁻¹ (Figuras 18A e 18B). A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece MVP para o nitrogênio inorgânico.

Figura 18 - Variação do nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio inorgânico da água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) durante o período seco (A) e chuvoso (B)



Fonte: Elaborado pela autora.

Biudes (2007) avaliou a capacidade de tratamento do efluente de viveiro de manutenção de camarões reprodutores (*Macrobrachium rosenbergii*). Concluiu que as concentrações de nitrogênio inorgânico do efluente tratado em uma *wetland* com *Eichhornia crassipes* foram iguais ou menores que as concentrações da água de abastecimento do viveiro.

Amorim (2014) comprovou que as concentrações de nitrogênio inorgânico total (amônia, nitrito e nitrato) da água utilizada no experimento foi proveniente de uma das represas do Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista (CAUNESP) classificada por Pistori et al., (2010) como hipereutrófica em um cultivo sem renovação de água com substratos artificiais. Com exceção dos 30 primeiros dias de experimento, as concentrações mostraram clara tendência de aumento, entretanto, a concentração observada ao final do cultivo (0,24 mg.L⁻¹) foi inferior a inicial (0,38 mg.L⁻¹). O experimento foi realizado durante cinco meses entre novembro de 2012 e abril de 2013 em cultivo de *O. niloticus* da variedade *gift*, monossexo machos, na densidade de 1,5 peixes m⁻³ com peso médio inicial de 65,50 ± 6,65 g. O sistema

de cultivo sem renovação de água mostrou ser viável, pois os parâmetros de produção indicaram bom desempenho de produção frente aos cultivos com renovação.

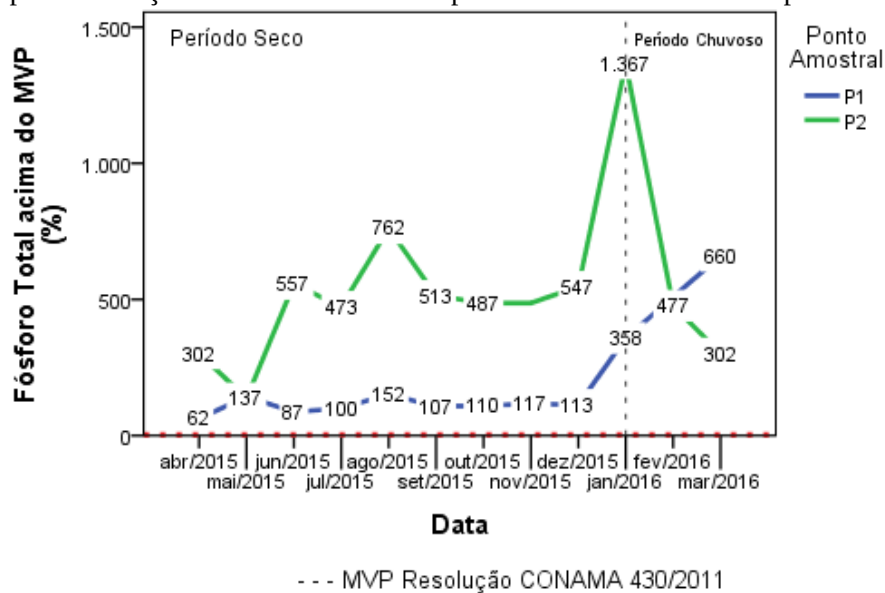
Não houve diferença estatisticamente significativa para o nitrito, nitrato, nitrogênio inorgânico entre os pontos monitorados nos períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$). Houve diferença estatística significativa para o nitrogênio amoniacal durante os períodos seco e chuvoso ($p < 0,05$).

3.3.1 Impactos dos efluentes de piscicultura

A maior concentração de fósforo total na água bruta (P1) ocorreu em março de 2016 (660%), (período chuvoso) e a menor concentração (62%) ocorreu em abril de 2015 (período seco). Em relação ao efluente (P2), a maior concentração ocorreu em janeiro de 2016 (1.367%) (período chuvoso) e a menor concentração (137%) ocorreu em abril de 2015 (período seco) (Figura 19). O efluente (P2) em relação à água bruta (P1) apresentou valores em média 447% (período seco) e 174% (período chuvoso) superiores. Em relação à Resolução CONAMA 430/2011, o efluente (P2) apresentou uma variação na concentração de fósforo total em média 635 % (período seco) e 1.119% (período chuvoso) acima do MVP ($PT < 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ em ambiente lântico).

Os elevados valores de fósforo total durante o período de estudo são semelhantes aos de resultados de Mercante (2007). Esse autor ressaltou que a atividade de piscicultura promoveu intenso processo de eutrofização na água do viveiro. Geralmente ocorre a utilização máxima da capacidade de suporte em viveiros e tanques de criação de peixes, sistemas que variam de mesotróficos a eutróficos, em que qualquer alteração, por menor que seja, pode acarretar em condições adversas no meio (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002; SIPAÚBA-TAVARES; BRAGA, 2007).

Figura 19 - Impacto do fósforo total da água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante o período de estudo



Fonte: Elaborado pela autora.

Apesar do efluente de piscicultura apresentar grande volume com baixos teores de nutrientes (N e P), quando comparado com efluentes de origem doméstica, o seu lançamento direto e contínuo nos ambientes pode resultar em uma bioacumulação crônica e posteriormente a eutrofização, com consequências ecológicas negativas sobre o ambiente aquático e para a saúde da população (SILVA, 2007). Segundo Queiroz; Silveira (2006), nos viveiros de aquicultura onde não é adotado um manejo eficiente da qualidade da água, as rações se tornam uma fonte de nutrientes que conduzem à deterioração da qualidade da água dos viveiros.

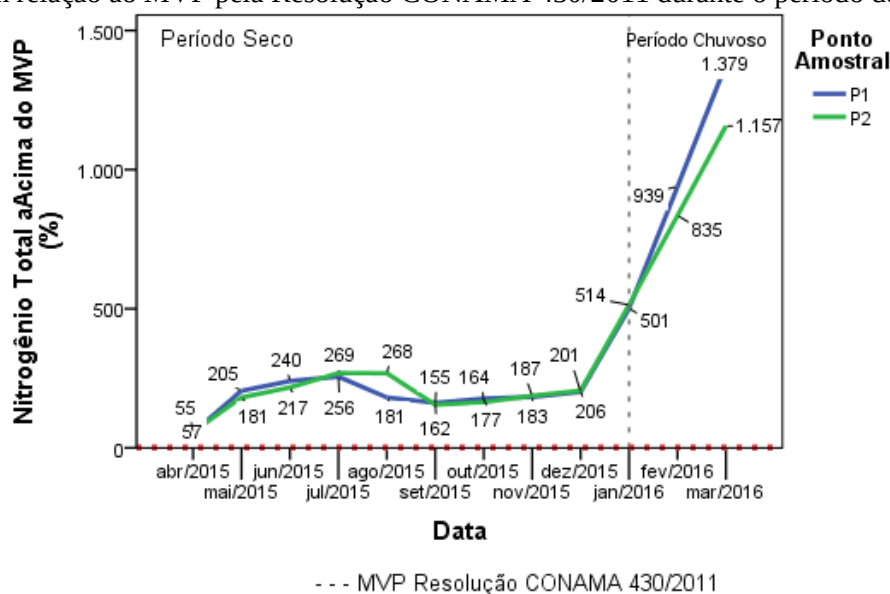
O efluente (P2) apresentou valores de nitrogênio total (NT) em média 103% superiores em relação à água bruta (P1) durante o período seco e 92% superiores durante o período chuvoso. Em relação à Resolução CONAMA 430/2011, a concentração de NT no efluente (P2) variou entre 189% (período seco) e 835% (período chuvoso) superiores ao MVP, tendo ocorrido a maior intensidade em julho de 2015 (269%). Durante o período chuvoso as concentrações de NT nas amostras coletadas variaram entre 514% e 1.379% acima do MVP (Figura 20). Em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 357/2005, a água bruta (P1) apresentou valores médios de NT oscilando entre 184% (período seco) e 940% (período chuvoso). Destaca-se que a água bruta proveniente do reservatório Itaparica, que abastece os viveiros, já tem concentração superior ao permitido pela legislação.

O nitrogênio atua como fator limitante na produção primária de ecossistemas, sendo que concentrações elevadas desse nutriente favorecem esta produção. Por isso, é um dos nutrientes

responsáveis pelo processo de eutrofização e, conseqüentemente, influencia na quantidade de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e clorofila existente no meio, podendo causar a diminuição da biodiversidade existente no local (WETZEL, 2001; ESTEVES, 2011).

Segundo Calijuri et al. (1999), o sistema aquático pode ser considerado eutrófico quando suporta proliferação massiva de cianobactérias e diminuição de oxigênio no hipolímnio. Estas florações são caracterizadas pelo intenso crescimento na superfície da água e formação de uma densa camada com espécies de ampla tolerância às alterações ambientais (MITCHELL, 1996; ELER et al., 2001; SAMPAIO et al., 2002). Os efluentes contaminados, quando lançados diretamente nas águas de rios e lagos, constituem riscos potenciais para a saúde pública, principalmente quando essas águas são utilizadas sem tratamento na preparação de alimentos, higiene pessoal e irrigação de culturas (DONINI et al., 1993; BOYD; QUEIROZ, 1997).

Figura 20 - Percentual de impacto do nitrogênio total da água bruta (P1) e do efluente dos viveiros (P2) em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 durante o período de estudo.



Fonte: Elaborado pela autora.

Os efluentes de viveiros com água de baixa qualidade, em função do elevado aporte de nutrientes e ração, geralmente apresentam uma concentração reduzida de oxigênio dissolvido e elevada concentração de nutrientes, matéria orgânica e sólidos em suspensão. A descarga desse tipo de efluente nos cursos de águas naturais pode causar eutrofização, prejudicando diretamente as comunidades aquáticas do corpo receptor, reduzindo a qualidade da água destinada a outros usos e benefícios (SILAPAJARN; BOYD, 2005).

Villareal (2003) destaca que os principais fatores que aumentam a incidência de cianobactérias:

- aumento anormal da quantidade de compostos nitrogenados e fosfatados na água, considerando que as cianobactérias possuem três elementos que limitam seu crescimento: nitrogênio, oxigênio e fósforo;
- aumento da matéria orgânica, o que favorece o aumento da quantidade de microrganismos decompositores livres na água e nos sedimentos, resultando no consumo do oxigênio dissolvido na água e favorecendo, com isto, a atividade fotossintética das cianobactérias.

A ocorrência de florações de cianobactérias em reservatórios de água utilizada para abastecimento público tem sido frequente e prejudicado os usos múltiplos da água. Estes microrganismos têm capacidade de produzir toxinas que causam grandes impactos à saúde humana e ambiental. Algumas cepas de bactérias, em especial as cianobactérias, podem causar gosto e odor desagradáveis na água. Porém, o maior dos problemas está no fato que podem produzir florações nocivas liberando compostos neurotóxicos, hepatotóxicos ou dermatotóxicos à pele de seres humanos e animais, podendo causar intoxicação e morte, dependendo do tipo da toxina, da concentração e da via de contato (SANCHES et al., 2012). Teixeira et al. (1993), relataram uma forte evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório de Itaparica (Bahia) e a morte de 88 pessoas, entre 200 intoxicadas pelo consumo de água, entre março e abril de 1988.

3.4 CONCLUSÃO

Em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios Classe 2, a água bruta que abastece os viveiros (P1), apresentou valores de condutividade elétrica oscilando entre -21% (período seco) e 61% superiores (período chuvoso), os sólidos dissolvidos totais variaram entre 55% (período seco) e 88% (período chuvoso), a concentração do fósforo total chegou a representar, em média, valores 110% (período seco) e 509% (período chuvoso) acima, o nitrogênio total variou entre 184% (período seco) e 940% (período chuvoso). A maior parte das amostras apresentou valores de condutividade acima do MVP, com exceção das amostras de abril de 2015, maio de 2015, junho de 2015, julho de 2015 e outubro de 2015. O oxigênio dissolvido esteve abaixo do MVP nas amostras de abril de 2015, setembro de 2015 e março de 2016. Os demais parâmetros atenderam à dita resolução.

Com relação ao efluente dos viveiros de piscicultura (P2), os parâmetros estiveram em conformidade com os limites preconizados pela Resolução CONAMA 430/2011, com exceção

da condutividade elétrica, do fósforo total e do nitrogênio total que apresentaram valores acima do MVP pela dita Resolução, cujos padrões são $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$, $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$, $1,27 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Com relação ao oxigênio dissolvido, parte das amostras apresentou concentrações abaixo do MVP (5 mg.L^{-1}). Em relação à Resolução CONAMA 430/2011, o efluente (P2) apresentou concentração de fósforo total em média 635 % (período seco) e 1.119% (período chuvoso) e o nitrogênio total variou entre 269% (período seco) e acima do MVP para rios classe 2 ($\text{PT} < 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ em ambiente lântico). Os demais parâmetros estiveram em conformidade com a dita resolução. O fósforo total foi o parâmetro mais impactante e apresentou um padrão sazonal com tendência à eutrofização no período seco e eutrofização durante o período chuvoso.

Os parâmetros condutividade, fósforo total e nitrogênio total, provenientes da água bruta (P1), já entraram nos viveiros com concentrações elevadas durante todo o período de estudo, enquanto algumas amostras de oxigênio dissolvido apresentaram baixas concentrações durante o período seco. O nitrito, o nitrato, o nitrogênio amoniacal, os sólidos dissolvidos totais e a turbidez apresentaram baixa concentração durante todo o período de estudo.

Com relação ao efluente (P2), a condutividade, o fósforo total e o nitrogênio total apresentaram valores elevados na saída dos viveiros. Com relação ao nitrito, foi observado que os viveiros funcionaram como uma lagoa de estabilização, fornecendo polimento para este nutriente e reduzindo sua concentração na saída tanto no período seco quanto no período chuvoso.

O fósforo total foi o parâmetro que apresentou o maior impacto para degradar a qualidade da água, tanto na água de entrada, quanto no efluente, que em janeiro de 2016 (período chuvoso) teve um pico de $0,47 \text{ mg.L}^{-1}$, correspondendo a 1.367% acima do MVP pela Resolução CONAMA 430/2011. Os resultados revelam que o efluente apresentou eutrofização durante todo o período de estudo. Possivelmente esse resultado foi decorrente do arraçoamento excessivo, despesca (pontual), operação do reservatório, carreamento de sedimentos alóctones e ressuspensão de sedimentos do fundo dos viveiros.

O reservatório Itaparica enfrenta atualmente sérios problemas ecológicos, devido a múltiplos usos da água, combinado com a mudança climática e uso e ocupação inadequado do solo (MATTA et al., 2015). Devido à escassez hídrica no semiárido, é necessário adotar estratégias para melhorar a eficiência do uso da água e adotar boas práticas de manejo, de modo a minimizar o impacto da atividade aquícola em regiões semiáridas. Com base no exposto, recomenda-se fazer o tratamento do efluente dos viveiros de piscicultura antes de ser lançado no corpo receptor em atendimento à Resolução CONAMA 430/2011, como medida para

minimizar a eutrofização, favorecer a sustentabilidade do empreendimento, garantir a segurança alimentar da população, eliminar o risco à saúde pública e à biota aquática.

4 EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UMA PISCICULTURA NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO

a) RESUMO

Em relação ao clima quente e ao Reservatório Itaparica, Itacuruba possui condições ideais para implantação de piscicultura com capacidade de produção de cerca de 100 mil toneladas por ano. Apesar da aquicultura ter se tornado uma importante fonte de renda para a população, ela gera uma grande quantidade de nutrientes e matéria orgânica quando descarregada nos corpos de água. A cidade está localizada na região semiárida, onde o regime de chuvas é extremamente irregular. Devido à escassez hídrica, é necessário adotar estratégias para melhorar a eficiência do uso da água em regiões semiáridas. O objetivo deste estudo é monitorar os parâmetros físicos e químicos da água e do efluente de uma piscicultura localizada no semiárido brasileiro e avaliar a eficiência do sistema de tratamento usando uma *wetland* construída com uma associação das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* no período seco e no período chuvoso. O sistema de tratamento consiste em uma *wetland* construída com dimensões de 100 x 25 x 2,0 m, com 6 chicanas de 0,4 x 20 m de largura. O regime de abastecimento do tanque é de fluxo contínuo, com uma vazão média de $2,61 \pm 0,12 \text{ L.s}^{-1}$ durante o período seco e $3,89 \pm 0,15 \text{ L.s}^{-1}$ durante o período chuvoso. Para que as plantas tenham tempo de absorver os nutrientes, o período de residência do efluente é de no mínimo 72 horas, com um volume útil de 4.250 m³. Foi realizada coleta da água de entrada e do efluente de saída para avaliar o sistema de tratamento entre abril de 2015 a março de 2016, correspondendo a 9 meses de período seco e 3 meses de período chuvoso. Os resultados foram comparados entre os períodos e com os limites da Resolução CONAMA 430/2011. Durante o período estudado, a temperatura do ar variou entre 23,5°C a 42,9°C. Em 2015 ocorreu uma precipitação média de 10,77 mm e durante o período chuvoso ocorreu uma precipitação média de 40,50 mm. O tratamento apresentou melhor eficiência de remoção durante o período chuvoso para a salinidade, condutividade, sólidos dissolvidos totais, fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio inorgânico e turbidez possivelmente devido à diluição dos nutrientes e material orgânico pela chuva. Durante o período seco o sistema de tratamento apresentou melhor eficiência de remoção para o fósforo solúvel reativo, o nitrogênio amoniacal e o nitrogênio total. A concentração do fósforo total na saída do sistema de tratamento esteve acima do máximo valor permissível pela Resolução CONAMA 430/2011 durante ambos os períodos em função do manejo usado no sistema de tratamento.

Palavras-chave: *Wetland* construída. Eficiência de remoção. Eutrofização. Fitorremediação. Macrófitas aquáticas. Submédio São Francisco.

4. EFFICIENCY OF A PISCICULTURE EFFLUENT TREATMENT SYSTEM IN THE PERNAMBUCO SEMI-ARID

b) ABSTRACT

Concerning the warm climate and Itaparica Lake, Itacuruba has ideal conditions to implant fish farms with production capacity of about 100 thousand tons per year. Despite aquaculture has become an important income to the population, it generates a great amount of nutrients and organic matter when discharged in the water bodies. The city is located in the semiarid region where rainfall regime is extremely irregular. Due to the water shortage, it is necessary to adopt strategies to improve the efficiency of water use in semiarid regions. The objective of this study is to evaluate aquaculture wastewater treatment using Green Liver System (a constructed wetland) in a fish farm located in Itacuruba, Brazilian semiarid. The system consists in a excavated tank using two aquatic macrophytes: *Eichhornia crassipes* and *Egeria densa*. Water samples were taken from april/2015 to march/2016 to analysis of physical and chemical parameters. Parameters of water quality were evaluated in the rainy season and the dry season. Results were compared to legislation. During the period studied, the air temperature ranged from 23.5 ° C to 42.9 ° C. In 2015 occurred an average rainfall of 10,77 mm and in the rainy period occurred an average rainfall of 40,50 mm. Results showed that rainfall during first quarter of 2016 influenced both physicochemical parameters, which is typical of tropical environments. The treatment had better removal efficiency during the rainy period for salinity, conductivity, total dissolved solids, total phosphorus, nitrite, nitrate, inorganic nitrogen and turbidity possibly due to the dilution of nutrients and organic matter by rainfall. During the dry period, the treatment system showed better removal efficiency for reactive soluble phosphorus, ammoniac nitrogen and total nitrogen. The concentration of total phosphorus at the exit of the treatment system was above the maximum allowable value by CONAMA Resolution 430/2011 during both periods, due to the employed management of the treatment system.

Keywords: Constructed wetland. Removal efficiency. Eutrophication. Phytoremediation. Aquatic macrophytes. Submedium São Francisco.

4.1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países com maior potencial para aumentar a produção da piscicultura, já que dispõe de água, espécies promissoras (tilápia, tambaqui, pirarucu, entre outros), clima favorável e alta tecnologia. A produção poderá atender às crescentes demandas domésticas e ainda ser direcionada à exportação, ampliando a demanda de empregos em toda a cadeia produtiva (LN COMUNICAÇÃO, 2017).

De acordo com os dados disponíveis, a produção de peixes por meio da aquicultura triplicou entre 1995 e 2007. O continente asiático destaca-se na produção aquícola mundial, a China é o principal país na produção de pescados em cativeiro, produzindo 41.108,306 toneladas em 2012, o que representa 45% da produção mundial. Em seguida, a América e a Europa representam 3,5% e 3,4%, respectivamente, da produção aquícola mundial (SEBRAE, 2015). Segundo o Ministério da Pesca e Aquicultura, a produção brasileira de pescado em 2013 foi de 1.241.807 toneladas, destas, 765.287 toneladas foram de origem da pesca (61,6%) e 476.512 toneladas de origem da aquicultura (38,4%) (MPA/IBGE, 2015).

O Brasil é hoje o 12º maior produtor mundial em aquicultura segundo o *Plano de Desenvolvimento da Aquicultura Brasileira* (2015) e essa atividade representa a nova fronteira para o crescimento do agronegócio. No Brasil, das 476.512 toneladas de pescado produzidas pela aquicultura em 2013, a aquicultura continental foi responsável por 392.492 toneladas (82,36%), e a aquicultura marinha foi responsável por 84.020 toneladas (17,63%) (MPA/IBGE, 2015).

A região Nordeste foi a maior produtora em 2013, com 140.748 toneladas de pescado, seguida pela região Sul, com 107.448 toneladas. Em 3º lugar veio a região Centro-Oeste, com 105.010 toneladas; em 4º lugar a região Norte, com 73.009 toneladas. Em 5º e último lugar apareceu a região Sudeste, com 50.297 toneladas (MPA, 2013). A piscicultura continental foi representada especialmente pela criação da tilápia em tanques-rede nos açudes do Ceará e nos reservatórios do Rio São Francisco em áreas da Bahia, Pernambuco e Alagoas, e pelos peixes redondos em viveiros escavados no Maranhão, Piauí, Sergipe e Bahia. Os principais polos da região foram o Reservatório Itaparica nos estados da Bahia e de Pernambuco e os açudes do Castanhão, de Orós e de Sítios Novos no Ceará (KUBITZA, CAMPOS, ONO; ISTCHUK, 2012a; KUBITZA, CAMPOS, ONO & ISTCHUK, 2012B; BRASIL, 2013A; BRASIL, 2013b).

Devido à disponibilidade de água de boa qualidade, a piscicultura vem destacando-se no município de Itacuruba, localizado no semiárido pernambucano. Essa atividade é uma

importante fonte de emprego e geração de renda, além de fornecer segurança alimentar para a população. Atraídas pelo clima e pelo espelho de água de 820 quilômetros quadrados, formado pelo Reservatório Itaparica, as empresas encontraram na cidade as condições ideais para a formação das fazendas aquícolas com capacidade de produção de cerca de 100 mil toneladas por ano (BRITTO, 2013).

Para atender à demanda por fonte de proteína de peixes, os produtores recorrem à intensificação dos sistemas de criação (manuseio excessivo, transporte e adensamento), adicionando rações altamente proteicas (CASTINE et al. 2013), ocasionando problemas em relação à sanidade dos animais e contribuindo para alterar a qualidade da água (CHAGAS et al., 2012; BRITO et al., 2015). O aumento no aporte de ração e matéria orgânica pode levar ao excesso de fitoplâncton, à baixa concentração de oxigênio dissolvido, à alta concentração de amônia, dentre outros problemas (BOYD; TUCKER, 1988).

Apesar de a piscicultura ter tornando-se uma importante fonte de renda para a população, ela pode contribuir para eutrofizar o ambiente, quando descarregada diretamente nos corpos de água, devido à enorme carga orgânica gerada no processo de produção (ASSUNÇÃO, 2011), prejudicar as comunidades aquáticas e degradar a qualidade da água destinada para outros usos múltiplos (BOYD, QUEIROZ, 2004; SILAPAJARN; BOYD, 2005). A qualidade dos efluentes não deve ser diferente da qualidade da água utilizada nas pisciculturas (MIREs, 1995).

No Brasil, o lançamento de efluentes diretamente nos corpos hídricos ainda é prática comum (MINGHINI, 2007). No semiárido os reservatórios apresentam condições climáticas e hidrológicas peculiares, poucas e curtas chuvas, velocidade do vento relativamente baixa a moderada, altas temperaturas e taxa de evaporação e um grande tempo de residência da água (CHELLAPPA et al., 2009). Tendo em vista que a piscicultura está localizada nessa região, onde o regime de chuvas é extremamente irregular, e que o reservatório Itaparica possui usos múltiplos, dentre eles: abastecimento humano, agricultura e dessedentação animal, etc., é necessário adotar estratégias para melhorar a eficiência do uso da água nessa região.

O tratamento de efluentes utilizando *wetlands* construídas com macrófitas aquáticas pode ser uma abordagem alternativa para a gestão da piscicultura. Os sistemas de tratamento de águas residuais à base de macrófitas são relativamente baratos de construir e operar, fáceis de manter e proporcionar tratamentos de águas residuais eficazes e viáveis (FARAHBAKHAZAD et al., 2000, LIN et al., 2005, GREENWAY, 2005, HADAD et al., 2006). O termo *wetlands* construídas 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 (SILVA, 2012). Inúmeros estudos demonstraram que as *wetlands* construídas podem remover com sucesso quantidades de sólidos, matéria orgânica, nitrogénio, fósforo, DBO, DQO, transparência, cor, oligoelementos e microrganismos contidos em águas residuais (LIN et al., 2002; BITAR, 2009; CHAGAS et al., 2012; TURCIUS; PAPENBROCK, 2014).

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de um sistema de tratamento de efluentes em uma piscicultura no semiárido de Pernambuco.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

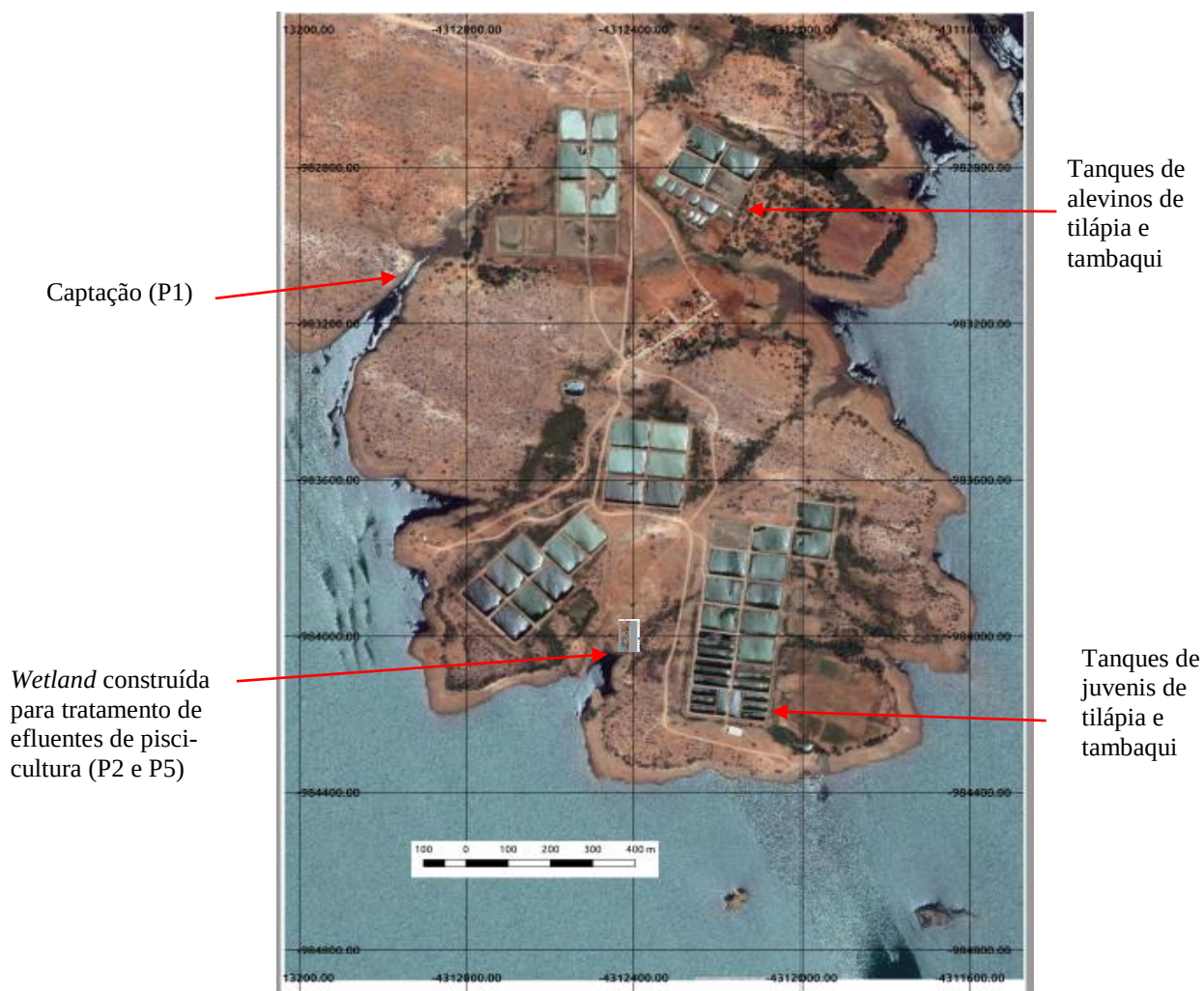
4.2.1 Descrição da área de estudo

Já foi descrito anteriormente na página 92.

4.2.2 Caracterização da piscicultura

A instalação da piscicultura foi feita com viveiros de derivação. A piscicultura opera em regime intensivo de produção e possui 6 tanques escavados para cultivo de juvenis de tilápia com 1.200 m³, e 2 tanques-escavados com 1.600 m³ e 9 tanques-escavados com 1.800m³ (Figura 21). Dois tanques escavados de 6.000 m³ são dedicados à produção de tambaquis. Os tanques são abastecidos com 75.000 L com água proveniente do reservatório Itaparica em regime de fluxo contínuo com renovação de água entre 10 a 15 dias. A piscicultura gasta em média 13.500 kg.mês⁻¹ de ração por tanque escavado. Uma parte dos efluentes dos tanques de tilápia é drenada para uma lagoa de estabilização e a outra parte é drenada para o sistema de tratamento.

Figura 21 - Vista aérea dos tanques escavados para criação de juvenis de tambaqui e tilápia, do ponto de captação de água (P1), do sistema de tratamento de efluente de piscicultura (P2 e P5)



Fonte: GOOGLE EARTH, 2016.

Os tanques escavados para criação de juvenis recebem, em média, de 10 a 12 refeições a base de ração, contabilizando 13.500 kg.mês⁻¹. Nos tanques de alevinos as refeições são divididas em três fases:

- Na primeira fase, os alevinos chegam aos tanques de alevinagem com cinco dias de vida e permanecem até 14 dias. Nessa fase, os alevinos recebem apenas ração, em torno de 10 kg.dia⁻¹;
- Na segunda fase, é adicionado hormônios a partir do 15º dia e esses permanecem em dois viveiros com profundidade de 1,5 m, até 28 dias, recebendo 10 kg.dia⁻¹ de ração;

- Na terceira fase, os alevinos vão para viveiros com profundidade menor, aproximadamente 1 m. Os alevinos passam a receber 20 kg.dia⁻¹ de ração e há introdução de hormônios e antibióticos.

4.2.3 Caracterização das macrófitas

As macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* são plantas endêmicas da região e já existem no reservatório, portanto, não estão introduzindo um novo impacto ambiental. As macrófitas foram coletadas em uma lagoa marginal próxima à piscicultura e transportadas para uma *wetland* construída.

A *E. crassipes* é uma planta aquática flutuante anual ou perene, nativa da América tropical. *E. crassipes* foi introduzida na maior parte das regiões quentes e tropicais dos continentes no final do século XIX com fins ornamentais, tendo causado nessas regiões sérios problemas ambientais (CORRÊA 1926). Apesar dos problemas causados nos locais onde foi introduzida, essa espécie tem sido aproveitada para diversos fins, como alimentação de animais, construção de armadilhas de peixes, adubos para a agricultura, medicinal, produção de papel, controle da poluição da água e produção de energia (biogás), valor ornamental e ecológico, servindo de habitat para diversos organismos aquáticos, além de ser usada para confecção de esteiras, cordas, cadeiras, cortinas e outras obras trançadas (CORRÊA 1926; MEDINA 1959; GOPAL 1987; POTT; POTT 2000).

A *Egeria densa* é uma espécie submersa, enraizada, que sofre influência da correnteza, transparência, profundidade, disponibilidade de luz e nutrientes (LANDIM et al., 20??).

4.2.4 Estimativa da Vazão e o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) ou tempo de residência

O tempo necessário para que um hipotético seguimento de fluxo atravessasse 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 relacionada 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 sistema. Quanto maior for a vazão, menor será o TDH. As *wetlands* construídas são dimensionadas adequando-se ao tempo de detenção hidráulica determinado (HARRINGTON; MCINNES, 2009).

Não foi possível medir a vazão afluyente no ponto de entrada por falta de um vertedor. Quanto à vazão do efluente na saída do sistema de tratamento (ponto P5), foi medida experimentalmente através de cronometragem do tempo médio gasto para encher um recipiente de 1,5 L de volume (medido em triplicata e tirado a média para o período seco e para o período chuvoso).

4.2.5 Caracterização do sistema de tratamento

O sistema de tratamento é uma *wetland* construída com dimensões de 100 x 25 x 2,0 m, com 6 chicanas de 0,4 x 20 m de largura (Figura 22). O regime de abastecimento do tanque é de fluxo contínuo, com uma vazão média de $2,64 \pm 0,13 \text{ L.s}^{-1}$ durante o período seco e $3,89 \pm 0,90 \text{ L.s}^{-1}$ durante o período chuvoso. Para que as plantas tenham tempo de absorver os nutrientes, o período de residência do efluente é de no mínimo 72 horas.

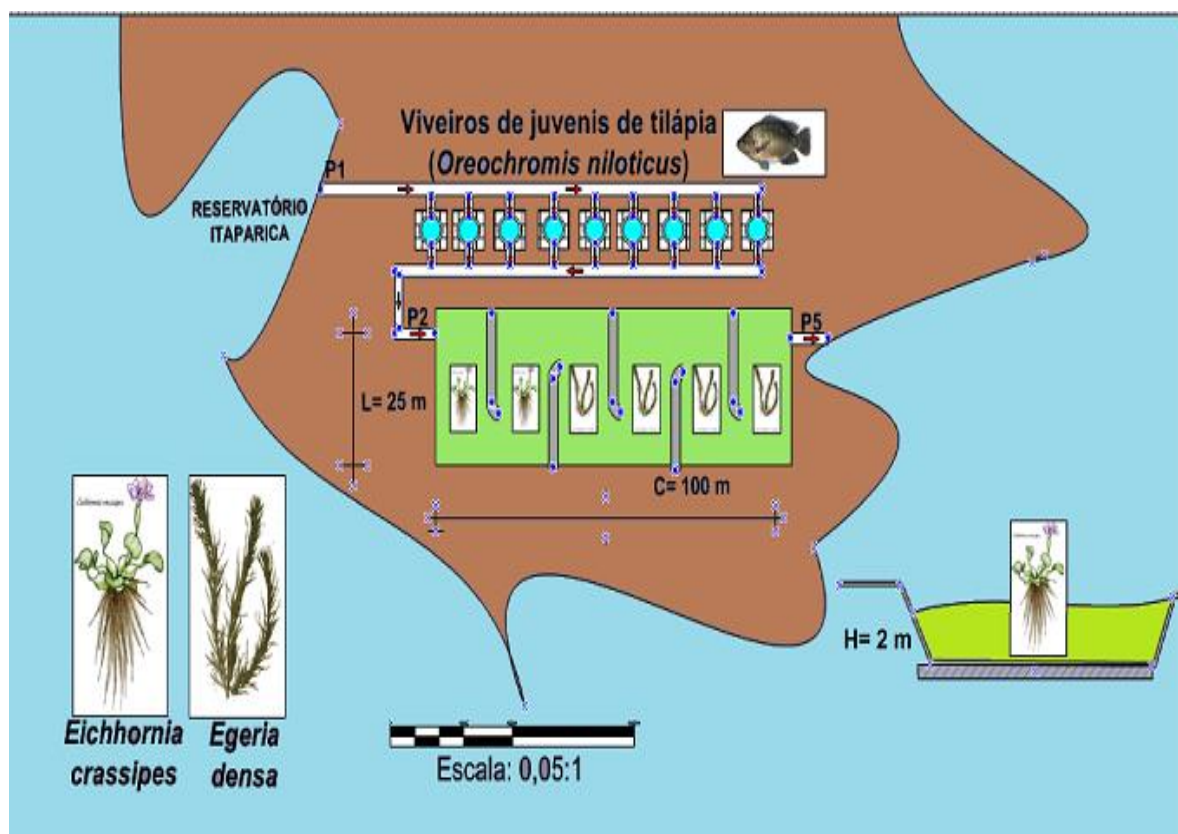
Figura 22 - Vista superior da wetland construída para tratamento de efluente de piscicultura



ÉRIKA MARQUES, 2014.

A wetland é subdividida em 6 partes (os primeiros dois sextos do tanque foram plantados com *Eichhornia crassipes*, uma espécie flutuante, e no restante com *Egeria densa*, uma espécie submersa enraizada) (Figura 23). Foram feitas coletas em dois pontos de monitoramento: o ponto P2, correspondente à entrada do efluente proveniente dos viveiros no sistema de tratamento (latitude 08° 48' 302"S e 038° 44'29,2'W); ponto P5, correspondente à saída do efluente após passar pelo sistema de tratamento (latitude 08° 48' 357"S e longitude 038° 44'33,5'W).

Figura 23 - Diagrama esquemático do sistema de tratamento de efluente de piscicultura



Fonte: Elaborado pela autora, 2014.

4.2.6 Amostragem e análises

O período de estudo teve início em abril/2015 a março/2016. Com relação à análise temporal, o período seco compreendeu os meses de abril/2015 a dezembro/2015 (9 meses) e o período chuvoso compreendeu os meses de janeiro/2016 a março/2016 (3 meses). A análise espacial foi feita levando em consideração dois pontos de monitoramento (P2 e P5). As águas que podem ser destinadas à aquicultura e à pesca estão enquadradas na Classe 2 segundo a Resolução CONAMA 357/2005. O presente trabalho baseou-se nos limites máximos de concentração de fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, oxigênio dissolvido e turbidez preconizados pela Resolução CONAMA 430/2011.

Amostras de água e efluente foram coletadas para caracterização físico e química em dois pontos amostrais: na entrada do sistema de tratamento (P2) e na saída do sistema de tratamento (P5) durante os períodos seco e chuvoso. As amostras foram coletadas entre 09:00 e 13:00 h para monitoramento dos parâmetros ambientais temperatura do ar (°C), temperatura da água (°C), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), sólidos

dissolvidos totais (mg/L) e turbidez (NTU) com uma sonda multiparamétrica Oakton modelo PCD 650.

Foram coletados mensalmente *in situ* com uma garrafa de Van Dorn amostras de água e efluente durante 12 meses para determinar oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), nitrito (mg.L^{-1}), nitrato (mg.L^{-1}), nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}), nitrogênio total Kjeldahl (mg.L^{-1}) e fósforo total (mg.L^{-1}). O nitrogênio inorgânico foi obtido pela soma dos parâmetros nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal. A saturação do oxigênio (mg/litro) foi obtida em função da temperatura e da salinidade. As amostras foram acondicionadas em garrafas de polipropileno devidamente identificadas, refrigeradas e transportadas ao Laboratório do Departamento de Química da Universidade Federal de Pernambuco para análise posterior, com exceção das amostras de nitrogênio total que foram enviadas ao Laboratório de Tecnologia Ambiental (LABTAM) do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP) para análise posterior.

Para a determinação do oxigênio dissolvido foi usado o método de Winkler modificado por Strickland e Parsons (1972). As amostras físicas e químicas da água e dos efluentes foram coletadas e analisadas conforme a metodologia proposta no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (EATON, 2012). A metodologia referente aos parâmetros avaliados encontra-se descrita na Tabela 12.

Tabela 12 - Métodos utilizados para avaliação dos parâmetros físico-químicos da água e dos efluentes

Parâmetros físico-químicos	Metodologia
Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)	Termômetro digital (<i>in situ</i>)
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH; condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$); sólidos dissolvidos totais (mg.L^{-1})	Sonda paramétrica (<i>in situ</i>)
Fósforo Total (mg.L^{-1}); Fósforo solúvel reativo (mg.L^{-1}); Nitrito (mg.L^{-1}); Nitrato (mg.L^{-1}); Nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}); Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L^{-1});	APHA (2012)
Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1})	Winkler modificado por Strickland e Parsons (1972)
Oxigênio Saturado (%)	APHA (2012)
Turbidez (NTU)	Nefelométrico

4.2.7 Avaliação do sistema de tratamento

O sistema de tratamento foi avaliado entre abril/2015 a março/2016. Tendo como base que no ano de 2015 praticamente não houve precipitação na região, considerou-se esse período como seco. O primeiro trimestre de 2016 foi considerado período chuvoso (Tabela 13).

Tabela 13 - Período de estudo subdividido em seco (n = 9) e chuvoso (n = 3)

Mês/ano	Temperatura do ar média (°C)	Pluviosidade média (mm)	Período
Abril/2015	28,8	0	Seco
Maio/2015	29,0	0	Seco
Junho/2015	29,4	0	Seco
Julho/2015	31,1	0	Seco
Agosto/2015	32,7	0	Seco
Setembro/2015	31,5	0	Seco
Outubro/2015	30,4	0	Seco
Novembro/2015	30,7	0	Seco
Dezembro/2015	31,5	0,1	Seco
Janeiro/2016	40,3	170	Chuvoso
Fevereiro/2016	36,3	1.644	Chuvoso
Março/2016	36,3	39,4	Chuvoso
Média	32,3	154,5	---

A eficiência de remoção (ER) foi calculada segundo a equação 4.1.

$$ER = \left(\frac{P2 - P5}{P2} \right) * 100\% \quad \text{Equação 4.1}$$

Onde P2 corresponde ao efluente na entrada do sistema de tratamento e P5 corresponde ao efluente na saída.

4.2.8 Avaliação do impacto da piscicultura

O percentual do impacto da água bruta (P1) e do efluente (P2) da piscicultura em relação aos MVP pela Legislação para rios Classe 2 foi calculado de acordo com as equações 4.2 e 4.3.

$$\text{Impacto de P1} = \left(\frac{\text{valor do parâmetro em P1}}{\text{MVP pela Resolução CONAMA 357 de 2005}} \right) * 100\% \quad \text{Equação 4.2}$$

$$\text{Impacto de P2} = \left(\frac{\text{valor do parâmetro em P2}}{\text{MVP pela Resolução CONAMA 430 de 2011}} \right) * 100\% \quad \text{Equação 4.3}$$

4.2.9 Padrão de lançamento de efluentes

Para o lançamento de efluentes no meio ambiente é necessário que se cumpram uma série de parâmetros físicos, químicos e biológicos (VON SPERLING, 2005). A Resolução CONAMA 430/2011 estabelece os limites das concentrações dos parâmetros temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e turbidez, dentre outros. As concentrações do efluente na saída do sistema de tratamento são comparadas com os máximos valores permissíveis (MVP) da referida resolução para rios Classe 2.

4.2.10 Manejo das macrófitas aquáticas na wetland construída

O manejo do sistema para remoção da biomassa em estágio de senescência foi realizado com periodicidade mensal (Tabela 14).

Tabela 14 - Programação do manejo das macrófitas no sistema de tratamento

Data do manejo	Período	Data do manejo	Período
25 maio/2015	Seco	19 outubro/2015	Seco
22 junho/2015	Seco	23 novembro/2015	Seco
20 julho/2015	Seco	21 dezembro/2015	Seco
17 agosto/2015	Seco	18 janeiro/2016	Chuvoso
21 setembro/2015	Seco	22 fevereiro/2016	Chuvoso

4.2.11 Análise estatística

Todos os resultados correspondem à média em triplicata dos parâmetros monitorados. A hipótese de normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk. Para comparar se houve diferenças significativas entre os períodos foi aplicado o teste de Tukey. Para verificar se existem diferenças entre os pontos foi aplicado o teste H de Kruskal Wallis, todos ao nível de 5% de significância. Para a análise de dados utilizou-se o programa IBM SPSS versão 23

para plotar os dados no formato *boxplot* e calcular os valores máximo, mínimo, médio e desvio-padrão.

O semiárido apresenta forte insolação, temperaturas relativamente altas e regime de chuvas marcado pela escassez, irregularidade e concentração das precipitações num curto período, em média, de três meses (MOURA et al., 2007). Os resultados obtidos durante o presente experimento corroboram com a constatação dos autores citados anteriormente: durante o período seco (abril a dezembro de 2015), ocorreu pluviosidade média de 10,77 mm e no período chuvoso ocorreu a maior pluviosidade (chuvas acumuladas de 121,50 mm) de acordo com os dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (2016).

Souza et al; (2004) observaram que fatores hidrológicos como precipitação, evapotranspiração, infiltração e profundidade construída influenciam a eficiência e desempenho de uma wetland em relação à remoção de poluentes. Martins; Magalhães (2015) ressaltaram que a seca plurianual iniciada em 2012, e que chegou a quatro anos de duração em 2015, é o quadriênio mais crítico em termos de totais de chuva desde 1911. Como resultado, há uma intensificação dos efeitos da seca ao longo desse período. O fenômeno El Niño provoca secas severas nas áreas centrais e norte da região Nordeste. Em setembro de 2015, 21 reservatórios estavam secos e 33, no volume morto. De acordo com a Operadora Nacional do Sistema (ONS, 2015), a longa estiagem também afetou as pisciculturas do reservatório Itaparica devido à redução do seu volume útil, que chegou a 1.739 hm³ no mês de outubro de 2014 (ONS, 2015). Não houve diferença estatisticamente significativa entre a pluviosidade dos períodos seco e chuvoso (p-valor<0,05).

Durante o período chuvoso foram registradas as maiores temperaturas do ar (33 °C – 45 °C) e são típicas da região semiárida. Segundo Toniato (2005), as condições climáticas podem favorecer o tratamento usando *wetlands* construídas por duas fortes razões: a temperatura média mais alta aumenta a atividade microbiológica; e a maior insolação faz com que as plantas se desenvolvam mais rapidamente e, conseqüentemente, aumentem a perda líquida do sistema através da evapotranspiração, reduzindo em muito o volume de efluente descartado após o tratamento. Houve diferença estatisticamente significativa entre as temperaturas do ar nos pontos P2 e P5 durante o período seco (p-valor<0,05).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios e desvios-padrão do afluente (P2) proveniente dos viveiros de *O. niloticus* e do efluente (P5) na saída do sistema de tratamento estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 - Características limnológicas do afluente (P2) proveniente dos viveiros de *O. niloticus* e do efluente (P5) na saída do sistema de tratamento.

Parâmetros	P2 (afluente)		Tukey	P5 (efluente)		Tukey	MVP Resolução CONAMA 430/2011
	Período Seco	Período chuvoso		Período Seco	Período Chuvoso		
Temperatura do ar (°C)	31,14 ± 1,49	41,10 ± 1,56		34,48 ± 0,96	38,53 ± 1,56		---
Pluviosidade (mm)	10,77 ± 4,77	40,50 ± 8,17		10771 ± 4,77	40,50 ± 8,17		---
Temperatura da água (°C)	25,91 ± 0,81	29,40 ± 1,16		25,91 ± 0,81	30,00 ± 0,58		40°C
pH	6,37 ± 0,13	7,43 ± 0,23	*	7,63 ± 0,19	8,21 ± 0,30		6<pH≤9
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	118,06 ± 10,23	179,88 ± 11,19		94,85 ± 3,87	127,55 ± 8,00		100 µS.cm ⁻¹
Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L ⁻¹)	64,25 ± 4,74	112,30 ± 1,67		54,75 ± 4,12	82,27 ± 7,14		500 mg.L ⁻¹
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	0,14 ± 0,01	0,34 ± 0,08	*	0,15 ± 0,02	0,26 ± 0,12*		0,03 mg ⁻¹
Fósforo Solúvel Reativo (mg.L ⁻¹)	0,07 ± 0,01	0,11 ± 0,00	*	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,01*	*	---
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,04 ± 0,02	0,09 ± 0,02		0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01		1 mg.L ⁻¹
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,05 ± 0,01	0,09 ± 0,01		0,05 ± 0,03*	0,07 ± 0,02		10 mg.L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	0,32 ± 0,08	0,11 ± 0,06		0,12 ± 0,02*	0,25 ± 0,11		0,6<NA≤2,0 mg.L ⁻¹
Nitrogênio Inorgânico (mg.L ⁻¹)	0,41 ± 0,10	0,29 ± 0,08		0,19 ± 0,03	9,75 ± 3,18		---
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	2,40 ± 0,24	10,61 ± 2,36		1,67 ± 0,25	0,44 ± 0,19		1,27 mg.L ⁻¹
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,82 ± 1,43	9,07 ± 3,04		3,21 ± 0,39	5,06 ± 0,96		≥5 mg.L ⁻¹
Oxigênio saturado (mg.L ⁻¹)	126,96 ± 31,08	377,39 ± 180,55		61,90 ± 8,34	115,54 ± 16,40		---
Turbidez (UNT)	33,11 ± 7,78	22,97 ± 3,57		28,67 ± 2,39	20,70 ± 5,37		100 UNT
Vazão (L.s ⁻¹)	--	--		2,64 ± 0,13	3,89 ± 0,09		---

*Diferença estatística significativa de acordo com o teste de Tuckey (APÊNDICE D)

-- Não foi possível fazer a medição.

MVP – Máximo Valor Permissível pela Resolução CONAMA 430/2011.

A menor temperatura da água (22,7 °C) na wetland construída ocorreu em outubro de 2015 e a maior temperatura (35,1 °C) ocorreu em abril de 2015, ambas ocorridas durante o período seco. O sistema de tratamento é aberto à atmosfera e exposto às variações climáticas que ocorrem no ambiente. Sipaúba-Tavares (2013) considera a temperatura da água um dos fatores ecológicos decisivos na regulação de ecossistemas aquáticos. Segundo Pedralli (1996), as temperaturas são ideais para o desenvolvimento das macrófitas *E. crassipes* (entre 25 °C e 31 °C) e *E. densa* (entre 10 °C e 30 °C). Cancian (2007) concluiu que a disponibilidade de luz e a temperatura são duas variáveis que influenciaram diretamente o crescimento das macrófitas flutuantes *P. stratiotes* e *S. molesta*. Henry-Silva e Camargo (2008) observaram que a presença de macrófitas *E. crassipes* e *P. stratiotes* diminuía a temperatura, possivelmente, devido ao sombreamento da superfície e menor absorção de raios solares pela água.

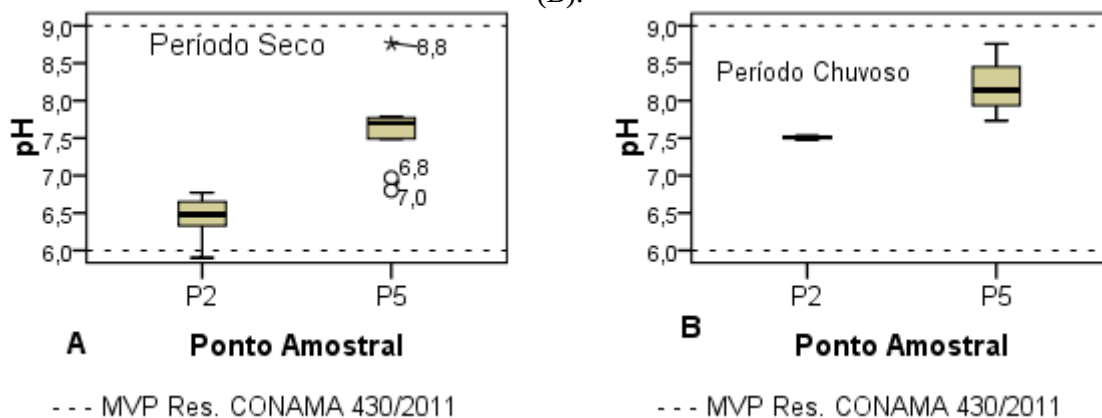
No presente estudo foi verificado que houve um aumento na temperatura do efluente na saída do sistema de tratamento com amplitudes variando entre 0,2 °C a 4,6 °C. Esse fato possivelmente decorre devido ao fato da parte da wetland correspondente à *E. densa* (macrófita enraizada) receber radiação diretamente na coluna d'água. A vazão mais elevada também foi apontada por Silva et al. (2014) para justificar o aumento de temperatura, não havendo tempo suficiente para que o sombreamento proporcionado pela *E. crassipes* (crescimento vertical) diminuísse a temperatura da água. Durante o período de estudo a temperatura da água esteve em conformidade com a Resolução CONAMA 430/2011 ($t < 40^{\circ}\text{C}$).

Durante o período seco o afluente (P2) apresentou pH com variação progressiva de ácido (5,58) a levemente ácido (6,77) e o efluente (P5) de levemente ácido (6,80) a alcalino (8,76). Durante o período chuvoso o pH permaneceu alcalino tanto no ponto P2 (7,48 a 7,53), quanto no ponto P5, (7,73 a 8,76) (Figura 24). Inversamente, Hussar e Bastos (2008) e Freitas (2010), constaram que o tratamento com *E. crassipes* alterou o pH de levemente alcalino (7,60; 7,9) para levemente ácido (6,92; 6,2) em efluentes de piscicultura. Essa redução também foi reportada por Henry-Silva e Camargo (2008) em efluentes de carcinicultura (8,2 para 7,1).

Lopes et al. (2016) observaram aumento do pH e da temperatura no sistema de tratamento de efluente e que esses podem estar relacionados com a diminuição progressiva da carga orgânica nos sistemas e também com o aumento da temperatura ambiente nos últimos dias do experimento. Freitas (2010) e Henry-Silva e Camargo (2000) atribuíram o aumento do pH à fotossíntese realizada pelo fitoplâncton que, ao assimilar o CO₂ disponível na água, aumentou os valores de pH do meio. Souza, Panitz e Vinatea (2003) observaram que as wetlands que possuíam as macrófitas *Spartina alternifolia* apresentaram maiores níveis de oxigênio dissolvido e pH em relação às wetlands que não possuíam macrófitas.

Durante o período do experimento o pH esteve em conformidade com a Resolução CONAMA 430/2011, com exceção das amostras coletadas em setembro/2015 e outubro/2015 no ponto P2, que apresentaram 5,9 e 5,5, respectivamente. Não houve diferença estatística significativa para o pH entre os períodos estudados

Figura 24 - Variação do pH em P2 e P5 durante o período seco (A) e durante o período chuvoso (B).

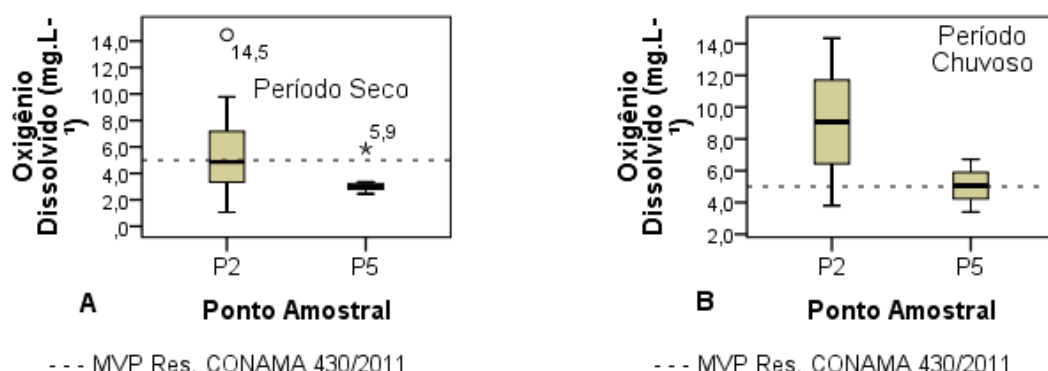


Fonte: Elaborado pela autora.

Na entrada do sistema de tratamento (P2) durante o período seco o oxigênio dissolvido (OD) variou de 1,07 mg.L⁻¹ a 14,47 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 3,80 mg.L⁻¹ a 14,34 mg.L⁻¹. Na saída do sistema (P5) durante o período seco o oxigênio dissolvido variou de 2,45 mg.L⁻¹ a 5,87 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 3,40 mg.L⁻¹ a 6,72 mg.L⁻¹ (Figura 25). A *E. crassipes* cobriu cerca de 70% da superfície da *wetland* construída. O OD só esteve em conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante os meses de agosto/2015, janeiro/2016 e fevereiro/2016.

Baccarin e Camargo (2005) avaliaram o impacto ambiental da produção de tilápias-do-Nilo em diferentes manejos alimentares e verificaram que com o aumento da biomassa dos peixes ocasionou redução gradativa dos teores de oxigênio dissolvido e aumento dos valores de turbidez e de material em suspensão do efluente, independentemente da dieta fornecida. Redução da concentração de OD decorrente da decomposição da matéria orgânica e da respiração dos animais cultivados também foi relatada por Henry-Silva et al., (2010) em viveiros de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium amazonicum* e por Henares et al., (2011) em viveiros de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*.

Figura 25 - Variação do OD em (P2) e (P5) durante os períodos seco (A) e chuvoso (B)



Fonte: Elaborado pela autora.

Em média, a variação do oxigênio dissolvido durante o período seco foi de $-7,67 \pm 33,59$ % e durante o período chuvoso foi de $35,96 \pm 12,97$ %. A nitrificação da amônia e oxidação da matéria orgânica é altamente dependente da entrada de oxigênio no ambiente alagado. Borges (2014) destaca que no processo de nitrificação há consumo de oxigênio pelas bactérias nitrificantes e quando há limitação na quantidade de OD ocorre inibição na transformação deste componente. De acordo com Faulwetter et al. (2009), concentrações mais elevadas de OD em *wetlands* promovem o processo de nitrificação, diminuindo os níveis de amônia e aumentando os de nitrato. Muitos sistemas *wetlands* tratando esgotos a nível secundário, têm reportado o aumento na concentração de oxigênio dissolvido durante a passagem do esgoto pelo tratamento (HENCH et al., 2003 usando *Typha latifolia* no tratamento de esgoto doméstico; KASEVA, 2004 usando *Phragmites mauritianus* e *Typha latifolia* no tratamento de efluente pré-tratado com reator UASB; TONIATO et al., 2005 usando macrófitas pertencentes aos gêneros *Commelinaceae* e *Asteraceae* no tratamento de efluente séptico). Houve diferença estatística significativa para o oxigênio dissolvido entre os pontos P2 e P5 durante o período seco (p -valor $<0,05$).

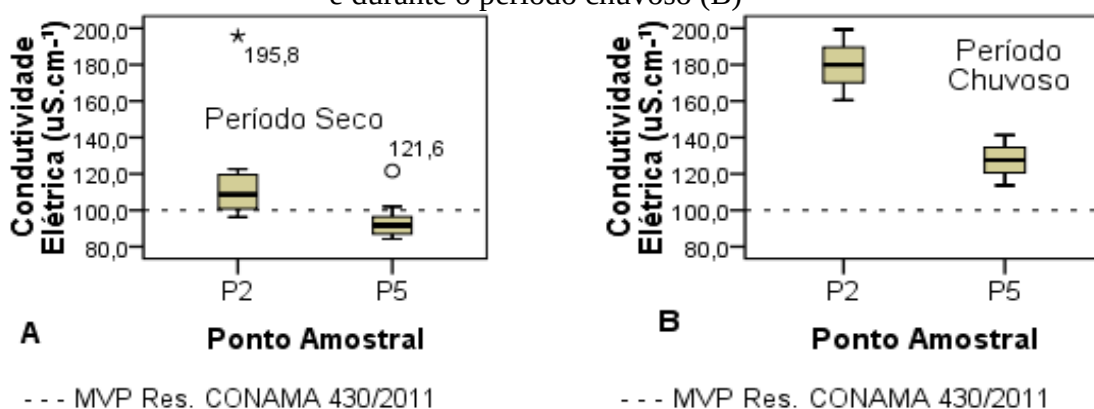
Durante o período seco o oxigênio saturado variou no afluente (P2) de 18,71% a 263,09 % e durante o período chuvoso variou de 101,33 % a 717,00 %. No efluente (P5) durante o período seco o oxigênio saturado variou de 41,74 % a 106,67 % e durante o período chuvoso variou de 82,93 % a 134,94 %. Tanto no afluente quanto no efluente, o oxigênio saturado foi superior no período chuvoso, refletindo a maior instabilidade no reservatório durante este período. Várias são as condições que podem causar supersaturação de gases na água, entre elas: atividade fotossintética intensa e rápida elevação na temperatura da água (KUBITZA, 1998). A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece limite para o oxigênio saturado (BRASIL,

2011). Não houve diferença estatística significativa para o oxigênio saturado entre os períodos seco e chuvoso (p -valor $<0,05$).

Na entrada da wetland (P2) a condutividade elétrica (CE) variou de 96,24 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ a 195,80 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e 160,50 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ a 199,27 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ durante o período seco e chuvoso, respectivamente. Na saída (P5) a condutividade elétrica variou de 84,27 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ a 121,60 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e 113,70 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ a 141,40 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ durante o período seco e durante o período chuvoso (Figura 26). Foi constatado que as macrófitas agem melhor em águas mais nutritivas.

Esteves et al. (2011) reportaram que os altos valores de CE no semiárido estão relacionados com as altas taxas de evaporação e do nível das águas dos açudes, bem como podem ter sido influenciados pela quantidade de íons liberados através da mineralização da matéria orgânica acumulada no sistema de cultivo. Mercante et al. (2007) observaram constantemente valores acima de 79 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ durante o período de estudo. Segundo Souza et al. (2000) valores altos de condutividade elétrica indicam grau de decomposição elevada e valores reduzidos indicam acentuada produção primária (algas e organismos aquáticos). A condutividade elétrica na saída do sistema esteve acima do MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 ($< 100 \mu\text{S.cm}^{-1}$) nos meses de abril/2015 e maio/2015 (período seco) e durante todo o período chuvoso.

Figura 26 - Variação da condutividade elétrica em (P2) e (P5) durante o período seco (A) e durante o período chuvoso (B)



Fonte: Elaborado pela autora.

O wetland promoveu uma variação com relação à condutividade elétrica durante o período seco de -18% a 56% e durante o período chuvoso de 12% a 43%. Em média a variação da CE durante o período seco foi de $15,67 \pm 6,91 \%$ e durante o período chuvoso foi de $27,98 \pm 8,98 \%$. Houve diferença estatística significativa para a condutividade elétrica entre os períodos estudados (p -valor $<0,05$). Durante o período seco a condutividade elétrica esteve em

conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011, com exceção de abril/2015 e maio/2015, apresentando $121,6 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $102 \mu\text{S.cm}^{-1}$, respectivamente, porém no período chuvoso não atendeu à referida legislação.

Durante o período seco a vazão efluente (P5) variou de $2,29 \text{ L.s}^{-1}$ a $3,26 \text{ L.s}^{-1}$ e durante o período chuvoso variou de $3,76 \text{ L.s}^{-1}$ a $4,05 \text{ L.s}^{-1}$.

Eficiência de remoção

A Tabela 16 apresenta a eficiência de remoção dos SDT, nutrientes e turbidez após a passagem do efluente pelo sistema de tratamento para os parâmetros nos períodos seco e chuvoso.

Tabela 16 - Eficiência de remoção (mínimo, máximo, média e desvio-padrão) após a passagem do efluente pelo sistema de tratamento para os parâmetros nos períodos seco e chuvoso

Eficiência de remoção (%)	Período Seco			Período Chuvoso		
	Mínimo	Máximo	Média e DP	Mínimo	Máximo	Média e DP
Sólidos						
Dissolvidos	-29,30 I	52,59 R	$12,40 \pm 7,28$	13,50 R	39,31 R	$26,52 \pm 7,45$ R
Totais						
Fósforo Total	-466,67 I	80,00 R	$-339,07 \pm 46,1$	0,00	80,00 R	$34,51 \pm 23,74$ R
Fósforo Solúvel	0	100,00 R	$78,95 \pm 10,12$	81,82 R	100,00 R	$90,91 \pm 5,25$ R
Reativo						
Nitrogênio Total	-2,94 I	52,49 R	$28,64 \pm 5,86$	-3,88	35,06 R	$13,10 \pm 11,52$ R
Nitrogênio Inorgânico	-58,33 I	87,50 R	$32,07 \pm 17,53$	-50,00	12,50 R	$-17,80 \pm 18,07$ I
Nitrogênio amoniacal	-220,00 I	93,33 R	$26,36 \pm 32,03$	-500,00	-109,52 I	$-245,60 \pm 93,94$ I
Nitrato	-550,00 I	70,00 R	$-31,43 \pm 65,97$	66,67	80,00 R	$71,97 \pm 4,08$ R
Nitrito	-200,00 I	84,62 R	$26,47 \pm 46,59$	66,56	83,55 R	$73,74 \pm 5,08$ R
Turbidez	-519,91 I	53,13R	$-61,13 \pm 62,84$	-92,62	10,03 R	$-34,20 \pm 30,47$ I

DP – desvio-padrão; I – incorporação; R – retirada.

Na entrada do sistema de tratamento (P2) durante o período seco os sólidos dissolvidos totais (SDT) variaram de $55,73 \text{ mg.L}^{-1}$ a $98,16 \text{ mg.L}^{-1}$ e variou de $109,40 \text{ mg.L}^{-1}$ a $115,20 \text{ mg.L}^{-1}$ no período chuvoso. Na saída do sistema (P5) durante o período seco os SDT variaram de $46,10 \text{ mg.L}^{-1}$ a $86,10 \text{ mg.L}^{-1}$ e durante o período chuvoso variou de $69,91 \text{ mg.L}^{-1}$ a $94,63 \text{ mg.L}^{-1}$. Nos meses de abril e maio de 2015, houve incorporação de SDT, apresentando eficiência de remoção de -29,30% e -4,15%, respectivamente. Nos demais meses observados houve redução deste parâmetro.

A maior eficiência de remoção do sistema de tratamento para os SDT ocorreu em agosto de 2015 (52,59%) e a menor eficiência (-29,30%) ocorreu em abril de 2015, ambos considerados período seco (Figura 27). Houve diferença estatística significativa para os SDT entre os períodos seco e chuvoso (p -valor $<0,05$). O tratamento apresentou melhor eficiência de remoção durante o período chuvoso. Debert (2002) constatou que em campo as macrófitas agem como: barreira física, interferindo na hidrodinâmica e disponibilidade de luz no corpo de água e barreira química, competindo pelos nutrientes. Esses foram os motivos pelos quais não ocorreram florações permanentes durante o período estudado. Os SDT estiveram em consonância com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011 durante ambos os períodos.

Com relação ao fósforo total, o afluente (P2) durante o período seco variou de 0,02 mg.L⁻¹ a 0,05 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,20 mg.L⁻¹ a 0,47 mg.L⁻¹. O efluente (P5) durante o período seco variou de 0,04 mg.L⁻¹ a 0,23 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,04 mg.L⁻¹ a 0,47 mg.L⁻¹. Houve redução deste nutriente apenas nos meses de fevereiro e março de 2016 (período chuvoso), apresentando eficiência de remoção de 22,88% e 77,89%, respectivamente, em função da diluição promovida pela precipitação. Nos demais meses houve incorporação de fósforo total no efluente. Durante o período seco a *wetland* construída comportou-se como doadora de fósforo para o corpo hídrico e no período chuvoso ela comportou-se como receptora do fósforo.

O fósforo total permaneceu acima do máximo valor permissível pela Resolução CONAMA 430/2011 ($< 0,03$ mg.L⁻¹) durante ambos os períodos. Não houve diferença estatisticamente significativa para o fósforo total entre os períodos seco e chuvoso (p -valor $<0,05$). A eficiência de remoção para o fósforo total variou entre -466,67% em junho de 2015 (período seco) a 0,01% em maio de 2016 (período chuvoso). O período seco apresentou eficiência média negativa (-339,07%) e o período chuvoso apresentou eficiência positiva (34,51%) (Figura 28).

Os relatos sobre a eficiência de remoção para o fósforo total são variados: Mohedano et al. (2002) obtiveram excelentes resultados usando *Lemna valdiviana*, ocasionando a redução de 96,3%; Souza et al. (2003) relatou na literatura eficiência de remoção variando 19 a 92%; Henry-Silva; Camargo (2008) reportaram que obtiveram redução de 41,9% pelo controle; 71,6% por *E. crassipes*; 69,9% *P. stratiotes* em efluente de carcinicultura. Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares (2008) obtiveram 5,2% usando uma associação de *E. crassipes*, *Eichhornia azurea*, *C. giganteus* e *T. domingensis* em efluente de aquicultura; Miranda et al. (2011) obtiveram 98,9% usando uma associação de *C. giganteus*, *T. domingensis*, *E. crassipes* e *P.*

cordata em efluente de aquicultura.; Dias; Sipaúba-Tavares (2013) obtiveram 82% na remoção de fósforo total usando *E. azurea* e *S. auriculata* em efluente de aquicultura; Silva et al. (2014) obtiveram 12,8% pela manhã e 14,4% pela tarde com o uso de *E. crassipes*, a mais em comparação com o tratamento sem a *E. crassipes* em efluente de piscicultura. Lin et al. (2002) usando *Ipomoea aquatica*, *Paspalum vaginatum* e *Phragmites australis* para tratar efluente de piscicultura, constaram que quanto maior a carga de fósforo, menor foi a taxa de remoção, diferente do observado nesta pesquisa. Contudo, é importante salientar que a eficiência em remover compostos poluentes desse tipo de tecnologia pode, após algum tempo de funcionamento, decair em função da capacidade do sistema em estocar nutrientes e matéria orgânica (KADLEC et al., 2000; KADLEC; KNIGHT, 1996; GREENWAY et al., 2003).

Figura 27 - Variação da eficiência de remoção dos SDT no sistema de tratamento durante os períodos seco e chuvoso

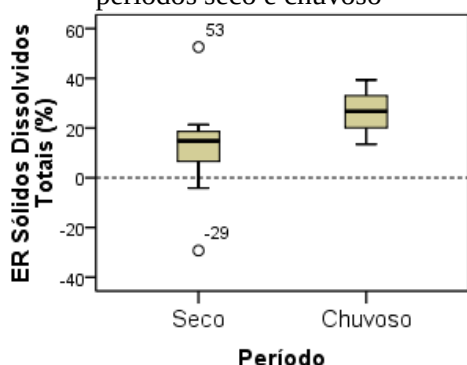
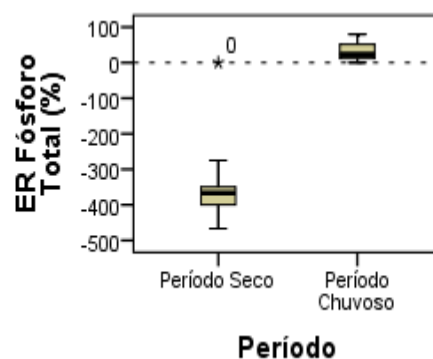


Figura 28 - Eficiência de remoção para o fósforo total durante o período seco e chuvoso



Fonte: Elaborado pela autora

Souza et al (2004) constataram que no primeiro ano de operação, a remoção do fósforo total foi máxima: 82 e 90% para os sistemas de *wetlands*, decaindo substancialmente nos anos seguintes, chegando, inclusive, em alguns dias, a produzir efluente com concentração de fósforo maior que a do afluente. Isso deve-se à capacidade limitada das macrófitas aquáticas em estocarem nutrientes na sua biomassa. Segundo Lin et al. (2002), a eficiência do sistema de tratamento é influenciada pela carga de nutrientes proveniente dos viveiros. Biudes e Camargo (2008) também associaram a eficiência do sistema de tratamento ao crescimento de biomassa das macrófitas aquáticas usadas, pois, ao atingir o estado de senescência, as plantas entram em decomposição e passam a liberar os nutrientes incorporados em sua biomassa para a coluna d'água. Poças (2015) salienta que novas plantas, crescendo em uma *wetland* recém-construída, tendem a retirar mais fósforo do que as de uma *wetland* madura (que terá fósforo liberado pelas

plantas em senescência). Além disso, meios novos tendem a ter maior capacidade de adsorção do que meios em um sistema maduro, no qual a maioria dos sítios por adsorção estará saturada.

Segundo Amorim (2014), o acúmulo de fósforo total está relacionado ao não aproveitamento pelas tilápias do N e P presente na dieta fornecida. Reforçando essa ideia, Alves e Baccarin (2005) relataram que do fósforo aportado pelo arração intensivo, 66% foram para o sedimento, 11% ficam dissolvidos na água e 23% incorporados no pescado.

Henares (2014) constatou que a remoção de fósforo é maior em sistemas com macrófitas do que em sistemas desprovidos das plantas. Conforme constatado por Monteiro (2009), a remoção de fósforo por parte das plantas, está limitada ao seu período de crescimento (durante o período de senescência, não existe qualquer captação de fósforo; além disso, nesse período, a decomposição dos resíduos vegetais liberta para a coluna de água quantidades de fósforo significativas). Já o meio tem uma capacidade limitada de adsorção, e quando esse limite é ultrapassado, a adsorção é muito reduzida.

Com relação ao fósforo solúvel reativo (PSR), o afluente (P2) durante o período seco variou de 0,01 mg.L⁻¹ a 0,12 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,10 mg.L⁻¹ a 0,11 mg.L⁻¹. No efluente (P5) durante o período seco o PSR variou de 0,00 mg.L⁻¹ a 0,02 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,00 mg.L⁻¹ a 0,02 mg.L⁻¹. A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece limites para o fósforo solúvel reativo para rios Classe 2. Houve diferença estatística significativa para o fósforo solúvel reativo entre os períodos seco e chuvoso (p-valor<0,05).

A eficiência de remoção do sistema para o fósforo solúvel reativo durante o período seco variou de 77,89 % a 103,53% e durante o período chuvoso variou de 80,80% a 96,98%, promovendo a remoção deste nutriente durante todo o período de estudo. O tratamento foi eficiente na remoção do fósforo solúvel reativo durante ambos os períodos. Travaini-Lima; Sipaúba-Tavares (2008) obtiveram 22,4% para eficiência de remoção do PSR proveniente de efluentes de aquicultura usando uma associação das macrófitas *C. giganteus*, *T. domingensis*, *P. cordata* e *E. crassipes*. Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares (2008) relataram que obtiveram 95,5% de eficiência de remoção para o PSR. Silva (2012) obteve 90% de eficiência de remoção de fosfato usando a macrófita *Chrysopogon zizanoides*.

Com relação ao nitrogênio total, o afluente (P2) durante o período seco variou de 0,73 mg.L⁻¹ a 3,41 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 6,53 mg.L⁻¹ a 14,69 mg.L⁻¹. O efluente (P5) durante o período seco variou de 0,70 mg.L⁻¹ a 3,50 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 4,24 mg.L⁻¹ a 15,26 mg.L⁻¹. A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece que o nitrogênio total em rios Classe 2 em ambientes lênticos não deverá ultrapassar 1,27 mg.L⁻¹, portanto, só a amostra coletada em abril de 2015 atendeu esse limite (0,70 mg.L⁻¹).

A eficiência de remoção (ER) para a série nitrogenada está apresentada na Figura 29. Com relação ao nitrogênio total, durante o período seco variou de -2,94% a 52,49% e durante o período chuvoso variou de -3,88% a 35,06%. Em média a eficiência de remoção do nitrogênio total durante o período seco foi de $28,73 \pm 5,87$ % e durante o período chuvoso foi de $13,10 \pm 11,51$ %. Houve diferença estatística significativa para o nitrogênio total entre os períodos seco e chuvoso (p -valor $<0,05$).

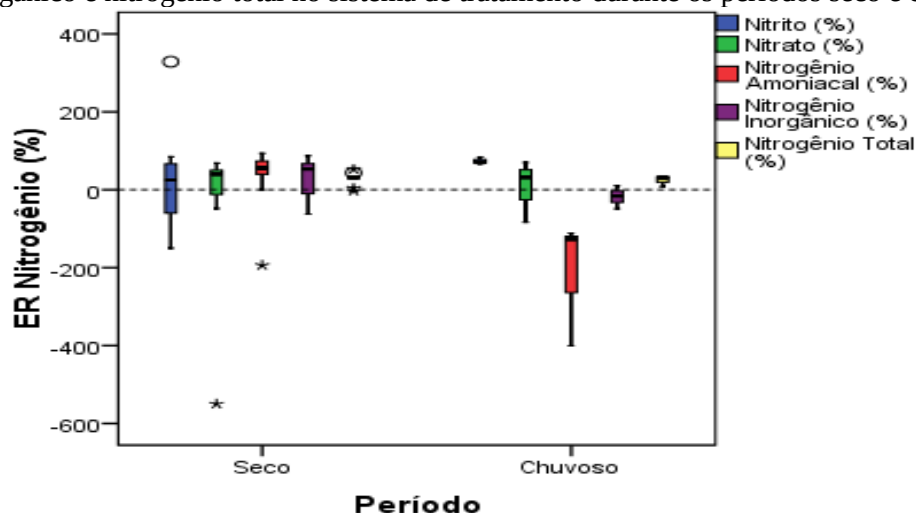
Amorim (2014) obteve uma eficiência de remoção para o nitrogênio total de 335% usando *E. crassipes* e *P. stratiotes*. Souza et al. (2003) relataram na literatura eficiência de remoção variando entre 30 a 89% para nitrogênio total e 19 a 92% para fósforo total. Tamura (2014) obteve remoção de nitrogênio total e amoniacal, respectivamente, chegou a valores de 93% e 98% de eficiência, e o nitrato chegou a 100% em tratamento de efluente sintético. Para o experimento foram utilizadas caixas de PVC todas com dimensões de 0,59 x 0,39 x 0,18 m e com um volume útil de 28 L cada com a macrófitas flutuante *P. stratiotes* para remoção do nitrogênio como opção viável para tratamento de efluentes nitrogenados. Foram instaladas quatro caixas: caixa M1 com preenchimento de 0,200 kg, cobrindo aproximadamente 25% da superfície de macrófitas, M2 com 0,470 kg, cerca de 50%, M3 com 0,810 kg e 100% da superfície, durante todo o experimento todas elas ficaram cobertas com sombrite, e Caixa controle (branco) com o efluente sem as macrófitas, também coberta com o sombrite e um plástico preto, para monitoramento do efluente sintético utilizado.

Com relação ao nitrogênio amoniacal, o afluente (P2) durante o período seco variou de 0,00 mg.L⁻¹ a 0,81 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,01 mg.L⁻¹ a 0,21 mg.L⁻¹. Na saída do sistema (P5) durante o período seco o nitrogênio amoniacal variou de 0,05 mg.L⁻¹ a 0,20 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,06 mg.L⁻¹ a 0,44 mg.L⁻¹. O nitrogênio amoniacal esteve em conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2.

A eficiência de remoção do sistema para o nitrogênio amoniacal durante o período seco variou de -193,75 % a 93,30% e durante o período chuvoso variou de -504,67% a -111,29%. O tratamento não foi eficiente na remoção amoniacal durante o mês de julho/2015 e durante o período chuvoso (janeiro/2016 a março/2016), promovendo incorporação de nitrogênio amoniacal para o corpo de água neste período. Nos demais meses houve redução deste nutriente. Durante o período seco a amônia sofreu nitrificação e no período chuvoso não sofreu. Houve diferença estatística significativa para o nitrogênio amoniacal entre os períodos seco (0,002) e chuvoso (0,625) (p -valor $<0,05$).

Latona (2002) observou que a amônia é o principal resíduo nitrogenado excretado pelos peixes, resultante do metabolismo proteico, e contribui para o aumento da decomposição microbiana de resíduos orgânicos (restos de alimentos, fezes e adubos orgânicos). No interior do viveiro a amônia é produzida pela conversão biológica do nitrogênio orgânico, sendo que a maioria das formas de nitrogênio disponível é proteica e é convertida para moléculas de amônia ou íons amônio, dependendo do pH. Em habitats aeróbicos, a nitrificação converte amônia para nitrato, que é reduzido por desnitrificação, onde o nitrogênio é volatilizado pelo processo microbiano, no qual o nitrato é convertido a gás e liberado para o ambiente. Em condições de baixo oxigênio dissolvido, favorecem o acúmulo de nitrito na água.

Figura 29 - Variação da eficiência de remoção do nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio inorgânico e nitrogênio total no sistema de tratamento durante os períodos seco e chuvoso



Fonte: Elaborado pela autora.

Travaini-Lima; Sipaúba-Tavares (2008) obtiveram 10,1% para a eficiência de remoção de amônia proveniente de efluentes de aquicultura. Redding et al. (1997) utilizando macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos no tratamento de efluentes de piscicultura com elevadas concentrações de N-amoniacal (0,2-4,3 mg/L), constataram redução de 4,3% por *Azolla filiculoides* (flutuante), 8,2 % por *Elodea nuttallii* (submersa) e 10,7% por *Rorippa nasturtium-aquaticum* (emersa). Tamura (2014) obteve remoção de nitrogênio amoniacal proveniente de efluente sintético, chegando a valores de 98% de eficiência. Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares (2008) relataram que as maiores taxas de eficiência de remoção ocorreram no período seco, principalmente em concentração, com 78% para amônia, 95,5% para SRP, 94,9% para STS e 99.9% para coliformes termotolerantes em decorrência da alta carga orgânica proveniente da ranicultura como fezes, urina, remanescentes de pele e ração, levando a uma maior decomposição em relação à remoção em uma *wetland* construída com dimensões de 23

x 0,62 m (14,3 m²) e um volume total de 2,2 m³. Borges (2014) destacou que um fator que pode contribuir para o enriquecimento de amônia no efluente de criação é a quantidade de proteína bruta e digestibilidade dos componentes presentes na ração.

Com relação ao nitrogênio inorgânico, o afluente (P2) durante o período seco variou de 0,03 mg.L⁻¹ a 1,04 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,16 mg.L⁻¹ a 0,44 mg.L⁻¹. Na saída do sistema (P5) durante o período seco o nitrogênio inorgânico variou de 0,06 mg.L⁻¹ a 0,30 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,14 mg.L⁻¹ a 0,78 mg.L⁻¹. Em julho e agosto de 2015 o sistema de tratamento promoveu incorporação deste nutriente para o corpo de água. Nos demais meses observados, houve redução do nitrogênio amoniacal.

A eficiência de remoção do sistema para o nitrogênio inorgânico durante o período seco variou de -62,22 % a 87,29% e durante o período chuvoso variou de -48,46% a 12,56%. Não houve diferença estatística significativa para o nitrogênio inorgânico entre os períodos seco e chuvoso (p-valor<0,05). O tratamento foi eficiente durante parte do período chuvoso, com exceção dos meses de julho/2015, agosto/2015 e dezembro/2015 e durante o período seco, com exceção de janeiro/2016 e fevereiro/2016. Toledo e Penha (2011) obtiveram 99,9% de eficiência de remoção para o nitrogênio inorgânico usando *Chrysopogon zizanoides* em caixas de plástico de dimensões 39,2 x 25,5 x 8 cm (5 cm de profundidade) contendo 5 L para tratamento de efluente de piscicultura.

Na entrada do sistema de tratamento (P2) durante o período seco o nitrito variou de 0,00 mg.L⁻¹ a 0,13 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,05 mg.L⁻¹ a 0,13 mg.L⁻¹. Na saída do sistema (P5) durante o período seco o fósforo total variou de 0,00 mg.L⁻¹ a 0,07 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,01 mg.L⁻¹ a 0,04 mg.L⁻¹. Com exceção de abril/2015 as concentrações de nitrito na saída do sistema de tratamento estiveram em conformidade com a Resolução CONAMA 357/2005 para rios Classe 2.

A eficiência de remoção do sistema para o nitrito durante o período seco variou de -150,00 % a 84,92% e durante o período chuvoso variou de 66,56% a 83,55%. Em média a eficiência de remoção do nitrito durante o período seco foi de $-24,21 \pm 30,50$ % e durante o período chuvoso foi de $73,74 \pm 5,08$ %. O tratamento foi eficiente na remoção do nitrito, com exceção dos meses de junho/2015, julho/2015 e agosto/2015. Houve diferença estatística significativa para o nitrito entre os períodos seco (0,129) e chuvoso (0,029) e não houve diferença estatística significativa para a eficiência de remoção entre os dois períodos (p-valor<0,05). Crispim et al. (2009) obtiveram 50% de remoção de nitrito usando *E. crassipes* e perifíton. Millan et al. (2014) obtiveram 96,9% na remoção do nitrito usando uma *wetland* construída de dimensões 71 x 1,9 x 0,3 m usando uma associação de *C. giganteus* (20 m²), *T.*

domingensis (13 m²), *E. crassipes* (10 m²) e *P. cordata* (3 m²) para tratamento de efluente de uma piscicultura. Rubim et al. (2015) obtiveram 86,8% em 4 tratamentos de efluente de piscicultura usando *E. crassipes* : T1 = 100 % de cobertura da superfície; T2 = 75 %; T3 = 50 % e T4 = 0 % (controle). As macrófitas foram colocadas em tanques de fibra de vidro de dimensões 3,7 x 0,45 x 0,20 m com 24 h de tempo de detenção hidráulico em cada tanque.

Com relação ao nitrato, durante o período seco, o afluentes (P2) apresentou concentrações variando de 0,02 mg.L⁻¹ a 0,10 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,06 mg.L⁻¹ a 0,10 mg.L⁻¹. O efluente (P5) durante o período seco apresentou concentrações variando de 0,01 mg.L⁻¹ a 0,03 mg.L⁻¹ e durante o período chuvoso variou de 0,03 mg.L⁻¹ a 0,11 mg.L⁻¹. As concentrações de nitrato estiveram em conformidade com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante todo o período. Não houve diferença estatística significativa para o nitrato entre os períodos seco e chuvoso (p-valor<0,05).

A eficiência média de remoção do sistema para o nitrato durante o período seco foi de - 59,02 % e durante o período chuvoso foi de 6,14 % (FALTA O DESVIO-PADRÃO). Nos meses de maio, agosto e dezembro de 2015 houve incorporação de nitrato pelo corpo de água. Nos demais meses observados houve redução. Segundo Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares (2008), o aumento de nitrato na saída da *wetland* indica redução dos compostos nitrogenados tóxicos (processo de nitrificação). Tamura (2014) obteve 100% de eficiência de remoção de nitrato usando *P. stratiotes*.

Dentro da *wetland* construída o nitrogênio pode ser assimilado pelas plantas e pela microflora (preferencialmente como amônia e nitrato), parte ser lixiviado para o fundo da unidade, parte liberado como gás para a atmosfera e uma fração pode sair com o efluente final, normalmente, na forma dissolvida (FINEP, 2009). De acordo com Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares (2008), aumento do nitrato na saída do “*wetland*” indica redução dos compostos nitrogenados tóxicos, indicando um processo de nitrificação.

Na entrada do sistema de tratamento (P2) durante o período seco a turbidez variou de 4,57 UNT a 85,10 UNT e durante o período chuvoso variou de 18,00 UNT a 29,90 UNT. Na saída do sistema (P5) durante o período seco a turbidez variou de 16,50 UNT a 39,90 UNT e durante o período chuvoso variou de 10,00 UNT a 26,90 UNT⁻¹. Durante todo o período a turbidez esteve abaixo do MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2.

A eficiência de remoção do sistema para a turbidez durante o período seco variou de - 519,99 % a 53,13 % e durante o período chuvoso variou de 92,313 % a 9,91 %. Em média a eficiência de remoção da turbidez durante o período seco foi de -61,19 ± 62,86 % e durante o período chuvoso foi de 34,13 ± 30,35 %. O tratamento não foi eficiente em parte do período

seco (maio/2015, julho/2015 e dezembro/2015) e durante parte do período chuvoso (fevereiro/2016 e março/2016). Hussar et al. (2005) obtiveram 84,65% de eficiência de remoção da turbidez usando *Typha* spp. Henry-Silva; Camargo (2008) obtiveram eficiência de remoção para turbidez de 30,6% pelo controle; 80,2% por *E. crassipes*; 75,2% por *P. stratiotes*; 79,8% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 81,5% por *P. stratiotes* + *E. crassipes*. Sistemas de tratamento por wetlands construídos são bastante efetivos na remoção de sólidos em suspensão (SS) e consequentemente da turbidez e muitos estudos têm comprovado tal eficiência (KADLEC; BURGOON; HENDERSON, 1997; MANNARINO, 2003; SOLANO et al., 2004). Esse sucesso é devido principalmente à processos físicos que retêm desde colóides a partículas milimétricas. O desenvolvimento das raízes no meio também estabiliza o leito evitando a formação de caminhos preferenciais de fluxo que afetariam muito a eficiência do tratamento (TONIATO et al., 2005).

A produção intensiva e superintensiva de organismos aquáticos, especialmente o cultivo de espécies carnívoras, que demandam grande quantidade de ração proteica, possuem um potencial poluidor muito maior do que nas produções extensiva e semi-intensiva, fato também comprovado por Boyd; Eгна (1997) (Quadro 1). A Associação dos Aquicultores do Espírito Santo (AQUES) contribuiu com um aumento de 736% da turbidez no rio Roça Velhas, localizado no Vale do Moxuara, no município de Cariacica (ES) (BINDA, 2006).

Não houve diferença estatística significativa para a turbidez entre os períodos seco e chuvoso e não houve diferença estatística significativa para a eficiência de remoção entre os dois períodos ($p\text{-valor} < 0,05$).

4.3.1 Impactos do efluente da piscicultura pós-tratamento com a wetland construída

Durante o período seco o afluente (P2) apresentou variação na concentração de fósforo total entre 200% (abril de 2015) a 1.233% (maio de 2015) e no período chuvoso variou entre 1.467 e% e 567% acima do MVP pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios Classe 2. Com relação ao efluente (P5), durante o período seco a concentração de fósforo total variou entre 137% (maio de 2015) a 800% (agosto de 2015) e durante o período chuvoso variou entre 1.578% (janeiro de 2016) e 148% (março de 2016) (Figura 30).

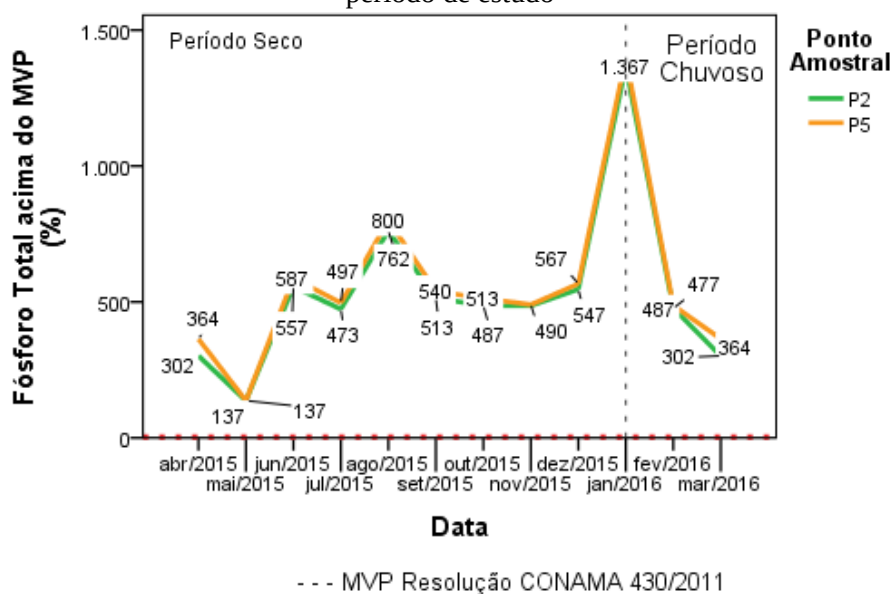
Durante o período seco o afluente (P2) e o efluente (P5) apresentaram em média concentrações de fósforo total 527% e 486%, respectivamente, acima do MVP pela Resolução CONAMA 430/2011. Durante o período chuvoso o afluente (P2) e o efluente (P5) apresentaram concentração média de fósforo total 1.022% e 863%, respectivamente, acima do MVP pela

Resolução CONAMA 430/2011. Os resultados comprovam que a wetland construída usando a associação de *E. crassipes* e *E. densa* reduziu em média a concentração de fósforo total do efluente em torno de 41% no período seco e 159% no período chuvoso, promovendo uma melhoria na qualidade da água, porém, não foi satisfatório em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011.

A concentração de nitrogênio total no afluente (P2) variou de -43% (abril de 2015) a 168% (agosto de 2015) durante o período seco e variou de -65% (janeiro de 2016) a -87% (março de 2016) durante o período chuvoso. Em relação ao efluente (P5), a concentração de nitrogênio total variou de 55% (abril de 2015) a 276% (agosto de 2015) durante o período seco e variou de 334% (janeiro de 2016) a 1.202% (março de 2016) durante o período chuvoso (Figura 31).

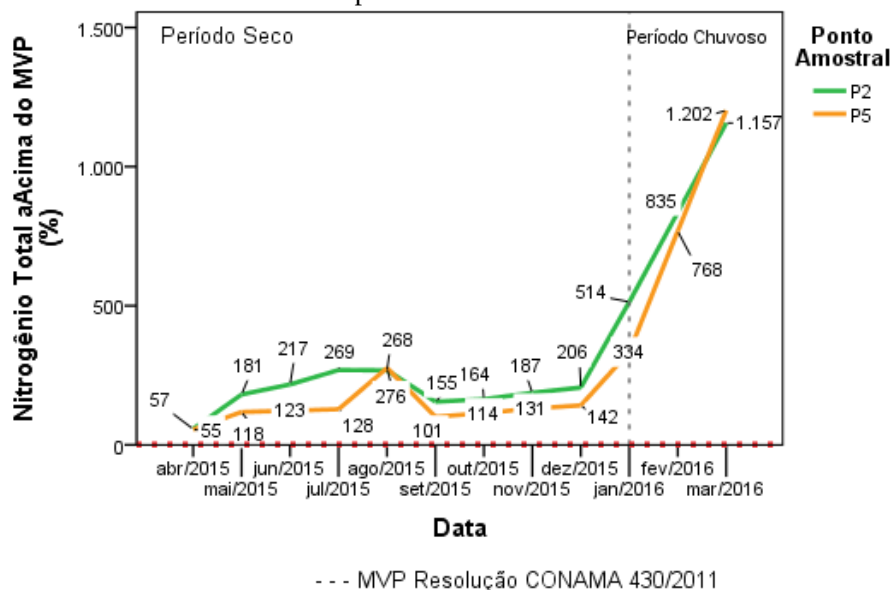
Durante os meses de abril de 2015 (período seco) e todo o período chuvoso, a concentração do nitrogênio total esteve em acordo com o MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2, porém, nos demais meses do período seco permaneceram acima do limite estabelecido. Os resultados comprovam que o tratamento usando a associação de *E. crassipes* e *E. densa* reduziu em média a concentração de nitrogênio total do efluente durante o período seco em -47% e durante o período chuvoso houve um aumento de 768%.

Figura 30 - Percentual de impacto do fósforo total da água de entrada (P2) e do efluente (P5) após o tratamento em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante o período de estudo



Elaborado pela autora:

Figura 31 - Percentual de impacto do nitrogênio total da água de entrada (P2) e do efluente (P5) após o tratamento em relação ao MVP pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 durante o período de estudo



Fonte: Elaborado pela autora.

4.4 CONCLUSÃO

Do ponto de vista operacional pode-se dizer que o sistema de tratamento foi testado sob condições críticas passando por ausência de chuva em 2015 e excesso de chuva em fevereiro/2016 (1.644 mm, correspondendo a 21% acima da média histórica de 1961 a 2016 na região).

Em média, o tratamento apresentou melhor eficiência de remoção durante o período chuvoso para os sólidos dissolvidos totais ($26,52 \pm 7,45\%$), fósforo total ($34,51 \pm 23,74\%$), fósforo solúvel reativo ($90,91 \pm 5,25\%$), nitrito ($71,97 \pm 4,08\%$), nitrato ($73,74 \pm 5,08\%$) e turbidez ($-34,19 \pm 30,47\%$), possivelmente, devido à diluição dos nutrientes e material orgânico pela chuva. Durante o período seco o sistema de tratamento apresentou melhor eficiência de remoção para o nitrogênio total ($28,64 \pm 5,86\%$), o nitrogênio amoniacal ($26,36 \pm 32,03\%$), o nitrogênio inorgânico ($32,07 \pm 17,53\%$).

Nos meses de abril/2015, maio/2015 e agosto/2015 o tratamento promoveu uma elevação na concentração do oxigênio dissolvido. Com relação ao oxigênio saturado o tratamento provocou uma variação de -200,98 % e -174,61 % nos meses de abril/2015 e maio/2015, respectivamente. Nos demais meses houve redução da concentração de oxigênio dissolvido e do oxigênio saturado.

A concentração do fósforo total do efluente (P5) esteve acima do máximo valor permissível pela Resolução CONAMA 430/2011 para rios Classe 2 (ambiente lântico) durante todo o período analisado, variando entre 55% (período seco) a 1.202% (período chuvoso). A concentração de nitrogênio total variou de 55% (abril de 2015) a 276% (agosto de 2015) durante o período seco e variou de 334% (janeiro de 2016) a 1.202% (março de 2016) durante o período chuvoso.

A *wetland* demonstrou eficiência na redução dos parâmetros analisados, com exceção do fósforo total e nitrogênio total (em parte do período seco) proveniente do efluente de piscicultura, enquadrando os parâmetros analisados aos padrões exigíveis pela Resolução CONAMA 430/2011, reduzindo o impacto da piscicultura no corpo hídrico receptor.

Para melhorar a eficiência de remoção da *wetland* construída em relação ao fósforo total e do nitrogênio total, seria necessário realizar o manejo através de podas e colheitas regulares com a periodicidade quinzenal ou talvez até semanal, uma vez que nas condições climáticas típicas do semiárido, as plantas tendem a entrar no estágio de senescência mais rapidamente em comparação com outras regiões, diminuir a profundidade da lâmina de água da *wetland* para possibilitar que a *E. densa* receba mais luminosidade e limitar a vazão do efluente gerado na entrada. Outra possibilidade seria acrescentar biofilme ao sistema de tratamento.

O uso integrado da piscicultura com sistemas de tratamento com wetlands construídas pode gerar ganhos econômicos, sociais e ambientais, contribuindo para a sustentabilidade da atividade e a proteção ambiental.

5 DIRETRIZES PARA IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DE PISCICULTURA USANDO WETLAND CONSTRUÍDA

a) RESUMO

As *wetlands* construídas são sistemas de tratamento empregados mundialmente para tratar efluentes de diversas tipologias como efluentes domésticos, industriais, agropecuários, dentre outros. Podem ser utilizados tanto no ambiente urbano quanto no ambiente rural, podendo ainda ser incorporados em paisagismo. Esses sistemas apresentam inúmeras vantagens em relação aos sistemas de tratamento convencionais, dentre eles o baixo custo, fácil manutenção, uso de recursos naturais e proteção ambiental, no entanto, sua eficiência varia em função da sazonalidade, do tempo de detenção hidráulica e do manejo da biomassa. Os critérios de dimensionamento, substrato, tipo de *wetland*, formato são muito variados, a depender do tipo e volume de efluente a ser tratado. Para que os *wetlands* operem eficientemente, é necessário atender algumas diretrizes que devem ser observadas nas fases de planejamento, construção e manutenção. A inobservância de algumas diretrizes, o planejamento inadequado ou manutenção deficiente, podem aumentar os custos do projeto e/ou até mesmo chegar a inviabilizar a obra. O objetivo desse trabalho é levantar as diretrizes para implantação de um sistema de tratamento de efluente de piscicultura usando *wetland* construída e fazer uma análise crítica do sistema de tratamento de efluentes de piscicultura que foi implantado no semiárido pernambucano (estudo de caso). Com relação aos pontos fortes (forças), a tecnologia é considerada limpa, uso dos recursos naturais, reduz os impactos ambientais provocados pela piscicultura e tem menor custo em comparação com os sistemas de tratamento convencionais. Com relação às oportunidades, a região apresenta o clima favorável e possui disponibilidade de água de boa qualidade. A tecnologia permite a geração de emprego e renda. Com relação às fraquezas, requer manutenção periódica, a eficiência do sistema está ligada à sazonalidade, queda na qualidade da água devido à senescência das plantas, rápido crescimento, foco de mosquitos. Se tratando de uma região semiárida, essa manutenção deve ser rigorosa. Com relação às ameaças, a sazonalidade pode chegar a inviabilizar a operação em caso de eventos extremos, o sistema pode ser invadido por ruminantes e alevinos, as plantas podem invadir o reservatório e se tornarem uma praga se não forem bem manejadas.

Palavras-chave: Fitorremediação. Tratamento de efluentes. Proteção dos recursos hídricos. Sustentabilidade.

b) ABSTRACT

Constructed wetlands are treatment systems used worldwide to treat effluents from several types such as domestic, industrial, agricultural and livestock effluents, among others. They can be used both in the urban environment and in the rural environment, and can be incorporated into landscaping. These systems have many advantages over conventional treatment systems, such as low cost, easy maintenance, use of natural resources and environmental protection. However, their efficiency varies according to seasonality, hydraulic holding time and water management. biomass. The criteria for sizing, substrate, type of wetland, format are very varied, depending on the type and volume of effluent to be treated. To make wetlands operate efficiently, it is necessary to meet some guidelines that must be observed in the planning, construction, and maintenance phases. Failure to comply with some guidelines, inadequate planning or poor maintenance can increase project costs and / or even turn work unviable. The objective of this work is to establish the guidelines for the implementation of a treatment system for fish effluent using built wetland and to perform a critical analysis of the fish effluent treatment system that was implanted in the semiarid state of Pernambuco (case study).

Key words: Phytoremediation. Effluent treatment. Water resources protection. Sustainability.

5.1 INTRODUÇÃO

As *wetlands* construídas são projetadas para imitar as terras úmidas naturais, retendo as águas das chuvas e removendo poluentes por sedimentação, sorção, biodegradação e absorção vegetal (DAVIS; MASTEN, 2016). Esses sistemas, conhecidos também como sistemas de alagados construídos, se distinguem como tecnologias sustentáveis por apresentarem processo construtivo e operacional simples, de consumo energético mínimo, possibilitando a sua aplicação em pequenas comunidades, áreas rurais ou distantes (MORAIS et al., 2015). Naturais ou construídas, as *wetlands* podem ser usados para o controle da poluição das águas e estão se tornando uma tecnologia global.

Levantamentos realizados, recentemente, indicaram a existência de mais de 6.000 *wetlands* construídas para tratamento de resíduos domésticos na Europa, enquanto que na América do Norte já são mais de 1.000 *wetlands* controlando a poluição de resíduos industriais e domésticos. Por outro lado, no Brasil, África, Ásia e Austrália o número de *wetlands* construídos para o tratamento de resíduos tem aumentado rapidamente (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Esses sistemas tornaram-se indicados para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente aos países de clima tropical, como é o caso do Brasil. As *wetlands* construídas têm sido empregados para tratar águas pluviais, efluentes domésticos, industriais de diversas tipologias, de empresas de mineração, agropecuários, controle de cheias, dentre outros, bem como podem ser aplicados em ambiente urbano ou rural (BRASIL, 2005). Os *wetlands* são constituídos basicamente por três elementos: substrato, macrófitas e microrganismos, estes associados possibilitam a depuração e transformação dos componentes químicos, físicos e biológicos da água residuária. Transforma os poluentes em biomassa, a qual pode ser utilizada como forma de bioenergia e pode ser incorporado ao paisagismo local (FROTA, 2016).

Os potenciais usuários do sistema de tratamento de efluentes com *wetlands* construídas variam desde empresas privadas, governos, municípios, indústrias, comércio, turismo, produtores do ramo agropecuário, técnicos agropecuários, produtores da aquicultura a pessoas em suas próprias residências.

Segundo von Sperling (1996), as *wetlands* construídas apresentam vantagens em relação aos sistemas de tratamento convencionais, dentre estas, elevada eficiência na remoção da DBO e de coliformes termotolerantes; requisitos energéticos praticamente nulos, construção, operação e manutenção simples; boa resistência a variações de carga; possibilidade de reuso da

biomassa vegetal produzida. Dentre as desvantagens estão a necessidade de grandes áreas para construção; necessidade do substrato; susceptível a entupimentos; necessidade de manejo das macrófitas; possibilidade de criação de focos de mosquitos em sistemas de fluxo superficial.

De acordo com Frascá-Scorvo et al. (2013), deve ser dada prioridade para a construção de viveiros em áreas mais planas e, com menor grau de dificuldades na terraplanagem, de tal forma que para cada 1m² de viveiro construído tem-se cerca de 0,60m³ de movimentação de terra, o que reduz o impacto ambiental e o nível de investimento dos mesmos. Com relação ao solo, este deve, preferencialmente, deve ser argiloso ou deve ser colocado material geotécnico para impedir o escoamento do efluente no subsolo.

Além da natureza do poluente, podem afetar a eficiência de remoção as seguintes variáveis: tipo de solo, meteorologia, hidrologia, hidrodinâmica, flora, fauna regras de operação e manejo do sistema (LAUTENSCHLAGER, 2001). Segundo Poças (2015), a escolha do material da combinação de macrófita, material filtrante e fluxo deve ser feita de acordo com o efluente a ser tratado e não há uma definição quanto ao tempo de detenção hidráulica ideal para cada sistema.

Os objetivos deste trabalho são levantar as diretrizes para implantação de um sistema de tratamento de efluente de piscicultura usando wetland construído e fazer uma análise crítica do sistema.

5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi conduzido em uma piscicultura na zona rural do município de Itacuruba (08°50'22,50"S e 038°41'47,38"W), localizada no Semiárido de Pernambuco. Esse município está situado na mesorregião do São Francisco Pernambucano, inserido na Bacia do Pajeú (Unidade de Planejamento UP-9), pertencente à microrregião de Itaparica e à Região de Desenvolvimento (RD) do Sertão Itaparica.

O projeto da *wetland* construída foi desenvolvido por pesquisadores da Universidade Técnica de Berlim inicialmente para tratar efluente de fármacos usados em piscicultura. Posteriormente, foi avaliada a eficiência de remoção de nutrientes e sólidos em uma piscicultura na região semiárida pernambucana para o presente estudo.

Inicialmente foi feito uma revisão da literatura para levantar quais os principais critérios devem ser levados em consideração para as fases de planejamento, construção e manutenção de um sistema de tratamento de efluente usando uma *wetland* construída. Para atingir esse objetivo foi elaborada uma tabela (Tabela 16).

Em uma etapa posterior foi feita uma segunda tabela (Tabela 17) apresentando as condições ideais e a situação real que ocorreu durante o experimento. Por fim, foi feita uma análise crítica do sistema de tratamento por meio de um diagrama SWOT apresentando as forças, fraquezas, oportunidades e ameaças ao wetland no contexto do semiárido pernambucano.

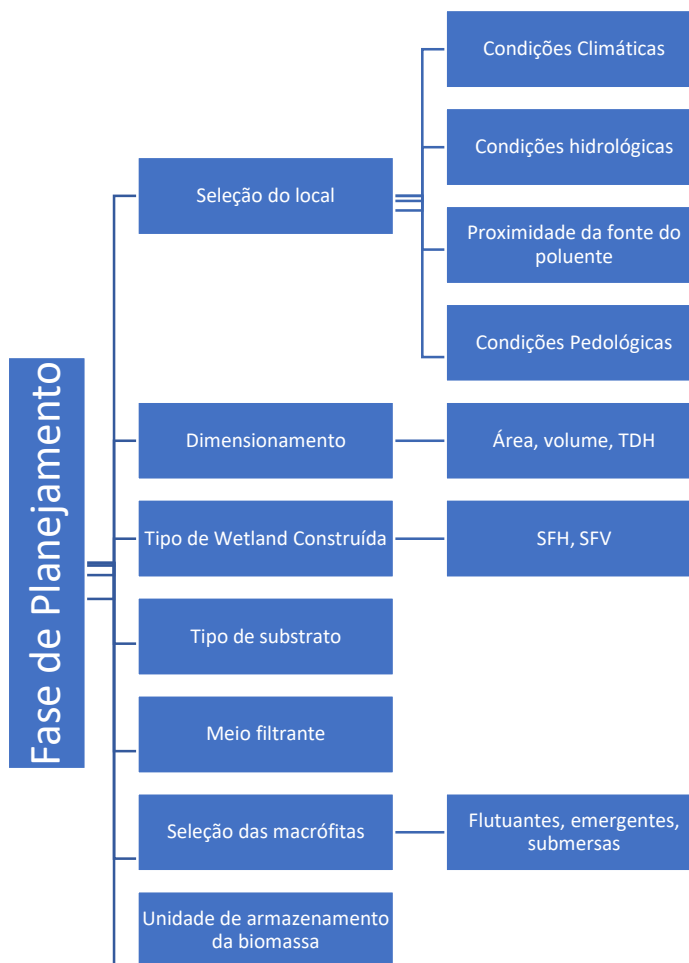
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A criação de um sistema de tratamento com *wetland* construída requer um planejamento prévio e pode ser subdividida em duas etapas: a etapa de construção propriamente dita e a etapa de estabelecimento da vegetação. A construção inclui atividades pré-construção como limpeza e preparação do terreno.

5.3.1 Fase de Planejamento

Na fase de planejamento (Figura 32) de uma *wetland* construída devem ser considerados vários critérios:

- **Seleção do local:** Weber; Prado; Kaick (2015) destacam que a escolha do local para construção de uma *wetland* deve levar em consideração diversos aspectos, os quais influenciam diretamente nos resultados obtidos. É necessário um estudo do local, quanto à disponibilidade de área, topografia, permeabilidade do solo, recursos ambientais existentes, assim como possíveis impactos na vizinhança. Dupoldt et al. (2000) citam alguns critérios que o melhor local para implantação deve seguir: proximidade da fonte do efluente; declividade (2 a 4% para que a água flua pela gravidade), solo passível de compactação para evitar desmoronamento dos taludes, e minimizar o risco de uma contaminação das águas subterrâneas; a *wetland* deve estar acima do lençol freático. A *wetland* pode ser implantada em um ambiente urbano ou rural, podendo ser incorporado ao paisagismo local, dentre outros.

Figura 32 - Caracterização da fase de planejamento de uma *wetland* construída

Fonte: Elaborado pela autora (MARQUES, 2015).

- **Disponibilidade de terreno:** o custo da compra e/ou aluguel pode ser um fator impeditivo para a implantação de uma *wetland* construída.
- **Topografia:** deve ser dada prioridade para áreas planas (2 a 4% de declividade no máximo).
- **Fatores climáticos:** é necessário conhecer a temperatura, pluviosidade, umidade e evapotranspiração da região, pois esses fatores podem alterar a eficiência de remoção da *wetland*. Pelo fato de se portarem como corpos d'água abertos à atmosfera, as *wetlands* construídas são diretamente influenciadas pelas condições climáticas da região onde se planeja construir o sistema. Há situações em que as *wetlands* podem diminuir a eficiência de tratamento, devido às chuvas fortes que aumentam o fluxo rapidamente, diminuindo o tempo que o efluente permanece no sistema. O aumento no fluxo pode diluir alguns poluentes dissolvidos, enquanto aumenta a quantidade de materiais em suspensão (DUPOLDT et al., 2000). Lautenschlager (2001) destaca que

fatores climáticos podem afetar o funcionamento de *wetlands* em função da temperatura (afeta taxa de reações físico-químicas e bioquímicas), radiação solar (afeta a taxa de crescimento da vegetação), precipitação (afeta o balanço hídrico das *wetlands*) e o vento (afeta as taxas de evapotranspiração).

- **Proximidade da fonte dos tanques de piscicultura:** O sistema pode ser implantado em vias navegáveis, linhas de drenagem, fontes, lagos e reservatórios como medida para reduzir ou mitigar a degradação da qualidade da água. Também pode ser instalada em diversos tipos de uso da terra, por exemplo, adjacentes à agricultura irrigada ou à aquicultura terrestre (MARQUES, 2015; MARQUES; PFLUGMACHER, 2017).
- **Água:** antes de se iniciar a construção de um wetland deve ser feita uma caracterização quantitativa e qualitativa da água e do tipo de efluente a ser tratado (análise físico-química, biológica e/ou ecotoxicológica). Uma série de parâmetros de qualidade de água podem ser monitorados na piscicultura, dentre eles: pH, salinidade, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos totais, temperatura, clorofila-a, fósforo e compostos de nitrogênio, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, cor, transparência, dentre outros.
- **Tecnologia:** os *wetlands* construídos são classificados, principalmente, pelo regime de escoamento do líquido no sistema. As variações mais comuns são os sistemas de escoamento subsuperficial vertical e horizontal, em que não há lâmina d'água aparente:
 - **Wetland Construída de Fluxo Vertical Descendente ou Ascendente:** não há lâmina d'água aparente. Os sistemas verticais podem receber esgotos brutos sobre sua superfície. Segundo Nivala et al. (2013), o efluente atravessa um meio filtrante, normalmente feito de areia e brita, e a água tratada é coletada pela tubulação da parte inferior da wetland;
 - **Wetland Construída de Fluxo Horizontal:** os sistemas horizontais devem receber efluentes mais clarificados (com menor teor de sólidos). Pode ser classificado em superficial ou subsuperficial. Os wetlands superficiais, em que é visível o espelho d'água, são mais utilizados para efluentes com menores teores de matéria orgânica e sólidos, como etapa para polimento final ou armazenamento de água para reuso (WETLANDS CONSTRUÍDOS, 2016).
 - **Wetlands construídas com fluxo superficial:** são áreas projetadas para simular lagoas do tipo pântano, com vegetação variada, já as que utilizam fluxo subsuperficial, o efluente atravessa, horizontalmente ou verticalmente, um leito

filtrante cultivado com vegetação do tipo macrófitas aquáticas emergentes. Nas wetlands subsuperficiais, a areia, ou algum outro tipo de solo hidráulico, age como meio filtrante e soma-se ao cultivo de vegetação, que proporcionará a zona de raízes, atuante no tratamento (WEBER, PRADO; KAICK, 2015)

- **Off-line ou in-line:** uma wetland construída é off-line, quando é previsto um desvio da água em excesso que vai para o curso de água mais próximo, sendo esta a melhor situação. Caso seja *in-line* não há desvio da água. Tudo dependerá da situação local. O importante é construir a wetland em local onde não haja inundações para a vegetação não ser destruída (THOMAZ, 2009).
- **Design hidrodinâmico:** é crucial para o sucesso de estabilização da vegetação emergente e submersa, e consequentemente, da performance da wetland. De forma a otimizar sua eficiência de tratamento, os wetlands devem apresentar um escoamento mais próximo possível do fluxo pistão (MATTOS e LUCRÉCIO, 2012).
- **Morfometria (forma e dimensões):** *Wetlands* mal projetadas geralmente resultam em problemas operacionais e de manejo e não oferecem a qualidade do tratamento de água desejado. O formato da *wetland*, a batimetria e o local de entrada e saída, devem facilitar o fluxo uniforme através da wetland, evitando zonas com distribuição pobre. As wetlands devem ser projetadas de forma a permitir seu esvaziamento ocasionalmente, como ocorre em regimes hidrológicos de *wetlands* naturais, possibilitando o umedecimento e a secagem dos sedimentos (importante para a remoção de nutrientes) e a sustentabilidade da vegetação por longo tempo (regeneração das macrófitas e crescimento) (MELBOURNE WATER, 2010).
- **Condições Pedológicas:** As características e as propriedades das *wetlands* variam grandemente dependendo da geologia, da geomorfologia e dos solos da área considerada (SALATI, 2006). Nesse sentido, antes de implantar a *wetland* construída é importante estudar a topografia do local escolhido e fazer um estudo do tipo do solo local para evitar futuros problemas. Preferencialmente devem ser utilizados solos com baixa permeabilidade (solos argilosos) e terrenos com declividade reduzida (ORMONDE, 2012). Para terraplanagem são usados tratores para remover e empilhar as camadas de solo. A etapa final consiste em nivelar o fundo das células do *wetland* para otimizar o fluxo das águas residuárias (WETLANDS INTERNACIONAL, 2003).
- **Dimensionamento:** o dimensionamento das *wetlands* construídas é fundamental para o planejamento e a determinação da viabilidade do uso desta tecnologia. É desejável

que as *wetlands* ocupem pequenas áreas para não reduzir o espaço de outra atividade (CAMARGO e HENARES, 2008). Em relação à área superficial empregada, os trabalhos publicados no Brasil apresentam uma grande variação de valores, com estudos em *wetland* construída de escala de bancada, cuja área é de 0,41 m², até sistemas em escala de campo com 450 m². Em relação à geometria são adotados, na grande maioria dos estudos, uma geometria retangular, com comprimento bem superior à largura, a fim de promover uma tendência de escoamento tal qual fluxo pistão (SEZERINO et al., 2015). Com relação ao dimensionamento das *wetlands* construídas, Galvão (2009) cita o comprimento (L_w), a altura da lâmina d'água (h), a largura (b), o coeficiente de rugosidade de Manning (n), a declividade (I) e a vazão (Q).

- **Profundidade:** em relação à profundidade são adotados, na grande maioria dos estudos, valores máximos de 1,50 m de profundidade. A sensibilidade da vegetação à profundidade de inundação está bem estabelecida pela literatura científica. O crescimento das plantas é severamente afetado em água excessivamente profunda e as plantas irão inevitavelmente morrer, mesmo que elas persistam pelo primeiro ou segundo anos (WEBER; PRADO; KAICK, 2015).
- **Tipo de substrato ou meio filtrante:** o substrato inclui solo, areia, cascalho e rochas e a coluna d'água é o meio de transporte para sólidos orgânicos, nutrientes, etc. Os processos envolvidos no tratamento da água são filtração, sedimentação, precipitação de metais pesados, fotossíntese e respiração das plantas, fermentação, nitrificação e denitrificação, etc. (KHANIJO, 2007). Segundo Sezerino et al. (2015), a brita e a areia se tornam os materiais filtrantes mais comuns nas experiências brasileiras. Para Metcalf e Eddy (1991), é importante conhecer a porosidade e condutividade hidráulica do meio filtrante escolhido para o estudo hidráulico e dimensionamento das *wetlands* construídas. Frota (2016) destaca que o substrato, ou meio filtrante, da *wetland* é responsável pela sustentação das macrófitas e também por proporcionar a filtragem do efluente. É projetado sempre de forma a otimizar a condutividade hidráulica, ou permeabilidade, buscando manter boas condições de fluxo ao longo do tempo de operação do sistema. Matos et al. (2015) observaram que um material mais fino normalmente apresenta menor porosidade e, assim, maior crivo para retenção de partículas, tendo melhores eficiências.
- **Sistema de controle de vazão e tempo de detenção hidráulica:** As *wetlands* devem ser projetadas de forma a permitir seu esvaziamento ocasionalmente, possibilitando o umedecimento e a secagem dos sedimentos para garantir a remoção dos sedimentos e o manejo

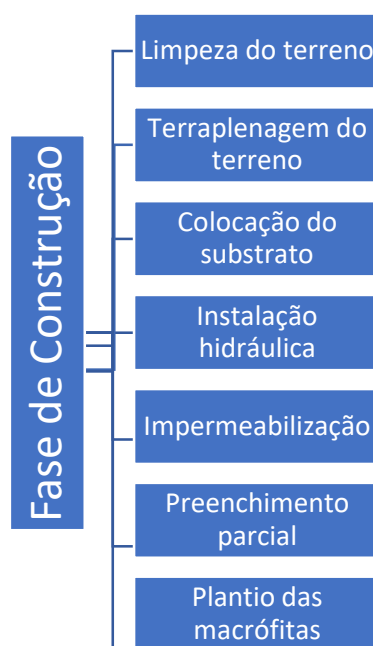
da vegetação (MELBOURNE WATER, 2010). Muitas reações biogeoquímicas importantes dependem do tempo de contato entre os constituintes da água residuária, os microrganismos e o meio suporte, tornando esse tempo de contato um fator determinante no processo de remoção de alguns poluentes (USEPA, 2000).

- **Seleção das macrófitas:** as *wetlands* construídas povoadas com macrófitas emergentes necessitam de substrato para a fixação da planta. Por sua vez, as *wetlands* construídas povoadas com macrófitas flutuantes não necessitam de solo para a fixação, pois são espécies que flutuam na superfície da água. Para que a biorremediação com uma *wetland* seja eficiente a macrófita deve ter características como:
 - Rápido estabelecimento e alta taxa de crescimento;
 - Grande capacidade de absorção de nutrientes;
 - Capacidade de estocar grande quantidade de nutrientes na biomassa;
 - Ser tolerante às características físicas e químicas do efluente
 - Estar adaptada às condições climáticas locais.
 - Os estudos mostram que a eficiência das *wetlands* pode variar em função da espécie de macrófita utilizada (CAMARGO e HENARES, 2008).
- **Unidade de armazenamento e beneficiamento da biomassa:** grandes sistemas de lentilha d'água e aguapé utilizam meios mecânicos para remover as macrófitas flutuantes. Em ambos sistemas, após a remoção das plantas, é frequente a necessidade adicional de maquinários para secagem, disposição e outros manuseios de resíduos (USEPA, 1999). Segundo Pompêo (2005), é fundamental ao se planejar um sistema de tratamento com aplicação de macrófitas aquáticas, as unidades de armazenamento e beneficiamento da biomassa removida durante o manejo. Essa preocupação se deve ao fato de que o descarte da biomassa vegetal sem um planejamento adequado contribui para um problema ambiental. A disposição irregular da matéria orgânica geradas nas *wetlands* construídas traz uma desvantagem ao sistema, pois apesar de ser um sistema eficiente no tratamento dos efluentes, torna-se um gerador de resíduos sólidos.

5.3.2 Fase de Construção

As etapas da fase de construção (Figura 33) de uma *wetland* construída devem prever:

Figura 33 - Caracterização da fase de construção de uma *wetland* construída



Fonte: Elaborado pela autora (MARQUES, 2015)

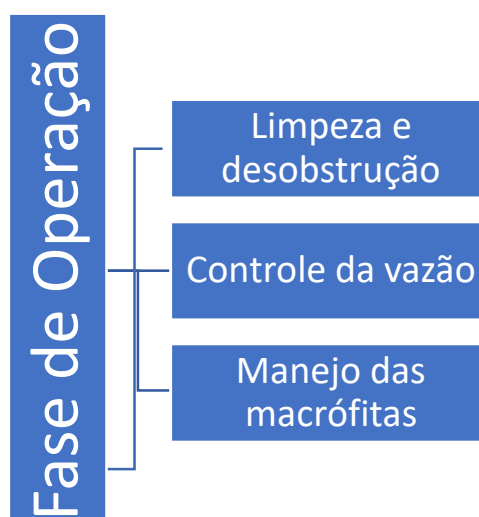
- **Limpeza do terreno:** A vegetação existente deve ser removida, bem como raízes, troncos e entulhos de árvores.
- **Terraplenagem do terreno:** posteriormente à limpeza, se faz o nivelamento do terreno e instalação das estruturas de controle da água. A etapa final consiste em nivelar o fundo das células da *wetland* para otimizar o fluxo das águas residuais (WETLANDS INTERNATIONAL, 2003).
- **Colocação do substrato:** o substrato, ou meio filtrante, da *wetland* é responsável pela sustentação das macrófitas e também por proporcionar a filtragem do efluente. É projetada sempre de forma a otimizar a condutividade hidráulica, ou permeabilidade, buscando manter boas condições de fluxo ao longo do tempo de operação do sistema (FROTA, 2016).
- **Instalação hidráulica:** Silva (2014) concluíram que é necessário implantar um sistema de controle de vazão na *wetland* construída, tanto de entrada quanto de saída.
- **Instalação elétrica:** em alguns casos requer o uso de bombas para puxar o efluente para o sistema de tratamento.
- **Impermeabilização:** O *wetland* construído deverá ser devidamente impermeabilizado visando a prevenção de possíveis contaminações de solo (REIS; SERBENT; BELLO, 2016) por meio de geomantas ou geomembranas (p.ex. manta de PEAD).

- **Plantio das macrófitas:** após a construção da *wetland*, o tanque deve ser preenchido parcialmente para permitir o plantio das macrófitas manualmente (WETLANDS INTERNATIONAL, 2003). Podem ser usadas plantas submersas ou flutuantes ou a combinação destas para melhorar a eficiência do sistema. Antes de se iniciar o tratamento, deve ser esperado um período de pelo menos trinta dias (*run-off*) para que as plantas se adaptem ao novo ambiente (SALATI; SALATI-FILHO; SALATI, 2009).
- **Canais de extravasamento:** segundo Marques e Pflugmacher-Lima (2017), construir canais de extravasamento aperfeiçoa o funcionamento de uma *wetland* construída. A inundação pode não ser um risco elevado em uma área semiárida, mas se muitos tanques de peixes liberarem os efluentes ao mesmo tempo, um efeito similar é provável. Por outro lado, no caso de uma seca severa, o operador deve decidir quanta água ainda pode ser canalizada para a *wetland*, levando primeiramente em conta os peixes, depois o sistema de limpeza da água. Se a seca persistir por um longo tempo, a *wetland* talvez tenha de ser fechada temporariamente.

5.3.3 Fase de Operação

As etapas da fase de operação (Figura 34) de uma *wetland* construída devem prever:

Figura 34 - Caracterização da fase de operação de uma *wetland* construída



Fonte: Elaborado pela autora (MARQUES, 2015).

- **Limpeza:** durante a rotina de manutenção, o foco deve ser dado à limpeza já que a falta de manutenção acarreta em má distribuição do afluente, formação de caminhos

preferenciais e entupimentos resultando, assim, em uma progressiva deterioração do desempenho do sistema que muitas

- **Manejo da biomassa:** A retirada do excesso de macrófitas é importante para manter o efeito de filtro e as eficiências de redução de componentes poluentes e para evitar que sua decomposição contribua com a elevação das formas de nitrogênio e fósforo e com o assoreamento. Os inconvenientes apresentados por essas plantas estão associados ao seu crescimento excessivo e morte natural, visto que aceleram o assoreamento e elevam os teores de nutrientes durante sua decomposição. O manejo adequado é importante para evitar o assoreamento e manter seu poder de filtração, absorção e degradação do biofilme associado às raízes, podendo ser soluções ecológicas viáveis ou paliativas para a melhoria da qualidade da água de corpos aquáticos em processo de eutrofização. (DINIZ et al., 2005). Tratando-se de um sistema que sofre fortes influências das condições ambientais, o monitoramento por um período de tempo mais longo, associado a aspectos operacionais e de manejo do sistema, pode fornecer importantes subsídios sobre a questão da real contribuição do uso das macrófitas nos wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Contudo, a possibilidade de utilização das plantas (biomassa) e o aspecto estético (paisagístico) devem sempre ser levados em consideração (PAOLI; VON SPERLING, 2013).

A maioria das pesquisas que compara *wetlands* construídas (WC) de escoamento subsuperficial plantados e não plantados para o tratamento de efluentes mostra um efeito significativo e positivo da presença das macrófitas na remoção de poluentes. As macrófitas aquáticas são um dos componentes fundamentais em sistemas de wetlands construídos, pois estão direta ou indiretamente relacionadas com a ocorrência de mecanismos de remoção dos poluentes associados a estes sistemas (BARRETO, 2011). Um estudo sobre este aspecto foi realizado por Biudes (2007) e citado por Esteves e Meireles-Pereira (2011) no qual os resultados mostraram que um sistema de tratamento contendo o aguapé necessita de, aproximadamente, 9% da área do cultivo.

Segundo Van der Steen (1999), as macrófitas aquáticas possuem alta produtividade quando inseridas em sistemas com elevado teor de nutrientes, como é o caso de efluentes de piscicultura, aumentando sua biomassa rapidamente, o que exige constante manejo do sistema. Ao longo do presente experimento foi necessário remover periodicamente a biomassa e como decorrência, houve aumento dos custos operacionais.

Problema semelhante foi reportado por Polisel (2005). O autor concluiu em seu experimento com lagoas de estabilização usando macrófitas aquáticas que embora tenha

aumentado a eficiência de remoção de DQO, DBO₅, Nitrogênio Kjeldahl e Amoniacal, para ambos os casos: lagoa com aguapé e lagoa com lentilha d'água, os inúmeros problemas operacionais e aumento de custos que surgiram da aplicação das macrófitas aquáticas tornam desaconselhável o uso de aguapé (*E. crassipes*) e lentilha d'água (*Lemna minor*) em lagoas de tratamento de esgoto.

Henry-Silva e Camargo (2006) reportaram que as macrófitas aquáticas flutuantes vêm sendo utilizadas com êxito no tratamento de efluentes urbanos e de aquicultura (HENRY-SILVA, 2001). No entanto, ainda existe um reduzido aproveitamento da biomassa vegetal produzida nesses sistemas de tratamento, em que as plantas necessitam ser retiradas periodicamente para otimizar a remoção de nutrientes. Nesse contexto, alternativas de aproveitamento dessa biomassa excedente podem ser implementadas, como na produção de papel e biogás, na alimentação de animais e na fertilização de solos (PIETERSE e MURPHY, 1990; EL-SAYED, 1999).

Buller et al. (2010) constataram que a elevada taxa de crescimento do aguapé e sua capacidade de remoção de nutrientes são elementos que caracterizam uma potencial fonte de biomassa para o processo de pirólise rápida de biomassa do qual derivam bio-óleo (que pode ser convertido em gás de síntese), finos de carvão e extrato ácido.

Carvalho (2012) utilizando lagoas de estabilização contendo as plantas aquáticas *E. crassipes* vivas no tratamento de efluentes líquidos tiveram resultados poucos satisfatórios, no que diz respeito, principalmente, à proliferação de mosquitos, dificuldade no manejo das plantas, destinação adequada dos resíduos gerados (raiz, caule e folha). Em alguns casos, elas adoeciam intoxicadas por metais pesados, havendo uma série de restrições quanto ao seu manuseio, armazenamento e destinação final. Logo, em vez de empregar lagoas com macrófitas vivas, os vegetais sendo secados, moídos e transformados em um material adsorvente apresenta uma série de vantagens, pois pode ser acondicionado, armazenado, transportado e usado a granel ou diretamente em reatores para tratamento de efluentes líquidos.

Bronzato (2016) concluiu que é possível utilizar o conceito de “erradicação através da utilização”, que é quando não se consegue de nenhuma forma controlar ou acabar com uma praga e esta passa a ser usada como matéria-prima para algum processo, como a produção do etanol de segunda geração, utilizando a biomassa do aguapé como matéria-prima e minimizando os problemas ambientais e econômicos causados pelo excesso de *E. crassipes* (aguapé) nos rios brasileiros.

Diferentes caracterizações de efluentes geram diferentes projetos, tanto na área rural como urbana (WEBER; PRADO; KAICK, 2015). Zonas alagadas construídos são baseadas na

simbiose biológica entre macrófitas e microrganismos (bactérias, fungos e algas) e suas interações com a química do solo e da água (MARQUES; PFLUGMACHER, 2017).

Para implantação do sistema de tratamento deve-se prever os custos para terraplenagem, remoção da terra e materiais de construção (Tabela 17). Na fase de operação devem ser previstos custos para o manejo periódico das plantas, desobstrução da tubulação, colocação de tela e limpeza do terreno (Tabela 18).

Tabela 17 - Custos de implantação do sistema de tratamento

Entrada	Item	Custo (US\$)
Terraplenagem	Escavação	252,76
Caminhão	Remoção da terra	126,38
Material de Construção	Mourão (com cimento)	473,93
	Arame farpado	315,96
Total	- - -	1.169,03

Tabela 18 -Custos de manutenção do sistema de tratamento

Entrada	Item	Custo (US\$)
Manejo das macrófitas e desobstrução de tubulação	Mão-de-obra	63,96
Isolamento das plantas	Tela de nylon	15,80
Limpeza do terreno	Remoção da biomassa	315,96
Total	- - -	395,72

5.3.4 Diretrizes para as fases de planejamento, construção e operação de wetlands construídas

As principais diretrizes para as fases de planejamento, construção e operação de *wetlands* construídas que devem ser observadas estão descritas na Tabela 19.

Tabela 19 - Critérios a serem considerados nas fases de planejamento, construção e operação de uma wetland construída

Critérios	Planejamento	Construção	Operação
Local	Disponibilidade de terreno Topografia (prioridade para áreas planas) Clima (temperatura, pluviosidade, umidade e evapotranspiração) Proximidade da saída do efluente da piscicultura Declividade suave (2 a 4%) Solo passível de compactação Local de implantação deve estar acima do lençol freático Geomorfologia Fatores climáticos Ambiente urbano ou rural, podendo ser incorporado ao paisagismo local Análise pedológica	Limpeza do terreno Nivelamento do terreno Montagem da rede hidráulica Meio filtrante (geralmente brita ou seixo) Sistema de monitoramento de vazão de entrada e de saída (calha Parshall) Construção da alvenaria incluindo as chicanas e um local para o armazenamento e aproveitamento da biomassa. Construção de barreiras físicas Colocação de tela: isolamento das macrófitas, afastamento de aves, impedir a entrada de alevinos e/ou peixes.	Manutenção periódica da parte hidráulica (para evitar a colmatção, causando possível diminuição na eficiência do sistema) Reparo e/ou substituição das tubulações, barreiras físicas, telas e geomantas, quando necessário
Água	Caracterização quantitativa e qualitativa da água e do tipo de efluente a ser tratado (análise físico-química, biológica e/ou ecotoxicológica) Condições hidrológicas: vazão, tempo de detenção hidráulica, carga poluente	Pode ser construído próximo a corpos d'água (vias navegáveis, linhas de drenagem, fontes, lagos e reservatórios) Pode ser instalado adjacente à agricultura irrigada ou à aquicultura terrestre Construção de canais de drenagem (em caso de chuvas excessivas)	Limpeza da wetland (evita perda de eficiência de remoção) Deve ser realizado monitoramento da qualidade do afluente e efluente.
Tecnologia	Wetland Construída de escoamento subsuperficial horizontal (WCSH); Wetland construído de escoamento vertical (fluxo ascendente ou descendente) (WCFV) Wetland Construída de escoamento superficial (WCES) Sistemas mistos Batimetria	Construção da alvenaria (incluindo as chicanas e local para armazenamento e aproveitamento da biomassa removida)	Avaliação do tempo de detenção hidráulico e batimetria após a construção

	Local de entrada e saída (evitando zonas com distribuição pobre) Profundidade (afeta o crescimento das plantas) Morfometria (forma e dimensões) dos tanques Geometria retangular (mais adotada) Dimensionamento (área das wetlands, comprimento útil, altura útil do substrato, largura útil, profundidade útil volume útil, comprimento e largura das chicanas, relação comprimento versus largura) Formato hidrodinâmico Carga orgânica Tempo de detenção hidráulica (TDH) Local para armazenamento e aproveitamento da biomassa removida (opcional)		
Meio filtrante	Porosidade da coluna d'água Condutividade da coluna d'água	Colocação do meio filtrante (preferencialmente pela gravidade)	Reposição da água perdida por evapotranspiração Esvaziamento para limpeza Substituição do meio filtrante quando necessário
Substratos	Areia Solo local (preferencialmente argiloso) Brita Cascalho	Colocação do substrato	Manutenção do substrato
Impermeabilização	Lona, impermeável Geomantas Concreto	Colocação de uma camada impermeável de lona, geomantas ou concreto	Manutenção das geomantas ou reparo no concreto (se necessário)
Macrófitas	Flutuantes, emersas, emergentes ou enraizadas	Remoção e transporte Plantio manual das macrófitas Avaliação da taxa de crescimento	Área de cobertura vegetal Manejo das macrófitas na fase de senescência

	Usadas isoladamente ou em associação com outras plantas (para melhorar a eficiência do sistema) Tolerância da espécie (ao poluente) Rápido estabelecimento Alta taxa de crescimento Grande capacidade de absorção de nutrientes na biomassa Estar adaptada às condições climáticas locais (endêmica da região)		Reaproveitamento da biomassa (via compostagem ou ração animal, dentre outros)
Custos	Elaboração do projeto Aquisição do terreno Terraplenagem (aluguel, transporte, operador e combustível) Material de construção (mourão, arame farpado, cimento, cal, tijolo, areia, brita, telas, cercas, etc.), Material hidráulico (tubulações e conexões de PVC, torneira de passagem, calha Parshall) Impermeabilização (lona impermeável, geomantas ou concreto) Transporte do material Combustível Mão-de-obra Compra de equipamentos de monitoramento (calha Parshall, sonda paramétrica, ecobatímetro, dentre outros)	Limpeza do terreno Terraplenagem Remoção da terra Construção da alvenaria Instalação hidráulica Impermeabilização	Mão-de-obra (para fazer o manejo periódico da biomassa) Análise e monitoramento da vazão Análise da qualidade da água e do efluente Mão-de-obra (limpeza, desobstrução da tubulação, substituição de telas, cercas e reparo na wetland) Contratação de empresa especializada para fazer monitoramento da qualidade de água e avaliar a eficiência de remoção do tratamento

5.3.5 Limitações fraquezas, ameaças e potencialidades do sistema de tratamento

Antes de iniciar o experimento é imprescindível a avaliação do crescimento da biomassa de acordo com a(s) espécie(s) de planta(s) utilizadas, especialmente se o local for em região tropical. Depois que se conhecer o tempo de crescimento da(s) espécie(s) pode-se planejar a periodicidade do manejo para remoção da biomassa.

Cada wetland construída pode enfrentar desafios diferentes e bastante contextuais. A tabela 20 apresenta as condições ideais para planejamento, construção e operação e a real situação que ocorreu no campo.

Tabela 20 - Condições ideais para planejamento, construção e operação e a real situação ocorrida em campo durante o experimento

Ideal	O presente estudo de caso
Fazer uma análise do local antes de iniciar a construção da wetland	Não foi observado que o solo da região apresentava muita pedregosidade e por esse motivo foi necessário conseguir uma retroescavadeira especial para fazer a escavação do terreno e esse fato encareceu o custo do projeto.
Proximidade da fonte poluente	O local escolhido para implantação do sistema de tratamento é estrategicamente posicionado entre os tanques de piscicultura e o reservatório, possibilitando que o mesmo recebesse os efluentes por gravidade, sem necessitar do uso de equipamentos e consumo de energia elétrica. Antes de ser implantado era área de pastagem extensiva.
Preferencialmente, o solo deve ser argiloso ou deve ser colocado material geotécnico para impedir o escoamento do efluente no subsolo	Inicialmente foi cogitada a colocação de uma geomanta para promover a impermeabilização do tanque. Porém, por conta do alto custo, essa opção foi descartada.
É necessário implantar um sistema de controle de vazões no <i>wetland</i> construída, tanto na entrada, quanto na saída (calha Parshall, por exemplo).	Não foi implantada devido ao custo.
Deve-se criar barreiras na entrada do sistema para impedir a entrada de alevinos e/ou peixes.	Foi colocada uma tela, mas não foi eficiente para impedir a entrada de alevinos na <i>wetland</i> .
Antes de iniciar a operação do sistema deve ser avaliada a taxa de crescimento das macrófitas em função das condições climáticas, hidrológicas e da carga orgânica para se prever a periodicidade ideal do manejo.	Não foi feita a avaliação da taxa de crescimento. O manejo foi feito com periodicidade mensal, porém não foi satisfatório.

A <i>wetland</i> deve ser cercada para evitar a entrada de animais ruminantes.	O sistema foi cercado, porém devido à estiagem que acometeu a região durante o período de estudo, um pastor de cabras quebrou uma parte da cerca para elas se alimentarem das plantas. Em consequência, uma dezena de caprinos morreu afogada. O problema é que os animais entravam na <i>wetland</i> e morriam afogados.
Em caso de ocorrência no local de muitas aves que se alimentam de macrófitas, é necessário colocar uma tela de proteção	As aves que se alimentam de macrófitas não foram vistas na área durante a realização do projeto.
As <i>wetlands</i> devem ser projetadas de forma a permitir seu esvaziamento ocasionalmente, possibilitando o umedecimento e a secagem dos sedimentos para garantir a remoção dos sedimentos e manejo da vegetação.	Não foi colocado sistema de controle e monitoramento de vazão.
Construção de unidades de armazenamento e beneficiamento da biomassa removida durante o manejo	Não foi feita a construção nem o aproveitamento da biomassa.
Deve ter uma pessoa fazendo a vigilância da <i>wetland</i> para evitar a entrada de pessoas estranhas e animais.	Não teve presença de vigilante na <i>wetland</i> .
Em caso de eventos extremos de precipitação devem ser construídos canais de extravasamento para evitar desvio ou transbordamento do efluente.	Não foram construídos canais de extravasamento.

5.3.6 Análise crítica da *wetland* construída

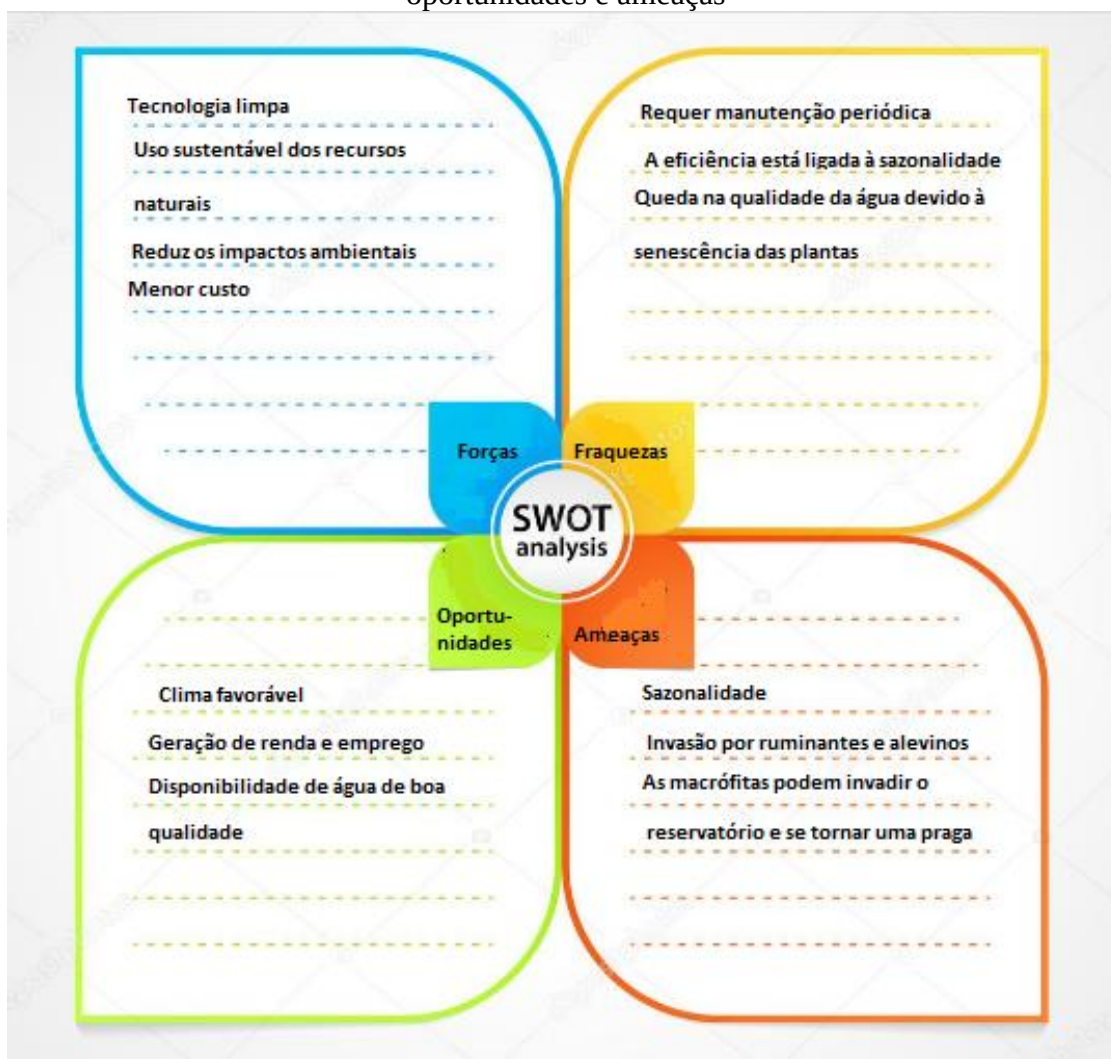
A partir das observações, foi possível fazer uma análise crítica sobre o tratamento usando *wetlands* construídas:

- Com relação aos pontos fortes (forças), a tecnologia é considerada limpa, promove o uso dos recursos naturais, reduz os impactos ambientais provocados pela piscicultura e tem menor custo em comparação com os sistemas de tratamento convencionais.
- Com relação às oportunidades, a região apresenta o clima favorável e possui disponibilidade de água de boa qualidade. A tecnologia permite a geração de emprego e renda.
- Com relação às fraquezas, requer manutenção periódica, a eficiência do sistema está ligada à sazonalidade, queda na qualidade da água devido à senescência das plantas, rápido crescimento, foco de mosquitos. Se tratando de uma região semiárida, essa manutenção deve ser rigorosa.

- Com relação às ameaças, a sazonalidade pode chegar a inviabilizar a operação em caso de eventos extremos, o sistema pode ser invadido por ruminantes e alevinos, as plantas podem invadir o reservatório e se tornarem uma praga se não forem bem manejadas.

O diagrama SWOT (Figura 35) apresenta as forças, fraquezas, oportunidades e ameaças da *wetland* construída no contexto do semiárido pernambucano.

Figura 35: Diagrama SWOT do wetland construído apresentando as forças, fraquezas, oportunidades e ameaças



Fonte: Adaptado de DREAMSTIME (2017).

5.4 CONCLUSÃO

As *wetlands* construídas têm sido empregadas para tratar efluentes de diversos tipos e podem ser usados por usuários de pequenos e médios empreendimentos.

O uso de *wetlands* construídas para tratamento de efluentes é uma alternativa viável que se for manejada corretamente proporciona benefícios econômicos, sociais e ambientais. No entanto, as plantas devem ser usadas com cautela, especialmente em ambientes tropicais, devido aos inúmeros problemas relatados, como: rápido crescimento, foco de mosquitos, dentre outros.

É importante fazer o aproveitamento da biomassa, pois ela pode fazer parte na composição nutricional de rações, alimento para o gado, adubação do solo, promover a redução dos custos, dentre outros usos. Antes de aumentar a aplicação desta tecnologia, são necessários estudos aprofundados de acompanhamento a longo prazo de impacto socioeconômico e de viabilidade. Um grande impacto só será visível se muitos piscicultores na região começarem a usá-lo, ou se forem aplicadas medidas de monitoramento, sanções e/ou for estabelecido um sistema de incentivos. Até o momento, não há monitoramento da qualidade do efluente, na maioria das pisciculturas e a maneira mais barata e mais fácil de descartar o efluente não tratado é simplesmente encaminhá-lo de volta para o reservatório. Portanto, é fundamental que haja intensificação do controle ambiental da atividade da piscicultura no semiárido pelas instituições governamentais de modo a assegurar a qualidade da água e promover o uso sustentável dos recursos naturais.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Com relação ao Capítulo 1, foram levantadas as principais publicações relacionadas às aplicações de *wetlands* construídas para tratamento de efluentes de aquicultura no Brasil. Foram identificados 65 trabalhos relacionados ao tratamento de efluente de aquicultura usando *wetlands* construídas no Brasil no período entre 2000 a 2016. Com base na cientometria foi possível perceber que o interesse por parte da comunidade científica brasileira sobre o tema se intensificou a partir do ano 2005. Apesar das inúmeras publicações, ainda há muitas lacunas sobre a aplicação dessa tecnologia em regiões tropicais.

Com relação ao Capítulo 2, foi avaliada a água de captação e do efluente dos viveiros em uma piscicultura no semiárido de Pernambuco. Em relação ao máximo valor permissível pela Resolução CONAMA 357/2005, a água que abastece os viveiros (P1), apresentou valores de condutividade elétrica oscilando entre -21% (período seco) e 61% superiores (período chuvoso), o fósforo total variou entre 62% no período seco e 660% (período chuvoso), o nitrogênio total oscilou entre 137% (período seco) e -87% (período chuvoso). O oxigênio oscilou de -87% (período seco) a 187% (período chuvoso). Os demais parâmetros estiveram em conformidade com a dita resolução. O fósforo total foi o parâmetro mais impactante e apresentou um padrão sazonal com tendência à eutrofização no período seco e eutrofização durante o período chuvoso.

Com relação ao efluente dos viveiros de piscicultura (P2), os parâmetros estiveram em conformidade com os limites preconizados pela Resolução CONAMA 430/2011, com exceção da condutividade elétrica, do fósforo total e do nitrogênio total que apresentaram valores acima do MVP pela dita Resolução e do oxigênio dissolvido que apresentou valores abaixo. Assim como no ponto P1, o fósforo total foi o parâmetro que apresentou o maior impacto para degradar a qualidade da água no ponto P2, que em janeiro de 2016 (período chuvoso) teve um pico de 0,47 mg.L⁻¹, correspondendo a 1.567% acima do MVP pela Resolução CONAMA 430/2011. Os resultados revelam que o efluente apresentou eutrofização durante todo o período seco. Possivelmente esse resultado foi decorrente do arraçoamento excessivo, despesca, operação do reservatório, aporte de chuvas, carreamento de sedimentos alóctones e ressuspensão de sedimentos do fundo dos viveiros.

O reservatório Itaparica apresenta múltiplos usos, como abastecimento de água para a população, dessedentação animal, irrigação, dentre outros. Devido à escassez hídrica no semiárido, é necessário adotar estratégias para melhorar a eficiência do uso da água e adotar boas práticas de manejo, de modo a minimizar o impacto da atividade aquícola em regiões

semiáridas. Com base no exposto, recomenda-se fazer o tratamento do efluente dos viveiros de piscicultura antes de ser lançado no corpo receptor em atendimento à Resolução CONAMA 430/2011, como medida para minimizar a eutrofização, favorecer a sustentabilidade do empreendimento, garantir a segurança alimentar da população e eliminar o risco à saúde pública e à biota aquática.

Com relação ao Capítulo 3, foi avaliada a eficiência de um sistema de tratamento de efluentes usando uma *wetland* construída em uma piscicultura no semiárido de Pernambuco. Do ponto de vista operacional pode-se dizer que o sistema de tratamento foi testado sob condições críticas passando por ausência de chuva em 2015 e excesso de chuva em fevereiro/2016 (1.644 mm, correspondendo a 21% acima da média histórica de 1961 a 2016 na região).

Em média, o tratamento apresentou melhor eficiência de remoção durante o período chuvoso para os sólidos dissolvidos totais ($26,52 \pm 7,45\%$), fósforo total ($34,51 \pm 23,74\%$), nitrito ($71,97 \pm 4,08\%$), nitrato ($5,56 \pm 45,92\%$), nitrogênio inorgânico ($-17,80 \pm 18,07\%$) e turbidez ($-34,19 \pm 30,47\%$), possivelmente, devido à diluição dos nutrientes e material orgânico pela chuva. Durante o período seco o sistema de tratamento apresentou melhor eficiência de remoção para o fósforo solúvel reativo ($78,95 \pm 10,13\%$), o nitrogênio amoniacal ($26,36 \pm 32,03\%$) e o nitrogênio total ($28,72 \pm 5,86\%$).

Com relação ao capítulo 4 foi constatado que as *wetlands* construídas têm sido empregados para tratar efluentes de diversos tipos e podem ser empregados por usuários de pequenos e médios empreendimentos. O uso de *wetlands* construídas para tratamento de efluentes é uma alternativa viável que se for manejada corretamente proporciona benefícios econômicos, sociais e ambientais. No entanto, as plantas devem ser usadas com cautela, especialmente em ambientes tropicais, devido aos inúmeros problemas relatados, como: rápido crescimento, foco de mosquitos, dentre outros. Foram caracterizadas as principais diretrizes para as fases de planejamento, construção e manutenção do sistema. Posteriormente, foi feita uma análise crítica de uma *wetland* construída mostrando seus pontos fortes, limitações, ameaças e oportunidades.

A hipótese era que o sistema de tratamento usando as macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* podia ser viável para remover com eficiência os nutrientes da piscicultura para melhorar a qualidade da água no semiárido. Embora o sistema de tratamento tenha apresentado eficiência de remoção satisfatória para a maioria dos nutrientes, a hipótese foi parcialmente aceita, uma vez que para o fósforo total e nitrogênio total o sistema de tratamento não foi eficiente. É necessário ainda aperfeiçoar o sistema de biofiltração reduzindo o período de

manejo, reduzindo a carga orgânica na entrada (número de viveiros que lançam efluente no sistema), aumentando o tempo de detenção hidráulica, substituindo as macrófitas ou associando com biofilme para aumentar a eficiência de remoção. Vale destacar alguns fatos que ocorreram durante o período de estudo e que influenciaram no desempenho final do sistema de tratamento:

- Do ponto de vista operacional pode-se dizer que o sistema de tratamento foi testado sob condições críticas, passando por ausência de chuva em 2015 e excesso de chuva em fevereiro/2016 (1.644 mm, correspondendo a 21% acima da média histórica de 1961 a 2016 na região).
- O manejo dos viveiros da piscicultura provocou uma carga orgânica adicional, já que o sistema foi projetado para receber efluente de no máximo 5 viveiros e na realidade recebeu a carga de 9 viveiros, quase o dobro do que foi estabelecido inicialmente;
- A alteração da qualidade da água ocorreu mais por influência da operação do reservatório do que propriamente pela piscicultura;
- O manejo mensal das macrófitas não foi eficaz para remover as plantas no período de senescência, pois sob as condições climáticas do semiárido, as plantas entram mais rapidamente nesta fase. Seria ideal se antes de começar o estudo tivesse sido realizada uma avaliação da taxa de crescimento da biomassa para saber qual a periodicidade ideal do manejo;
- A entrada de caprinos na *wetland* construída, apesar de ter uma cerca de isolamento da área, provocou a morte por afogamento destes animais;
- Não houve aproveitamento da biomassa removida.
- Não houve reuso do efluente dentro dos viveiros, nem tampouco o mesmo foi associado a um sistema de aquaponia

Este estudo pretendeu contribuir para o desenvolvimento da Ciência, caracterizando o efluente de uma piscicultura em ambiente semiárido, que já sofre com os frequentes efeitos da estiagem, e buscou reduzir seus impactos nos corpos de água através de um sistema de tratamento do tipo *wetland* construída.

Propõe-se recomendações para melhoria do tratamento de efluentes e do controle ambiental da piscicultura no semiárido. Apesar das inúmeras vantagens do uso de *wetlands*, deve ser feito um manejo rigoroso das plantas, especialmente em ambientes tropicais, devido aos inúmeros problemas relatados. Independentemente da eficiência da remoção do poluente, é importante fazer o aproveitamento da biomassa, pois ela pode fazer parte na composição

nutricional de rações, alimento para o gado, paisagismo, produção de fibras para usos diversos, adubação do solo, geração de energia elétrica, dentre outros usos.

Antes de aumentar a tecnologia, são necessários mais estudos de acompanhamento a longo prazo e de impacto socioeconômico e de viabilidade. Um grande impacto só será visível se muitos piscicultores na região começarem a usá-lo, ou se forem aplicadas medidas de monitoramento, sanções e/ou for estabelecido um sistema de incentivos fiscais para aqueles que adotarem melhores práticas de manejo. Então a técnica pode se tornar valiosa. Até o momento, não há monitoramento da qualidade do efluente, na maioria das pisciculturas e a maneira mais barata e mais fácil de descartar o efluente não tratado é simplesmente encaminhá-lo de volta para o reservatório.

Sugere-se futuros estudos da aplicação de *wetland* construída utilizando outras macrófitas para avaliar a eficiência de remoção de nutrientes e sólidos, associando com reuso de água e diminuindo a periodicidade do manejo das plantas para aumentar a eficiência desta tecnologia em região semiárida.

REFERÊNCIAS

ABDO, M. S. A.; SILVA, C. J. Variação diária limnológica nos períodos de estiagem e cheia na Baía Nihal Curitiba. SIMPÓSIO DE RECURSOS NATURAIS, III, 2000. **Anais...** Corumbá - MS, 2000.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Net**. [s.d.]. **Parâmetros de qualidade de água**. Apresentação. Disponível em: <http://capacitacao.ana.gov.br/Lists/Cursos_Anexos/Attachments/32/Par%C3%A2metros.pdf>. Acesso em: 10.03.2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas. Portal da Qualidade da Água. **Net**. 2009. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/Estrutura/Inicio.aspx>>. Acesso em: 19.03.2017.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA – APAC. Bacias Hidrográficas. Bacia do Rio Pajeú. **Net**. 2017. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=20>. Acesso em: 06.05.2017.

AGÊNCIA PRODETEC. Piscicultura do Nordeste cresce, mas tem muitos desafios à frente. **Net**. 2016. Disponível em: <<http://www.agenciaprodetec.com.br/estudos-e-pesquisas/724-piscicultura-do-nordeste-cresce-mas-tem-muitos-desafios-a-frente-.html>>. Acesso em: 17.11.2016.

AIUB, J. A. **Fitotratamento de efluente de aquacultura com *Azolla filiculoides***. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Faculdade de Agronomia. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006. 126p.

ALBANEZ, J. R.; MATOS, A. T. Aquicultura. In: MACEDO, J. A. B. **Águas & águas**. 3. ed. Belo Horizonte: CRQ - MG, 2007.

ALBUQUERQUE E. M; BAESSA, A. R.; KIRDEIKAS, J. C. V.; SILVA, L. A.; RUIZ, R. M. A distribuição espacial da produção científica e tecnológica brasileira: uma descrição de estatísticas de produção local de patentes e artigos científicos. **Revista Brasileira de Inovação**, v. 1, n. 2, p. 225-25, 2002.

ALBUQUERQUE, E. M; BAESSA, A. R.; KIRDEIKAS, J. C. V.; SILVA, L. A.; RUIZ, R. M. Produção científica e tecnológica das regiões metropolitanas brasileiras. **Revista de Economia Contemporânea**, v.9, n.3, p.615-642, set./dez. 2005.

ALEXANDRE-FILHO, L. **Desempenho produtivo e econômico da tilápia do Nilo (*O. niloticus*) cultivada em tanques-rede nos períodos de inverno e verão, no rio do Corvo-Paraná**. Tese de doutorado. Maringá: UEM, 2008. 62p.

ALMEIDA, M. S.; FREITAS, C. R.; SOUZA, I. M. **Gestão do Conhecimento para tomada de Decisões**. São Paulo – SP: Atlas. 2011. 114p.

ALVES, E.; CARDOSO, L. R.; SCRAVONI, J. L. R.; FERREIRA, L. C.; BOARO, C. S. F.; CAETANO, A. C. Avaliação fisiológica e bioquímica de plantas de aguapé (*Eichhornia*

crassipes) cultivadas em níveis excessivos de nutrientes. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n. esp., p. 27-35, 2003.

ALVES, R.C.P.; BACCARIN, A.L. Efeitos da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no Córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava), baixo Rio Tietê. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, 2005. p.329-347.

AMÉRICO, J.H.P.; TORRES, N.H.; MACHADO, A.A.; CARVALHO, S.L. Piscicultura em tanques-rede: impactos e consequências na qualidade da água. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 6, n., p. 137 a 150, 2013.

AMIRKOLAIE, K.A. Reduction in the environmental impact of waste discharged by fish farms through feed and feeding. **Reviews in Aquaculture**, v. 3, p. 19-26, 2011.

AMORIM, R. V. **Produção de tilápias-do-Nilo em sistemas sem renovação de água com wetlands para tratamento de efluentes**. Dissertação de Mestrado. Jaboticabal-SP: UNESP, 2014. 61p.

AMORIM, R. V. GARCIA-NETO, B. F.; MEDEIROS, M. V. HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M. Eficiência de *wetlands* povoadas com *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* no tratamento do efluente da despesca de tilápia-do-Nilo. CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, XV, 2015. **Anais...** Perspectivas evolutivas, 2015. Maringá-PR, 12 a 16 de julho de 2015.

ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação, o uso de plantas na melhoria ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 176p.

ANJOS, J. A.S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (Wetland) no controle de poluição por metais pesados**. Tese de Doutorado. Engenharia Mineral, Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, 2003. 238p.

ANPROTEC – Associação Nacional de Entidades Promotoras de Tecnologia Avançada; SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Glossário dinâmico de termos na área de tecnópoles, parques tecnológicos e incubadoras de empresas**. In: BAÊTA, Adelaide Maria C.; NEVES DA SILVA, Rosa Maria [Org]. Brasília, ANPROTEC/SEBRAE, 2002.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater**, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC, 2012.

APOLLO; C. B.; NISHIJIMA, T. Educação ambiental voltada à piscicultura praticada por pequenos produtores rurais. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 2, n. 2, p. 214-224, 2011.

ARANA, V. L. **Princípios Químicos de Qualidade da Água em Aquicultura: uma revisão para peixes e camarões**. 166 p. Florianópolis/SC: Ed. UFSC, 1997.

ARRUDA, N. O. **Controle do aporte de fósforo no reservatório de Itaparica localizado no semiárido nordestino**. Tese de doutorado. Recife: UFPE, 2015. 187p.

ASSOCIAÇÃO CULTURAL E EDUCACIONAL BRASIL – ACEB. **1º Anuário Brasileiro da Pesca e da Aquicultura**. Brasília: MPA, 2014. 136p.

ASSUNÇÃO, A. W. A. **Tratamento de efluentes de piscicultura utilizando sistema wetland povoado com espécies de macrófitas aquáticas de três tipos ecológicos diferentes**. Dissertação de Mestrado. Jaboticabal-SP: UNESP, 2011. 71p.

ASSUNÇÃO, A. W. A.; GATTI-JÚNIOR, P.; ALMEIDA, R. V.; GASPAROTTO, Y.; AMARAL, L. A. **Utilização de macrófitas aquáticas de três diferentes tipos ecológicos para remoção de *Escherichia coli* de efluentes de criação de pacu**. Eng. Sanit. Ambient. [Online]. 2017, v. 22, n. 4, p. 657-663. Epub Apr 20, 2017. ISSN 1413-4152. Doi: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017144278>>.

ATTAYDE, J. L.; PANOSSO, R. **Determinação da capacidade de suporte de importantes reservatórios do Rio Grande do Norte para o cultivo de peixes em tanques-rede**. Relatório Técnico Final. Projeto FINEP/CAPSUPORTE, 2008. 68p.

ATLAS BRASIL Índice de Desenvolvimento Municipal Brasileiro. Série Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil – 2013. **Net**. Brasília: PNUD, IPEAFJP, 2013.96p. ISBN: 978-85-7811-171-7. Disponível em: <<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/ranking>>. Acesso em: 14 abr. 2013.

AYROZA, M. S. **Criação de tilápia-do-nilo, *Oreochromis niloticus*, em tanques-rede, na usina hidrelétrica de Chavantes**. Tese de doutorado. Jaboticabal – SP: Centro de aquicultura da Unesp-Campus de Jaboticabal, 2009. 92p.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; RIGOLIN-SA, O.; PELICICE, F. M. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Neotrop. Ichthyol.**, Porto Alegre, v. 9, n. 4, p. 915-919, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252011000400024>>. Acesso em: 17.11.2016.

BACCARIN, A.E.; CAMARGO, A.F.M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.48, p.81-90, 2005.

BARBOSA, J. M.; PONZI-JÚNIOR, M. Arranjos produtivos no sertão nordestino: aquicultura e pesca. **Rev. Bras. Eng. Pesca**, v. 1, n. 1, p. 30-37, ago. 2006.

BARBOSA, L. P. J. L. **Avaliação da toxicidade de cianobactérias na água e da presença de microcistinas nos tecidos de peixes de viveiros em Macapá (AP)**. Dissertação de Mestrado. Macapá- AP: UFAP, 2015. 112p.

BARBOSA, I. B. R.; CIRILO, J. A. Contribuição média de fósforo em reservatório de abastecimento de água – Parte 1. **Eng Sanit Ambient.**, v. 20, n. .1, p. 39-46, jan/mar 2015.

BARBOSA, J. E. L. MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; DA SILVA, G. H. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasileira**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.

BARBOSA-NETO, M. V.; ARAÚJO, M. S. B.; ARAÚJO-FILHO, J. C. Mapeamento da vulnerabilidade natural à erosão como subsidio ao planejamento ambiental no semiárido Pernambucano. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – SBSR, XVI, 2013. **Anais...** Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

BARBOSA-NETO, M. V.; ARAÚJO, M. S. B.; ARAÚJO-FILHO, J. C. Avaliação do uso da terra, degradação dos solos e análise multitemporal da cobertura vegetal no semiárido pernambucano. CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, XXXV, 2015. **Anais...** Natal – RN, 02 a 07 de agosto de 2015.

BARRETO, A. B. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação**. Dissertação de Mestrado. Belo Horizonte: UFMG, 2011. 113p.

BARZOTEC, E. C. R. **Efeitos do cultivo experimental de peixes em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica em um braço do reservatório de Salto Caxias, região Sudoeste do Estado do Paraná**. Dissertação de Mestrado. Toledo – PR: Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2010. 78p.

BELTRÃO, B. A.; MASCARENHAS, J. DE C.; SOUZA JUNIOR, L. C. DE; GALVÃO, M. J. DA T. G.; PEREIRA, S.N.; MIRANDA, J. L. F. de. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Itacuruba, estado de Pernambuco**. CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.11 p.

BENASSI, R.F. **Capacidade de tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D.S. Mitchell**. Dissertação de Mestrado. Jaboticabal: UNESP, 2003.49p.

BEVERIDGE, M. C. M. Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. **FAO Fisheries Technical Paper**, FAO, Rome, n. 225, 1984.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage Aquaculture** 3. ed. Oxford – USA: Blackwell Publishing, 2004.

BINDA, F. P. **Contribuições da piscicultura para eutrofização de sistemas costeiros: estudo de caso da alevinagem no rio Bubú (baía de Vitória – ES)**. Monografia de Graduação. Vitória – ES: UFES, 2006. 62p.

BITAR, A. L.; TAUKE, TORNISIELO, S. SANTOS, A. A. O.; MALAGUTTI, E. N.; SILVA, I. M. Tratamento de efluentes de pesque-pague em sistema construído de áreas alagadas. **Holos Environment**, v. 9, n. 2, p. 183, 2009a. ISSN 1519-8634 (Online).

BITAR, C. M. M.; FERREIRA, L. S.; SANTOS, F. A. P.; ZOPOLLATTO, M. Desempenho e desenvolvimento do trato digestório superior de bezerros leiteiros alimentados com concentrado de diferentes formas físicas. **Rev. Bras. Zootecnia**, n. 8, v. 38, p. 1561-1567, 2009b. ISSN 1806-9290.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Dimensionamento e manejo de uma *wetland* construída para o tratamento de efluentes de carcinicultura. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, X. **Anais...** Ilhéus-BA, 24 a 29 de julho 2005.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Relação entre a eficiência funcional e o crescimento de *Eichhornia crassipes* em uma *wetland* construída. CONGRESO IBÉRICO DE LIMNOLOGIA, V, 2006; CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE LIMNOLOGÍA, XIII, 2006. **Anais...** Barcelona, 2 a 7 de julho de 2006. p. 130.

BIUDES, J. F. V. **Uso de Wetlands construídas no tratamento de efluente de carcinicultura.** Tese (Doutorado em Aquicultura). Programa de Pós-graduação em Aquicultura. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 2007. 121p.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Uso de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Boletim ABLimno**, n. 2, v. 38, p. 1-10, 2008a.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. **Uso de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura.** Capítulo de livro. 2008b. 10p.

BLÁHA, L.; BABICA, P.; MARSÁLEK, B. Toxins produced in cyanobacterial water blooms: toxicity and risks. **Interdiscip. Toxicol.**, n. 2, p. 36 a 41, 2009.

BLOG DO PH. Crivella disponibiliza o primeiro censo. **Net**. 2013. Disponibilizado em: <<http://paulohf10.blogspot.com.br/2013/09/crivella-disponibiliza-o-primeiro-censo.html>>. Acesso em: 17.06.2017.

BORGES, F. F. **Uso de wetland construído no tratamento de efluente de ranicultura.** Tese de doutorado – Jaboticabal – SP: Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Centro de Aquicultura de Jaboticabal, 2014. 80p.

BOYD, C. E.; QUEIROZ, J. F. Aquaculture pond effluent management. **Aquaculture Asia**, v. 2, n. 2, p. 43-46, 1997. BOYD, C. E., Comments on the Development of Techniques for Management of Environmental Quality in Aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v. 5, p. 135-146, 1986.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management.** Boston: KLuwer Academic Publishers, 1998. 700p.

BOYD, C.E.; SCHIMITTOU, H.R. Achievement of sustainable aquaculture through environmental management. **Aquaculture Economics & Management**, v.3, n.1. p.59-69, 1999.

BOYD, C.E.; QUEIROZ, J.F. Manejo das condições do sedimento do fundo e da qualidade da água e dos efluentes de viveiros. In: CYRINO, J.E.P.; URBINATI, E.C.; FRACALLOSSI, D.M. et al. (Eds.) **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva.** Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, p.25-43, 2004.

BOYD, C. E.; EGNA, H. S. Dynamics on pond Aquaculture. New York: CRC Press, 1997. In: BINDA, F. P. **Contribuições da piscicultura para eutrofização de sistemas costeiros:**

estudo de caso da alevinagem no rio Bubú (Baía de Vitória – ES). Monografia de Graduação. Vitória – ES: UFES, 2006. 62p.

BOYD, C.E., TUCKER, C., MCNEVIN, A., BOSTICK, K.; CLAY, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. **Reviews in Fisheries Science**, v. 15, p. 327-360, 2007.

BOYD, C. E.; SCHIMITTOU, H. R. Achievement of sustainable aquaculture through environmental management. *Aquaculture Economics & Management*, v. 3, n. 1, p. 59-69, 1999. In: LIMA, F. T. **Capacidade de retenção e dinâmica de um “wetland” construído no tratamento de águas residuais.** Dissertação de Mestrado. Jaboticabal, 2011. 123p.

BRANDÃO, F. R.; GOMES, I. C.; CHAGAS, E. C.; ARAÚJO, L. D. Densidade de estocagem de juvenis de tambaqui durante a recria em tanques-rede. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 4, p. 357-362, 2004.

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. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico.** Tese de doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005. 174p.

BRASIL. **Lei Nº 11.959**, de 29 de junho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei no 7.679, de 23 de novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei no 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 29.06.2009.

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. Brasília – DF: MMA, 2011.

BRASIL. MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura.** Brasília: MPA, P.129, 2012.

BRASIL. MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura.** Brasília: República Federativa do Brasil, 2013a. 129p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. Consumo de pescado no Brasil aumenta 23,7% em dois anos. **Net.** 2013. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/index.php/imprensa/noticias/2226-consumo-de-pescado-no-brasil-aumenta-237-em-dois-anos>>. Acesso em: 15 mar. 2015.

BRASIL. ONS - OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO. Situação dos Principais Reservatórios do Brasil. **Net.** 2015. Disponível em <http://www.ons.org.br/resultados_operacao/boletim_diario/>. Acesso em setembro de 2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA. Censo aquícola nacional ano 2008. Brasília-DF: República Federativa Brasileira, 2013b. In: BRABO, M. F.; PEREIRA, L. V. S.; SANTANA, J. V. M.; M.; CAMPELO, D. A. V.; VERAS, G. Cenário atual para a produção de pescado no mundo, no Brasil e no estado do Pará: ênfase na aquicultura. **Acta Fish. Aquat. Res.** v. 4, n. 2, p. 50-58, 2016. Doi: <10.2312/ActaFish.2016.4.2.50-58>.

BRIX, H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. **Water Science and Technology**, 1994.

BRITO, J. M.; FERREIRA, A. H. C.; SANTANA-JÚNIOR, H. A.; NASCIMENTO, A. S.; FREITAS, L. O.; SANTOS, C. H. L.; SILVA, B. R.; BATISTA, J. M. M.; SANTOS, G. L.; OLIVEIRA, L. T. S. Enriquecimento ambiental na piscicultura. **Nutri Time**, n. 5, v. 12, set./out. 2015. ISSN 1983-9006.

BRITTO, C. Parceria garante qualificação de piscicultores em Itacuruba (PE). **Net**. 2013. Disponível em: <<http://www.carlosbritto.com/parceria-garante-qualificacao-de-piscicultores-em-itacuruba-pe/>>. Acesso em: 15.03.2017.

BRONZATO, G. R. F. **Investigação da biomassa de *Eichhornia crassipes* (aguapé) para a obtenção de etanol de segunda geração como um processo mitigatório da poluição aquática**. Dissertação de Mestrado. Botucatu: UNESP, 2016. 92p.

BROWNELL, CL. 1980. Water quality requirements for first feeding in marine fish larvae: ammonia, nitrite and nitrate. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 44: 269-283. In: CAMPOS, B. R.; MIRANDA-FILHO, K. C.; D'INCAO, F.; POERSCH, L.; WASIELESKY, W. Toxicidade aguda da amônia, nitrito e nitrato sobre os juvenis de camarão rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) (Crustacea: Decapoda). **Atlântica**, Rio Grande, v. 34, n. 1, p. 75-81, 2012. Doi: <10.5088/atl.2012.34.1.75>.

BULLER, L. S.; ORTEGA, E.; LIMA, I. B. T.; SALIS, S. M. Modelagem do Crescimento e da Colheita Periódica do Aguapé (*Eichhornia crassipes*) para Produção de Biocombustíveis. SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 5, 2010. **Anais...** Corumbá, 9 a 12 de novembro de 2010.

BUREAU, D.P.; GUNTHER, S.J.; CHO, C.Y. 2003 Chemical composition and preliminary theoretical estimates of waste outputs of rainbow trout reared in commercial cage culture operations in Ontario. **North American Journal of Aquaculture**, v. 65, n. 1, p. 33-38, 2003.

BUREAU, D.P e HUA, K. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. **Aquaculture Research**, v. 41, p. 777-792, 2010.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambi-Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013. <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>>.

CALDEIRA, V. F. **Tratamento de efluentes de piscicultura utilizando fitorremediação com macrófitas aquáticas**. Trabalho de Iniciação Científica. (Graduando em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia). Salvador: UNEB, 2015.

CALDEIRA, V. F.; LONGHINI, C. M. Tratamento de efluentes provenientes da piscicultura utilizando fitorremediação com macrófitas aquáticas. JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, Desafios do Século XXI: Integração Social e Sustentabilidade, XX, 2016. p. 127-127. **Anais...** UNEB, Salvador-BA, 04 a 06 de 2016.

CALDEIRA, V. F.; JAMBEIRO, I. C. A.; LONGHINI, C. M. Fitorremediação de efluentes de piscicultura: subsídios para a aquicultura sustentável. **Brazilian Journal of Biodiversity and Biotechnology**, [s.n.], [s.d.]. Disponível em: <<https://gpicursos.com/slab2015/Sistema/trabalho-pdf.php?id=250>>. Acesso em: 18.07.2017.

CALIJURI, M. C. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical**. Tese de livre docência. São Carlos: Universidade de São Paulo, 1999.

CÂMARA, M. Y. F.; PINTO, L. E. S.; FREITAS, F. B. A.; PINTO, F. G. H. S.; SAMNTOS, A. G. D.; MARTINS, D. F. F. Determinação do Potencial Fitorremediador da Eichhornia Crassipes em Ambientes Naturais. ENCONTRO REGIONAL DE QUÍMICA, V, 2015. **Blucher Chemistry Proceedings...** v. 3, n. 1, nov. 2015.

CAMARGO, A. F. M.; HENARES, M. N. P. Ambiente e biorremediação de efluentes da aquicultura. **Aquicultura**, 56, 2009. Disponível em: <<http://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/va11-meio-ambiente06.pdf>>. Acesso em: 17.11.2016.

CAMARGO, A. F. M.; HENARES, M. N. P. Eficiência de wetland com macrófitas aquáticas flutuantes dispostas em serie para o tratamento do efluente do cultivo de camarão. **Braz. J. Biol.** [online]. v.74, n. 4, pp.906-912, 2014. ISSN 1519-6984. Doi: <<http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.10413>>.

CAMPELO, D. A. V.; VERAS, G. Cenário atual para a produção de pescado no mundo, no Brasil e no estado do Pará: ênfase na aquicultura. **Acta Fish. Aquat. Res.** v. 4, n. 2, p. 50-58, 2016. Doi: <10.2312/ActaFish.2016.4.2.50-58>.

CAMPOS, B. R.; MIRANDA-FILHO, K. C.; D'INCAO, F.; POERSCH, L.; WASIELESKY, W. Toxicidade aguda da amônia, nitrito e nitrato sobre os juvenis de camarão-rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) (Crustacea: Decapoda). **Atlântica**, Rio Grande, v. 34, n. 1, p. 75-81, 2012. Doi: <10.5088/atl.2012.34.1.75>.

CANCIAN, L. F. **Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo**. Dissertação de Mestrado. Jaboticabal – SP: UNESP, 2007. 66p.

CARDOSO, A. S.; EL-DEIR, S. G.; CUNHA, M. C. C. INTERAÇÕES. **Anais...** Campo Grande, MS, v. 17, n. 4, p. 645-653, out./dez. 2016.

CARMICHAEL, W.W. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environ. Health Perspect**, n.109, p.663-668, 2001.

CARVALHO-FILHO, J. Piscicultura cresce 1,88% em 2015, apesar da produção de tilápia no período ter crescido 9,7% em relação a 2014. **Panorama da Aquicultura**, 29 set. 2016.

CARVALHO-FILHO, J. Conheça os números da produção aquícola de 2015. **Revista Panorama da Aquicultura**, 29 set. 2016.

CARVALHO-JÚNIOR, S. B.; FURTADO, D. A.; DANTAS-NETO, J. CARDOSO, D. U. Fontes e qualidade físico-química da água para piscicultura no Cariri Paraibano. CONGRESSO TÉCNICO-CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA – CONTECC, I, 2014. **Anais...** Teresina-PI: Centro de Convenções Atlantic City, 12 a 15 de agosto de 2014.

CASTINE, S. A. MCKINNON, D. A.; PAUL, N. A.; TROTT, L. A.; NYS, R. Wastewater treatment for land-based aquaculture: improvements and value-adding alternatives in model systems from Australia. **Aquacult. Environ. Interact.**, v. 4, p. 285–300, 2013. Doi: <10.3354/aei00088>.

CBHSF – COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. A Bacia (do rio São Francisco). **Net**. Belo Horizonte: CBHSF, [s.d.]. Disponível em: <<http://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>>. Acesso em: 20.10.2016.

CBHSF. **Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2004-2013)**. Versão preliminar. Resumo executivo. Módulo 1. Salvador: Ed. São José: CBHSF, 2004.

CHACON, J. O. Parte 1. Adaptação de açudes para a piscicultura. **Net**. [s.d.]. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/field/003/ab486p/AB486P01.htm#TopOfPage>>. Acesso em: 15.03.2017.

CHELLAPPA, N. T. et al. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 68, n. 3, p. 477-494, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v68n3/a04v68n3.pdf>>. Acesso em: 11.04.2017.

CHIARINI, T.; OLIVEIRA, V. P.; SILVA-NETO, F. C. C. Spatial distribution of scientific activities: An exploratory analysis of Brazil, 2000-10. **Science and Public Policy**, v. 41, n. 5, p. 1-16, 2014.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxin cyanobacteria in water**. A guide to their public health consequences, Monitoring and management. WHO, E & FN London, New York, 1999.

CNA BRASIL. Cadeia Produtiva da Tilápia. **Net**. Ano 1, ed. 3, julho 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Manoel_Pedroza/publication/296639827_Cadeia_produtiva_da_tilapia/links/56d7236708aebe4638af186e.pdf?origin=publication_list>. Acesso em: 22.11.2016.

CODD, G. A. Biological aspect of cyanobacterial toxin. In: STEFFENSEN, D. A.; NICHOLSON, B. C.; ADELAIDE, S. A. [Eds.]. Toxic cyanobacterial current, status research and management. INTERNATIONAL WORKSHOP. **Proceedings...** Salysbury, 22 a 26 março de 1994.

CODD, G. A.; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S.; Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicol Appl. Pharmacol.**, n. 203, p. 264-272, 2005.

COMPANHIA DO DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO - CODEVASF. 2010. **Net**. Recursos Pesqueiros e Aquicultura. Disponível em: <http://www2.codevasf.gov.br/programas_acoes/desenvolvimento-eficiencia-de-territorial/recursos-pesqueiros-e-aquicultura>. Acesso em: 04.06.2015.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA – CODEVASF. **Manual de criação de peixes em viveiro**. Regina Helena Sant’Anna de Faria [Org.]. Brasília: CODEVASF, 2013. 136p.

CONDEPE/FIDEM. **Itacuruba**. Recife: Agência Estadual de Planejamento e Pesquisa de Pernambuco, 2008.

CORRÊA, M.P. **Diccionario das plantas uteis do Brasil**. v.1. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, 1926.

CREMA, L. C. **Efluentes de tanques de criação de tilápia do Nilo**: Características limnológicas e eficiência de tratamento pelo aguapé. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Programa de Pós-graduação em Aquicultura. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2005. 63p.

CRISPIM, M.C., VIEIRA, A. C.B., COELHO, S.F.M.; MEDEIROS, A.M.A. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. **Acta Limnol. Bras.**, v. 21, n. 4, p. 387-391, 2009.

CRUZ; C. H. B. PACHECO, C. A. Conhecimento e inovação. Desafios do Brasil no século XXI. Campinas, setembro de 2004. **Net**. 2017. Disponível em: <<http://www.ifi.unicamp.br/~brito/artigos/inte-pacheco-brito.pdf>>. Acesso em: 21.08.2017.

CRUZ, C.H.B.; CHAIMOVICH, H. Brazil. In: UNITED NATIONS EDUCATIONAL SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (Org.). **Science Report 2010**. Paris: Unesco, 2010. p. 103-121.

CRUZ, P. S.; COSTA, T. C. F.; BEZERRA, I. M. Impactos da piscicultura no florescimento de cianobactérias: estudo em mesocosmo. **BioFar**, v. 07, n. 02, p. 74-77, 2012.

CYRINO, J.E.; CONTE, L. **Tilapicultura em Gaiolas: produção e economia**. In: José Eurico Possebon Cyrino e Elisabeth Criscuolo Urbinati (Eds.). 2006.

CYRINO, J. E.; CONTE, L. Tilapicultura em gaiolas: produção e economia. In: José Américo Possebon Cyrino e Elisabeth Criscuolo Urbinati (Eds.). 2006. **AQUACIÊNCIA**, 2004. **Tópicos Especiais em Biologia Aquática e Aquicultura**. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, cap.12, p.151-171, 2006.

CYRINO, J. E. P. A piscicultura e o ambiente – o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **R. Bras. Zootec.**, v.39, p.68-87, 2010 (supl. especial).

CHAGAS, E.C.; PILARSKI, F.; SAKABE, R.; MASSAGO, H.; FABREGAT, T.E.H.P. Suplementos na dieta para manutenção da saúde de peixes. In: TAVARES-DIAS, M. (Ed.). **Manejo e sanidade de peixes em cultivo**. Embrapa, p.132-225, 2009.

CHAGAS, T. W. G.; SALATI, E.; TAUKE-TORNOSIELO, S. M. Sistemas construídos de áreas alagadas: revisão da legislação e dos padrões de qualidade da água. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 12, n. 1, p. 87-98, 2012.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, T.; CÂMARA, F. R.; ROCHA, O.; CHELLAPPA, S. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeastern Brazil reservoir. **Limnological-Ecology and Management of Inland Waters**, n. 39, v. 4, p. 273-282, 2009.

CODEVASF - COMPANHIA DO DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Net**. 2010. *Recursos Pesqueiros e Aquicultura*. Disponível em: <http://www2.codevasf.gov.br/programas_acoes/desenvolvimento-eficiencia-de-territorial/recursos-pesqueiros-e-aquicultura>. Acesso em: 04.06.2015.

CONDEPE/FIDEM - AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISA DE PERNAMBUCO. **Itacuruba**. Recife: CONDEPE/FIDEM, 2008.

CRISPIM, MC.; VIEIRA, A. C. B.; COELHO, S. F. M.; MEDEIROS, A. M. A. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. **Acta Limnol. Bras.**, v. 21, n. 4, p. 387-391, 2009.

CAMARGO, A. F. M.; HENARES, M. N. P. Ambiente e biorremediação de efluentes de piscicultura. **Net**. 2009. Disponível em: <<http://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/va11-meio-ambiente06.pdf>>. Acesso em: 11.11.2015.

CARVALHO, S. L. B. V. **Remoção de Ferro por Adsorção pela Macrófita Aquática *Eichhornia crassipes***. Dissertação de Mestrado. Recife: UFPE, 2012. 76p.

DAVIS, M. L.; MASTEN, S. J. **Princípios de Engenharia Ambiental**. 3. ed. Porto Alegre: McGraw-Hill, 2016.

DEBERT, G. L. B. **Estudo de cianobactérias em reservatório com alto grau de trofia (Reservatório de Salto Grande – Americana – SP)**. Tese de doutorado. São Carlos: USP, 2002. 228p.

DEBERDT, G. L. B.; CANTUSIO-NETO, R.; AGUIJARO, L. F. Florações de Cianobactérias e sua Inserção na Legislação Brasileira. **Net**. 2004. Disponível em: <http://dtr2001.saude.gov.br/editora/produtos/impresos/cartaz/04_0510_C.pdf>. Acesso em: 04.06.2007.

DIAS, G. **Caracterização físico-química, microbiológica e planctônica de um viveiro coberto por macrófitas usado no abastecimento de água para aquicultura**. Dissertação de Mestrado. Jaboticabal – SP: UNESP, 2012. 95p.

DIAS, G.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Physical, chemical and microbiological aspects during the dry and rainy seasons in a pond covered by macrophyte used in aquaculture water supply. **Acta Limnol. Bras.**; v. 24, n. 3, p. 276-284, set. 2012. ISSN 2179-975X.

DIAS, S. G. SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Caracterização físico-química, microbiológica e planctônica de um viveiro coberto por macrófita usado no abastecimento de água para aquicultura.** Dissertação de Mestrado. Jaboticabal – SP: UNESP; 2013. 95p.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E.; KONIG, L. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Rev. Bras. Eng. Agric. e Amb.**, v. 9, p. 226-230, 2005.

DONINI, C.A., GERMANO, M.I.S., MIGUEL, O., GERMANO, P.M.L. Pescado, cólera e saúde pública. **Comun. Cient. Fac. Med. Vet. Zootec**, São Paulo, 17, 25-32, 1993.

DOTTI, A.; VALEJO, P. A. P.; RUSSO, M. R. Licenciamento ambiental na piscicultura com enfoque na pequena propriedade: uma ferramenta de gestão ambiental. **Revista Íbero-Americana de Ciências Ambientais**, v.3, n.1, p.6-16, 2012.

DREAMSTIME. Diagrama da Análise do Swot. **Net**. 2017. Disponível em: <<https://pt.dreamstime.com/imagem-de-stock-diagrama-da-an%C3%A1lise-do-swot-image26523051>>. Acesso em: 15.05.2017.

DUPOLDT, C.; ISAACS, B.; MURPHY, T.; SAYERS, M.; SUFFIAN, F.; TAKITA, C.; WEBSTER, H. **A Handbook of Constructed Wetlands.** A guide to creating wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater, vol. 1. USA, 2000.

EATON, D. A. **Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater**, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC, 2012.

EKE, P.E.; SCHOLZ, M. Benzene removal with vertical-flow constructed treatment wetlands. **J. Chem. Technol. Biotechnol.**, v. 83, p. 55–63. 2008.

ELER, M.N.O.; CECCARELLI, P.S.; BUFON, A.G.M.; ESPÍNDOLA, E.L.G. Mortandade de peixes (matrinxã, *Brycon cephalus*, e pacu, *Piaractus mesopotamicus*) associada a uma floração de cianobactérias em pesque-pague, município de Descalvado, Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim Técnico do CEPTA**, Pirassununga, v. 14, p. 35-45, 2001.

ELER, M. N.; ESPÍNDOLA, E. L.; ESPÍNDOLA, E. A.; NOGUEIRA, A. M.; MILANI, T. J. Avaliação sócio-econômica dos empreendimentos de pesque-pague. In: ELER, M. N.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (Orgs.). **Avaliação dos impactos de pesque-pague: uma análise da atividade na bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu.** São Carlos: Rima, 2006. p. 31-75.

EL-SAYED, A. F. M. Alternative dietary protein sources for farmed tilapia, *Oreochromis* spp. **Aquaculture**, v. 179, p. 149-168, 1999.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Boas Práticas de Manejo (BPMs) para a Produção de Peixes em Tanques-redes.** Marco Aurélio Rotta, Julio Ferraz de Queiroz. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. 27 p. ISSN 1517-1973; 47.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Tilápia e o desenvolvimento do Sertão de Itaparica/PE – Análise econômica para investimentos de Desenvolvimento na região.** Renata Melo Barroso [Org.]. Palmas- TO, 2014. 46p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **A importância da organização da cadeia de valor da tilápia na gestão da crise hídrica.** Renata Melon Barroso... [et al.]. Palmas - TO: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2015.48 p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. BPM – Boas Práticas de Manejo para a Aquicultura. **Net.** 2016. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/documents/10180/13599347/ID02.pdf>>. Acesso em: 02.04.2017.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA -EMBRAPA. Pesca e Aquicultura. **Net.** 2017. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/tema-pesca-e-aquicultura/nota-tecnica>>. Acesso em: 14.06.2017.

EMBRAPA PESCA E AQUICULTURA. **Riscos Genéticos da Produção de Híbridos de Peixes Nativo.** Anderson Luis Alves. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2014. 64p.

ENNABILI, A.; ATER, M.; RADOUX, M. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. **Aquatic Botany**, v. 62, p. 45-56, 1998.

ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnol.**, v. 1, p. 273-298, 1986.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 3. Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.

ESTEVES, F. A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. Eutrofização artificial. In: ESTEVES, F. A. (Coord.) **Fundamentos de Limnologia.** 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p.625-55.

FALCONER, I. R. Health effects associated with controlled exposures to cyanobacterial toxins. In: **Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs.** New York: Springer, p. 607-612, 2008.

FAO - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. The State of World Fisheries and Aquaculture, **Net.** 2010. Disponível em: <<http://www.fao.org/fishery/sofia/en>>. Acesso em: 05.03.2016.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of world fisheries and aquaculture: opportunities and challenges.** Roma: FAO., 2014.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2016: contributing to food security and nutrition for all.** Rome, 2016. 200 p.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016.** Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Roma, 2016. 224p.

FARAHBAKHSHAZAD, N.; MORISON, G.M.; SALATI, E.F. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. **Ambio**, v.29, p.74-77, 2000. ISSN 1654-7209.

FARIA, O. B.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Macrófitas aquáticas no Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): Estimativa da biomassa, concentração de nutrientes e metais. In: **Recursos Hidroenergéticos** - usos, impactos e planejamento integrado. São Carlos: 2002. p. 165-176.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. **Ecological Engineering**, vol. 35, n. 6, p. 987–1004, 2009.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO RIO DE JANEIRO – FIRJAN. Itacuruba – PE: (Ano 2013): IFDM e Indicadores. **Net**. 2017. Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/ifdm/consulta-ao-indice/ifdm-indice-firjan-de-desenvolvimento-municipal-resultado.htm?UF=PE&IdCidade=260740&Indicador=3&Ano=2013>>. Acesso em: 29.03.2017.

FELIZZATO, M. R.; STARLING, F. L. R.; SOUZA, M. A. A. Reúso de água em piscicultura: Análise da possibilidade de aplicação de efluente de lagoas de estabilização em série. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXVIII, 2000. **Anais...** Porto Alegre - RS. 1 a 2 de dezembro de 2000.

FERNANDEZ, J. I. V. **A política nacional de desenvolvimento sustentável da pesca e da aquicultura e seus impactos sobre a pesca artesanal no estado de Pernambuco**. Dissertação de Mestrado. Recife: UFPE, 2015. 119p.

FERREIRA, J. M. S.; FERREIRA, H. S.; SILVA, H. A.; SANTOS, A. M.; GALVÍNCIO, J. C. Análise Espaço-Temporal da Dinâmica da Vegetação de Caatinga no Município de Petrolina – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, p. 904-922, 2012.

FERREIRA-JÚNIOR, M. G. **Uso de modelagem na avaliação da capacidade de suporte de reservatórios com projetos de aquicultura, tendo o fósforo como fator limitante**. Tese de doutorado. Rio de Janeiro: UFRJ, 2011. 157p.

FINANCIADORA DE ESTUDOS E PROJETOS - FINEP. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - PROSAB. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: FINEP, 2009.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI-FILHO, E. A. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Rev. Quím. Nova na Escola**, n. 22, p. 10-16, 2005.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. The state of world fisheries and aquaculture, Roma: FAO, p. 209, 2012.

FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; QUEIROZ, J. F.; SCORVO-FILHO, J. D. Boas práticas de manejo em viveiros e tanques-redes. ENCONTRO DE NEGÓCIOS DA AQUICULTURA DA AMAZÔNIA, V, 2013. **Anais...** Manaus-AM, 27 a 30 de novembro de 2013.

FREITAS, F. V. **Biorremediação em efluentes de piscicultura utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) e probióticos.** Dissertação de mestrado. Campina Grande-PB: UFPB, 2010. 41p.

FROTA, T. B. **Wetlands: aplicação como tratamento complementar para efluente de estações de tratamento de esgotos condominiais.** Trabalho de Conclusão de Curso. Porto Alegre: UFRGS, 2016. 121p.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 2003. 56p.

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO 2010 - FAPESP. Produção Científica. In: **Indicadores de ciência, tecnologia e inovação em São Paulo 2001.** São Paulo, 2002. cap. 6.

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO 2010 - FAPESP. Análise da produção científica a partir de indicadores bibliométricos. In: **Indicadores da ciência, tecnologia e inovação em São Paulo 2004.** São Paulo 2005. v. 1, cap. 5.

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO 2010 - FAPESP. Análise da produção científica a partir de publicações em periódicos especializados. Capítulo de livro. In: **Indicadores de Ciência, Tecnologia e Inovação em São Paulo.** São Paulo: FAPESP, 2011. 72p.

FUNDAÇÃO CAPES; MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO. Classificação da Produção Intelectual. **Net.** 2017. Disponível em: <<http://www.capes.gov.br/avaliacao/instrumentos-de-apoio/classificacao-da-producao-intelectual>>. Acesso em: 06.03.2017.

GALVÃO, A. F. **Comportamento Hidráulico e Ambiental de Zonas Húmidas Construídos Para o Tratamento de Águas Residuais.** Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2009. 310p.

GENTELINI, A. L. **Tratamento de efluente de piscicultura orgânica utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) e *Egeria densa* (Planchon.).** Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação de Engenharia Agrícola. Maringá: Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2007. 81p.

GENTELINI, A.L.; GOMES, S.D.; FEIDEN, A.; ZENATTI, D.; SAMPAIO, S.C.; COLDEBELLA, A. Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. **Semina :Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 2, p. 441-448, abr./jun. 2008.

GIOVANNINI, S.G.T.; MARQUES, D. M. L. M. Conditioning Factors for Establishment of *Zizaniopsis bonariensis* in Constructed Wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6. Tauk-Tornisielo, S.M. and Salati, E.F. [Eds.]. **Procceeding.** Águas de São Pedro, Brasil, p. 559- 568, 1998.

GMA - GERÊNCIA DE MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO. **Monitoramento da Assistência Social Relatório Municipal de Itacuruba**. Itacuruba: Governo de Pernambuco/Secretaria de Desenvolvimento Social e Direitos Humanos, 2013. 42p.

GOMES, M. V. T. " **Fitorremediação utilizando *Typha domingensis* em sistema de zonas húmidas construídas**". Tese de doutorado. Natal: UFRN, 2013. 100p.

GOOGLE EARTH. Itacuruba. **Net**. 2017. Disponível em <<https://www.google.com.br/maps/place/Itacuruba+-+PE/@-8.7970184,-38.7410274,2299m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x70a2f344fd07ead:0x86d9424aa7d2b7c4!8m2!3d-8.7342448!4d-38.7158702>>. Acesso em 31.01.2017.

GOPAL, B. **Water Hyacinth**. Netherlands, Elsevier Science Publishers B.V., 1987.

GOVERNO DE SERGIPE. **Plano de Desenvolvimento do Arranjo Produtivo Local de Piscicultura do Baixo São Francisco Sergipano**. Aracaju: Núcleo Estadual de Arranjos Produtivos Locais (APL-SE), 2011. 41p.

GREENWAY, M.; DALE, P.; CHAPMAN, H. An assessment of mosquito breeding and control in four surface flow wetlands in tropical-subtropical. **Water Science Technology**, v. 48, n. 5, p. 249–256, 2003.

GREENWAY, M. The role of constructed *wetlands* in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 501-509, 2005.

GUIMARÃES, C. E. P.; CARNEIRO, L. B.; HERMÓGENES, L. SS.; PINHEIRO, D. M.; MIRANDA, E. C.; FÉLIX, M. C. Avaliação da Qualidade de Água de Viveiros Utilizados para Cultivo de Tambaqui no CERAQUA/CODEVASF. REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 33, 2009. **Anais...** Águas de Lindóia – SP, 28 a 31 de maio de 2009.

GRUPO HIDROGERON. Tratamento de efluentes. E-book. **Net**. 2017. Disponível em: <http://materiais.hidrogeron.com/agradecimento-ebook-tratamento-de-efluentes?utm_source=landing-page-efluentes&utm_campaign=inbound-hidro&utm_medium=botao-download>. Acesso em: 13:07.2017.

HADAD, H.R.; MAINE, M.A.; BONETTO, C.A. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. **Chemosphere**, v.63, p.1744-1753, 2006.

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

HEGEMANN, W. “Natural wastewater treatment systems in Germany - Constructed wetlands and lagoons”. SEMINÁRIO INTERNACIONAL TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS, 1996. **Anais...** Belo Horizonte, p.81-105, março de 1996.

HELENE, A.F.; RIBEIRO, P. L. Brazilian scientific production, financial support, established investigators and doctoral graduates. **Scientometrics**, v. 89, p. 677-686, 2011.

HENARES, M. N. P. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de carcinicultura**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista - CAUNESP. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2008. 93p.

HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M.; PAIXÃO, D. A. A.; LEMOS, E. G. M.; VALENTI, W. C. Bacterial diversity of constructed *wetland* to effluent treatment of shrimp farm. **WORLD AQUACULTURE**, 2011. **Anais...** Natal-RN, 6 a 10 de junho de 2011.

HENARES, M. N. P.; REZENDE, F. R. L.; GOMES, G. R.; CRUZ, C.; PITELLI, R. A. Eficácia do diquat no controle de *Hydrilla verticillata*, *Egeria densa* e *Egeria najas* e toxicidade aguda para o guaru (*Phallocerus caudimaculatus*), em condições de laboratório. **Planta Daninha**, v. 29, n. 2, p. 279-285, 2011.

HENARES, M.N.P. **Diversidade bacteriana da água de cultivo de camarão de água doce e de wetlands construídas com macrófitas aquáticas para o tratamento do efluente de carcinicultura**. Tese de Doutorado. Jaboticabal: Centro de Aquicultura da UNESP, 2012.

HENARES, M. N. P.; CAMARGO, A. F. M., Treatment efficiency of effluent prawn culture by wetland with floating aquatic macrophytes arranged in series. **Braz. J. Biol.**, vol. 74, no. 4, p. 906-912, 2014. Doi: <<http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.10413>>.

HENARES, M. N. P. CAMARGO, A. F. M. Treatment efficiency of effluent prawn culture by *wetland* with aquatic macrophytes. **HOLOS Environment** (Online), v. 14, p. 162-174, 2014.

HENCH, K.; BISSONNETTE, G. K.; SEXTONE, A. J.; CLEMAN, J.G.; GARBUS, K.; SKOUSEN, J. G. Fate of physical, chemical and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. **Water Research**, n.4, v.37, p. 921-927, 2003.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidades de uso de suas biomassas. **Naturalia**, v.26, p.111-125, 2000.

HENRY-SILVA, G. G. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura). Jaboticabal-SP: Universidade Estadual Paulista, 2001. 56p.

HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO, M. M.; BENASSI, R. E.; CAMARGO, A. F. M. Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v. 13, p. 11-17, 2001.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de Aquicultura. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 2, p. 519-526, 2002.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. **Hoehnea**, v. 32, p. 445 - 45, 2005.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, p. 433-438, sep./oct. 2006a. On-line version ISSN 1678-992X.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 34, p. 165-175, 2006b.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 24, n.1, p. 21-28, 2006c.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas – relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 165-167, 2008a.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A.F.M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **R. Bras. Zootec.**, v. 37, n. 2, p. 181-188, 2008b.

HENRY-SILVA; G. G.; CAMARGO, A. F. M. Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 153-160, 2008c.

HENRY-SILVA, G.G; CAMARGO, A.F.M; PONTES, C.S.; MIYASE, L.K. Características limnológicas da coluna d'água e dos efluentes de viveiros de criação de Camarões da Amazônia. **Rev. Bras. Zootec.**, Viçosa, n. 39, v. 10, p. 2099–2017, 2010.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; JONAS, T. C. GOMES, J. P. R. Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: análise da qualidade física e química. **Revista Engenharia Ambiental Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal v. 2, n. 1 p. 46-59, jan–dez. 2005.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrients-chlorophyll relationships in tropical subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, 2006.

HUSSAR, G. J.; BASTOS, M. C. Tratamento de efluente de piscicultura com macrófitas aquáticas flutuantes. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.5, n.3, p.274-285, set./dez. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo 2010. **Net**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>>. Acessado em 16.05.2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo 2010. Itacuruba. Série Cidades. **Net**. 2015. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=260740&search=pernambuco|itacuruba>>. Acesso em: 31.01.2017.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produto Interno Bruto dos Municípios. **Net**. Brasília: IBGE, 2011. 200p. Disponível em:

<<http://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=281946>>. Acesso em: 16.05.2016.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção da Pecuária Municipal 2013**. Rio de Janeiro, v. 41, p. 1-108, 2013. ISSN 0101-4234.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção Pecuária Municipal, 2014**. Rio de Janeiro/RJ, v. 42, 2015. 39p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal 2015**. Net. Rio de Janeiro, v. 43, p. 1-49, 2015.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. Estações Automáticas – Gráficos. **Net**. 2016. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_auto_graf>. Acesso em: 02/020/2016.

IPCC – PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. **Net**. Genebra, 2007. Disponível em: <www.ipcc.ch>. Acesso em: 22.11.2016.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Lewis publishers, Boca Ratoon, 1996. 883p.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. Florida: Lewis Publishers. 893 p. In: SEZERINO, P. H. BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, mar. 2015.

KHANIJO, I. Nutrient removal from wastewater by wetland systems. **Net**. 2007. Disponível em: <<http://home.eng.iastate.edu/~tge/ce421-521/ishadeep.pdf>>. Acesso em: 08.11.2015.

KAUTSKY, N. et al. Ecosystem perspectives on management of disease in shrimp pond farming. **Aquaculture**, v. 191, p. 145-161, 2000.

KAWA, L. Eutrofização e qualidade de água. **Net**. 2013. Disponível em: <<http://professoralucianekawa.blogspot.com.br/2013/02/eutrofizacao-e-qualidade-da-agua.html>>. Acesso em: 04.06.2017.

KERN, J., IDLER, C. Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. **Ecol. Eng.**, v. 12, p. 13–25. 1999.

KNIGHT, R.L., PAYNE, V.W.E., BORER, R.E., CLARKE, R.A., PRIES, J.H. Constructed *wetlands* for livestock wastewater management. **Ecol. Eng.**, v. 15, p. 41–55. 2000.

KOSKIAHO, J., EKHOLM, P., RATY, M., RIIHIMAKI, J., PUUSTINEN, M. Retaining agricultural nutrients in constructed *wetlands* — experiences under boreal conditions. **Ecol. Eng.**, v. 20, p. 89–103. 2003.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes. **Panorama da Aquicultura**, jan./fev. 1998.

KUBITZA, F. **Qualidade da água na produção de peixes**. Jundiaí: CIP-USP Editora, 1999.

KUBITZA, F. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões**. São Paulo, 2003.

KUBITZA, F.; CAMPUS, J.L.; ONO, E.A.; ISTCHUK, P.I. Panorama da Piscicultura no Brasil: Estatísticas, espécies, polos de produção e fatores limitantes à expansão da atividade. **Panorama da Aquicultura**, v. 22, n. 132, p. 14-25, 2012.

KUBITZA, F. Aquicultura no Brasil. Principais espécies, áreas de cultivo, rações, fatores limitantes e desafios. **Panorama da Aquicultura**, jul. -ago. 2015.

KUBITZA, F. Aquicultura no Brasil. Principais espécies, áreas de cultivo, rações, fatores limitantes e desafios. **Panorama da Aquicultura**, jul./ago. 2015.

KUBITZA, F. Aquicultura no Brasil. Principais espécies, áreas de cultivo, rações, fatores limitantes e desafios. **Panorama da Aquicultura**, v. 25, n. 150, p. 10-23, jul.-ago. 2015. Disponível em: <<http://www.ferrazmaquinas.com.br/en/imagens/uploads/conteudos/42/arquivo/20151009160433oLNAjgD3p.pdf>>. Acesso em: 18.11.2016.

KUBITZA, F.; CAMPOS, J. L.; ONO, A. E.; ISTCHUK, P. I. Particularidades regionais da piscicultura Espécies cultivadas, sistemas de produção, perfil tecnológico e de gestão e os principais canais de mercado da piscicultura. Panorama da Piscicultura no Brasil Parte II. **Panorama da Piscicultura**, 2016.

LACERDA, A. 2005. Sobre emprego público. Falta capital privado. São Paulo: **O Estado de São Paulo**, 17/04/2005, Caderno Economia, p. B5.

LANDIM, E.; MELLO, P.; JUCÁ, R.; LYRA, F. **Macrófitas um Problema para a Geração no reservatório Delmiro Gouveia -CHESF**. Comunicação sobre projetos em andamento. Delmiro Gouveia: CHESF, 20??. 3p.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídos. Dissertação de Mestrado**. São Paulo: USP, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica, 2001. 90p.

LEAL, A.C.; SOARES, M.C. **Hepatotoxicidade da cianotoxina microcistina**. São Paulo: 2004.

LEFLAIVE, J.; TEM-HAGE, L. O. I. C.; Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. **Freshwater Biol.**, n. 52, p. 199 a 214, 2007.

LIMA, M. R.; REISSMANN, C. B.; TAFFAREL, A. D. Fitorremediação com macrófitas aquáticas flutuantes. Capítulo de livro. In: Andreoli, C. V.; Carneiro, C. (ed.) **Gestão integrada de mananciais eutrofizados**. Curitiba: Gráfica Capital Ltda. 2005, p.391-408.

LIMA, F. T.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Capacidade de um *wetland* construído para redução do efeito de eutrofização de águas residuárias de aquicultura. CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNESP, XX, 2008. **Anais...** São José dos Campos-SP, 2008.

LIMA, V. T. A.; CAMPECHE; D. F. B.; PEREIRA, L. A. Caracterização da água de açudes com peixes no semiárido pernambucano. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.**, Curitiba, v. 7, n. 4, p. 395-405, out/dez. 2009.

LIMA, E. L. R.; SEVERI, W.; LOPES, J. P. Qualidade da água e dos efluentes em viveiros de alevinagem de *Astyanax lacustris*, Reinhard, 1874. **Ciência Animal**, n. 21, v. 1, p. 07-16, 2011.

LIMA, F. T.; VEIGA, M. A. M. S.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Constructed *wetland* for treating effluent from subtropical aquaculture farm. **Water, Air and Soil Pollution** (Print), v. 226, p. 42-51, 2015.

LIN Y. F., JING S.R., LEE D. Y.; WANG T. W. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed *wetlands* system. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 209, p. 169-184, 2002.

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. **Environ. Pollut.**, v. 134, p. 411-421, 2005.

LINNAEUS, C. Tomus I. **Syst. Nat.**, ed. 10. Holmiae, Laurentii Salvii: [1-4], p. 1-824, 1758. [Online].

LOPES, J. C. O. **Técnico em agropecuária: Piscicultura**. Manual Técnico. Jackelline Cristina Ost Lopes. Floriano - PI: EDUFPI, 2012. 80p. ISBN: 978-85-7463-529-3.

MACEDO, C. F.; L. H. SIPAÚBA-TAVARES. Variações de nutrientes e estado trófico em viveiros sequenciais de criação de peixes. **Acta Scientific**, Maringá, v. 27, n. 3, p. 405-411, 2005.

MACÊDO, H. R. et al. Estudo de parâmetros físico-químicos para a criação de camarão marinho *Litopenaeus vannamei* em água doce. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 2., 2007, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: CEFET-PB, 2007. 1 CR-ROM.

MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed *wetlands*. **Water Research**, v. 43, p. 535-545, 2009.

MANNARINO, C. F. Uso de Wetland Sub-Superficial no Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Chorume Por Lodos Ativados. Dissertação de Mestrado: Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – UERJ, Rio de Janeiro, 91 pp, 2003.

MANTOVI, P., MARMIROLI, M., MAESTRI, E., TAGLIAVINI, S., PICCININI, S., MARMIROLI, N. Application of a horizontal subsurface flow constructed *wetland* on treatment of dairy parlor wastewater. **Bioresour. Technol.**, v. 88, p. 85-94. 2003.

MARCELINO, K. R. A. “Atuação da CODEVASF no apoio aos APLs”. Apresentação. CONFERÊNCIA BRASILEIRA DE ARRANJOS PRODUTIVOS LOCAIS, IV, 2009. **Anais...** Brasília, 28 out. 2009.

MARQUES, M. A. **Avaliação das condições limnológicas e fauna associada de um "wetland" construído em efluente de aquicultura**. Dissertação de Mestrado. Jaboticabal: UNESP, 2016. 23p.

MARQUES, E. A. T. Fígado Verde System – Fitorremediação Brazil. Tratamento de efluentes de piscicultura empregando macrófitas aquáticas (fitorremediação). **Net**. 2015. Disponível em: <https://qt.wocat.net/qt_summary1.php?qt_id=1505&lang=english>. Acesso em: 10.11.16.

MARQUES, E. A. T.; PFLUGMACHER-LIMA, S. Sistema do Fígado Verde (SFV) – uma abordagem para purificar água. In: SIEGMUND-SCHULTZE, M. [Org.]. **Manual de Diretrizes – Uma compilação de conteúdos relevantes para atores extraídos de resultados científicos do projeto INNOVATE**. Berlim: Editora da Universidade Técnica de Berlim, 2017. 128p. ISBN 978-3-7983-2896-9 (online).

MARTINS, A. P. L. **Capacidade do *Polygonum hydropiperoides* e *Typha domingensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na região da Bacia do Iraí**. Dissertação de Mestrado. Curitiba-PR: UFPR, 2005. 92p.

MARTINS, A. T; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 233-242, 2005.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; FAVARETTO, N.; BOEGER, M. R. T.; OLIVEIRA, E. B. Capacidade da *Typha domingensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Irai – Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 324-330, 2007.

MARTINS, E. S. P. R.; MAGALHÃES, A. R. A seca de 2012-2015 no Nordeste e seus impactos. **Parc. Estrat.** • Ed. Esp. • Brasília-DF • v. 20 • n. 41 • p. 107-128 • jul-dez 2015.

MARTINS-JÚNIOR, H. **Caracterização da cultura do tambaqui (*Colossoma macropomum*) e dos seus efluentes na despesca: subsídios para implementação das boas práticas de manejo da piscicultura no município do Rio Preto da Eva/AM**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais. Manaus: UFAM, 2009. 202p.

MATOS, M. P.; SPERLING, M. V.; MATOS, A. T.; PASSOS, R. G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering. ISSN: 1809-4430 (on-line). **Eng. Agric.**, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, nov.-dez., 2015.

MATTA, E.; SIMSHÄUSER, M. N.; KOCH, H.; GUNKEL, G.; ROSSITER, K.; HINKELMANN, R. Modelagem da interação de múltiplos usos, clima e mudanças de uso da terra em uma baía do reservatório de Itaparica, Rio São Francisco. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, XXI, 2015. **Anais...** Brasília-DF, 22 a 27 de novembro de 2015.

MATTA, E.; KOCH, H.; SELGE, F.; GUNKEL, G.; HINKELMANN, ARRUDA, N. O.; SILVA, G. M. N. Impactos de potenciais inundações repentinas de afluentes efêmeros e intermitentes. In: LINIGER, HP., MEKDASCHI STUDER, R., MOLL, P., ZANDER, U. **Making Sense of Research for Sustainable Land Management**. Centre for Development and Environment (CDE), University of Bern, Switzerland and HelmholtzCentre for Environmental Research GmbH – UFZ, Leipzig, Germany, 2017. 308p.

MATTOS, T. T.; LUCRÉCIO, V. N. **Avaliação do comportamento hidrodinâmico de um wetland construído de fluxo horizontal**. Vitória do Espírito Santo: Universidade do Espírito Santo. 2012.

MEDEIROS, F. C. **Tanque-rede mais tecnologia e lucro na piscicultura**. Centro América, Cuiabá-MT, 2002.

MELBOURNE WATER. **Constructed Wetlands Design Manual**. Part A3: Design considerations for a constructed wetland. Melbourne, 2010.

MELO, G. L. **Estudo da qualidade da água no reservatório de Itaparica localizado na Bacia do Rio São Francisco**. Dissertação de Mestrado. Recife: UFPE, 2007. 99p.

MERCANTE, C.T.J.; CABIANCA, M.A.; SILVA, V.; COSTA, S.V.; ESTEVES, K.E. Water quality in fee-fishing ponds located in the São Paulo metropolitan region, Brazil: analysis of the eutrophication process. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 1, p. 95-102, 2004.

MERCANTE, C.T.J.; SILVA, D.; COSTA, S.V. (2006). Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo por meio do uso de variáveis abióticas e da clorofila a. In: Esteves, E.K. & Sant'Anna, C.L. (Org.). **Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo**: um estudo na região metropolitana. São Carlos: Rima, p.37-48, 2006.

MERCANTE, C.T.J.; MARTINS, Y.K.; CARMO, C.F., OSTI, J.S.; MAINARDES-PINTO, C.S.R.; TUCCI, A. Qualidade de água em viveiro de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização diurna de variáveis físicas, químicas e biológicas. São Paulo, Brasil. **Bioikos**, v. 21, n. 2, p. 79-88, 2007.

METCALF; EDDY, INC. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse**. 3rd ed. New York, NJ: McGraw-Hill, 1991.

MILLAN R. N.; SIPAÚBA-TAVARES L.H.; TRAVAINI-LIMA F. Influence of Constructed Wetland and Soil Filter Systems in the Dynamics of Phytoplankton Functional Groups of Two Subtropical Fish Farm Wastewaters. **Journal of Water Resource and Protection**, n. 6, p. 8-15, 2014.

MINGHINI, I. **Avaliação qualitativa da água residuária de Abatedouro de aves para fins de reúso em irrigação**. Dissertação de Mestrado. Botucatu-SP: UNESP, 2007. 79p.

MINISTÉRIO DA PESCA E DA AQUICULTURA - MPA; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Plano de Desenvolvimento da Aquicultura Brasileira- 2015/2020**. Brasília-DF: MPA, 2015. 61p.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL - MIN. **Programa 22 Monitoramento de Água e Limnologia.** Net. 2005. Disponível em: <<http://www.mi.gov.br/documents/10157/3675235/PBA22.pdf/11a38316-c45c-4ab4-a463-ced1eae3072c>>. Acesso em: 23.03.2017.

MIRANDA, F. A. G.; TALIULI, Y. S.; NOGUEIRA, E. C.; ALVES, E. F.; GONÇALVES-JÚNIOR, L.P.; AMARAL, A. A.; Eficiência de um filtro mecânico de fluxo lento associado a um filtro de macrófitas no tratamento de efluentes de aquicultura. ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, VX, 2011. **Anais...** São José dos Campos – SP, 21 a 22 de outubro de 2011.

MIRES, D. Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive management. **The Israeli Journal of Aquaculture**, v.47, p.163-172, 1995.

MITCHELL, G. Problems and Fundamentals of Sustainable Development Indicators. **Sustainable Development**, v. 4, n. 1, p, 1-11, mar. 1996.

MOHEDANO, R. A.; RODRIGUES, J. B. R.; FRACALOSSO, D. B. Lemna valdiviana. Uma planta que além de tratar os efluentes alimenta os peixes cultivados. **Panorama da Aquicultura**, n. 87, 2002.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetland” para tratamento de água cinza visando o reuso não potável.** Dissertação de Mestrado. São Paulo: USP, 2009. 84p.

MORAIS, C. J.; BELINI, A. D.; FREIRAS, D. C. Avaliação do desempenho de um wetland construído tratando esgotos sanitários sintéticos. **Anais...SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS**, 2, 2015. Curitiba: 11 a 13 jun. 2015.

MOREIRA, H. L. M.; VARGAS, L. **Fundamentos da moderna aquicultura.** Canoas-RS: Ed. Ulbra, 2001. 200p.

MOURA, M. S. B.; GALVÍNCIO, J. D.; BRITO, L. T. L.; SOUZA, L. S. B.; SÁ, I. I. S. SILVA, T. G. F. Clima e água de chuva no semiárido. Capítulo de livro. cap. 2. p. 37-59. In: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Ed.). **Potencialidades da água de chuva no Semiárido brasileiro.** Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007.

MOURA, G.S.M. Produção de Peixes em Tanque-Rede. Portal do Agronegócio, 2007.

MEDINA, J.C. **Plantas fibrosas da flora mundial.** Campinas: Instituto Agrônomo, 1959.

MEES, J. B. R. **Uso de aguapé (*Eichhornia crassipes*) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de compostagem.** Dissertação de Mestrado. Cascavel - PR: UNIOESTE, 2006. 87p.

MILLAN, R. N. SIPAÚBA-TAVARES, L. H. TRAVAINI-LIMA, F. Influence of constructed wetland and soil filter systems in the dynamics of phytoplankton functional groups of two subtropical fish farm wastewaters. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 6, pp. 8-15, 2013.

MILLAN, RODRIGO NEY; SIPAUBA-TAVARES, LUCIA HELENA. Biotic and abiotic parameters at a subtropical fee-fishing farm. **Limnetica**, v. 33, n. 1, p. 31-40, jun. 2014.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL - MIN. Programa de Monitoramento de Qualidade da Água e Limnologia. **Net**. 2005. Disponível em: <<http://www.mi.gov.br/documents/10157/3675235/PBA22.pdf/11a38316-c45c-4ab4-a463-ced1eae3072c>>. Acesso em: 18.11.2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Caderno da Região Hidrográfica do São Francisco**. Brasília: MMA, 2006. 148p.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA. **Boletim estatístico de pesca e aquicultura do Brasil 2011**. Brasília: República Federativa do Brasil, 2013.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA - MPA. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura Brasil 2010**. Brasília: MPA, 2010. 129p.

MIRANDA, E.C.; PEZATTO, A. C.; PEZATTO, L. E.; FURUYA, W. M. Disponibilidade aparente de fósforo em ingredientes pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Acta Scientiarum**, Maringá, v.22, n.3, p.669-675, 2000.

MIRANDA, F. A. G.; TALIULI, Y. S.; NOGUEIRA, E. C.; ALVES, E. F.; GONÇALVES-JÚNIOR, L. P.; AMARAL, A. A. Eficiência de um filtro mecânico de fluxo lento associado a um filtro de macrófitas no tratamento de efluentes da aquicultura. Encontro de Iniciação Científica, XV. **Anais...** São José dos Campos, 21 a 22 de outubro 2011.

MITSCH, W. J., JORGENSEN, S. E. Classification and samples of ecological engineering. In: MITSCH, W.J., JORGENSEN, S.E. (Eds.), **Ecological Engineering: An Introduction Ecotechnology**. John Wiley& Sons, New York, pp. 12–19. 1989.

MOHEDANO, R. A. **Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*), através da macrófita aquática *Lemna valdiviana* (lemnaceae) – uma contribuição para a sustentabilidade da aquicultura**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis-SC: UFSC, 2004. 44p.

MOHEDANO, R. A.; FRACALLOSSI, D. M.; RODRIGUES, J. B. R. *Lemna valdiviana* uma planta que trata os efluentes e alimenta os peixes cultivados. **Panorama da Aquicultura**, v. 87, p. 33-40, 2005.

MONTEIRO, R. C. M.; BORGES, A. K. B.; TAUKE-TORNISIELO, S. M. DOMINGOS, R. N. Protótipos de sistemas construídos de áreas alagadas para tratamento de efluentes de piscicultura. **Holos Environment**, v. 8, n. 2, p. 119-133, 2008. ISSN 1519-8634.

MOURA e SILVA, M. S. G. **Desenvolvimento de um sistema de recirculação com uso de wetlands construídas para efluentes da piscicultura**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2012. 129p.

NEWMAN, J.M., CLAUSEN, J.C., NEAFSEY, J.A. Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. **Ecol. Eng.**, v. 14, p. 181–198, 1999.

NGUYEN, L.M. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed *wetlands* treating farm dairy wastewaters. **Ecol. Eng.**, v. 16, p. 199–221, 2000.

NIVALA, J.; HEADLEY, T.; WALLACE, S.; BERNHARD, K.; BRIX, H.; AFFERDEN, M.; MULLER, R. A. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. **Ecological Engineering**, 2472, p. 17, 2013.

NOVAES, R L M.; FELIX, S. Save Caatinga from drought disaster. **Nature**, n. 7453, v. 498, p. 170, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/498170a>>. Acesso em: 06.05.2016.

OLIVEIRA, M. F., CORÇÃO, G.; VAN DER SAND, S.T. An evaluation of transient bacterial population in a polluted bathing site in Porto Alegre - Brazil. **Biociências**, v. 14, n. 2, p. 136-143, 2006.

OLIVEIRA, R. C. O panorama da aquicultura no Brasil: a prática com foco na sustentabilidade. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 2, n. 1, p. 7-89, fev, 2009.

OLIVEIRA, E. G.; SANTOS, F. J. S. Conservação e uso racional de água: Integração aquicultura-agricultura. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. (Eds). **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p.113- 161.

OLIVEIRA, T. Uma breve visão sobre boxplot. **Net**. 2011. Disponível em: <<http://blog.thalissonoliveira.com.br/?p=532>>. Acesso em: 30.11.2016.

OLIVEIRA, E. G.; SANTOS, F. J. S. Piscicultura e os desafios de produzir em regiões com escassez de água. **Ciência Animal**, v. 25, n. 1, p. 133-154, 2015. Edição Especial.

OMIDI, A.; ESTERHUIZEN-LONDT, M.; PFLUGMACHER, S. Still challenging: the ecological function of cyanobacterial toxin microcystin – What we know so far. **Toxin Reviews**, Early Online, 2017. ISSN: 1556-9551 (online).

ONO, E. A. **Cultivo de peixes em tanque-rede**. Rio de Janeiro: Fundação Biblioteca Nacional, 1998.

ONS (BRASIL) - OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO. Situação dos Principais Reservatórios do Brasil. **Net**. 2015. Disponível em <http://www.ons.org.br/resultados_operacao/boletim_diario/>. Acesso em setembro de 2015.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO - ONS. Situação dos Principais Reservatórios do Brasil. **Net**. 2016. Disponível em: <http://www.ons.org.br/historico/percentual_volume_util.aspx>. Acesso em: 18.11.2016.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS BRASIL - ONUBR. **Net**, 2016. Banco Mundial e governo de Pernambuco incentivam a piscicultura para gerar renda e emprego. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/banco-mundial-e-governo-de-pernambuco-incentivam-a-piscicultura-para-gerar-renda-e-emprego/>>. Acesso em: 18.11.2016.

ORMONDE, V. S. S. **Avaliação de 'wetlands' construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação**. Dissertação de Mestrado. Cuiabá – MT: UFMT, 2012. 96p.

OSTI, J. A. S. **Características limnológicas e do fitoplâncton de viveiro de criação de tilápia-do-Nilo e de wetlands construídas para o tratamento do efluente**. Jaboticabal. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2013. 97p.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; SOTO, D. **Aquicultura no Brasil**, o desafio é crescer. Brasília: Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação, 2008. 276p.

PÁEZ-OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. **Environmental Management**, v. 28 p. 131-140, 2001.

PAGGI, LC.; SIPAÚBA-TAVARES, LH. Water quality evaluation through limnologic survey in a fish culture system in the Paranaíta region (Mato Grosso, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v. 19, n. 4, p. 463-472, 2007.

PANORAMA DA AQUICULTURA. Aquicultura: A menina dos olhos da Codevasf. **Net.** [S.D.]. Disponível em: <<http://www.panoramadaaquicultura.com.br/paginas/revistas/59/CODEVASF.asp>>. Acesso em: 22.11.2016.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013. ISSN: 2317-563X.

PEARSON, L. MIHALI, T.; MOFFITT, M. On the chemistry, toxicology and genetics of cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. **Mar. Drugs**, n. 8. p. 1650 a 1680, 2010.

PEDRALLI, G. Aguapé: biologia, manejo e uso sustentado. **Estudos de Biologia**, PUC-PR, Curitiba, v. 4, n. 40, p. 3353, 1996.

PEDROZA, M. F.; BARROSO, R. M.; PRYSTHON, A.S e FLORES, R.M.V. **Modelos associativos como estratégia de inclusão produtiva para pequenos piscicultores**. Embrapa Pesca e Aquicultura, Palmas/TO. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 5, 2014. 40p.

PEIXOTO, P. H. P.; PIMENTA, D.S.; ANTUNES, F.; Efeitos do flúor em folhas de plantas aquáticas de *Salvinia auriculata*. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 40, n. 8, p. 727-734, ago. 2005. In: ZACARKIM, E. C. **“Uso de sistema wetland construído no pós-tratamento de efluente de curtume”**. Dissertação de Mestrado. Marechal Cândido Rondon-PR: UNIOESTE, 2006. 77p.

PENARIOL, I. C. **Parâmetros bióticos e abióticos em tanques de piscicultura tratados com macrófita aquática e perifíton**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Aquicultura. Jaboticabal-SP: CAUNESP, 2015. 83p.

PERAZZA, M.C.D.; NAVAS-PEREIRA, D.; MARTINS, M.T. O aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. **Revista DAE**, p.18-25, 1981.

PEREIRA, A. M.M. **Influência da velocidade de corrente no tratamento de efluentes de carcinicultura com macrófita aquática *Pistia stratiotes***. Dissertação de Mestrado. UNESP, Jaboticabal-SP: Brasil. 2004. 42p.

PERES, L. R.S. **Avaliação biótica e abiótica de um wetland em efluente de ranicultura**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Aquicultura. Jaboticabal-SP: UNESP, 2016.

PETERS, N. E; MEYBECK, M. Water quality degradation effects on fresh water availability: impacts to human activities. *Water internacional*, Urbana.v.25, n-2, p.214-21; 2000.

PETRÚCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, n. 2, p. 229-236, 2000.

PHILLIPI, L. S.; COSTA R. H. R. “Domestic Effluent Treatment Through Integrated System of Septic Tank and Root Zone. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6. Tauk-Tornisielo, S.M. and Salati, E.F. [Eds.]. **Procceeding**. Águas de São Pedro, Brasil, p. 670- 679, 1998.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: 144f. Editora do autor, 2004. In: MELLO, D. **Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários**. Dissertação de Mestrado. Curitiba: UTFPR, 2016. 165p.

PIEDADE, A. R. **Dinâmica da remoção de fósforo em leitos cultivados com *Typha* sp.** Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. Campinas-SP: Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, 2010. 198p.

PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. **Aquatic weeds and management of nuisance aquatic vegetation**. New York: Oxford University Press, 1990. 593 p.

PILLAY, T. R.Y. **Aquaculture and the environment**. England: Fishing News Books, 1992.

PILLAY, T. V. R **Aquaculture and the Environment**. 2. Ed. Oxford-USA: Blackwell Publishing, 2004.

PINASSI, R. P. **Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas construídas da ETE da Comunidade de Serviços Emaús (Ubatuba, SP), como adubo orgânico**. Dissertação de Mestrado. São Carlos – SP: USP, 2009. 87p.

PINTO, F. R.; HENARES, M. N. P.; CRUZ, Z.; AMARAL, A. L. Remoção de *Escherichia coli* de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Ars Veterinaria**, Jaboticabal-SP v. 25, n. 3, p. 147-150, 2009. ISSN 0102-638.

PISTORI, R. E. T. **Crescimento da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em viveiros de aquicultura com distintos estados tróficos**. 2005. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2005. 28p.

PISTORI, R. E. T. Influence of aquaculture effluents on the growth of *Salvinia molesta*. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 179-186, 2010.

POACH, M.E., HUNT, P.G., VANOTTI, M.B., STONE, K.C., MATHENY, T.A., JOHNSON, M.H., SADLER, E.J. Improved nitrogen treatment by constructed *wetlands* receiving partially nitrified liquid swine manure. **Ecol. Eng.**, v. 20, p. 183–197. 2003.

POÇAS, C. **Utilização da tecnologia de wetland para tratamento terciário: controle de nutrientes**. Dissertação de Mestrado. São Paulo – SP: Faculdade de Saúde Pública, 2015. 93p.

POLISEL, K. C. **Desempenho de lagoas de maturação utilizando macrófitas aquáticas e chicaneamento**. Tese de Doutorado. USP, São Carlos, 2005. 171p.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos – SP: Editora Rima, 2005. 143p.

PORTAL DO AGRONEGÓCIO. Produção de Peixes em Tanque-rede. **Net**. 2013. Disponível em: <<http://www.portaldoagronegocio.com.br/artigo/producao-de-peixes-em-tanque-rede>>. Acesso em: 05.07.2017.

PROENÇA, C.E.M; BITTENCOURT, P.R.L. **Manual de piscicultura tropical**. IBAMA, Brasília, 1994. 196p.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO - PROSAB. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: FINEP, 2009.

PORTAL ACTION. Boxplot. **Net**. 2016. Disponível em: <<http://www.portalaction.com.br/estatistica-basica/31-boxplot>>. Acesso em: 30.11.2016.

PORTAL BRASIL. Aquicultura tem potencial para dobrar produção em cinco anos. Seção Economia e Emprego. **Net**. 2015. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/economia-e-emprego/2015/06/aquicultura-tem-potencial-para-dobrar-producao-em-cinco-anos>>. Acesso em: 04.06.2017.

POTT V.J.; POTT. A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Embrapa. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá - MS). Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência e Tecnologia, 2000.

PROCHASKA, C.A., ZOUBOULIS, A.I. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. **Ecol. Eng.**, v. 26, p. 293–303. 2006.

RAFIEE, G.; SAAD, C. R. Nutrient cycle and sludge production during different stages of red tilapia (*Oreochromis* sp.) growth in a recirculating aquaculture system. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 244, n. 1-4, p. 109118, 2005.

RAMOS, R.; VINATEA, L.; ANDREATTA, E. R.; COSTA, R. H. R. Tratamento de efluentes de tanques de criação de *Litopenaeus vannamei* por sedimentação e absorção de nutrientes pela macroalga *Ulva fasciata*. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 345 - 353, 2008.

RAMOS, I. P. **Impactos de pisciculturas em tanques-rede sobre a ictiofauna da represa de Chavantes**: alimentação, parasitas e bromatologia. Tese de doutorado. Botucatu: UNESP, 2011. 75p.

REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. The treatment of aquaculture wastewater - A botanical approach. **Journal of Environmental Management**, v.50, p.283-299, 1997.

REIS, A.; SERBENT, M. P.; BELLO, E. Projeto de wetlands construídos para o tratamento de efluentes domésticos em unidade de conservação. In: Grupo de Estudos em Sistemas Wetlands Construídos Aplicados ao Tratamento de Águas Residuárias. [Online]. **Boletim Wetlands Brasil**, nº 4, mar. 2016. ISSN 2359-0548.

RIBEIRO, M. R.; SANTOS, J. P.; SILVA, E. M.; PEREIRA-JÚNIOR, E.; TENÓRIO, MA. A. S.; LINO E SILVA, L.; WEHBI, M. D.; LOPES, J. P.; TENÓRIO, R. A. A piscicultura nos reservatórios hidrelétricos do Submédio e baixo São Francisco, região semiárida do nordeste do Brasil. **Acta Fish. Aquat. Res.**, v. 3, n.1, p. 91-108. Doi 10.2312/ActaFish.2015.3.1.91-108.

RIO, G. S.; CAGOL, L.; ZADINELO, I. V.; SANTOS, L. D.; BALDAN, L. T. Uso de *Salvinia molesta* (D. S. Mitchell) para depuração de águas residuais provenientes da aquicultura. SEMANA ACADÊMICA DE BIOLOGIA, XXV, 2016. **Anais...** Cascavel-PR, 21 a 26 nov. 2016.

RIZZINI, C. T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997. 747p.

ROBINSON, C. Fatores que influenciam o oxigênio dissolvido na água. **Net**. 2011. Disponível em: <http://www.ehow.com.br/fatores-influenciam-oxigenio-dissolvido-agua-info_5794/>. Acesso em: 05.03.2017.

ROCHA, M. J. Agroecologia em Caxias do Sul: razões, ações e (des)ilusões. In: **Perspectiva Econômica**, v.4, n. 1, 50 - 68, jan./jun. 2008.

ROCHA-FILHO, G. B.; ARAÚJO-FILHO, J. C.; CARVALHO, R. C. M. O.; ARAÚJO, M. S. B.; FRUTUOSO, M. N. M. A.; BRANDÃO, S. S. F. Potencial agroecológico do município de Itacuruba, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 09, n. 01, p. 172-184, 2016. ISSN 1984-2295.

RODELLA, R. A.; COSTA, N. V.; COSTA, L. D. N. C.; MARTINS, D. Diferenciação entre *Egeria densa* e *Egeria najas* pelos caracteres anatômicos foliares. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 211-220, 2006.

RODRIGUEZ, J.; MOULLAC, G. State of the art of immunological tools and health control of Penaeid shrimp. **Aquaculture**. v. 191, p. 109 – 119, 2000.

ROMARIZ, D. A. **Aspectos da vegetação do Brasil**. IBGE, Rio de Janeiro, 1974.

ROQUETE PINTO, C. L.; PALADINO, L. T.; TEOBALDO, J. M; ANTUNES. Integrated Rural Sustainable Development with Aquatic Plants. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6. Tauk-Tornisielo, S.M. and Salati, E.F. [Eds]. **Procceeding...** Águas de São Pedro, Brasil, p. 660-669, 1998.

ROSS, B.; ROSS, L. G. The oxygen requirements of *Oreochromis niloticus* under adverse conditions. In: FISHELSON, L.; YARON, Z. (eds.) **International symposium on tilapia in aquaculture**. Tel Aviv University, Israel 1983. p.134-143.

ROUSSEAU, D.P.L., VANROLLEGHEM, P.A., DE PAUW, N. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. **Water Res.**, v. 38, p. 1484–1493. 2004.

RUBIM, M. A. L.; SAMPAIO, P. R. I.; PAROLIN, P. Biofilter efficiency of *Eichhornia crassipes* in wastewater treatment of fish farming in Amazonia. **Pyton**, Buenos Aires, n. 84, p. 244-251, 2015. ISSN 0031 9457.

SACHS, I. **Estratégias de Transição para do século XXI** – Desenvolvimento e Meio Ambiente. São Paulo: Studio Nobel – Fundação para o desenvolvimento administrativo, 1993. 103p.

SALATI, E.; RODRIGUES, N. S. De poluente a nutriente, a descoberta do aguapé. **Revista Brasileira da Tecnologia**, v. 13, n. 3, p. 37-42, 1982.

SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos**. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 2006. 19p.

SALATI, E.; SALATI-FILHO, E.; SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Piracicaba - SP: Instituto Terramax – Consultoria e Projetos Ambientais, 2009. 23p.

SALATI-JÚNIOR, E.; SALATI, E.; SALATI, E. Wetlands projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SAMPAIO, E.V.; ROCHA, O.; MATSUMURATUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, n. 62, v. 3, p. 525-545, 2002.

SAMPAIO, F. G.; LOSEKAN, M. E.; LUIZ, A. J. B.; NEVES, M. C.; FRASCÁ-SCORVO, C. M. D.; RODRIGUES, G. S. Monitoramento e gestão ambiental da piscicultura em tanques-rede em reservatórios. **Informe Agropecuário**: Belo Horizonte - MG, v. 34, n. 272, p.1-11, jan / fev. 2013. Bimestral.

SANCHES, M. S.; PRADO, E. L.; FERREIRA, I. M.; BRAGA, H. F.; VIEIRA, E. M. Presença de toxina microcistina em água, impactos na saúde pública e medidas de controle. **Rev. Ciênc. Farm. Bás. Apl.**, v. 33, n. 2, p. 181-187, 2012. ISSN 1808-4532.

SANDRE, L. C. G. TAKAHASHI, L. S.; FIORELLI, J.; SAITA, M. V.; GIMBO, R. Y.; RIGOBELLO, E. C. Influência dos fatores climáticos na qualidade da água em pesque-pagues. **Vet. e Zootec.**, v. 16, n. 3, p. 509-518, set. 2009.

SANTIAGO, A.F.; CALIJURI, M.L.; LUÍS, P.G. Potencial para a utilização de sistemas de wetlands no tratamento de águas residuárias: uma contribuição a sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil. **Natureza & Desenvolvimento**, v. 1, n. 1, p. 29-39, 2005.

SANTOS, A. A. O. **Sustentabilidade Ambiental da criação de camarões de água doce e uso do aguapé no tratamento dos efluentes**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Aquicultura. Jaboticabal-SP: UNESP, 2012. 116p.

SANTOS, A. A. O.; CAMARGO, A. F. M. Constructed wetlands for treatment of harvest effluents from grow-out ponds of the Amazon river prawn. **Aquaculture Research**, v. 46, n. 11, p. 2676-2684, 2014. Doi: <10.1111/are.12423>. Online ISSN: 1365-2109.

SCHAAFSMA, J.A., BALDWIN, A. H.; STREB, C.A. An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland, USA. **Ecol. Eng.**, v. 14, p. 199– 206. 1999.

SCHULZ, C., GELBRECHT, J.; RENNERT, B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. **Aquaculture**, 217, 207-221, 2003.

SEBRAE - SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS. **Aquicultura no Brasil**. Série estudos Mercadológicos. Brasília – DF: 2015. 76p.

SELGE, F.; GUNKEL, G. Water reservoir: worldwide distribution, morphometric characteristics and thermal stratification processes. In: **Sustainable management of water and land in semiarid areas**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2013.

SERTÃO EVENTOS. Itacuruba recebe Fórum de Piscicultura. Peixe que sai do sertão para Europa. **Net**. 2014. Disponível em: <<http://www.sertaoeventos.com.br/noticias/cidades/27475>>. Acesso em: 06.06.2014.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 20, no.1, Rio de Janeiro, jan./mar. 2015.

SIDONE, O. J. G.; HADDAD, E. A.; MENA-CHALCO, J. P. A ciência nas regiões brasileiras: evolução da produção e das redes de colaboração científica. **Transinformação**, v. 28, n. 1, Campinas, jan./abr. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/2318-08892016002800002>>. Acesso em: 10.11.2016.

SIGNIFICADOSBR. Significado de efluentes. **Net**. 2017. Disponível em: <<https://www.significadosbr.com.br/efluentes>>. Acesso em: 15.06.2017.

SILAPAJARN, O.; BOYD, C. E. Effects of channel catfish farming on water quality and flow in an Alabama stream. **Reviews in Fisheries Science**, n. 13, p. 109-140, 2005.

SILVA, G. H. G. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de uso de sua biomassa como suplemento alimentar em aquicultura**. Dissertação de Mestrado. Jaboticabal-SP: Universidade Estadual Paulista. Centro de Aquicultura, 1999. 79p.

SILVA, G. H. G. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal**. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual Paulista. Centro de Aquicultura. Jaboticabal-SP: UNESP, 2001. 79p.

SILVA, G. H. G. **Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo**. Tese (Doutorado em Aquicultura). Programa de Pós-graduação em Aquicultura. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 2005. 132p.

SILVA, N. A. Caracterização de impactos gerados pela piscicultura na qualidade da água: estudo de caso na bacia do rio Cuiabá/MT. Dissertação de Mestrado. Cuiabá-MT: UFMT, 2007. 120p.

SILVA, R. F.; SILVA, J. L. A.; BARBOSA, A. D. Gestão do uso e reuso da água de cultivos de alevinos em Itacuruba – PE. In: WORLD WATER CONGRESS, 14, 2011. Anais... IWRA World Water Congress – Adaptive Water Management: Looking to the future, 14, 2011. Ipojuca – Porto de Galinhas – PE: 2011.

SILVA, A. D. R. **Qualidade da água em canais de abastecimento com cultivo de *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816)**. Dissertação de Mestrado. Maceió: UFAL, 2011. 66p.

SILVA, M. S. G. M. **Desenvolvimento de um sistema de recirculação com uso de wetlands construídas para efluentes da piscicultura**. Tese de Doutorado Campinas: Faculdade de Engenharia Agrícola, Unicamp, 2012. 115p.

SILVA, A. D. R.; SANTOS, R. B.; BRUNO, A. M. S. S.; SOARES, E. C. Cultivo de tambaqui em canais de abastecimento sob diferentes densidades de peixes. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 4, p. 517-524, 2013.

SILVA, R. F.; SILVA, J. L. A.; ARAÚJO, M. S. B.; FAUSTINO, O. W. C. Qualidade do resíduo de tanques de produção de alevinos como condicionante de solos no semiárido de Pernambuco: subsídios para gestão ambiental. **Gaia Scientia**, v. 7, n. 1, p. 58-63, 2013.

SILVA, A. D. R.; SANTOS, R. B.; BRUNO, A. M. S. S.; GENTELINI, A. L.; SILVA, A. H. G.; SOARES, E. C. Eficiência do aguapé sobre variáveis limnológicas em canais de abastecimento utilizados no cultivo de tambaqui. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 2, Manaus, jun 2014. Doi: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672014000200011>>.

SILVA, D. C. **Avaliação da variação de cargas afluente e efluente de um wetland construído de fluxo vertical empregado no tratamento de esgoto doméstico**. Trabalho de Conclusão de Curso. Florianópolis: UFSC, 2014. 73p.

SILVERT, W. Assessing environmental impact of finfish aquaculture in marine waters. **Aquaculture**, v. 107, p. 67-79, 1992.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DURIGAN, J. G. Variação dos fatores abióticos e pigmentos totais em dois viveiros de criação de peixes em regime semi-intensivo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 7, p. 10-22, 1995.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Utilização de biofiltros em sistemas de cultivo de peixes. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 203, p. 38-43, 2000.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; FÁVERO, E.G.P.; BRAGA, F.M. Utilização de biofiltros de macrófitas como forma de minimizar os impactos causados pela Aquicultura. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DA REPRESA DO LOBO-BROA, 1. 2001, São Carlos. **Anais...** São Carlos: 2001. p.151.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H., FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. floating plant. **Braz. J. Biol.** v. 62, n. 4^a, São Carlos, nov. 2002. Doi: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842002000400019>>.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; BARROS, A.F.; BRAGA, F.M.S. Effects of floating macrophyte cover on the water quality in fish pond. **Acta Scientiarum**, v. 25, p. 101-106, 2003.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BOYD, C. E. Macrophyte Biofilter for Treating Effluent from Aquaculture. **Twenty-Second Annual Technical Report**. Aquaculture CRSP, Oregon State University, Corvallis, Oregon, pp. 195-199, 2005.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. The feeding activity of *Colossoma macropomum* larvae (tambaqui) in fishponds with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fertilizer. **Brazilian Journal Biology**, São Carlos, v. 67, n. 3, p. 459-466, 2007. On-line ISSN 1678-4375.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LIMA, F. T. Tratamento de efluentes de aquicultura através de um biofiltro construído com macrófitas aquáticas ("wetland"). CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNESP, XIX, 2007. **Anais...** Ilha Solteira, 22 e 26 de outubro de 2007.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum**. Maringá, v. 30, n. 3, p. 261-265, 2008. Doi: <10.4025/actasciobiolsci.v30i3.5002>.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. e COLUS, D.S. de O. Estrutura da comunidade fitoplânctônica e zooplânctônica em dois viveiros de cultivo semi-intensivo de peixes (Jaboticabal, São Paulo, Brasil). **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, Maranhão, n. 10, p. 51-64, 2008.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LOURENÇO, E. L.; BRAGA, F. M. S.; Water Quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences, n. 1, v. 32, p. 9-15, 2010. Universidade Estadual de Maringá/ **Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal Sistema de Información Científica**.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Uso racional da água em aquicultura**. Jaboticabal-SP: Maria de Lourdes Brandel – ME, 2013. 190p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MILLAN, R. N.; AMARAL, A. A. Influence of Management on the Water Quality and Sediment in Tropical Fish Farm. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, n. 5, pp. 1-7, 2013. Paper Id 31785. Doi:<10.4236/jwarp.2013.55049>.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MILLAN, R. N.; PENARIOL, I. C. Effects of biological treatments on water quality in neotropical fishponds. **Limnetica**, v. 34, n. 2, p. 321-331, 2015.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MARQUES, A. M.; MILSTEIN, A.; MILLAN, R. N. Fauna Associated to *Eichhornia crassipes* in a wetland of a fish farm. In: CONGRESO IBEROAMERICANO DE LIMNOLOGIA, I, 2016; CONGRESO SOCIEDAD CHILENA DE LIMNOLOGIA, XIII, 2016. Integración y Proyección en Ciencias Limnológicas. **Anais...** Valdivia, 1 a 4 de novembro de 2016.

SISTEMA FIRJAN. Índice FIRJAN de Desenvolvimento Municipal. **Net**. 2013. Disponível em: <http://www.firjan.com.br/ifdm/consulta-ao-indice/ifdm-indice-firjan-de-desenvolvimento-municipal-resultado.htm?UF=PE&IdCidade=260740&Indicador=2&Ano=2013>>. Acesso em: 22.11.2016.

SOLANO, M.L., SORIANO, P., CIRIA, M.P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystems Engineering**, v., 87, n.1, p. 109-118, 2004.

SONODA, D. Y.; SHIROTA, R.; SCORVO FILHO, J. D.; CYRINO, J. E. P. Desequilíbrio entre a oferta e a demanda brasileira por pescados em 2002/2003 e 2008/2009. **Revista iPecege**, v. 1, n. 1, p. 9-21, 2015.

SOUZA, J. T.; HAANDEL, A. V. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.4, n.1, p. 87-91. 2000.

SOUZA, W. T. Z.; PANITZ, C. M. N.; VINATEA, L. A. **Tratamento de efluentes de carcinicultura por dois wetlands artificiais pilotos, com e sem *Spartina alterniflora* – perspectivas de aplicação**. Dissertação de Mestrado. Florianópolis: UFSC, 2003. 109p.

SOUZA, J. T.; HANDELL, A.V.; LIMA E.P.; HENRIQUE, I.N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgoto doméstico pré-tratado em reator UASB. **Eng. Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, Rio de Janeiro, 2004. 6 p.

SOUZA, J. A. P. L. L. **Estudo de impactos sociais, econômicos e ambientais, ocasionados pela piscicultura em tanques rede na região de Paulo Afonso-BA**. Dissertação de Mestrado. Palmas – TO: Universidade Federal do Tocantins, 2006. 131p.

SOUZA, A. F. L.; VASCONCELOS, E. L. Q. Utilização da macrófita aquática flutuante *Pistia stratiotes* no tratamento de efluentes de piscicultura no estado do Amazonas. **Pubvet**, v.10, n.12, p. 926-932, dez. 2016.

SOUZA-JÚNIOR, J. A. **Modelagem matemática aplicada à produção de Tilápias do Nilo criadas em tanques-rede no Submédio do São Francisco**. Dissertação de Mestrado. Juazeiro-BA: UNIVASF, 2013. 63p.

SPERLING, M. G. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Marcus von Sperling. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452p.

SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, 1996. In: MELLO, D. **Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários**. Dissertação de Mestrado. Curitiba: UTFPR, 2016. 165p.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. **Bulletin Fisheries Research Board of Canada**, Ottawa, n. 167, p. 1-205, 1972.

SU, Y. M., LIN, Y. F., JING, S. R., LUCY HOU, P. C. Plant growth and the performance of mangrove wetland microcosms for mariculture effluent depuration. **Marin Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1455-1463, 2011.

SUN, G.Z., ZHAO, Y.Q., ALLEN, S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. **Journal of Biotechnology**. v. 115; n. 2, p. 189-197, 2005.

TAMURA, M. M. **Wetland construído tipo lagoa de macrófita flutuante empregado na remoção de nitrogênio**. Trabalho de Conclusão de Curso. Londrina – PR: UTFPR, 2014. 48p.

TEIXEIRA, M.G.L.C. et al. Epidemia de gastroenterite na área da barragem de Itaparica, Bahia. **Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana**, v. 114, n. 6, p. 502-511, 1993.

TEIXEIRA, M.G.L.C.; Costa M. C. N; Carvalho V. L. P.; Pereira M.S.; Hage E. Gastroenteritis epidemic in the area of Itaparica, Bahia, Brazil. **Bull PAHO**, v. 27, n. 3, p. 244-253, 2003.

TILÁPIA CLUB. Tudo sobre criação de tilápias. 2017. **Net**. Disponível em: <www.tilapiacub.com.br>. Acesso em: 28.04.2017.

THOMAZ, SM., CHAMBERS, PA., PIERINI, S. A.; PEREIRA G. Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. **Aquatic Botany**, v. 86, n. 2, p. 191-196, 2007. Doi: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.10.004>>.

THOMAZ, P. **Curso de Manejo de águas pluviais**. Capítulo 59- Wetland construída para melhoria da qualidade das águas pluviais, 2009.

THORNTON, K. E.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir Limnology: Ecological perspectives**. John Wiley and Sons. New York, 1990. pp. 246.

TOLEDO, J.J.; CASTRO, J.G.D. Parâmetros físico-químicos da água em viveiros da Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. [Online]. v. 1, n. 3, não paginado, 2º Semestre 2001. Disponível em: <<http://www.ihendrix.br/biologia/revista/fisicoquim.htm>>. Acesso em: 31.01.2017.

TOLEDO, J. J.; PENHA, J. Performance of *Azolla caroliniana* Willd. and *Salvinia auriculata* Aubl. on fish farming effluent. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 37-45, 2011. PMID:21437397. Doi: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000100007>>.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro – RJ: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, 2005. 95p.

TORQUATO, K. C. **Ocorrências de cianobactérias em reservatórios de bacias hidrográficas do Estado da Paraíba.** Dissertação de Mestrado. João Pessoa: UEPB, 2012.

TRAVAINI-LIMA, E SIPAÚBA-TAVARES (2008), **Uso de “Wetland” Construído para Tratamento de Águas Residuárias de Aquicultura.** Apresentação. Jaboticabal: Centro de Aquicultura da UNESP -Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton -FCAV/UNESP, julho 2008.

TRAVAINI-LIMA, F. **Capacidade de retenção e dinâmica de um “wetland” construído no tratamento de águas residuais.** Fernanda Travaini de Lima. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Aquicultura. Jaboticabal, 2011. 123p.

TRAVAINI-LIMA, F.; VEIGA, M. A. M. S. SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Constructed Wetland for treating effluent from subtropical aquaculture farm. **Water Air Soil Pollut**, v. 226, n: 42, 2015. Doi <10.1007/s11270-015-2322-9>.

TRAVAINI-LIMA, F.; MILSTEIN, A.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Seasonal Differences in Plankton Community and Removal Efficiency of Nutrients and Organic Matter in a Subtropical Constructed Wetland. **Wetlands** (Wilmington, N.C., USA), v. 1, p. on line, 2016.

TUNDISI, J.G. Impactos Ecológicos da Construção de Represas, Aspectos Específicos e Problemas de Manejo. J.G. Tundisi (Ed.), **Limnologia e Manejo de Represas.** Série Monografias em Limnologia. EESC – USP/CRHEA/ACIEP v. I, Tomo 1, 1988.

TURCIUS, A. E.; PAPENBROCK, J. Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents – What Can we learn from the past for the future? **Sustainability**, v. 6, p. 836-856, 2014. Doi: <10.3390/su6020836>.

TSUKAMOTO, R.Y.; TAKAHASHI, N.S. Cianobactérias + Civilização = problemas para saúde, a aquicultura e a natureza. **Revista Panorama da Aquicultura**, n. 103, 2007.

TUSZYNSKA, A., OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. **Biore- sour. Technol.**, v. 99, p. 6010–6016. 2008.

UNITED STATES PROTECTION ENVIRONMENTAL AGENCY - USEPA. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters.** EPA Report, 625/R-99/010. Cincinnati: Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, sep. 2000. 166p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA/625/R99/010: constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Cincinnati, Ohio 1999. In: MELLO, D. **Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários.** Dissertação de Mestrado. Curitiba-PR: UTPR, 2016. 165p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY -USEPA. **Recommendations for and documentation of biological values for use in risk assessment.**

U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/6-87/008 (NTIS PB88179874), 1988.

VALENTI, W.C. Introdução. In: **Aquicultura no Brasil** – Bases para um Desenvolvimento Sustentável. p. 25-32. CNPq, Ministério da Ciência e Tecnologia: Brasília, 2000.

VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M. Project of Constructed Wetland for Treating Septic Tank Effluent. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6. Tauk-Tornisielo, S.M. and Salati, E.F. [Eds]. **Procceeding**. Águas de São Pedro, Brasil, p. 126- 129, 1998.

VAN DER STEEN, P.; BRENNER, A.; VAN BAUREN, ORON, G.; Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Water Research**, v. 33, n. 3, p. 615-620, 1999.

VAN KAICK, T. S.; MIODUSKI, J.; SÁ, P.Z.; SERPE, F. R.; STEDELE, M.; SERPE, C. T. A.; HINOJOSA, E. A. L. - **Levantamento preliminar do estado da arte dos Wetlands construídos no Brasil**. Banner. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Curitiba: UTFPR, 2012.

VENTURIERI, R. "Pesque-pague" no Estado de São Paulo: Vetor de Desenvolvimento da Piscicultura e Opção de Turismo e Lazer. Relatório Final. Programa Nacional de Desenvolvimento de Pesca Amadora - PNDPA - Projeto PNUD BRA/97/012. EMBRATUR, MMA, 2000.

VIEIRA, P. F.; WEBER, J. Introdução geral: sociedades, naturezas e desenvolvimento viável. In: VIEIRA, P. F.; WEBER, J. **Gestão de recursos naturais renováveis e desenvolvimento: novos desafios para a pesquisa ambiental**. São Paulo: Cortez, 1997. pp. 17-49.

VILLAREAL, T. A.; CARPENTER, E. J. Buoyancy regulation and potencial for vertical immigration in the oceanic cyanobacterium trichodesmum. **Microb. Ecol.**, v.45, n. 1, p. 1-10, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 1, 3. ed. Belo Horizonte – MG: DESA, Ed. UFMG, 2005.

WANG, X.; OLSEN, L.M.; REITAN, K.I.; OLSEN, Y. Discharge of nutrient wastes from salmon farms: environmental effects, and potential for integrated multi-trophic aquaculture. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 2, n. 3, p. 267-283, 2012.

WANTZEN, K. M.; MOL, J. H. Soil Erosion from Agriculture and Mining: A Threat to Tropical Stream Ecosystems. **Agriculture**, v. 3, p. 660-683, 2013. Doi: <10.3390/agriculture3040660>.

WEBER, C. F.; PRADO, M. R.; KAICK, T. S. V. Dimensionamento de wetlands construídos em sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS, II, 2015. **Anais...** Curitiba – PR, 11 a 13 de junho de 2015.

WEEMAC. Aquicultura | Criação de Peixes Cresce no Brasil - 23/01/2017. **Net**. 2017. Disponível em: <http://weemac.com.br/34_aquicultura-criacao-de-peixes-cresce-no-brasil>. Acesso em: 04.06.2017.

WESTLAKE, D. F. Comparison of plant productivity. **Biological Review**, vol. 38, p. 385-425, 1963.

WETLANDS CONSTRUÍDOS. Perguntas frequentes. **Net**. 2016. Disponível em: <<https://www.wetlands.com.br/perguntas-frequentes>>. Acesso em: 16.04.2017.

WETLANDS INTERNATIONAL. **The use of constructed wetlands for wastewater treatment**. Malásia: Malaysia Office, 2003. 30p.

WETZEL, RG. 2001. **Limnology**. 3th ed. Philadelphia: W.B. Saunders, 2001. 743 p.

ZANCHETTIG; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Cyanobacteria and cianotoxins: from impacts on aquatic ecosystems and human health to anticarcinogenic effects. **Toxins**, n. 5, p. 11896 a 1917, 2013.

ZANELLA, L. Vegetação em sistemas de wetlands construídos - Muitas opções, mesmas escolhas. Grupo de Estudos em Sistemas Wetlands Construídos Aplicados ao Tratamento de Águas Residuárias. [Online]. **Boletim Wetlands Brasil**, n. 2, dez. 2014. ISSN 2359-0548.

ZANIBONI-FILHO, E.; BARBOSA, N.D.C.; GONÇALVES, S.M.R. Caracterização e tratamento do efluente das estações de piscicultura. **Acta Scientiarum (ex-Revista Unimar)**, v.19, n.2, p.537-548, 1997.

ZANIBONI-FILHO, E. O impacto ambiental de efluentes da piscicultura. SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE PEIXES, I, 1999. **Anais...** Campinas, 3d de outubro de 1999. p.1-14.

ZANIBONI-FILHO, E. Tratamentos de efluentes na piscicultura. CONGRESSO INTERNACIONAL DE ZOOTECNIA (ZOOTEC), VII, 2005. Produção animal e responsabilidade. **Anais...** Campo Grande-MS, de 24 a 27 de maio de 2005.

APÊNDICE A - APRESENTAÇÃO DA AUTORA, ARTIGOS PUBLICADOS E SUBMETIDOS À PERIÓDICOS CIENTÍFICOS AGUARDANDO PUBLICAÇÃO

A autora é licenciada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (2006), tem especialização em Gestão e Controle Ambiental pela Universidade de Pernambuco (2007), tem mestrado em Tecnologia Ambiental pelo Instituto de Tecnologia de Pernambuco (2010). O tema da dissertação de mestrado foi sobre *Levantamento de Cianobactérias em Reservatórios do Estado de Pernambuco, Brasil Usando Sistemas de Informação Geográfica*. Desde 2011, vem atuando como tutora do curso de Gestão Ambiental modalidade a distância da Universidade de Aberta do Brasil / Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco.

O tema desta tese está inserido no subprojeto SP-3 - Sistema inovativo da purificação da água e aquicultura sustentável em tanques do Projeto INNOVATE (*Interplay among multiple uses of water reservoirs via innovative coupling of substance cycles in aquatic and terrestrial ecosystems*). Este programa tem caráter interdisciplinar de cooperação científica entre Brasil e Alemanha, financiado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicação (MCTIC) do Brasil via CNPq Processo 483099/2011-2 e pelo Ministério de Educação e Ciência da Alemanha (BMBF). Além disso, este estudo obteve suporte financeiro da Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco - FACEPE (APQ-1248-3 07/2015). O estudo constou de uma parte experimental e outra exploratória tendo ainda, natureza interdisciplinar, interinstitucional e internacional.

Esta pesquisa está inserida na linha de pesquisa Planejamento e Gestão de Zonas Semiáridas e Ecossistemas Limítrofes dentro do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), criada para atender às demandas e anseios da sociedade na busca de soluções para os problemas sociais, ambientais e econômicos rumo ao desenvolvimento sustentável.

Esta tese gerou 1 artigo publicado em periódico Qualis B1, 1 artigo enviado para publicação (em análise), 1 artigo no guia de diretrizes (aguardando publicação), 2 apresentações de trabalhos em congressos e 7 artigos publicados em anais de congressos.

Com o desenvolvimento desta pesquisa, a autora teve contato com a realidade da região semiárida e pôde colocar em prática os conhecimentos adquiridos na universidade buscando empregar tecnologias sustentáveis de tratamento de efluentes de modo a para reduzir os impactos da atividade de piscicultura no entorno do reservatório de Itaparica.

Esta tese teve caráter interdisciplinar, interinstitucional e internacional.

ÉRIKA ALVES TAVARES MARQUES, NAILZA OLIVEIRA DE ARRUDA, MARIA DO CARMO SOBRAL, MARISTELA CASÉ COSTA CUNHA, GÉRSICA MORAES N. DA SILVA. Aporte de fósforo originado de efluente de pisciculturas em tanque-rede no município de Itacuruba, Pernambuco. Encontro da Rede de Estudos Ambientais dos Países de Língua Portuguesa, XVII, 2015. **Anais...** Disponível em: <http://soac.unb.br/index.php/ERLBEA/XVIIREALP/paper/view/4552> .

MARQUES, E. A. T. Fígado Verde System – Fitorremediação Brazil. Tratamento de efluentes de piscicultura empregando macrófitas aquáticas (fitorremediação). **Net.** 2015. Disponível em: https://qt.wocat.net/qt_summary1.php?qt_id=1505&lang=english . Acesso em: 10.11.16 (Capítulo 4).

ÉRIKA ALVES TAVARES MARQUES; MARIA DO CARMO SOBRAL, STEPHAN PFLUGMACHER LIMA, MARISTELA CASÉ COSTA CUNHA, SILVANA CARVALHO DE SOUZA CALADO, KARINA WALESKA LOPES ROSSITER, DORA DE CARVALHO PAVÃO, HANNAH BEATRIZ MINERVINO PEREIRA, GIOVANA MARIA DA SILVA, PAULA SANDRELLY DA COSTA, LUANA SANTOS ALMEIDA, ALINE TEIXEIRA DE ANDRADE. Managing aquaculture wastewater in Itaparica reservoir (Pernambuco, Brazil) with aquatic macrophytes. International Conference on Diffuse Pollution and Eutrophication (IWA DIPCON 2015), XVII, 2015. **Anais...** Berlin, 13-18 setembro 2015.

ÉRIKA ALVES TAVARES MARQUES; MARISTELA CASÉ; MARIA DO CARMO SOBRAL. Vulnerabilidade da piscicultura às alterações climáticas na bacia hidrográfica do rio são Francisco. Encontro da Rede de Estudos Ambientais em Países de Língua Portuguesa, XVIII, 2016. **Anais...** Maputo - Moçambique, 14 a 17 de novembro de 2016. <http://soac.unb.br/index.php/ERLBEA/XVIIIREALP/paper/view/5451> .

ÉRIKA ALVES TAVARES MARQUES; GÉRSICA MORAES N. DA SILVA; MARISTELA CASÉ; MARIA DO CARMO SOBRAL. "Evaluation of catchment water and wastewater from a fish farm in Itacuruba, Brazilian semi-arid..." 14th International Water Association Specialist Conference on Watershed and River Basin Management (apresentação oral). Skukuza, África do Sul, 09-11 Outubro 2017

MARQUES, E. A. T.; PFLUGMACHER-LIMA, S. Sistema do Fígado Verde (SFV) – uma abordagem para purificar água. In: SIEGMUND-SCHULTZE, M. [Org.]. **Manual de Diretrizes – Uma compilação de conteúdos relevantes para atores extraídos de resultados científicos do projeto INNOVATE.** Berlim: Editora da Universidade Técnica de Berlim, 2017. 128p. ISBN 978-3-7983-2896-9 (online) (Capítulo 4).

**APÊNDICE B - LEVANTAMENTO REFERENTE ÀS PRODUÇÕES CIENTÍFICAS NACIONAIS SOBRE O USO DE WETLAND
CONSTRUÍDA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE AQUICULTURA NO PERÍODO 1995-2016**

ANAIS DE CONGRESSOS (n=12)

Atividade	Fonte	Ano	Região	Local	IES	Natureza/ Periódico	País	Planta	Objetivo
Piscicultura	Sipaúba-Tavares et al.	2001	SE	Jaboticabal- SP	UNESP	Anais de Seminário Internacional	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar o impacto da piscicultura
Piscicultura	Zaniboni	2005	SE	Florianópolis- SC	UFSC	Anais do XLII Zootec	Brasil	Não acessível	Não acessível
Carcinicultura	Biudes e Camargo	2005	SE	Jaboticabal- SP	UNESP	Anais do XIII Congreso de la Asociación de Española de Limnología	Espanha	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a relação entre a eficiência funcional e o crescimento da <i>E. crassipes</i>
Carcinicultura	Biudes e Camargo	2006	SE	Jaboticabal- SP	UNESP	Anais do XIII Congreso de la Asociación de Española de Limnología	Espanha	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a relação entre a eficiência funcional e o crescimento da <i>E. crassipes</i>
Aquicultura	Lima; Sipauá-Tavares	2008	SE	São José dos Campos-SP	UNESP	XX Congresso de Iniciação Científica da UNESP	Brasil	Não acessível	Avaliar a capacidade de retenção e dinâmica
Piscicultura	Miranda et al.	2011	SE	Alegre-ES	IFES	Anais do XV Encontro Latino Americano de Iniciação Científica	Brasil	<i>E. crassipes e Typha sp.</i>	Avaliar a eficiência
Carcinicultura	Henares; Camargo; Paixão; Lemos; Valenti	2011	SE	Jaboticabal- SP	UNESP	World Aquaculture	Brasil	Não acessível	Avaliar a eficiência

Ranicultura	Borges	2012	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Anais do I Aquaciência	Brasil	<i>Typha domingensis</i> , <i>Cyperus giganteus</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>	Avaliar o custo de implantação de um WC
Piscicultura	Amorim; Garcia-Neto; Medeiros	2015	S	Maringá-PR	UEM	XV Congresso Brasileiro de Limnologia	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>P. stratioides</i>	Não acessível
Piscicultura	Sipaúba-Tavares; Marques; Milstein; Millan	2016	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	XIII Congreso de la Sociedad Chilena de Limnología	Chile	Não acessível	Não acessível
Piscicultura	Caldeira e Longhini	2016	NE	Salvador-BA	UNEB	XX Jornada de Iniciação Científica	Brasil	Não acessível	Não acessível
Aquicultura	Rio et al.	2016	S	Cascavel-PR	UNIOESTE	XXV Semana Acadêmica de Biologia	Brasil	<i>S. molesta</i>	Avaliar a eficiência

(continua na próxima página)

ARTIGOS EM PERIÓDICOS CIENTÍFICOS (n=46)

Atividade	Fonte	Ano	Região	Local	IES	Natureza/ Periódico	País	Planta	Objetivo
Piscicultura	Sipaúba-Tavares e Dourigan	1995	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Acta Limnologica Brasiliensia, v. 7, p. 10 - 22, 1995,	Brasil	Não acessível	Não acessível
Piscicultura	Zaniboni-Filho, Barbosa; Gonçalves	1997	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Acta Scientiarum (ex-Revista Unimar), v.19, n.2, p.537-548	Brasil	Não acessível	Não acessível
Aquicultura	Farahbakhshazad	2000	SE	Piracicaba-SP	UNESP	Ambio, 29(2):74-77	Suécia	Não acessível	Não acessível
Piscicultura	Miranda et al.	2000	NE	Maceió-AL	UFAL	Acta Scientiarum, Maringá, v.22, n.3, p.669-675	Brasil	Não acessível	Não acessível
Piscicultura	Sipaúba-Tavares	2000	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Informe Agropecuário (Belo Horizonte), 21(203): 38-43	Brasil	Não acessível	Não acessível
Piscicultura	Henry-Silva; Camargo	2002	SE	Pirassununga-SP	UNESP	Acta Scientiarum (UEM), 24(2), 519-526	Brasil	<i>E. crassipes</i> , <i>P. stratioides</i> e <i>S. molesta</i>	Não acessível
Piscicultura	Sipaúba-Tavares et al.	2002	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Brazilian Journal of Biology, 62(4), São Carlos, nov.	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Não acessível
Piscicultura	Sipaúba-Tavares et al.	2003	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Acta Scientiarum (UEM), 25: 101-106	Brasil	<i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Salvinia sp.</i>	Não acessível
Piscicultura	Mohedano; Rodrigues; Fracalossi	2004	S	Palhoça - SC	UFSC	Panorama da Aquicultura, 87	Brasil	<i>Lemna valdiviana</i>	Avaliar a eficiência
Genérico	Santiago; Calijuri; Luís	2005	SE	Ouro Preto - MG	UFOP	Natureza e Desenvolvimento, 1 (1), 29-39	Brasil	Não especifica	Não acessível
Piscicultura	Hussar et al.	2005	SE	Espírito Santo do Pinhal-SP	UNIPINHAL	Revista Engenharia Ambiental, 2(1): 46-59, jan./dez.	Brasil	<i>Typha spp.</i> <i>E. crassipes</i> ,	Avaliar a performance
Piscicultura	Henry-Silva e Camargo	2006a	SE	Pirassununga-SP	UFERSA/ UNESP	Scientia Agricola, 63(5), 433-438	Brasil	<i>Pistia stratioides</i> e <i>Salvinia molesta</i>	Avaliar a eficiência

(continua na próxima página)

Piscicultura	Henry-Silva e Camargo	2006b	SE	Pirassununga-SP	UNESP	Boletim do Instituto de Pesca, 34: 165-175	Brasil	<i>E. crassipes</i> , <i>P. stratioides</i> e <i>S. molesta</i>	Avaliar o coeficiente de digestibilidade aparente e qualidade da água
Piscicultura	Henry-Silva e Camargo	2006c	SE	Pirassununga-SP	UNESP	Boletim da Revista Brasileira de Plantas Daninhas, 24 (1), 21-28	Brasil	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Pistia</i> e <i>Salvinia molesta</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Henry-Silva e Camargo	2006d	SE	Pirassununga-SP	UNESP	Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia v. 35, 3, 641-647	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>P. stratioides</i>	Avaliar o coeficiente de digestibilidade aparente e qualidade da água
Piscicultura	Sipaúba-Tavares; Braga	2007	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Brazilian Journal of Biology, São Carlos, 67(3), 459-466	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a influência do aguapé como fertilizante orgânico
Piscicultura	Martins et al.	2007	S	Canguiri-PR	UFPR	Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient., 11(3), 324-330	Brasil	<i>Typha domingensis</i>	Avaliar a capacidade extratora
Piscicultura orgânica	Gentelini et al.	2008	SE	Terra Roxa-PR	UNIOESTE	Semina Ciências Agrárias, 29: 441-448s	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>Egeria densa</i>	Avaliar a biomassa
Piscicultura	Martins et al.	2008c	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Revista Hydrobiologia, 610: 153-160	Holanda	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , and <i>Salvinia molesta</i> .	Avaliar o efeito das diferentes concentrações de N e P no crescimento das macrófitas aquáticas
Carcinicultura	Ramos et al.	2008	S	Florianópolis-SC	UFSC	Boletim do Instituto de Pesca, 34(3): 345 - 353	Brasil	<i>Ulva fasciata</i>	Avalia a eficiência de remoção

(continua na próxima página)

Piscicultura	Henry-Silva e Camargo	2008a	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Boletim do Instituto de Pesca, 34(1)	Brasil	<i>Scirpus lacustris</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Nymphaea alba</i> , <i>Potamotedon gramineus</i> , <i>Hydrocotyle vulgaris</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>Lemna minor</i> , <i>Potamogeton crispus</i> e <i>Littorella uniflora</i>	Avaliar os impactos da aquicultura, como a aquicultura pode afetar o ambiente, sistemas de tratamento de efluente com macrófitas aquáticas, como a aquicultura pode ser desenvolvida
Carcinicultura	Sipaúba-Tavares e Braga	2008a	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Acta Scientiarum, Maringá, 30(3): 261-265	Brasil	<i>E. crassipes</i> , <i>P. stratioides</i> <i>E. crassipes</i> , <i>S. molesta</i> , <i>P. stratiotes</i> , <i>Myriophyllum brasiliense</i> , <i>Ludwigia suffruticosa</i> , <i>Heteranthera sp.</i> , <i>Mecardonia procumbens</i> , <i>Eleocharis sp.</i> , <i>Cabomba sp.</i> , <i>E. densa</i> , e <i>Typha sp</i>	Avaliar o valor nutritivo das macrófitas
Piscicultura	Sipaúba-Tavares e Braga	2008b	SE	Rio Claro-SP	UNESP	HOLOS Environment, 8(2): 119-133	Brasil		Avaliar a eficiência

(continua na próxima página)

Piscicultura	Hussar e Bastos	2008	SE	Espírito Santo do Pinhal-SP	UNIPINHAL	Engenharia Ambiental, 5(3): 274-285, set./dez.	Brasil	<i>Typha</i> spp. <i>E. crassipes</i> , <i>S. molesta</i> , <i>P. stratiotes</i> , <i>Myriophyllum brasiliense</i> <i>Ludwigia suffruticosa</i> ,	Avaliar a performance
Piscicultura	Monteiro et al.	2008	SE	Rio Claro-SP	UNESP	Holos Environment, 8(2): 119-133	Brasil	<i>Heteranthera</i> sp., <i>Mecardonia procumbens</i> , <i>Eleocharis</i> sp., <i>Cabomba</i> sp, <i>Egeria densa</i> e <i>Typha</i> sp	Avaliar a eficiência de remoção
Piscicultura	Crispim et al.	2009	SE	Sapé-PB	UFPB	Acta Limnologica Brasiliensia, 21(4): 387-391	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>perifiton</i>	Avaliar a eficiência e biomassa Quantificar a concentração de Carbono Total nas raízes das macrófitas
Carcinicultura	Pinto et al.	2009	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Ars Veterinaria, 25(3): 147-150	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>S. molesta</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Camargo e Henares	2009	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Visão Agrícola, [s.n.]	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a eficiência
Pesque-e-pague	Bitar et al.	2009	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Holos Environment, 9(3): 183	Brasil	<i>S. molesta</i> e <i>E. crassipes</i>	Avaliar a eficiência Avaliar a biomassa, composição e capacidade de suporte
Piscicultura	Pistori	2010	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Acta Limnologica Brasiliensia, 22(2): 179-186	Brasil	<i>Salvinia molesta</i>	Avaliar variáveis limnológicas
Piscicultura	Sipaúba-Tavares et al.	2010	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Acta Scientiarum (UEM), 32(1):9-15; Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal. Disponível em: www.redalyc.org/html/1871/187114368002	Brasil/América Latina, Caribe,	<i>E. crassipes</i> , <i>Typha</i> sp., <i>E. densa</i> , <i>Ludwigia elegans</i> ,	

							Espanha e Portugal	<i>Myriophyllum aquaticum e Alternanthera philoxeroides</i>	
Piscicultura	Toledo e Penha	2011	CO	Poconé-MS	UFMT	Brazilian Journal of Biology, 71(1): 37-45	Brasil	<i>Azolla caroliniana e Salvinia auriculata</i>	Avaliar a biomassa
Piscicultura	Travaini-Lima; Sipaúba-Tavares	2012a	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Acta Limnologica Brasiliensia, 24(3): Ro Claro, jul./set.	Brasil	<i>E. crassipes, Cyperus giganteus, Typha domingensis e Pontederia cordata</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Travaini-Lima; Sipaúba-Tavares	2012b	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Water, Air and Soil Pollution (v. 226, p. 42-51, 2015)	EUA	<i>C. giganteus, E. crassipes e T. domingensis</i>	Avaliar a capacidade de retenção e dinâmica
Piscicultura	Dias e Sipaúba-Tavares	2012	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Acta Limnologica Brasiliensia, 24(3): 276-284, set.	Brasil	<i>E. azurea e S. auriculata</i>	Avaliar a qualidade da água
Piscicultura	Silva et al.	2014	NE	Neópolis-SE	UFAL/ CODEVASF	Acta Amazonica, 44(2), Manaus, jun.	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a eficiência e biomassa
Piscicultura	Camargo e Henares	2014	SE	Barretos-SP	UNIFEB	Brazilian Journal of Biology, 74(4): 906-912	Brasil	<i>E. crassipes e Salvinia molesta</i>	Avaliar a eficiência e biomassa

(continua na próxima página)

Piscicultura	Henares.e Camargo	2014	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	HOLOS Environment, 14: 162-174	Brasil	<i>E. crassipes</i> , <i>S. molesta</i> , <i>P.</i> <i>stratiotes</i> , <i>Myriophyllum</i> <i>brasiliense</i> , <i>Ludwigia</i> <i>suffruticosa</i> , <i>Heteranthera</i> <i>sp</i>), <i>Mecardonia</i> <i>procumbens</i> , <i>Eleocharis</i> <i>sp.</i> , <i>Cabomba</i> <i>sp</i> , <i>E. densa</i> , e <i>Typha sp</i> <i>Cyperus</i> <i>giganteus</i> (20 <i>m</i> 2), <i>Typha</i> <i>domingensis</i> (13 <i>m</i> 2), <i>Eichhornia</i> <i>crassipes</i> (10 <i>m</i> 2) and <i>Pontederia</i> <i>cordata</i> (3 <i>m</i> 2).	Avaliar a eficiência e biomassa
Piscicultura	Millan et al.	2014	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Journal of Water Resource and Protection, 6: 8-15	EUA	<i>E. crassipes</i> <i>crassipes</i> (10 <i>m</i> 2) and <i>Pontederia</i> <i>cordata</i> (3 <i>m</i> 2).	Avaliar a eficiência e a influência sobre a comunidade fitoplanctônica
Piscicultura	Sipaúba- Tavares et al.	2015	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Limnetica, 34(2): 321-331	Espanha/Portugal	<i>E. crassipes</i>	Avaliar os efeitos da <i>E.</i> <i>crassipes</i> e comunidades perifíticas
Aquicultura	Travaini-Lima; Veiga; Sipauá- Tavares	2015	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Water, Air and Soil Pollution (v. 226, n. 3, p. 42-51, 2015)	EUA	<i>Cyperus</i> <i>giganteus</i> , <i>E.</i> <i>crassipes</i> , <i>Pontederia</i> <i>cordatas</i> e <i>Typha</i> <i>domingensis</i>	Avaliar a eficiência de remoção de metais-traço

Carcinicultura	Santos; Camargo:	2015	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Aquaculture Research v. 46, n. 11, p. 2676-2684	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a eficiência de remoção
Piscicultura	Rubim et al.	2016	N	Manaus-AM	UFAM	Pyton ISSN 0031 9457 (2015) 84: 244-251 (continua na próxima página)	Argentina	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a eficiência de remoção
Piscicultura	Souza e Vasconcelos	2016	N	Manaus-AM	UFAM	Pubvet, v. 10, n. 12, p. 926-932, dez., 2016	Brasil	<i>P. stratioides</i>	Avaliar a eficiência de remoção
Aquicultura	Travaini-Lima; Milstein: Sipaúba-Tavares	2016	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Wetlands, v. 36, n. 5, p. 921-933, 2016	EUA	<i>Cyperus giganteus</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>P. cordata</i> e <i>Typha domingensis</i>	Avaliar a eficiência de remoção
Aquicultura	Caldeira, Jambeiro e Caldini	[s.d.]	NE	[s.l.]	UNEB	Brazilian Journal of Biodiversity and Biotechnology, [s.n.]	Brasil	Não específica	???

(continua na próxima página)

DISSERTAÇÕES DE MESTRADO (n=19)

Atividade	Fonte	Ano	Região	Local	IES	Natureza/ Periódico		País	Planta	Objetivo
Piscicultura	Henry-Silva	2001	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>E. crassipes</i> , <i>P. stratioides</i> e <i>S. molesta</i>	Avaliar a possibilidade de aproveitamento da biomassa
Carcinicultura	Souza	2003	S	Florianópolis-SC	UFSC	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>Spartina alternifolia</i>	Avaliar a eficiência
Aquicultura	Benassi	2003	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>P. stratiotes</i> e <i>Salvinia molesta</i>	Avalia a eficiência
Aquicultura	Mohedano	2004	S	Florianópolis-SC	UFSC	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>Lemna valdiviana</i>	Criar subsídios técnicos e teóricos... Avaliar a influência da velocidade de corrente no tratamento de efluentes
Carcinicultura	Pereira	2004	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>Pistia stratioides</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Crema	2005	SE	Rio Claro	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Martins	2005	S	Curitiba-PR	UFPR	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>Polygonum hydropiperoides</i> e <i>T. dominguensis</i>	Testar a capacidade das macrófitas na minimização da eutrofização
Piscicultura	Pistori	2005	S	Jaboticabal-SP	UFRGS	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>S. molesta</i>	Avaliar a biomassa, IET e composição química
Piscicultura	Aiub	2006	S	Porto-Alegre-RS	UFRGS	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>Azolla filiculoides</i>	Avaliar a macrófita na remoção de N e P

(continua na próxima página)

Piscicultura orgânica	Gentelini	2007	S	Terra Roxa-PR	UNIDERP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>E. densa</i>	Avaliar a eficiência
Carcinicultura	Henares	2008	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>S. molesta</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Freitas	2010	NE	Areia-PB	UFPB	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Salvinia molesta</i>	Avaliar a eficiência e biomassa
Piscicultura	Travaini-Lima	2011	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>probióticos</i>	Avaliar a eficiência e biomassa
Piscicultura	Assunção	2011	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>Cyperus giganteus</i> , <i>T. domingensis</i> , <i>E. crassipes</i> e <i>Pontederia cordata</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Silva	2011	NE	Maceió-AL	UFAL	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>E. crassipes</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> e <i>T. dominigensis</i>	Avaliar e proporcionar uma melhor qualidade de água
Piscicultura	Amorim	2014	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>Eichhornia</i> e <i>Pistia stratioides</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Penariol	2015	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>E. crassipes</i> e <i>perifíton</i>	Avaliar a eficiência
Aquicultura	Marques	2016	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a eficiência
Ranicultura	Peres	2016	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Dissertação Mestrado	de	Brasil	Não acessível	Não acessível

(continua na próxima página)

TESES DE DOUTORADO (n= 11)

Atividade	Fonte	Ano	Região	Local	IES	Natureza/ Periódico	País	Planta	Objetivo
Piscicultura	Silva	2005	SE	São Paulo-SP	UNESP	Tese de Doutorado	Brasil	Não acessível	Não acessível
Carcinicultura	Biudes	2007	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Tese de Doutorado	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a biomassa
Carcinicultura	Martins Júnior.	2009	N	Rio Preto da Eva-AM	UFAM	Tese de Doutorado	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar o efeito das BPM sobre os efluentes descartados
Ranicultura	Piedade	2010	SE	Campinas-SP	UNICAMP	Tese de Doutorado	Brasil	<i>Typha sp.</i>	Avaliar a dinâmica de remoção
Carcinicultura	Henares	2011	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Tese de Doutorado	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Identificar as comunidades bacterianas
Piscicultura	Silva	2012	NE	Campinas-SP	UNICAMP	Tese de Doutorado	Brasil	<i>Chrysopogon zizanoides</i>	Avaliar a eficiência
Carcinicultura	Santos	2012	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Tese de Doutorado	Brasil	<i>E. crassipes</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Gomes	2013	NE	São Cristóvão- SE	UFS/RENORBIO	Tese de Doutorado	Brasil	<i>T. domingensis</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Osti	2013	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Tese de Doutorado	Brasil	<i>E. crassipes e T. domingensis</i>	Avaliar a eficiência
Piscicultura	Borges	2014	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Tese de Doutorado	Brasil	<i>Eichhornia crassipes, Typha domingensis e Cyperus giganteus</i>	Avaliar a eficiência

(continua na próxima página)

RELATÓRIO TÉCNICO (n= 1)

Atividade	Fonte	Ano	Região	Local	IES	Natureza/ Periódico	País	Planta	Objetivo	
Piscicultura	Sipaúba-Tavares Boyd	e	2005	SE	Jaboticabal-SP	UNESP	Relatório Técnico	EUA	<i>Eichhornia crassipes, Typha domingensis e Cyperus giganteus</i>	Avaliar a eficiência

TRABALHO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA (n=1)

Atividade	Fonte	Ano	Região	Local	IES	Natureza/ Periódico	País	Planta	Objetivo
Piscicultura	Caldeira	2015	NE	[S.L.]	UNEB	Trabalho de Iniciação Científica	Brasil	Não acessível	Não acessível

APÊNDICE C - ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS DOS PONTOS P1 E P2 NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO (CAPÍTULO 2)

Parâmetro	Período Seco		Normalidade	Tukey	Período Chuvoso		Normalidade	Tukey
	P1	P2			P1	P2		
Pluviosidade	0,000	0,000	N	0,000*	0,140	0,140	S	1,000
Temperatura do ar	0,133	0,713	S	0,943	0,900	1,000	S	0,165
Temperatura da água	0,039	0,802	S	0,339	1,000	1,000	S	0,751
pH	0,675	0,113	S	0,002*	0,986	0,780	S	0,750
Condutividade elétrica	0,090	0,001	N	0,162	1,000	1,000	S	0,046
Sólidos Dissolvidos Totais	0,344	0,001	N	0,137	1,000	1,000	S	0,022
Fósforo Total	0,846	0,318	S	0,000*	0,999	1,000	S	0,890
Fósforo Solúvel Reativo	0,290	0,280	S	0,026	1,000	1,000	S	0,974
Nitrogênio Total	0,120	0,403	S	0,881	0,999	1,000	S	0,757
Nitrogênio Inorgânico	0,064	0,130	S	0,439	0,980	0,688	S	0,439
Nitrogênio Amoniacal	0,441	0,434	S	0,173	1,000	1,000	S	0,173
Nitrito	0,006	0,015	N	0,171	0,995	1,000	S	0,071
Nitrato	0,043	0,444	S	0,012	0,000	0,000	N	0,022
Oxigênio Dissolvido	0,618	0,436	S	0,172	1,000	1,000	S	0,238
Oxigênio Saturado	0,829	0,280	S	0,160	0,660	0,662	S	0,222
Turbidez	0,417	0,182	S	0,775	0,239	0,468	S	0,468
Vazão	---	---	---	‘---	---	---	S	‘---

*Diferença estatística significativa de acordo com o teste de Tukey (p-valor=0,005).

APÊNDICE D - ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS DOS PONTOS P2 E P5 NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO (CAPÍTULO 3)

Parâmetro	Período Seco		Normalidade	Tukey	Período Chuvoso		Normalidade	Tukey
	P2	P5			P2	P5		
Pluviosidade	0,000	0,000	N	0,000*	1,000	1,000	S	1,000
Temperatura do ar	0,713	0,014	N	0,730	1,000	0,677	S	0,554
Temperatura da água	0,802	0,007	N	0,662	0,140	0,140	S	0,666
pH	0,113	0,109	S	0,000*	0,780	0,776	S	0,079
Condutividade elétrica	0,001	0,049	N	0,050	0,776	1,000	S	0,019
Sólidos Dissolvidos Totais	0,001	0,001	N	0,138	1,000	1,000	S	0,015
Fósforo Total	0,318	0,320	S	0,000*	1,000	1,000	S	0,620
Fósforo Solúvel Reativo	0,280	0,015	S	0,000*	1,000	0,942	S	0,000*
Nitrogênio Total	0,403	0,009	N	0,066	0,688	0,745	S	0,839
Nitrogênio Inorgânico	0,130	0,362	S	0,040	1,000	1,000	S	0,683
Nitrogênio Amoniacal	0,434	0,752	S	0,018	1,000	1,000	S	0,322
Nitrito	0,015	0,049	N	0,518	1,000	1,000	S	0,076
Nitrato	0,444	0,000	N	0,857	0,000	1,000	N	0,566
Oxigênio Dissolvido	0,436	0,001	N	0,096	1,000	1,000	S	0,277
Oxigênio Saturado	0,280	0,019	S	0,096	0,662	0,298	S	0,277
Turbidez	0,182	0,702	S	0,576	0,468	0,175	S	0,468
Vazão	---	---	---	‘---	---	---	S	‘---

*Diferença estatística significativa de acordo com o teste de Tuckey (p-valor=0,005).