



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE, TECNOLOGIA E SOCIEDADE.

VERA MÔNICA DE VASCONCELOS

**AVALIAÇÃO DO USO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES PARA
TRATAMENTO DE EFLUENTES DA AQUICULTURA**

MOSSORÓ, RN

2018

VERA MÔNICA DE VASCONCELOS

**AVALIAÇÃO DO USO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES PARA
TRATAMENTO DE EFLUENTES DA AQUICULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Campus Mossoró, como parte das exigências para a obtenção do título de mestre em Ambiente, Tecnologia e Sociedade.

Linha de pesquisa: Tecnologias sustentáveis e recursos naturais do semiárido

Orientadora: Profa. Dra. Elis Regina Costa de Moraes.

MOSSORÓ, RN

2018

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei n° 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei n° 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

V331t Vasconcelos, Vera Mônica de.
Avaliação do uso de macrófitas aquáticas
flutuantes para tratamento de efluente da
aquicultura / Vera Mônica de Vasconcelos. -
2018.
58 f. : il.

Orientadora: Elis Regina Costa de Moraes.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Ambiente, Tecnologia e Sociedade, 2018.

1. agronegócio. 2. impactos ambientais.
3. recursos naturais. 4. sustentabilidade.
I. Costa de Moraes, Elis Regina, orient. II.
Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

VERA MÔNICA DE VASCONCELOS

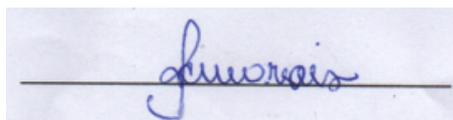
**AVALIAÇÃO DO USO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES PARA
TRATAMENTO DE EFLUENTES DA AQUICULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Campus Mossoró, como parte das exigências para a obtenção do título de mestre em Ambiente, Tecnologia e Sociedade.

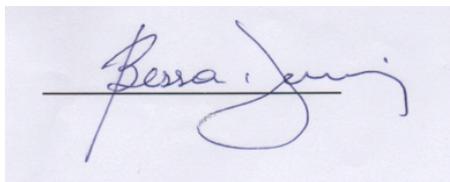
Linha de pesquisa: Tecnologias sustentáveis e recursos naturais do semiárido

Defendida em: 19 / 04 /2018

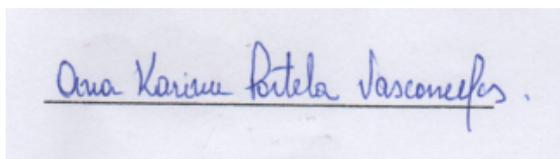
BANCA EXAMINADORA



Elis Regina Costa de Moraes - UFERSA
Presidente



Ambrósio Paula Bessa Júnior, Prof. Dr. - UFERSA
Avaliador interno



Ana Karine Portela Vasconcelos, Prof. Dra. - IFCE-
Aracati Avaliadora externa

Ao meu pai, Miguel Milton de Vasconcelos
(In Memoriam), por ter existindo em minha
vida e por todo o esforço e juventude dedicado
aos seus filhos.

À minha sobrinha Hannah Rayanny de
Vasconcelos *(In Memoriam)*, pela
preocupação que tinha com o desperdício dos
recursos naturais, e por ter me ensinado muito
com seu jeito desprendido e verdadeiro.

"Um anjo com passagem rápida na terra".

*À minha mãe, Maria do Socorro, por uma
vida de dedicação e luta pela educação de
seus filhos.*

*A meu esposo, Diogo e meus filhos, Diego,
Gabriellen e Enzo Rafael, meu porto seguro
e incentivo para enfrentar os desafios.*

AGRADECIMENTOS

Ao senhor Deus, a ele toda honra e toda glória!!! Obrigada Deus por todos os desafios que o mestrado me proporcionou, pois além do aprendizado constante concedeu a mim momentos claros de tua existência. Obrigada, meu Deus, por todos os livramentos na estrada, pois enfrentar a direção, em uma BR, foi um dos maiores desafios desse período, inclusive, a superação de dirigir a noite quando se fez extremamente necessário.

Aos meus pais, por uma vida de dedicação e por possuir tanta sabedoria na educação de seus filhos.

Aos meus irmãos pela convivência e pelo apoio, e em especial minha irmã Aninha por toda cumplicidade ao longo de uma vida.

A meu esposo por todo apoio, amor e por ter sido meu motorista em todo processo de seleção, por compreender minhas ausências nesse período e por cuidar de nosso pequenino enquanto estava na peleja.

Aos meus amados filhos Diego, Gabriellen e Enzo Rafael.

Ao Diego meu eterno agradecimento por ter vindo de Fortaleza em meu auxílio em um período turbulento do mestrado, pois se disponibilizou a cuidar de seu irmão pequeno para que eu pudesse dar continuidade à parte experimental da pesquisa. Sua atitude me deixou bem comovida e mais uma vez, tive a certeza de que sempre poderei contar com ele.

A minha filha Gabriellen pelas diversas leituras realizadas em meu trabalho em todo período e por sempre me ajudar quando eu travava, e também, por ter estudado comigo o conteúdo de interdisciplinaridade em ciências ambientais, “uma viagem”, no período da seleção.

Ao meu filho Enzo Rafael sempre me apoiando com seu jeito carinhoso, suas risadas, tão falante, fez uso constante das palavras utilizadas por mim nesse processo de aprendizagem, tanto que em suas brincadeiras sempre as utilizavam. De todos, foi ele quem mais sentiu minhas ausências.

A minha orientadora, Elis Regina, pela oportunidade, orientação e por todo apoio concedido nesse período de aprendizagem e por ter me acolhido em sua residência quando era impossível retornar pra casa. Obrigada Elis, inclusive por confiar a chave de sua residência. Peço desculpas por minhas lacunas e obrigada pela paciência.

Agradeço a todos da banca examinadora que se disponibilizaram a colaborar com a melhoria deste trabalho.

Ao Coordenador do programa, Marlon Feijó, por toda sua paciência, atenção e polidez em todas as vezes que precisei de alguma informação, esclarecimento ou documento.

A todos os meus professores dessa etapa, Elis Regina, Lillian Caporlingua, Celsemy Eleuterio, Ana Carla, Gardênia Rodrigues e em especial a Danielle Marie por toda sua disponibilidade em ministrar nesse período três disciplinas. Obrigada a todos pelo conhecimento compartilhado.

À Danielle Marie minha eterna gratidão por ter sido uma grande colaboradora desta dissertação e pela execução da estatística desse trabalho, mesmo em um período delicado de sua vida.

Aos colegas dessa etapa: Paulo Sérgio, Diana, Saulo, Lia Lessa, Isadora, Danielle, Daniel Brasil, Leide, Gisele e Ronald; obrigada pelo companheirismo e agradeço especialmente a Lia Lessa por me acolher por duas noites em sua residência no seminário integrador; a Isadora por me proporcionar um banho em sua residência nesse mesmo período e a Danielle pelos esclarecimentos de algumas dúvidas sanada quanto as normas da ABNT no referencial bibliográfico.

Aos servidores da secretaria Danielli, Jarlene e Dickson Ramom, meu muito obrigada.

A professora Solange Dombroski por ter sido sempre tão atenciosa e por toda disponibilidade no período de utilização do laboratório de saneamento, pelo qual é a responsável. Obrigada inclusive, por confiar a chave do laboratório a mim em uma necessidade de trabalho.

Ao professor Henri Gustavo por algumas orientações iniciais e por disponibilizar o laboratório de limnologia e qualidade de água para as análises das formas nitrogenadas e fósforo total.

Aos responsáveis pelo departamento de aquicultura, professor Bessa e Natália, por disponibilizar o setor para a realização do experimento e por todo o apoio concedido nesse período. Agradeço também, ao Pedro, inclusive pela ajuda na coleta das macrófitas aquáticas.

Aos técnicos de laboratório Adler e Luis Carlos pelo apoio, ajuda e aprendizado.

Aos alunos de graduação ou mestrado que em algum momento do período experimental ajudou: Lívia, Inácio, Henrique, Renata, Walber e seus amigos da graduação, meus sinceros agradecimentos.

A minha amiga da faculdade e do coração, Márcia Vanessa, por ter passado em minha vida e por continuar a se fazer presente. Obrigada amiga pelo apoio, torcida e orações.

A todos da Secretaria de Educação do Estado do Ceará que contribuíram para o afastamento das minhas funções como professora da Escola Barão de Aracati e em especial, o

servidor Simão Pedro que foi simplesmente, “um anjo”, quando precisei de mais uma prorrogação deste afastamento. Agradeço também, ao núcleo gestor da escola, Valéria, Adriana e Manú, por toda a compreensão no período que ainda não tinha sido afastada de minhas funções. As minhas amigas professoras Edna e Isabelle pela amizade e apoio de sempre.

Aos meus amigos do IFCE campus Aracati sempre na torcida por mim.

A minha companheira de trabalho, Mariane Pimentel, por todo apoio e múltiplas ajudas em todo o período desta jornada que se iniciou ainda na seleção. Obrigada inclusive, por segurar a barra no período em que estava afastada das minhas funções nessa instituição.

Aos professores, Marcos Scardua, Carina Oliveira, Raquel Silveira, Stênio Freitas, Wagner de Sousa e Diego Gadelha por todo apoio e orientação concedido em algum momento durante o período de mestrado.

À diretora da época, Maíra Nobre, por ter concedido meu afastamento.

Ao Cícero e a Dulce por ter realizado a identificação dos fitonplânctons.

Enfim,

A todos familiares e amigos, que de alguma forma contribuíram para concretização desse trabalho.

Faça de cada obstáculo uma oportunidade,
transforme tudo que é negativo em alguma
coisa positiva.

Linda Armstrong

RESUMO

A aquicultura é uma atividade econômica importante com impacto social positivo, pois gera alimento, emprego e renda, entretanto, impacta de forma negativa o meio ambiente, principalmente pela produção de efluente rico em sólidos sedimentáveis, matéria orgânica, fósforo e nitrogênio, sendo os dois últimos, responsáveis pela eutrofização dos cursos d'água, ocasionando mudança na biota aquática. Nesse sentido, objetivou-se avaliar a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes provenientes da aquicultura. O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado, com 7 tratamentos e 3 repetições, os tratamentos foram compostos por controle/testemunha, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta* e *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*, sendo determinados em cada tratamento, antes e após o experimento, temperatura, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrogênio total, N-nitrito, N-nitrato, N-amoniaco, Fósforo total, alcalinidade total, DBO e DQO. Verificou-se interação significativa para pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, N-nitrito e N-nitrato em função do tempo. Nenhum dos tratamentos foi eficiente para remoção do fósforo e o tratamento com *Pistia stratiotes* foi eficiente na redução do nitrogênio total.

Palavras-chave: agronegócio; impactos ambientais; recursos naturais; Sustentabilidade.

ABSTRACT

Aquaculture is an important economic activity with positive social impact, since it generates food, employment and income, however, negatively impacts the environment, mainly by the production of effluent rich in sedimentary solids, organic matter, phosphorus and nitrogen, being the last two, responsible for eutrophication of water courses, causing change in aquatic biota. In this sense, it was intended to evaluate the efficiency of floating aquatic macrophytes in the treatment of effluents from aquaculture. The experiment was conducted in fully randomized experimental design, with 7 treatments and 3 repetitions, the treatments were composed by control/witness, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* and *Salvinia molesta* and *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*, being determined in each treatment, before and after the experiment, temperature, PH, turbidity, dissolved oxygen, electrical conductivity, total nitrogen, N-nitrite, N-nitrate, N-ammoniacal, total phosphorus, total alkalinity, BOD and COD. Significant interaction was found for PH, dissolved oxygen, total nitrogen, N-nitrite and N-nitrate as a function of time.. None of the treatments were efficient for phosphorus removal and the treatment with *Pistia stratiotes* was efficient in reducing total nitrogen.

Key words: agribusiness; Environmental impacts; Natural resources; Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	–	Ciclo de nitrogênio na água.....	22
Figura 2	–	Formas biológicas de macrófitas aquáticas.....	29
Figura 3	–	A- Bloco com os sete Tratamentos B- Tratamento com os três blocos C- Aspecto do controle na última coleta.....	34
Figura 4	–	A- Coleta em Itaiçaba (CE) B-Coleta em Mossoró (RN).....	35
Figura 5	–	Imagem a: <i>Navicula</i> sp. (Bacilariophyta); Imagem b: <i>Scenedesmus</i> sp. (Chlorophyta); Imagem c: <i>Chroococcus</i> sp. (Cyanobacteria); Imagem d: <i>Oocystis</i> sp. (Chlorophyta); Imagem e: <i>Coelastrum</i> sp. (Chlorophyta); Imagem f: <i>Cymbella</i> sp. (Bacilariophyta); Imagem g: <i>Microcystis</i> sp. (Cyanobacteria); Imagem h: <i>Microcystis</i> sp. (Cyanobacteria); Imagem i: <i>Cyclotella</i> sp. (Bacilariophyta); Imagem j: <i>Cyclotella</i> sp. (Bacilariophyta).....	37
Figura 6	–	pH (A), Oxigênio dissolvido (B), Nitrogênio total (C), Nitrato (D) , Nitrito (E) e Amônia (F) em função do tempo (em horas) e valores de referência conforme resolução do CONAMA (CNM) N° 357/2005 e 430/2011.....	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais espécies de macrófitas aquáticas utilizadas em tratamento de efluente.....	27
Tabela 2 – Caracterização das amostras de água coletadas em Itaiçaba – CE e Mossoró - RN.....	35
Tabela 3 – Caracterização do efluente bruto.....	36
Tabela 4 – Análise de variância para pH, temperatura(T), turbidez(TB), oxigênio dissolvido(OD), Condutividade Elétrica(CE), alcalinidade total(AT), Nitrogênio Total(NT), amônia(NH ₃), nitrito(NO ₂ -), nitrato(NO ₃ -) e fósforo Total(PT) para os tratamentos(TR) em função do tempo(T).....	40
Tabela 5 – Teste de Tukey para temperatura (T), turbidez (TB), condutividade elétrica (CE), alcalinidade total (AT), amônia (NH ₃), fósforo total (PT), para os tratamentos e limite estabelecido , para descarte de efluentes, pela resolução CONAMA (CNM) N° 357/2005 e 430/2011.....	44
Tabela 6 – Resultados de DQO e DBO.....	46
Tabela 7 – Massa média das macrófitas.....	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCC	Associação Brasileira de Criadores de Camarão
APA	Área de Proteção Ambiental
AT	alcalinidade total
CE	condutividade elétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FAO	Food and Agriculture Organization
ha	hectare
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NH ₃	Amônia
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
PT	Fósforo Total
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Estado do Ceará
T1	controle
T2	<i>Eichhornia crassipes</i>
T3	<i>Pistia stratiotes</i>
T4	<i>Salvínia molesta</i>
T5	<i>Eichhornia crassipes</i> mais <i>Pistia stratiotes</i>
T6	<i>Eichhornia crassipes</i> mais <i>Salvínia molesta</i>
T7	<i>Pistia stratiotes</i> mais <i>Salvínia molesta</i>
T	Temperatura
TB	Turbidez
TR	Tratamento
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
Usepa	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	Aquicultura no mundo e no Brasil.....	17
2.2	Características físicas e químicas da água.....	20
2.3	Resíduos e impactos ambientais gerados pela aquicultura.....	23
2.4	Tratamento de efluente gerado pela aquicultura.....	25
3	METODOLOGIA	33
3.1	Local do experimento.....	33
3.2	Tratamentos de efluente.....	33
3.3	Coletas das plantas.....	34
3.4	Coleta e caracterização do efluente.....	36
3.5	Condução e avaliação dos dados.....	38
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5	CONCLUSÃO	48
	REFERÊNCIAS	49

1 INTRODUÇÃO

A aquicultura é uma atividade que se destaca por produzir alimento rico em proteína, a produção mundial de pescado tem crescido a uma taxa média anual de 3,2% nos últimos 50 anos, nesse mesmo período, o consumo de pescado passou de 9,9 kg habitante ano⁻¹ na década de 1960 para 19,7 kg habitante ano⁻¹ em 2013 e estimativas preliminares para 2014 e 2015 de crescimento de 20 kg habitante ano⁻¹ (FAO, 2016), com relação ao consumo humano, tem-se aumento dos produtos da aquicultura de 123,8 mil toneladas em 2009 para 146,3 mil toneladas em 2014; nesse mesmo período, o consumo de peixe por pessoa teve um acréscimo de 11,05% (FAO, 2016), esse aumento, possivelmente, está associado a busca por alimentos mais saudáveis (SIDONIO et al., 2012). Para o período 2012-2021, a FAO (2014) estima que a aquicultura deverá ser a responsável por suprir a maior parte da demanda global de pescado e prever um crescimento de 15% da produção pesqueira sobre o nível médio estipulado para o período 2009-2011; só na América Latina a aquicultura deverá crescer 40% até 2025 e no Brasil 104%, nas estimativas da FAO (2014), maior aumento da região, seguido de México (54,2%) e Argentina (53,9%) durante a próxima década.

Todo este aumento pode ser atribuído ao fato da aquicultura ser apontada como estratégia à segurança alimentar mundial, por disponibilizar mais rapidamente fontes de proteína para a população (MOURA et al., 2013). Entretanto, como qualquer outra atividade antrópica, está também, gera impactos ambientais negativos sobre os ecossistemas em decorrência do uso de recursos naturais nos processos de produção, causada pelo acúmulo de substâncias indesejáveis, nocivas e tóxicas (BARBIERI et al., 2014); pela hipernutrição e eutrofização; pela descarga dos efluentes de viveiros e a poluição por resíduos químicos empregados nas diferentes fases do cultivo em decorrência da decomposição da matéria orgânica, favorecendo o aumento da concentração de nitrogênio e fósforo, nas suas formas solúveis (HENARE, 2012).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Resoluções 357/2005 e 430/2011, classificam os corpos de água e estabelecem diretrizes ambientais para o seu enquadramento e padrões de lançamento de efluentes, respectivamente. De acordo com essa resolução, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderiam ser lançados ao meio ambiente após o devido tratamento, assim estratégias apropriadas de manejo dos resíduos tornam-se indispensáveis para manter a legalidade, a rentabilidade e a sustentabilidade de qualquer empreendimento, ressaltando que mundialmente o crescimento e o desenvolvimento da aquicultura têm estimulado a aplicação de Boas Práticas de Manejo.

São utilizadas inúmeras técnicas para o tratamento de efluentes, todavia elas necessitam investimento, mão de obra, tempo, maior espaço e não garantem total eficiência na eliminação dos poluentes. Com isso, surge o desafio de conciliar tratamentos que seja ao mesmo tempo eficiente e economicamente viável (MARTINS, 2014), dentre esses tem-se a fitorremediação, que é uma alternativa para tratar resíduos que usa plantas e micro-organismos a elas associados, para a contenção, isolamento, remoção ou redução das concentrações de contaminantes em meio sólido, líquido ou gasoso (USEPA, 2000). Segundo COSCIONE et al. (2009) a fitorremediação proporciona um tratamento barato, seguro e com resultados satisfatórios, é uma alternativa para sustentabilidade da atividade, sendo bastante acessível (Guimarães, 2008).

De acordo com Henry-Silva e Camargo (2008), o tratamento por meio de macrófitas aquáticas pode ser viável e ainda minimiza os impactos sobre os ecossistemas aquáticos, devido à sua capacidade de absorver e armazenar grandes quantidades de nutrientes, além de possuírem uma taxa de crescimento rápido (MARTELO e BORRERO, 2012). Nesse sentido, esse estudo objetivou avaliar a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* no tratamento de efluentes da aquicultura.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 AQUICULTURA NO MUNDO E NO BRASIL

Com o aumento da população mundial e da demanda pelos alimentos de origem aquática houve um explícito declínio da pesca extrativista, fomentando desta forma, as tecnologias e incentivos a produções em cativeiro para suprir o mercado e a economia (NASCIMENTO et al., 2015), pois, embora a pesca extrativista possua grande notabilidade, é a aquicultura que vem abastecendo essa crescente demanda por pescados, garantindo com isso, seu crescimento nas últimas décadas (GOMES et al., 2012), pois gera alimento, emprego e renda no mundo. O consumo de pescado é primordial para a manutenção da saúde humana, pois é fonte primária de proteínas e nutrientes essenciais (KIRCHNER, 2016).

A aquicultura é o cultivo de espécies aquáticas, principalmente ostras, mariscos, mexilhões, camarão, tilápia, carpas e salmão, confinados em ambientes demarcados com manejo, local e tecnologia adequada, e pode ser em território continental ou marítimo (OLIVEIRA, 2009). Dentre esses cultivos destaca-se a piscicultura que segundo Silva (2005), iniciou no período da antiguidade, há documentos originários da China, Egito e Roma, com a criação de carpa comum e tilápia, entretanto a obra mais antiga que trata do cultivo de peixe foi escrita na China há 2500 anos, e no Egito a evidência da criação de tilápias se deve a desenhos dessa espécie sendo capturada em um tanque, na tumba de Aktihetep.

A aquicultura em 2014 totalizou 73,8 milhões de toneladas, com um valor estimado de US\$ 160,1 bilhões composto por 49,8 milhões de toneladas de peixe (US\$ 99,2 bilhões), 16,1 milhões de toneladas de Moluscos (US\$ 19 bilhões), 6,9 milhões de toneladas de crustáceos (US\$ 36,2 bilhões) e 7,3 de milhões toneladas de outros animais aquáticos. Entre os continentes, a Ásia foi o responsável pela maior contribuição na produção mundial de pescados em 2014, com quase 66 milhões de toneladas representando um percentual de 88,9% da produção total do mundo. Em seguida surge a América com mais de 3 milhões de toneladas na produção de pescados. Entre os países, a China é o maior produtor, tendo um percentual de 79,7%, seguida pela a Indonésia com 19,42% e a Índia com 6,62%. O Brasil ocupa a décima quinta posição no *ranking* com aproximadamente 563 mil toneladas, quase 1% em porcentagem de pescados (FAO, 2016). Em 2016, o faturamento em pescado no país foi de R\$ 4.618.523 reais, com a produção de peixe, correspondendo a 507.122 toneladas representando um faturamento R\$ 3.264.611 reais (IBGE, 2016).

A pesca em cativeiro, evita a excessiva exploração de espécies de peixes comerciais e o esgotamento precoce de cardumes (AQUINO e GONÇALVES, 2007), além disso, pode ser considerada como geração de lazer, agregando ainda mais um valor econômico (SILVA et al., 2008). No Brasil, a criação de peixes em cativeiro iniciou-se em 1904, pela Secretária Estadual de Agricultura do Estado de São Paulo. Em 2003, surge a criação da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República, órgão federal que se responsabiliza pelo desenvolvimento de políticas federais voltadas ao setor pesqueiro (SILVA, 2005). A região Norte liderou o *ranking* com uma produção de 149.745 toneladas de peixes, seguida da região Sul com 125.460 toneladas. Entre os Estados, Rondônia continua a liderar o *ranking*, com 90.636 toneladas, seguida pelo estado do Paraná, com 76.065 toneladas (IBGE, 2016).

Em relação ao cultivo de camarão, o mesmo teve início no sudoeste asiático para atender as necessidades nutricionais da região (CAVALCANTI, 2003), o cultivo se manteve de forma artesanal até a década 30, quando adquiriu proporção profissional no Japão, iniciada com os trabalhos do técnico japonês Motosaku Fujinaga, o qual realizou a desova da espécie *Penaeus japonicus* em laboratório, a partir de fêmeas extraídas do mar, desenvolvendo, desta forma, a produção de pós-larvas em escala comercial, com isso foram instaladas as primeiras fazendas de criação de camarão marinho. Porém, em virtude do clima frio na maior parte do ano e da irregularidade topográfica da costa dessa região, essa atividade nunca teve crescimento dinâmico no país (ARAÚJO, 2003).

Em nível nacional, a primeira tentativa de produção camarão em cativeiro ocorreu entre 1972 e 1974, quando a Ralston-Purina com alguns pesquisadores da Universidade Federal Rural de Pernambuco, realizaram testes com diferente espécie de camarão na ilha de Itamaracá (MOLES e BONGE, 2002), tornando a região nordeste pioneira em estudos técnicos que visaram à implantação e o desenvolvimento da atividade no país (RIBEIRO et al., 2014). Na mesma época, o governo do Rio Grande do Norte lançou o Projeto Camarão, que visava estudar a possibilidade de cultivo de camarões em salinas desativadas, uma vez que a extração de sal enfrentava uma séria crise de preço e passava por dificuldade, acarretando desemprego para o Estado (NATORI et al., 2011).

Segundo Santos e Costa (2010), a viabilidade desse desenvolvimento comercial na região nordeste foi obtida com a aclimação da espécie *Litopenaeus vannamei* que teve uma excelente adaptação às condições tropicais de clima, solo e água desta região do país. Por ser a região que melhor desenvolveu esse agronegócio, a carcinicultura tem gerado benefícios sociais e crescimento para o Nordeste do Brasil. Segundo um levantamento realizado em

2012, pela Associação Brasileira de Criadores de Camarão(ABCC), com o apoio financeiro do Ministério da Pesca e Aquicultura, o território nordestino é responsável por 99,3% da produção nacional, que já contém 1.222 produtores, envolvendo uma área de 19.845 hectares de viveiros, que de acordo com Rocha (2012), isso contribui para a geração de 75.000 empregos de pessoas, que podem estar direta ou indiretamente ligados ao cultivo

Costa e Sampaio (2004), afirmam que o emprego direto da cadeia refere-se à ocupação gerada nos três elos principais do agronegócio, que são: os laboratórios de pós-larvas, as fazendas de engorda e os centros de processamento; e indiretamente está relacionado com suprimento de insumos, serviços e pelo efeito de consumo do camarão. Além desses, existem aqueles empregos gerados na construção de diques, viveiros, edificações, instalações, na despesca e os pequenos negócios gerado para a alimentação dos trabalhadores dessa atividade. Ainda, segundo Costa e Sampaio (2004), a empregabilidade total, somando os diretos e indiretos, é de 3,75 empregos por hectares de viveiro em produção, superando setores primários tradicionais, como o da cana-de açúcar e do coco.

Em relação à produção de camarão, o Brasil produziu, em 2016, 52.119 toneladas que em faturamento representa R\$ 888.933 reais. Ao comparar com 2015 observa-se uma queda de 26,1% na produção do camarão. Entre as regiões, o Nordeste continua sendo o maior produtor em camarão com 99,25% da produção nacional. Dos estados brasileiros, o Ceará lidera o *ranking* nacional com 48,8% da produção, seguindo pelo Rio Grande do Norte com 28,1%. Já entre os municípios nordestinos, o destaque é Aracati (CE) que produziu 7.601 toneladas de camarão, seguindo pelos municípios Jaguaruana (CE) com 3.009 toneladas, Acaraú (CE) com 2.817 toneladas e Canguaretama (RN) com 2.817 toneladas (IBGE, 2016).

Essa expansão acelerada, de acordo com Wainberg (2000), tem gerado investimentos, empregos e exportações na ordem de milhões de dólares. Segundo o mesmo autor, esse progresso é bastante almejado na região, mas a carcinicultura tem que ser desenvolvida de forma sustentável, para que não seja atingida pelos mesmos problemas dos países líderes desta atividade, principalmente no que se refere à conservação do meio ambiente e na propagação de doenças.

2.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

Os múltiplos usos dos recursos hídricos acarretam variações das características físicas, químicas e biológicas ao longo do seu percurso, estas características, quando analisadas em conjunto, possibilitam a verificação dos níveis de poluição, promovendo a definição da qualidade da água e seu enquadramento em classes (CARVALHO, 2005). A resolução do CONAMA 357 e seu complemento, a resolução 430/11, é responsável por esse enquadramento em classe, bem como sua utilização, definição dos parâmetros de qualidade da água dos corpos naturais e dos lançamentos de efluentes (BÁRBARA, 2006). Na aquicultura, sua classificação é classe 2, tendo como padrões estabelecido para água doce: pH 5 a 9; temperatura menor que 40°C; nitrito até 1,0mgL⁻¹; nitrato até 10mgL⁻¹; Turbidez até 100NTU.

A variável pH é consequência da presença de sólidos, líquidos e gases dissolvidos oriundos da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese e, principalmente, do lançamento de efluentes (BÁRBARA, 2006), o pH influi no grau de solubilidade de diversas substâncias, e, como consequência, na intensidade da cor, na distribuição das formas livres e ionizadas de diversos compostos químicos, definindo também, o potencial de toxicidade de alguns elementos (LIBÂNIO, 2010). Como exemplo, tem-se a tendência de solubilizar a amônia, que é tóxica em pH acima de 8,0, bem como metais pesados e alguns sais na água e, precipitar sais de carbonato. Com valores de pH abaixo de 6,0 tendem a aumentar a concentração de dióxido de carbono e ácido carbônico na água (CREPALLI, 2007).

De acordo com Couto (2004), a radiação solar influencia diretamente na temperatura das águas, exercendo maior influência nas atividades biológicas. Esse aumento de temperatura ocasiona a aceleração das reações químicas e a queda da solubilidade e das taxas de transferência de gases (SILVA e OLIVEIRA, 2001). A filtração e a penetração de luz se tornam onerosas à medida que a turbidez se eleva (SILVA e OLIVEIRA, 2001), pois a alta turbidez pode influenciar as populações aquáticas, já que reduz a fotossíntese da vegetação submersa e de algas, provocando a supressão da produtividade de peixes (CREPALLI, 2007), segundo BRAGA et al. (2005), a turbidez, é decorrente da presença de matéria em suspensão, como: coloides, plâncton, matéria orgânica e micro-organismos.

A condutividade elétrica é a capacidade que a água possui de transmitir a corrente elétrica, estando relacionada à temperatura e à concentração de substâncias iônicas dissolvidas nos corpos hídricos (BÁRBARA, 2006), depende do número e do tipo de espécies nela dispersas, da mobilidade, valência, concentrações, e temperatura do meio em análise (SILVA

e OLIVEIRA, 2001). De acordo com Libânio (2010), essa característica pode ser considerada uma medida indireta da poluição, pois as águas naturais possuem condutividade elétrica inferior a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, mas quando esses receptores naturais recebem elevadas cargas de efluente essa variável pode atingir $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Elevados valores de alcalinidade total nos corpos hídricos estão relacionados aos processos de decomposição da matéria orgânica, à atividade respiratória dos micro-organismos e ao lançamento de efluentes (LIBÂNIO, 2010), a alcalinidade é expressa em mg L^{-1} de carbonato de cálcio. Os bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos, geralmente, de metais alcalinos ou alcalino-terrosos, são substâncias presentes na água que possuem capacidade de neutralizar ácidos ou minimizar variações significativas de pH.

Todo organismo heterótrofo necessita de oxigênio para poder sobreviver, por isso, essa variável é considerada a mais importante para expressar a qualidade de um ambiente aquático (ARANA, 2004). A concentração na faixa de $2,0 \text{mgL}^{-1}$ a $5,0 \text{mgL}^{-1}$ é a faixa mínima para manutenção da biota aquática, sendo o oxigênio dissolvido oriundo dos processos de fotossínteses de algas e plantas aquáticas, bem como da retirada da atmosfera através da interface água/ar (GLEBER, 2002). Este elemento pode ser reduzido nos corpos aquáticos em virtudes de resíduo orgânicos que ao serem oxidados, consomem o oxigênio presente.

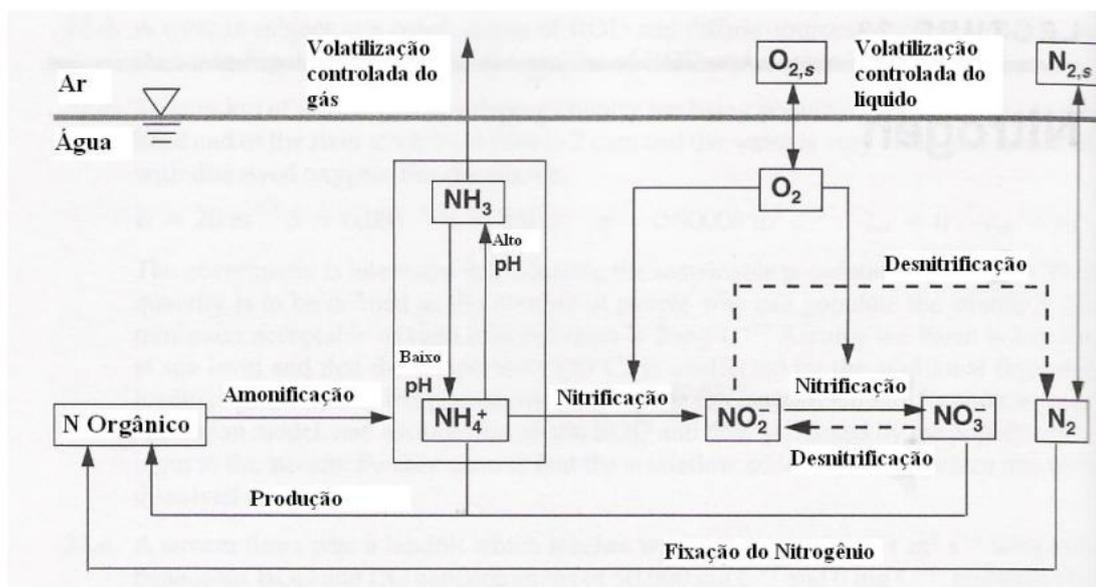
O nitrogênio é um elemento essencial para a constituição e manutenção da vida, pois ele faz parte de moléculas muito importante como as proteínas, o ácido nucleico e as enzimas (SILVA et al., 2013). Em cursos hídricos ele pode ser proveniente, naturalmente, de substâncias orgânicas, inorgânica e de chuva, bem como, de origem antrópica, pelo lançamento de esgotos domésticos, industriais, agrícolas e excrementos animais. Na natureza ele pode ser encontrado de diversas formas, como: nitrogênio molecular (N_2); amônia (NH_3); nitrito (NO_2^-); nitrato (NO_3^-); íon amônio (NH_4^+); óxido nitroso (N_2O); nitrogênio orgânico dissolvido e nitrogênio orgânico particulado. A forma como esse nitrogênio é encontrado nos corpos hídricos é um indicativo do estágio da poluição, pois quando essa é recente o nitrogênio estará na forma orgânica ou na forma da amônia, já que não deve ainda ter ocorrido a oxidação dos mesmos e, quando a poluição é antiga estará basicamente na forma de nitrato (BÁRBARA, 2006).

O nitrogênio, em excesso, nos corpos hídricos pode acarretar problemas ao meio ambiente, pois ele estará no meio aquático de forma inversa ao oxigênio dissolvido na água, alterando desta forma, a biota aquática. Embora o nitrogênio seja um elemento indispensável ao crescimento de algas, em excesso, pode ocasionar um desenvolvimento exorbitante desses

organismos, fenômeno chamado de eutrofização; o nitrato, na água, pode causar a metemoglobinemia e a amônia é tóxica aos peixes (COUTO, 2004).

O ciclo do nitrogênio na água (Figura 1) começa pelo processo de nitrificação, ou seja, oxidação da amônia a nitrito e este a nitrato, ocorrendo em duas fases: nitrosação (amônia é convertida em ácido nitroso) e nitratação (ácido nitroso se converte em ácido nítrico). Na fase de nitrosação as bactérias do gênero *Nitrosomonas* oxidam a amônia até a formação do ácido nitroso, que se dissocia, formando nitritos. Na fase de nitratação as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam o ácido nitroso em ácido nítrico, que se dissocia, formando nitratos. Desta forma, o processo de nitrificação consome oxigênio, ocorrendo uma redução do nível de oxigênio dissolvido no corpo d'água (CHAPRA, 1997).

FIGURA 1: Ciclo do nitrogênio na água.



Fonte: Chapra (1997).

O fósforo está presente como fosfato orgânico e inorgânico, distribuídos principalmente, sob as formas de ortofosfatos dissolvidos e fosfatos organicamente ligados (GLEBER, 2002). Por participar dos processos de respiração, fotossíntese e reprodução celular é um nutriente essencial a todas as formas de vida. Além disso, ele tem grande importância para o crescimento dos micro-organismos que atuam na estabilização da matéria orgânica presente na água. O fosfato é originado naturalmente da dissolução de compostos do

solo e durante os processos biológicos de transformação de substâncias orgânicas em fosfato inorgânico, mas também pode ter origem decorrente da atuação humana como, os despejos de efluentes doméstico, industriais, agrícolas e excrementos de animais. Elevadas concentrações de fósforo acarreta grande proliferação de algas, ocasionando conseqüentemente a eutrofização do corpo hídrico, que irá alterar as condições físico-químicas das águas e da comunidade aquática (MACIEL JR., 2000). Porém, por ser menos abundante que o nitrogênio acaba sendo um fator limitante ao desenvolvimento de algas e plantas aquáticas (LIBÂNIO, 2010).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio necessária à oxidação da matéria orgânica por ação de bactérias aeróbias. Representa, portanto, a quantidade de oxigênio que seria necessário fornecer às bactérias aeróbias, para consumirem a matéria orgânica presente em um líquido (água ou esgoto). Segundo Rocha e Fekudo (1973), essa determinação faz-se necessária quando os compostos não são oxidáveis por reagentes químicos, por exemplo, os acetatos e alguns ácidos graxos. Já a Demanda Química de Oxigênio (DQO) mede o consumo de oxigênio durante a oxidação química da matéria orgânica presente no corpo d'água receptor (VON SPERLING, 2005). Segundo Rocha e Fekudo (1973), essa determinação se faz necessária quando existem na amostra celulose, hidrocarbonetos, detergentes sintéticos e outras substâncias que resistem às oxidações biológicas. Assim como a DBO, os altos valores de DQO provem de efluentes domésticos, industriais ou de águas lixiviadas de criatórios de animais (LIBÂNIO, 2010). De acordo com Rocha e Fekudo (1973) existir uma relação entre a DQO e DBO, mas para se manter essa relação fixa é necessário que ambos os parâmetros sejam caracterizados na amostra. Além disso, segundo o mesmo autor a DQO é importante, pois é utilizada como indicador da diluição que deve ser realizada para determinação de DBO.

2.3 RESÍDUOS E IMPACTOS AMBIENTAIS GERADOS PELA AQUICULTURA

Como toda atividade humana, a aquicultura também produz resíduos, tendo como destaque a geração de efluentes, que são ricos em nutrientes, materiais orgânicos e sólidos em suspensão; oriundos das fezes dos animais, dos fertilizantes, pesticidas, aditivos químicos, antibióticos e restos de ração que não foram consumidas. Todo esse material se sedimenta no fundo do viveiro ocasionando a redução da qualidade da água, que posteriormente será desaguada no meio ambiente (AZEVEDO, 2006).

Também são gerados resíduos no beneficiamento de peixes, como: cabeça, vísceras, nadadeiras, cauda, coluna vertebral, barbatanas, escamas e resto de carne. Esses resíduos podem representar 50% do total, que varia de acordo com a espécie e o processamento utilizado (PESSATTI, 2001). Um exemplo é o enlatamento de atum com geração de 60% de resíduos (BERTOLDI, 2003).

Já no beneficiamento do camarão, o resíduo gerado é a cabeça e a casca que, de acordo com Figueiredo et al. (2003), corresponde a 30% do peso do animal. Segundo o mesmo autor, em 2001, foram exportadas 21.200 toneladas para os Estados Unidos e desse total, 70% foram submetidos ao processo de beneficiamento gerando 4.500 toneladas de cabeça de camarão. A disposição final desses resíduos em aterros não controlados pode culminar no transporte desse material para os corpos hídricos, pela ação do vento e/ou da chuva, contribuindo para a eutrofização do ambiente aquático (FIGUEIREDO et al., 2003).

Outro resíduo gerado são as soluções descartadas de metabissulfito de sódio sem tratamento. Essa solução é utilizada para conservação do camarão após a despesca, com a finalidade de evitar a melanose, que é o escurecimento do camarão. O metabissulfito ao reagir com a água libera o dióxido de enxofre, gás sufocante podendo ser bastante danoso ao indivíduo exposto. Além disso, o efluente do metabissulfito ao ser descartado consome o oxigênio dos mananciais aquáticos, diminui a alcalinidade total e o pH da água, podendo resultar em morte de várias espécies de seres vivos (ANDRADE et al., 2015).

Além dos resíduos gerados, os recursos naturais água e terra são intensamente utilizados, ocasionando impactos sociais e ambientais tais como conflitos pelo uso da água na região do semi árido; manipulação de produtos químicos sem os equipamentos de proteção individual que causam doenças aos trabalhadores e contaminação de corpos hídricos que são fontes de abastecimento humano (FIGUEIREDO et al., 2006). Os principais responsáveis por essa poluição são as dietas fornecidas aos animais e os fertilizantes, através do aporte de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica nos tanques de produção de peixes e camarões, sendo o nitrogênio e o fósforo responsáveis pela eutrofização (BOYD, 2003). Segundo Pereira (2004), a eutrofização favorece o desenvolvimento de vegetais oportunistas e de micro-organismos decompositores que consomem o oxigênio, gerando a morte de espécies aeróbicas, prevalecendo, desta forma, seres anaeróbicos. A eutrofização tem ainda, como consequência, a floração de espécies de cianobactérias que produzem e eliminam toxinas (CALIJURI et al., 2006).

Uma das causas dos impactos gerados é a localização de instalação dos viveiros, pois diversos empreendimentos desse agronegócio estão localizados em manguezais (RIBEIRO et

al., 2014). Silvestre et al., (2011), em sua pesquisa relacionada aos impactos na Área de Proteção Ambiental (APA) da barra do rio Mamanguape pela ação humana, relata que são encontrados, na APA, pelo menos 40 viveiros para criação de camarão e ao longo do rio Estiva, em áreas de mangue, 15 viveiros. Segundo Guimarães et al. (2009), no litoral Norte de Pernambuco, houve uma redução de 197 *hectare* de área de mangue pela atividade da carcinicultura, tendo uma representação percentual de 9,6% do total de manguezal reduzido.

A ocupação dessas áreas agravou-se com a aprovação do novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), que permite a ocupação de áreas de apicuns e salgados, para cultivo de camarões.

Já na construção dos viveiros destaca-se, como impacto, a limpeza do terreno através da retirada da vegetação local e a escavação para construção dos viveiros, de onde é retirada a camada de solo com maior quantidade de material orgânico, necessário para o crescimento e o desenvolvimento vegetal. Dessa camada de solo fértil, uma parte é utilizada para construção dos taludes dos viveiros e o restante é descartado sem manejo adequado, desperdiçando, desta forma, um solo rico em nutrientes que poderia ser reutilizado de forma planejada na agricultura (OLIVEIRA e SOUSA, 2015).

Como impacto socioespacial pode ser exemplificado o ocorrido na comunidade quilombola do Cumbe, em Aracati, pois com a chegada da carcinicultura, observou-se a desapropriação de terras, mudança no modo de vida das famílias e exploração de mão de obra. De fato, com essas novas disposições territoriais produtivas, as populações locais são afetadas, gerando o proletariado nas relações trabalhistas, ameaçando desta forma, a segurança das comunidades tradicionais. Portanto, percebe-se que com a carcinicultura houve mudanças no estilo e qualidade de vida, bem como nos comportamentos intersociais e nos processos de trabalho (AGUIAR e SOUSA, 2017).

2.4 TRATAMENTO DE EFLUENTE GERADO PELA AQUICULTURA

Dos resíduos produzidos pela aquicultura, o efluente gerado é o que causa maior impacto ambiental, por isso é primordial que esse resíduo seja tratado para que o seu descarte esteja dentro dos parâmetros exigidos. Desta forma, existe uma série de tecnologias que pode ser aplicado ao tratamento desse efluente. Existem os tratamentos físicos químicos, utilizando coagulantes com remoção parcial da matéria orgânica em virtude da precipitação de proteínas e gorduras. Porém esse tratamento tem custo elevado e há produção de lodos (LUCAS; KOETZ; PRZYBYLSK, 2000). Outro tratamento que vem sendo aplicado na indústria de

pescados, em função de sua elevada carga orgânica biodegradável, é o tratamento biológico anaeróbico (ROLLÓN, 1999). Porém, nesses biorreatores, as gorduras causam vários problemas, podendo levar ao colapso o reator (JEGANATHAN; NAKHLA; BASSI, 2007).

As bacias de estabilização também atendem bem ao tratamento do efluente da aquicultura, pois removem nutrientes como nitrogênio, fósforo e micro-organismos. A remoção do nitrogênio ocorre através de sua transferência para atmosfera, desnitrificação; a do fósforo e dos micro-organismos, como os coliformes, ovos de helmintos e cistos de protozoários, através da precipitação. Essas bacias possuem profundidade de 0,5 metro e formato retangular, sendo escavadas na terra e compactadas com máquinas. Essas bacias são impermeabilizadas com polietileno com alta densidade. O tempo de permanência do efluente na bacia de estabilização é de 10 a 12 dias (BERTONCINI, 2008).

A construção da bacia de sedimentação é inclusive, uma exigência do órgão licenciador para o cultivo de camarão, através da resolução 312/2002 do CONAMA. Essa exigência visa reduzir os impactos ambientais causados por esse efluente. Na pesquisa de Joventino e Mayorga (2008), o engenheiro de pesca e técnico da superintendência Estadual do Meio Ambiente do Estado do Ceará (SEMACE), Paulo de Tarso, afirma que todos os empreendimentos da carcinicultura devem possuir um tratamento de efluente e que as bacias de sedimentação é um sistema que atende bem a recuperação desse efluente.

Para que essas bacias tenham funcionalidades, faz-se necessário um tempo de retenção do efluente na mesma, para que, desta forma, os contaminantes sedimentem. Elas funcionam como etapas intermediárias entre a circulação ou o deságue das águas servidas ou, quando necessário, a utilização da água em regime de recirculação (CONAMA 2002). Essas bacias possuem uma série de vantagens, como: “coleta de sólidos em suspensão; transformação de nutrientes dissolvidos em biomassa vegetal; volatilização de compostos nitrogenados; degradação de biomassa vegetal e redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio”(NUNES, 2002, p.36). Apesar da exigência do CONAMA e da redução dos impactos que as bacias de sedimentação proporcionam, observa-se comumente o não tratamento desse efluente. Joventino e Mayorga (2008), em sua pesquisa concluiu que 95% dos empreendimentos pesquisados não possuem bacia de sedimentação, ocasionando o lançamento direto dos seus efluentes nos estuários e rios.

Zaniboni Filho (2005) relaciona alguns tratamentos alternativos para esse efluente: utilização de animais filtradores como alguns tipos de peixes como carpa prateada e a tilápia; a hidroponia; utilização plantas terrestres como os canteiros de gramíneas, por onde o efluente passa antes de ser descartado e por fim, as macrófitas aquáticas (Tabela 1). Além desses

tratamentos relacionados, o efluente pode ser recirculado dentro do agronegócio e ser reutilizado na irrigação de culturas da agricultura.

Tabela 1: Principais espécies de macrófitas aquáticas utilizadas em tratamento de efluente.

Flutuantes	Emersas	Submersas
<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Scirpus lacustris</i>	<i>Egeria densa</i>
<i>Azolla caroliniana</i>	<i>Pharagmites australis</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Typha domingensis</i>	<i>Elodea nuttallii</i>
<i>Lemna minor</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
<i>Lagorosiphon major</i>	<i>Typha orientalis</i>	
<i>Salvinia rotundifolia</i>	<i>Canana flaccida</i>	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	<i>Glyceria máxima</i>	
<i>Wolffia arrhiza</i>	<i>Eleocharis sphacelata</i>	
<i>Hydrocotyle umbellata</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	
<i>Lemna gibba</i>	<i>Colocasia esculenta</i>	
<i>Salvinia molesta</i>		

Fonte: Guntenspergen et al. (1989) modificada pela autora.

Atualmente, o baixo custo e fácil operação são critérios essenciais para escolha do tratamento adequado dos efluentes, Moura (2013) cita que os sistemas de tratamento natural atende esse requisito, pois além de possuir baixo custo e fácil operação dispõe de outras vantagens como: pode ser um sistema de pequena ou grande escala; possui baixo consumo de energia; produção de lodo nula; características físico-química e biológica adequada para o descarte nos corpos hídricos; remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo e patógenos; intensa atividade microbiana; possível à reutilização do efluente tratado no cultivo; possibilidades de utilização da biomassa das macrófitas; níveis elevados de nutrientes inorgânicos e elevadas taxas de produtividade primária.

Dentre os processos naturais, destaca-se a técnica da fitorremediação, que consiste na utilização de plantas e micro-organismos associados a essas plantas com o propósito de retirar poluentes orgânicos ou inorgânicos do ambiente aquático ou terrestre. A macrófita faz a remediação do ambiente poluído utilizando alguns mecanismos como: fitoextração, fitovolatização, fitodegradação, rizodegradação, fitoestabilização e rizofiltração. Esses

mecanismos são diferentes técnicas com objetivos específicos, as quais estão sob o termo geral da fitorremediação. Na técnica da fitoextração há a extração dos contaminantes pelas raízes transportando-os e concentrando-os na biomassa da parte aérea. Já a fitovolatilização está baseado na capacidade que as plantas possuem de volatilizar contaminantes. Na fitodegradação os poluentes são degradados ou transformados em moléculas simples. Na rizodegradação ocorre a degradação desses poluentes através de bactérias e fungos na região rizosférica. Já a fitoestabilização estabiliza os contaminantes, evitando sua exposição através de erosão ou lixiviação, suprimindo assim, a migração dos mesmos nas águas subterrâneas. E por fim, a rizofiltração, que é a absorção e concentração, pelas plantas, desses poluentes em suas raízes e brotos (MARTINS, 2014). Desta forma, as macrófitas aquáticas têm papel significativo em processar nutrientes, adsorver e absorver substâncias tóxicas, e em regular o fluxo hidráulico, tendo grande importância na recuperação dos recursos hídricos, podendo ser utilizada de forma satisfatória para tratamento de resíduos líquidos que deságuam no ecossistema aquático (MARQUES, 1999).

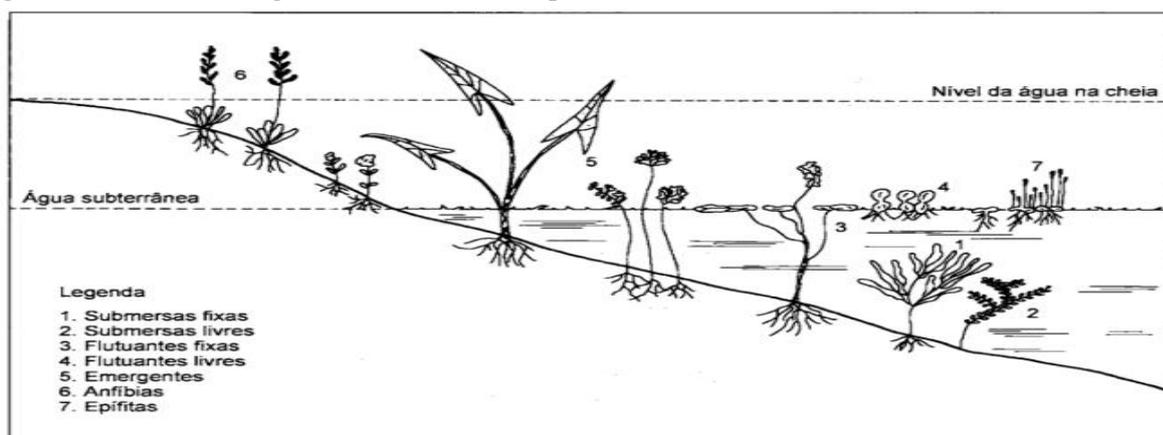
A remoção dos nutrientes é regulada por vários processos naturais, de origem biológica e abiótica (KADLEC e WALLACE, 2009). Os principais processos biológicos que regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a absorção direta pelas macrófitas aquáticas, a mineralização microbiana e as transformações (ex: amonificação e nitrificação) (USEPA, 2000). A absorção ocorre principalmente pelo sistema radicular das macrófitas aquáticas e em algumas espécies pelas folhas (ESTEVES, 2011). Os principais processos abióticos que atuam nas remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a sedimentação e a adsorção do material particulado (LIN et al., 2002).

Segundo Coutinho e Barbosa (2007), para se obter sucesso com a técnica de fitorremediação faz-se necessário utilizar plantas que possuam determinadas características que promovam uma boa capacidade de absorção, sistema radicular profundo, acelerada taxa de crescimento, facilidade de colheita e que possuam uma ampla resistência ao poluente. Para uma eficaz realização da técnica de fitorremediação é importante ressaltar a interação entre plantas, poluente e solo, visto que são vários os mecanismos necessários para a descontaminação de áreas poluídas, pois tanto os organismos quanto as plantas possuem maneiras distintas relacionadas à remoção, imobilização ou transformação de poluentes específicos.

As macrófitas são plantas aquáticas com capacidade de apresentarem adaptações morfofisiológicas, por isso habitam diferentes ambientes aquáticos com características físicas e químicas diferentes (LIMA et al., 2009). No Brasil são classificadas, preferencialmente, de

acordo com seu biótipo de ocorrência (Figura 2): aquáticas submersas enraizadas ou fixas; submersas livres; com folhas flutuantes ou flutuantes fixas; flutuantes livres; aquáticas emergentes ou emersas; anfíbias e epífitas (TRINDADE, 2010). Essas plantas possuem grande importância nos ecossistemas aquáticos, pois contribuem com a diversidade biológica por ser fonte de alimento e abrigo para diversas espécies de organismos (ESTEVEZ, 2011).

Figura 2: Formas biológicas de macrófitas aquáticas.



Fonte: Pedralli, 1990.

Dentre as macrófitas aquáticas, as flutuantes livres, que se desenvolvem na superfície das águas, retiram os nutrientes da coluna d'água através de suas raízes, promovendo, desta forma, seu rápido crescimento em ambientes eutrofizados (PALMA-SILVA et al., 2012). Esse crescimento acelerado ocorre em virtude da grande absorção de poluentes como nitrogênio e fósforo, que são nutrientes para as macrófitas, favorecendo assim, o desenvolvimento das mesmas. Por esse motivo essas plantas são muito utilizadas na recuperação de corpos aquáticos eutrofizados e de efluentes ricos em nitrogênio e fósforo como o da piscicultura e carcinicultura (HENRI-SILVA e CAMARGO, 2008).

Entre as flutuantes livres, a *Pistia stratiotes*, conhecida como alface d'água, pertencente à família Araceae, apresenta capacidade acelerada de multiplicação vegetativa, tendo ainda, a habilidade de regenera-se a partir de pequenas porções do talo e independência parcial ou completa das estruturas sexuais de reprodução (MARTINS et al., 2002). É uma planta rosulada, estolonífera, perene e seu tamanho varia em função do ambiente (POTT e POTT, 2000). É encontrada amplamente nos ambientes aquáticos tropicais, tem origem incerta e é a planta aquática mais difundida no mundo (CANCIAN, 2007).

A *Eichhornia crassipes* é outra espécie flutuante livre, conhecida como aguapé, pertencente à família Pontederiaceae e nativa do Brasil, com folhas pecioladas, flores sésseis em inflorescências tipo espiga e com perigônio variável (PEREIRA, 2010). Essas espécies são ricas em aerênquima que são responsáveis pela facilitação de sua flutuação (MILNE et al., 2006). A reprodução ocorre tanto por propagação vegetativa como por reprodução sexuada, sendo mais comum a vegetativa (GOPAL, 1997).

Outra espécie flutuante livre é a *Salvinia molesta*, uma pteridófito que pertence à família Salviniaceae. Possui milhares de pelos nas folhas, denominados tricomas. No apical da folha forma um tipo de gaiola capaz de aprisionar bolhas de ar, responsável pela flutuação da planta. Não possui caule estendendo-se em rizomas flutuantes no sentido horizontal (KISSMANN, 1997).

Granato (1995) utilizou *Eichhornia crassipes* para tratar efluente contendo cianeto. Os testes foram realizados em duas etapas, por batelada e de forma contínua, com resultados positivo em ambas. Para isso, cultivou-se um viveiro de aguapés, com a finalidade de fornecer espécies de plantas não contaminadas para os testes. O tratamento por batelada obteve o seguinte resultado, após oito horas, houve maior degradação do cianeto livre que o controle, isso em todas as concentrações de cianeto que foram testadas. A remoção de cianeto livre chegou a 36%, já no controle essa remoção foi de até 15%. Os resultados obtidos com 24 e 48 horas utilizando as plantas tiveram resultados semelhantes ao controle. Na etapa de tratamento contínuo confirmou essa remoção de cianeto pela *Eichhornia crassipes*, já que os resultados médios da degradação do cianeto livre variaram de 46% à 56%, e de 26% à 27% no controle.

Henry-Silva e Camargo (2008) testaram as espécies *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* em efluentes de viveiro de reprodutores de camarões-canela (*Macrobrachium amazonicum*). Esses sistemas de tratamento foram constituídos de 12 unidades experimentais com planta e três sem planta. Semanalmente foram coletadas amostras de água do abastecimento do viveiro, do efluente gerado e do efluente tratado. Foi constatado uma redução significativa dos nutrientes e os resultados dos tratamentos utilizando as plantas foram semelhantes entre si, obtendo os seguintes resultados para fósforo total: 71,6% com a utilização *Eichhornia crassipes*; 69,9% *Pistia stratiotes*; 72,5% por *Eichhornia crassipes* + *Pistia stratiotes* e 72,1% por *Pistia stratiotes* + *Eichhornia crassipes*). Entre as formas nitrogenadas, as maiores remoções foram verificadas para N-nitrito, sendo 14,8% pelo controle; 54,3% por *Eichhornia crassipes*; 54,5% por *Pistia stratiotes*; 51,1% por *Eichhornia crassipes* + *Pistia stratiotes*; e 52,7% por *Pistia stratiotes* + *Eichhornia crassipes*. Constatou-

se uma redução também para turbidez tendo uma redução de 30,6% pelo controle; 80,2% por *Eichhornia crassipes*; 75,2% por *Pistia stratiotes*; 79,8% por *Eichhornia crassipes* + *Pistia stratiotes* e 81,5% por *Pistia stratiotes* + *Eichhornia crassipes*.

Limons (2008) utilizou biomassa seca da macrófita *Salvinia* sp. para a remoção de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados do resíduo líquido gerado na fecularia, a manipueira. O autor obteve resultados satisfatórios na redução de DQO, fósforo e nitrogênio, tendo obtido os seguintes resultados: no controle, a DQO obteve redução de 53,12%, já com o uso da biomassa obteve-se 76,56%. Na determinação de fósforo, a média das concentrações de redução, entre 24-96h, foi de 87,87% nos sistemas que utilizou a biomassa seca e 83,55% nos ensaios que não usaram. Na remoção de nitrogênio, verificou-se uma redução de 98,88% deste parâmetro, utilizando-se a biomassa seca, e 79,20% de redução de nitrogênio no ensaio de controle.

Gonzalez (2015) avaliou e comparou a eficiência das espécies *Salvinia molesta* e *Limnobium laevigatum* no tratamento de efluente de cervejaria obtendo bons resultados na redução de turbidez, DQO, compostos fosfatados e nitrogenados. Para constatação dos resultados ele montou um sistema experimental em mesocosmo com dois tratamentos utilizando em cada um as espécies das macrófitas trabalhadas, em quatro réplicas para cada espécie. O experimento foi montado com 80L de efluente bruto diluído a 25% e 40g de planta para cada mesocosmo. O tempo de duração do experimento foi de 28 dias e foram realizadas coletas semanais para as análises limnológicas. Como resultado, houve praticamente uma eliminação do odor produzido desse efluente, bem como a clarificação da água e redução significativa da carga poluente. Com uma redução de turbidez de 96%; redução acima de 79% das formas nitrogenadas e redução acima de 81% nas formas fosfatadas para ambas as espécies. Vale a pena ressaltar que a remoção de nitrito chegou a 98,4% utilizando a *Limnobium laevigatum*.

Dias et al., (2016) utilizou as macrófitas *Lemna Spirodela*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* com a finalidade de avaliar a eficiência do tratamento do efluente coletado no riacho Mussuré, o qual recebe grande carga de fluidos domésticos. Para esse tratamento foram utilizadas quatro caixas, sendo um controle e três com as plantas, tendo duração de sete dias. Foi coletada amostra do efluente bruto e no final do tratamento para determinação dos parâmetros analisados. O tratamento que apresentou melhor resultado foi o que utilizou a *Eichhornia crassipes* com redução de 95% de cor, 83% de turbidez e 53% de DBO.

Martelo e Borrero (2012), em seu artigo, fizeram um levantamento bibliográfico sobre as macrófitas flutuantes com uma abordagem geral, suas vantagens e desvantagens de utilização em tratamentos de águas residuárias, relacionando vários trabalhos científicos, enfatizando a eficiência da redução de contaminantes por sua utilização. As macrófitas mais utilizadas pelo levantamento referencial citada são as espécies *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. Observa-se para a *Eichhornia crassipes* as seguintes reduções: DBO 37-95,1%; DQO 72,6-90,25%; Fósforo Total 42,3-98,5%; Nitrogênio Total 72,4-91,7%; Sólidos sedimentáveis 21-92%, além de reduzir metais como o ferro, cobre, cromo, zinco, cádmio e o semimetal arsênio. Para a *Pistia stratiotes* tem-se as seguintes reduções: DBO 57-91,9%; DQO 70,7-93,47%; Fósforo Total 25-64,2%; Nitrogênio Total 51,7-87,6%; Sólidos sedimentáveis 80,6%. Essa espécie reduz também, metais como o ferro, manganês, chumbo, cobre, cromo, zinco, cádmio. Vale ressaltar, que a redução de chumbo variou de 90 à 99,7%.

Além de tratar o efluente, a biomassa dessas macrófitas poderá ser reutilizada em fertilização de plantas, em fabricação de ração de animais e na confecção de artesanato. Yamauchi (2014) teve resultados positivos na alteração das propriedades químicas de solo degradado, quando o fertilizou com a biomassa de *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Brachiaria subquadripara* e *Typha latifolia*. Dutra Júnior (2009) utilizou a biomassa de *Elódea* na alimentação de suínos, mas houve piora na conversão alimentar e ganho de peso, porém ele orienta utilizar até 6,5% por ser economicamente viável. Bortolotto e Neto (2004) fez uso da *Eichhornia crassipes* para confecção de artesanato.

3 METODOLOGIA

3.1 LOCAL DO EXPERIMENTO

A pesquisa foi desenvolvida no setor da Aquicultura da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Campus Mossoró-RN (Mapa 1). O Município de Mossoró está localizado na mesorregião Oeste Potiguar e na microrregião Mossoró, longitude (W) de 37°20'39", latitude (S) 5°11'15" com altitude entre 5 a 43 m longitude (W) de 37°20'39", latitude (S) 5°11'15" com altitude entre 5 a 43 m. Abrangendo uma área de 2.099 km², a qual equivale a cerca de 4% da superfície do estado do Rio Grande do Norte (IBGE, 2010). No tocante aos recursos hídricos, a cidade está totalmente inserida na Bacia Hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, o qual margeia a cidade no sentido sudoeste-nordeste (GRIGIO; DIODATO, 2011). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo BSw^h, isto é, seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, apresentando temperatura média anual de 27,4°C, precipitação pluviométrica anual bastante irregular, com média de 673,9 mm, e umidade relativa de 68,9% (CARMO FILHO et al., 1991).

3.2 TRATAMENTOS DE EFLUENTE

O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado, com três blocos de 7 tratamentos (Figura 3A) e 3 repetições, totalizando 21 unidades experimentais (Figura 3B). Cada unidade experimental foi formada por uma caixa de polietileno com capacidade volumétrica de aproximadamente 50L. Os tratamentos foram compostos de caixa controle(T1) (Figura 3C), caixa com *Eichhornia crassipes* (T2), caixa com *Pistia stratiotes* (T3), caixa com *Salvinia molesta* (T4), caixa com *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* (T5), caixa com *Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta* (T6) e caixa com *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* (T7).

Figura 3: A- Bloco com os sete tratamentos; B- Tratamento com os três blocos; C- aspecto do controle na última coleta



(A)



(B)



(C)

Fonte: Autora (2017).

3.3 COLETAS DAS PLANTAS

As macrófitas aquáticas foram coletadas entre 8 e 11 horas em ecossistemas lóticos, a espécie *Eichhornia crassipes* foi coletada em Mossoró-RN e a *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* em Itaiçaba-CE. Foi priorizada a coletadas de plantas jovens e com bom estado de conservação, após a coleta as plantas foram acondicionadas em recipientes plásticos com água e levadas ao setor de aquicultura da UFERSA-Campus Mossoró-RN, em seguida lavadas com água corrente, e a água restante, foi drenada por aproximadamente 5 minutos, logo após foram pesadas, para determinação do peso úmido (PU), e acondicionadas nos tanques experimentais, de acordo com cada tratamento.

Em cada local de coleta das plantas (Figura 4), coletaram-se, também, amostras de água, e nessas foram determinados os parâmetros limnológicos (Tabela 2): pH pelo método potenciômetro (aparelho calibrado nos padrões pH 4 e pH 7); a condutividade elétrica com condutivímetro calibrado com solução de $1413\mu\text{scm}^{-1}$, turbidez, a alcalinidade total através do método da potenciometria; nitrogênio total, nitrito e nitrato segundo o método Mackereth et al. (1978), a amônia através do método Koroleff (1976) e a determinação de fósforo total conforme método descrito por Golterman et al. (1978).

Figura 4: A - Coleta em Itaiçaba (CE); B- Coleta em Mossoró (RN)



(A)



(B)

Fonte: Autora (2017).

Tabela 2: Caracterização das amostras de água coletadas em Itaiçaba-CE e Mossoró-RN

	pH	TB	CE	AT	NT	NH₃	NO₂⁻	NO₃⁻	PT
Itaiçaba	7,97	9	0,5	40	1	14	2	100	104
Mossoró	8,42	20	1,9	383	4	378	15	196	870

pH= potencial hidrogeniônico, TB= Turbidez(NTU), CE= Condutividade Elétrica(mScm^{-1}), AT= Alcalinidade Total (mgL^{-1}), NT= Nitrogênio total(mgL^{-1}), NH₃= Amônia(μgL^{-1}), NO₂⁻ = Nitrito(μgL^{-1}), NO₃⁻ = Nitrato(μgL^{-1}) e PT= Fósforo Total(μgL^{-1}).

Fonte: Autora (2017).

3.4 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

O efluente, coletado inicialmente às 10 horas do dia 13 de junho de 2017 foi proveniente de um tanque de criação de peixe (tilápia) do setor de aquicultura da UFERSA-Campus Mossoró-RN, com manejo alimentar efetuado manualmente, duas vezes por dia, com ração peletizada comercial. Para caracterização do efluente foram quantificadas as variáveis limnológicas (Tabela 3) de pH pelo método potenciométrico (aparelho calibrado nos padrões pH 4 e pH 7); condutividade elétrica com condutivímetro calibrado com solução de $1413\mu\text{scm}^{-1}$, turbidez, alcalinidade total através do método da potenciometria; nitrogênio total, nitrito e nitrato pelo método Mackereth et al. (1978), amônia (KOROLEFF, 1976) e fósforo total (GOLTERMAN et al.,1978). A DBO e a DQO pelo método APHA (1998). As análises foram realizadas nos Laboratórios de Biotecnologia Leste -DECAM; Laboratório de Limnologia e qualidade de água (Limnoaqua) e o laboratório de Saneamento.

Conforme metodologia de Bicudo e Menezes (2005); Bicudo e Menezes (2006); Reviers (2006) e Garcia e Odebrech (2009) foi feito a identificação da comunidade de fitoplânctos (Figura 5). O procedimento foi realizado no Laboratório de aquarofilia e qualidade de água- LAQUA, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Campus Aracati, com o auxílio de um microscópio óptico em lente de aumento 40X.

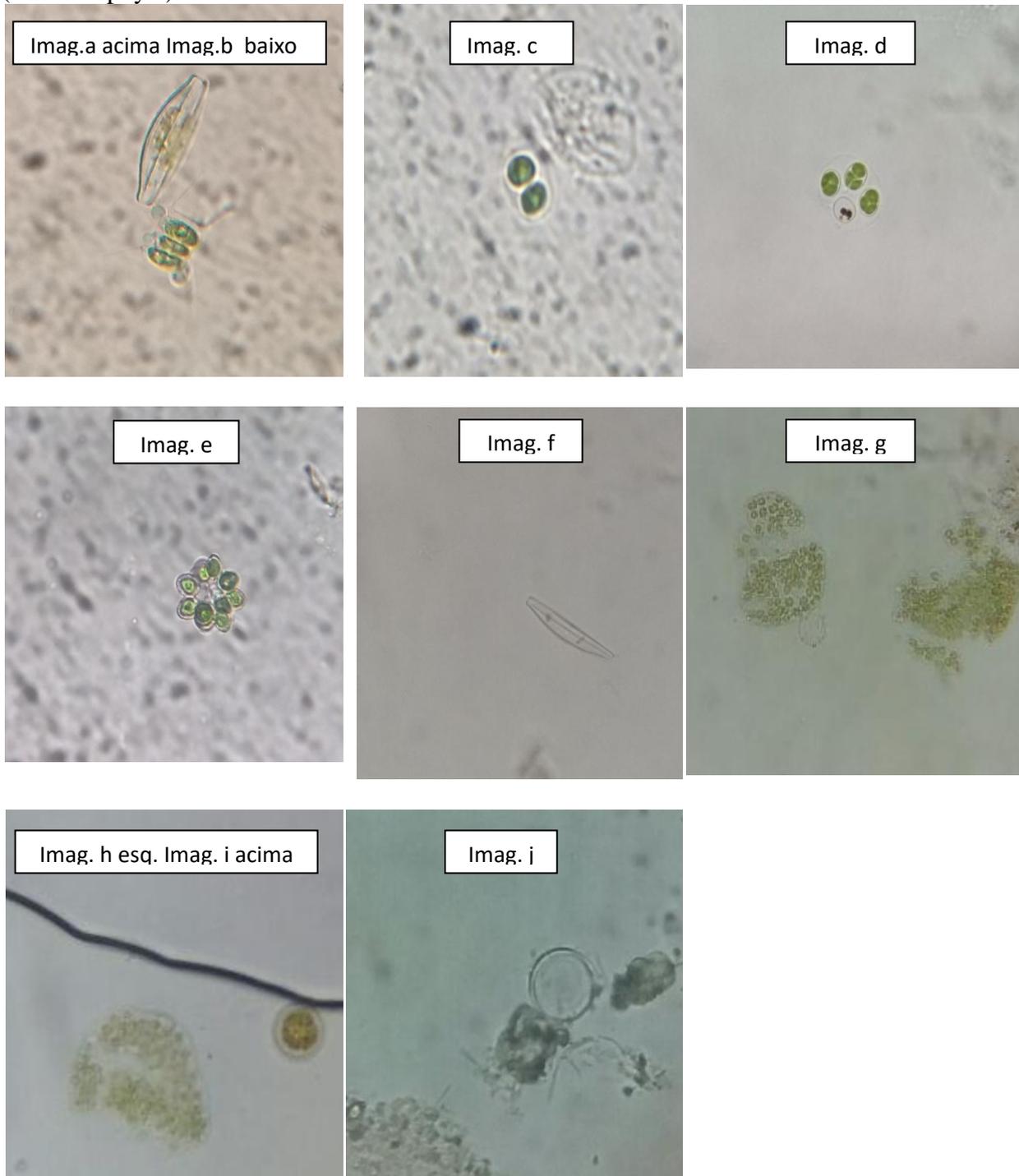
Tabela 3: Caracterização do efluente bruto.

pH	T	TB	OD	CE	AT	NT	NH₃	NO₂⁻	NO₃⁻	PT	DBO	DQO
8,23	30	249	21	6	186	2	499	20	346	1778	18	262

T = Temperatura (°C), TB= Turbidez(NTU), OD = Oxigênio dissolvido (mgL^{-1}), CE= Condutividade Elétrica(mScm^{-1}), AT= Alcalinidade Total (mgL^{-1}), NT= Nitrogênio total(mgL^{-1}), NH₃= Amônia(μgL^{-1}), NO₂⁻ = Nitrito(μgL^{-1}), NO₃⁻ = Nitrato(μgL^{-1}) e PT= Fósforo Total(μgL^{-1}), DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$), DQO = Demanda Química de Oxigênio ($\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$).

Fonte: Autora (2017).

Figura 5: Imagem a: *Navicula* sp. (Bacilariophyta); Imagem b: *Scenedesmus* sp. (Chlorophyta); Imagem c: *Chroococcus* sp. (Cyanobacteria); Imagem d: *Oocystis* sp. (Chlorophyta); Imagem e: *Coelastrum* sp. (Chlorophyta); Imagem f: *Cymbella* sp. (Bacilariophyta); Imagem g: *Microcystis* sp. (Cyanobacteria); Imagem h: *Microcystis* sp. (Cyanobacteria); Imagem i: *Cyclotella* sp. (Bacilariophyta); Imagem j: *Cyclotella* sp. (Bacilariophyta).



Fonte: Autora (2017).

3.5 CONDUÇÃO E AVALIAÇÃO DOS DADOS

O experimento foi conduzido por um período de 168 horas (sete dias), 24 horas após iniciado, coletaram-se as primeiras amostras do efluente tratado, e as demais em dias alternados com 72, 120 e 168 horas, totalizando quatro coletas em cada unidade experimental. Foi utilizado o tempo máximo de 168 horas, semelhante ao usado por Dias et al. (2016), em sua pesquisa e Medeiros (2017), em sua tese. Para realização das análises foi coletada, aproximadamente, 800ml de amostra de água em frasco de polietileno e armazenadas sob refrigeração. Desses, 100mL foi filtrado em membrana de fibra de vidro e destinados para as análises de amônia, conforme método Koroleff (1976), nitrito e nitrato segundo o método Mackereth et al. (1978). As demais variáveis analisadas foram: pH pelo método potenciômetro (aparelho calibrado nos padrões pH 4,0 e pH 7,0); a condutividade elétrica com condutímetro calibrado com solução de $1413\mu\text{scm}^{-1}$, turbidez, a alcalinidade total através do método da potenciometria; nitrogênio total segundo o método Mackereth et al. (1978) e fósforo total conforme método descrito por Golterman et al. (1978). Na última coleta também, foi determinada a DQO e DBO (APHA, 1998)

Ao final das 168 horas, as plantas foram retiradas dos tanques, escorrido o excesso de água por cinco minutos, e submetidas à pesagem.

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA); e as comparações das médias foram realizadas pelo teste Tukey ($P < 0,05$); a eficiência dos tratamentos foi comparada com a resolução do CONAMA nº 357/2005 e 430/2011.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Verificou-se, dentre as características avaliadas interação não significativa para temperatura (T), turbidez (TB), condutividade elétrica (CE), alcalinidade total (AT), amônia (NH₃) e fósforo total (PT) em função do tempo. Para pH, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) houve interação significativa (Tabela 4).

Para o pH observou-se redução, em média, de 6,2%, em relação ao efluente bruto (Figura 6A), com oscilações ao longo das 168 horas, entretanto os valores de pH, para todos os tratamentos, mantiveram-se alcalinos, sendo esses valores adequados para efluente tratados conforme CONAMA 430/2011, que estabelece a faixa para o descarte no meio ambiente de 5-9 como ideal, porém, vale salientar que pH acima de 8 tem a tendência de solubilizar a amônia, que é tóxica para o peixe , bem como metais pesados (CREPALLI, 2007).

A redução do pH também foi verificado por Henry-Silva e Camargo (2006), estudando a eficiência de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de viveiro de tilápia do Nilo e por Lin et al. (2005) no efluente de viveiros de *Litopenaeus vannamei* tratado com *wetland* construída. Kyambadde et al.(2004) cita que a reduções de pH, possivelmente, é ocasionada pelos processos de oxidação biológica, ocasionado pela formação de dióxido de carbono dissolvido (CO₂) e ácido carbônico (H₂CO₃) pela degradação de compostos orgânicos por organismos aeróbicos.

Com a degradação de compostos orgânicos verificou-se diminuição nos valores de oxigênio dissolvido (OD) em 62%, 67%, 64%, 61%, 62%,69% para T2, T3, T4, T5, T6 e T7 respectivamente (Figura 6B), entretanto T1, T2, T3 e T5, ao final das 168 horas, estavam com OD acima de 5 mg L⁻¹, limite permitido para deságue de efluente em corpos receptores, conforme resolução do CONAMA 357/2005.

A redução do OD, além de poder está relacionada com a decomposição da matéria orgânica, pode também, ter sido ocasionado pelo sombreamento das plantas no espelho d'água, inibindo desta forma, o desenvolvimento do fitoplâncton, corroborando com Henri e Camargo (2008) que verificaram redução na concentração de oxigênio dissolvido, em efluente de viveiro de manutenção de *Macrobrachium amazonicum*, após tratamento por *Eichhornia crassipes* e *Pistia Stratiote* e por Biudes (2007) em efluente de viveiro de manutenção de *M. rosenbergii*, após o tratamento com *E. crassipes*.

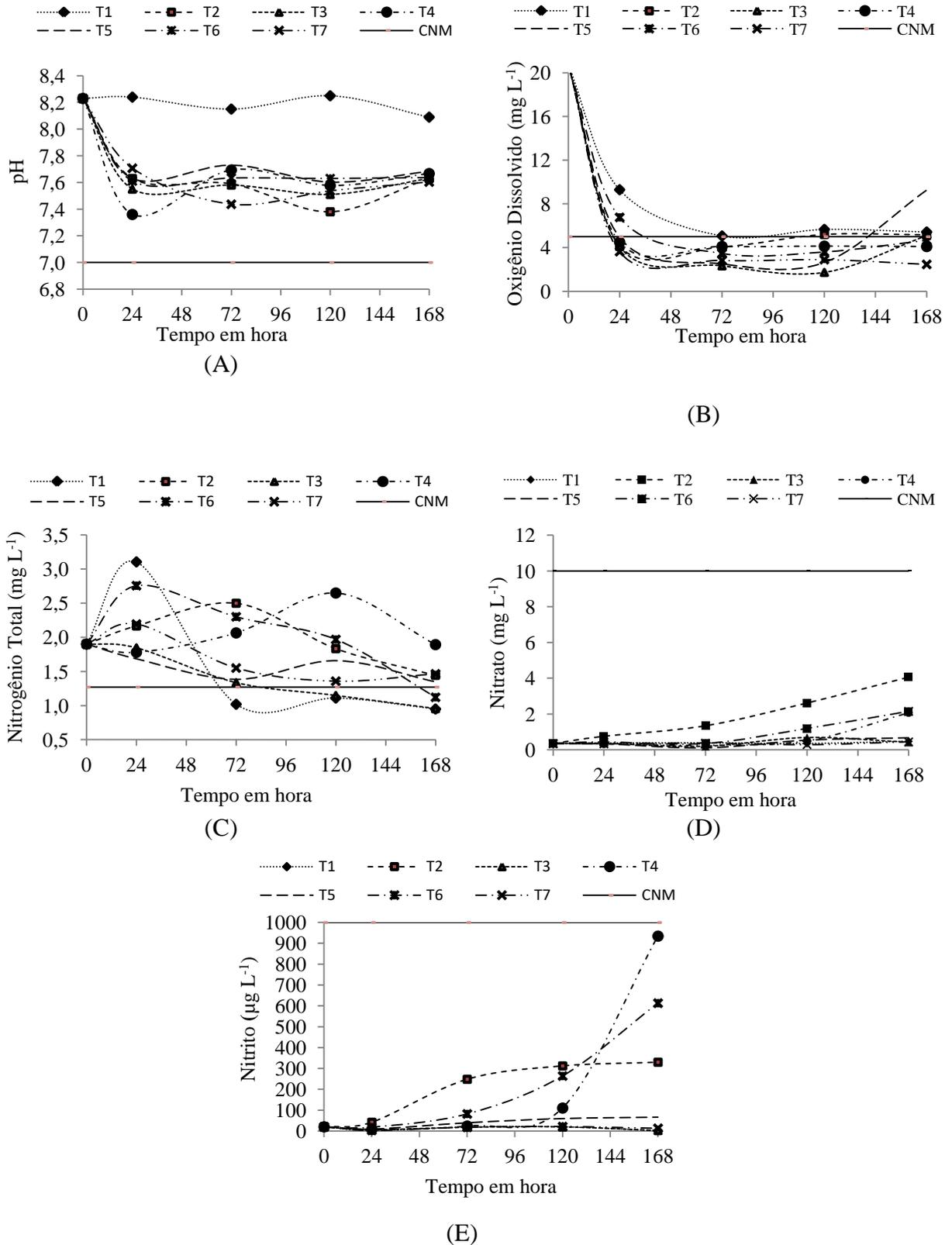
Tabela 4: Análise de variância para pH, Temperatura (T), turbidez(TB), oxigênio dissolvido(OD) Condutividade elétrica(CE), alcalinidade total(AT), nitrogênio total(NT), amônia (NH₃), nitrito(NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e fósforo total (PT), para os tratamentos (TR) em função do tempo (T)

FV	GL	pH	T	TB	OD	CE	AT	NT	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PT
TR	6	25,6 [*]	5,7 [*]	1,3 ^{ns}	4,7 ^{**}	4,3 ^{***}	4,3 ^{***}	7,8 [*]	2,6 ^{ns}	24,4 [*]	109,2 [*]	6,7 [*]
T	4	67,4 [*]	383,9 [*]	117,7 [*]	442,5 [*]	301,9 [*]	11325 [*]	20,5 [*]	4,3 ^{***}	42,3 [*]	122,7 [*]	492,2 [*]
TR x T	24	2,7 ^{***}	0,7 ^{ns}	0,9 ^{ns}	2,2 ^{****}	1,9 ^{ns}	1,9 ^{ns}	4,7 [*]	0,8 ^{ns}	13,8 [*]	26 [*]	1,8 ^{ns}
CV (%)	-	1,78	1,77	43,52	20,79	1,45	1,67	18,99	79,59	78,41	27,85	16,54

Fonte: Autora (2017).

^{ns} Não significativo; ^{*}Significativo ao nível de 0,01 de probabilidade; ^{**}Significativo ao nível de 0,05 de probabilidade; ^{***} significativo ao nível de 0,5 de probabilidade; ^{****} Significativo ao nível de 1 de probabilidade.

Figura 6 - pH (A), oxigênio dissolvido (B), nitrogênio total (C), nitrato (D), nitrito (E) e amônia (F) em função do tempo (em horas) e valores de referência conforme resolução CONAMA (CNM) N° 357/2005 e 430/2011.



Fonte: Autora (2017).

O NT apresentou ao longo das 168 horas, oscilações de reduções e aumentos dos valores (Figura 6C), possivelmente as reduções podem estar relacionadas à absorção dos nutrientes pelas macrófitas. Em T1, a redução de NT pode ter sido ocasionada pela presença de fitoplâncton (Figura 5), visto que o fósforo e o nitrogênio tornam-se limitantes dos corpos d'água, já que são consumidos pelos fitoplâncton como mencionado por Green e Finlay (2010). Nos demais tratamentos, provavelmente, ocorreu a morte dessas microalgas por conta do sombreamento das plantas; e o aumento do nitrogênio total, como mencionado por Henri e Camargo (2008), está relacionado ao fato de que as macrófitas estocam nutrientes apenas por um curto período de tempo, e assim podem ter estocado nitrogênio em seu habitat natural e liberarem nos tanques, bem como, deve-se considerar os processos de decomposição de folhas e raízes desprendidas das plantas.

Os resultados encontrados por Sales (2011) diferem desta pesquisa, pois este autor obteve melhores resultados utilizando *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* com reduções de NT 88,2% e 93,15%, respectivamente, em efluentes de cervejaria e, Martelo e Borrero (2012) que obtiveram reduções de 72,4 à 91,7% utilizando a espécie *Eichhornia crassipes* e de 51,7 à 87,6% com uso da *Pistia stratiotes*. Limons (2008), obteve resultados superiores utilizando biomassa seca de *Salvinia sp.* na remoção de nitrogênio, obtendo uma redução de 98,88% e 79,20% no ensaio de controle.

Conforme a resolução do CONAMA 357/2005, ao ser descartado o efluente nos corpos receptores lânticos, o NT não deve ultrapassar $1,27 \text{ mg L}^{-1}$ para águas doces de classes 1 e 2, porém se o ambiente de deságue for um corpo aquático lânticos não deverá ultrapassar a $2,18 \text{ mg L}^{-1}$. Assim, tem-se que todos os tratamentos foram eficientes para retirar NT do efluente a serem descartados em corpo aquático lânticos após 168 horas, mas somente o T1, T3 e T6 podem ser descartados em corpos receptores lânticos após esse mesmo período.

Os tratamentos foram eficientes na remoção de amônia em 48%, 45%, 59%, 38%, 45% e 42% respectivamente para T1; T2; T3; T4; T5 e T7, enquanto que no T6 teve um incremento de 4%. Tanto o efluente bruto como o efluente tratado possuem valores de amônia dentro dos limite estabelecido, amônia inferior a $20000 \mu\text{g L}^{-1}$, pelo CONAMA nº 430/2005 para o descarte nos corpos receptores aquáticos (Tabela 5). Para o nitrito T1; T3 e T7 obteve redução, de 34%, 34% e 24% respectivamente (Figura 6E) e incremento nos demais tratamentos, e para nitrato incremento para todos os tratamentos (Figura 6D). Entretanto, nitrito e nitrato estão na faixa permitida para o descarte.

Possivelmente, em T1; T3 e T7 pode ter ocorrido o processo de nitrificação com a oxidação da amônia à nitrito e à nitrato, pela ação das bactérias nitrosomonas e nitrobacter

que transforma amônia em nitrito e nitrito à nitrato, respectivamente, porém a grande exigência dessas bactérias nitrificantes são por oxigênio, por isso no processo de nitrificação há redução do oxigênio dissolvido, além disso, esse processo acidifica a água na oxidação de amônia para nitrito, pois há liberação de íons H^+ para o meio (SÁ, 2012).

Gonzalez (2015), tratando efluente de cervejaria com as espécies *limnobium laevigatum* e *Salvínia molesta*, por um período de 28 dias, obteve melhores resultados com redução na amônia de 80,8% e 79% com *Limnobium laevigatum* e *Salvínia molesta* respectivamente; nitrito 98,4% e 93,2% para *Limnobium laevigatum* e *Salvínia molesta* respectivamente e redução no nitrato de 93,7% e 93,4% respectivamente para *Limnobium laevigatum* e *Salvínia molesta*.

Para turbidez não houve diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 5), entretanto, verificou-se redução de seus valores em média para T1, T2, T3, T4, T5, T6 e T7 de 67%, 60%, 57%, 58%, 66%, 53% e 56% respectivamente. Os resultados de turbidez individuais após 168 horas para T3, T4, T6 e T7 eram respectivamente 10 UNT; 8 UNT; 31 UNT e 18 UNT. Para o descarte nos corpos receptores os efluentes não deveriam ultrapassar 100 UNT, limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005. Desta forma, todos os tratamentos estão adequados para o descarte nos corpos receptores. Henare (2008) obteve melhor redução com 78,29% de turbidez utilizando a *Eichhornia crassipes* e 69,28% para *Salvinia molesta* tratando efluente da carcinicultura, o autor justifica a maior redução de TB pela *Eichhornia crassipes* em virtude do seu grande desenvolvimento radicular e ainda que, a redução da turbidez está relacionada com a retenção de sólidos suspensos pelas raízes das macrófitas aquáticas.

Tabela 5: Teste de Tukey para temperatura (T), turbidez (TB), Condutividade elétrica (CE), alcalinidade total (AT), amônia (NH₃), Fósforo total (PT) para os tratamentos e limite estabelecido, para descarte de efluentes, pela resolução CONAMA (CNM) N° 357/2005 e 430/2011.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	CNM
T	26,0c	26,5abc	26,9a	26,6ab	26,4ab	26,3bc	26,6ab	< 40
TB	82,8a	99,7a	107,2a	105,2a	84,6a	118a	110,1a	<100
CE	6,6b	6,7a	6,7ab	6,6ab	6,7a	6,7a	6,6ab	-
AT	592b	605a	599ab	595ab	604a	605a	596ab	-
NH ₃	261ab	275ab	205b	309ab	275ab	521a	290ab	<20000
								< 30 para amb.
PT	595,3c	866,5a	777,5ab	707,3bc	750,5ab	727,4bc	753,2ab	Lênticos e < 50 para amb. Intermediário.

Fonte: Autora (2017).

Coluna seguida de mesma letra não difere estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%

T = Temperatura (°C), TB= Turbidez(NTU) CE= Condutividade Elétrica(mscm⁻¹), AT= Alcalinidade Total (mg L⁻¹), NH₃= Amônia(µg L⁻¹) e PT= Fósforo Total(µg L⁻¹).

Para o Fósforo total (PT) tem-se que T1 é estatisticamente igual a T4 e T6 e diferem de T2, T3, T5 e T7 (Tabela 5). No efluente tratado, mesmo que, em média, tenha-se verificado remoção de PT em 67%, 51%, 56%, 60%, 58% 59% e 58% para T1, T2, T3, T4, T5, T6 e T7 respectivamente (Tabelas 5), não foi suficiente para que o efluente fique dentro do limite estabelecido para descarte, conforme CONAMA 357/2005, que limita concentração de 30 µg L⁻¹ para o deságue em ambiente lênticos e 50 µg L⁻¹ para ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

O T1 teve maior redução do nutriente fósforo, pois além da presença do fitoplâncton que o consumiu, nos outros tratamentos tiveram a decomposição das plantas que segundo Sá (2012), isso pode contribuir no aumento de fósforo total, pois grande parte do fósforo presente nos detritos orgânicos é liberada para água ao final do processo de decomposição.

Os resultados obtidos para PT estavam dentro da faixa encontrada por Martelo e Borrero (2012) que verificaram reduções de 42,3% à 98,5% para *Eichhornia crassipes* e para *Pistia stratiotes* de 25% à 64,2%. Henry-Silva e Camargo (2006) obtiveram resultados superiores, comparando a esta pesquisa, utilizando um tempo de detenção hidráulico (TDH) de 33 horas com redução de 72,1%, 82% e 83,3% para *Salvinia molesta*, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* respectivamente. Gentelini (2007) obteve resultados inferiores a esta

pesquisa avaliando a eficiência de um sistema de tratamento utilizando macrofitas aquática *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa*. Esse autor verificou reduções do PT de 41,57% e 43,42% respectivamente para *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* para TDH de 12 horas; 33,13% e 35,90% para *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa*, respectivamente, para TDH de 8 horas e 21,09% e 26,28% para *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* respectivamente no TDH de 4 horas.

Para a AT, em média, houve aumentos progressivos ao longo de 168 horas (Tabela 5), que pode está relacionado com a formação de dióxido de carbono dissolvido durante o processo de degradação da matéria orgânica, pois segundo Libânio (2010), elevados valores de alcalinidade total nos corpos hídricos estão relacionados aos processos de decomposição da matéria orgânica e à atividade respiratória dos micro-organismos.

Verificou-se aumento médio da CE de 6%, 10%, 9%, 8%, 10%, 10% e 8% para T1, T2, T3, T4, T5, T6 e T7 respectivamente (Tabela 5), após as 168 horas de tratamento. Os resultados de Borges et al (2008) diferiram desta pesquisa, pois esses autores obtiveram redução de 18,7% na CE ao utilizar a *Eichhornia crassipes* em um sistema de área alagada utilizando água do rio Corumbataí. O aumento desta variável é, provavelmente, decorrente da disponibilidade de sais minerais à água (ESTEVES, 2011) por conta da decomposição de parte das plantas, como também, foi observado por Martins e Pitelli (2005).

A temperatura do efluente bruto no momento da coleta era de 30 °C, ao longo das 168 horas observou-se redução dessa temperatura em todos os tratamentos, variando de 26 à 26,9 °C (Tabela 5). Essa redução poderá está relacionada à localização do tanque do efluente, pois o tanque estava sob a incidência solar direta, e os tratamentos não, além disso, havia o sobreamento oferecido pelas macrófitas, contribuindo, ainda mais, para essa redução. De acordo com a Resolução do CONAMA 430/2011 efluentes com temperatura inferior a 40°C podem ser descartados nos corpos receptores. Gentelini et al. (2008) também, não teve grandes variações de temperatura entre seus ensaios, na avaliação da produção de biomassa da *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* nos TDH de 4, 8, 12 horas, sendo essa variação de 18,4 à 19,1°C.

A resolução 430/2011 do CONAMA estabelece que o efluente para descarte nos corpos d'água receptores deverá ter tido uma remoção mínima de 60% de DBO, assim, apenas T7 não atende a esse limite. O T7 foi o tratamento com as plantas que mais tiveram quebras de suas partes, *Pistia stratiotes* e *Salvínia molesta*, provavelmente isso contribui para uma baixa redução de DBO não atendendo desta forma, a resolução 430/2011 do CONAMA para o descarte. A DBO reduziu, em média, 77,8%, 72,2%, 61,1%, 66,7%, 66,7%, 72,2% e

50% respectivamente para T1, T2, T3, T4, T5, T6 e T7. Dias et al (2016) obtiveram menores redução com 53% de DBO utilizando *Eichhornia crassipes* para tratamento de efluente de esgoto doméstico e esta pesquisa ficou dentro da faixa encontrada por Martelo e Borrero(2012) de 37 à 95,1% com a *Eichhornia crassipes* e de 57 à 91,9% utilizando a *Pistia stratiotes*.

Em relação à DQO, houve redução de 65,7%, 70,2%, 71%, 74,1%, 72,9%, 72,9% e 71,8% para T1, T2, T3, T4, T5, T6 e T7 respectivamente (Tabela 6), reduções inferiores foram verificadas por Gentelini (2007), para *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa*, o autor verificou redução de DQO de 63,61% e 62,64% para *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* respectivamente em um TDH de 12 horas; 54,42% e 53,06% para *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* respectivamente em um TDH de 8 horas, e de 50,0% e 50,34% para *Eichhornia crassipes* e *Egeria densa* respectivamente em TDH de 4 horas.

Tabela 6: Resultados de DQO e DBO.

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
DBO (mg O ₂ / L)	4	5	7	6	6	5	9
DQO (mg O ₂ / L)	90	78	76	68	71	71	74

DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg O₂ L⁻¹), DQO = Demanda Química de Oxigênio (mg O₂L⁻¹).

Fonte: Autora (2017).

O aumento da produção de biomassa deu-se apenas em T2 (*Eichhornia crassipe*) de 8,8%, para os demais tratamentos observaram-se reduções de 39,5%; 37,2%; 9,5%; 7,7% e 33,10% para T3; T4; T5; T6 e T7, respectivamente (Tabela 7). A redução da biomassa pode ser justificada pelas perdas de suas raízes e quebras de parte dessas plantas, principalmente para T3 (*Pistia stratiotes*) e T4 (*Salvinia molesta*), vale salientar que os tratamentos em consórcio com a presença de *Eichhornia crassipes*, T5 e T6, a redução foi menor do que naqueles com as espécies *Pistia stratiotes* ou *Salvinia molesta*. Medeiros (2017), utilizando as espécies *Eichhornia crassipes* e *Lemna minor* para tratar efluente de despesca da aquicultura, obteve um ganho de biomassa variando entre 14 e 21% para *Eichhornia crassipes*, enquanto que para *Lemna minor* o mesmo autor obteve redução em sua biomassa de 3 e 18%.

Tabela 7: Massa média das macrófitas

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
Peso inicial(g)	0,0	1031,493	917,82	958,4933	922,4567	1032,42	903,61
Peso final(g)	0,0	1122,057	555,7433	601,98	834,8667	953,1867	604,19

Fonte: Autora (2017).

5 CONCLUSÃO

A pesquisa permite concluir:

1. Foi eficiente para redução da turbidez em todos os tratamentos se adequado a resolução do CONAMA 357/2005.
2. Foi eficiente na redução de DBO para todos os tratamentos, exceto o T7, que não atendeu a Resolução do CONAMA 430/2011 para o descarte nos corpos aquáticos hídricos.
3. Somente os tratamentos T1, T2, T3 e T5 atenderam a resolução do CONAMA 357/2005 ao final do experimento quanto ao OD.
4. Em relação ao nitrogênio total, considerando o corpo receptor ambiente lântico somente T1, T3 e T6 atenderam a resolução do CONAMA 357/2005. Porém se considerar o corpo receptor ambiente lótico todos os tratamentos atenderam a esta resolução.
5. Em relação ao fósforo total nenhum tratamento se adequou para o descarte ao meio ambiente, conforme resolução 357/2005.
6. As macrófitas em geral melhoraram o efluente, porém o tratamento controle que funcionou como bacia de sedimentação foi também, muito eficiente no tratamento deste efluente.
7. Faz-se necessário novas pesquisas com períodos mais longos para determinar melhor a absorção dos nutrientes

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, I. T.; SOUSA, L. G. Os impactos territoriais da reestruturação produtiva no litoral leste do Ceará: o caso da comunidade do Cumbe. In: ENCONTRO NACIONAL DA REDE OBSERVATÓRIO DAS METRÓPOLES, 2017, Natal. **Anais...Natal: UFRN, 2017.**
- ANDRADE, L. T.; LACERDA, M. F. A. F.; VENTURA, A. P. M. Uso do dióxido de enxofre na despesca e beneficiamento de camarão. **Revista Principia**, n. 28, p. 66-77, 2015.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, USA: American Public Health Association, 1998, 1134p.
- AQUINO, P. Q.; GONÇALVES, M. L. Caracterização física e sócio-ambiental da atividade de piscicultura: caso da bacia hidrográfica do rio Cubatão do Norte – SC – Brasil. **Holos Environment**, v. 7, n. 1, p.30-41, 2007.
- ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura**: uma revisão para peixes e camarões. 2ª edição. Florianópolis: UFSC, 2004.166p.
- ARAÚJO, D.C. **Avaliação do Programa Nacional de Desenvolvimento da Aquicultura – O Caso da Carcinicultura Marinha no Nordeste**. 2003. 142 p. Dissertação (Mestrado profissional em gestão pública para o desenvolvimento do Nordeste) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.
- AZEVEDO, V. C. S. **Carcinicultura: parâmetros integrativos como instrumentos de prevenção de impactos**. 2006. 159p. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2006.
- BÁRBARA, V. F. Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari – AP (Amazônia). 2006. 174p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.
- BARBIERI, et al. Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Gestão Costeira Integrada**, v. 14, p. 385-398, 2014. Disponível em: < <http://www.scielo.mec.pt/pdf/rgci/v14n3/v14n3a03.pdf>.> Acesso em: julho de 2017.
- BERTOLDI, F. C. **Efeito do Lactobacillus casei subsp. casei ATCC 393 na redução do sabor amargo da carne escura de atum**. 2003. 61p. Dissertação (Mestrado em Ciências de Alimentos) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v.1, n.1, p.152-169, 2008.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de algas continentais brasileiras (chave de identificação e descrição)**. São Carlos: Rima. 508p. 2005.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave de identificação e descrição)**. 2. ed. São Carlos: Rima. 502p. 2006.

BIUDES, J.F.V. **Uso de Wetlands construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura. Jaboticabal**. 2007. 103p. Tese (doutorado em aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

BORGES, A. K. P. et al. Performance of the Constructed Wetland System for the Treatment of Water from the Corumbataí River. **Brazilian archives of biology and technology**, Vol. 51, n. 6, p.1279-1286, 2008.

BORTOLOTTI, I. M.; NETO, G. G. O uso do camalote, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, Pontederiaceae, para confecção de artesanato no distrito de Albuquerque Corumbá, MS, Brasil. **Acta Botanica Brasileira**, v.19, n.2, p.331-337, 2005.

BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, v.226, n. 1, p.101-112, 2003.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 312, de 10 de outubro de 2002. Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de outubro de 2002, Seção 1, páginas 60-61. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=334>> Acesso em: 19 de outubro de 2016.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março de 2005. P. 58-63. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>.> Acesso em: março de 2017.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **IBGE Cidades**: Rio Grande do Norte: Mossoró, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: setembro de 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 de maio de 2011. P. 89. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: março de 20017.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura; Associação Brasileira de Criadores de Camarão. **Levantamento da infraestrutura produtiva e dos aspectos tecnológicos, econômicos, sociais e ambientais da carcinicultura marinha no Brasil em 2011**. Natal, 2013. 77p. disponível em: < <http://abccam.com.br/site/wp-content/uploads/2013/12/LEVANTAMENTO-DA-INFRAESTRUTURA-PRODUTIVA.pdf> > Acesso em: maio de 2016.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) 2016. **Produção da pecuária municipal – PPM**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/2041-np-producao-da-pecuaria-municipal/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html>. Acesso em: outubro de 2017.

CANCIAN, L.F. **Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *pistia stratiotes* e *salvinia molesta* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo**. 2007. 54 p. Dissertação (Mestrado em aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.S.A.; SANTOS, A.C.A. **Cianobacterias e cianotoxinas em águas continentais**. 1ª Ed. São Carlos: Rima, 2006, 118p.

CALVACANTI, F. A. A. **Novos arranjos produtivos: a carcinicultura nos estados de Pernambuco e Rio Grande do Norte**. 2003. 168 p. Dissertação (Mestrado profissional em gestão pública para o desenvolvimento do Nordeste) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

CARMO FILHO, F.; ESPÍNOLA SOBRINHO, J.; MAIA NETO, J.M. **Dados climatológicos de Mossoró**. 1.Ed. Mossoró: Coleção mossoroense, 1991, 121p.

CARVALHO, R. C. **Análise matemática de investimentos em processos de despoluição de bacias hidrográficas**. 2005. 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. Series in water resources and environmental engineering. 1997.

COSCIONE, A. R.; ABREU, C. A.; SANTOS, G. C. G. Chelationg agents to solubilize heavy metals from oxisols contaminated by the addition of organic and inorganic residues. **Scientia Agricola**, v. 66, n.1 p.64-70, 2009.

- COSTA, E.; SAMPAIO, Y. Geração de empregos diretos e indiretos na cadeia produtiva do camarão marinho cultivado. **Revista Economia Aplicada**, v. 8, n. 2, p. 327-345, 2004.
- COUTINHO, H. D; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, v. 15, n. 1, p. 103-117, 2007.
- COUTO, J.L.V. Limnologia. **Parâmetros: fatores técnicos e científicos**. 2004. Disponível em: < <http://www.ufrrj.br/institutos/it/de/acidentes/limno.htm>>. Acesso em: dezembro de 2017.
- CREPALLI, M. S. Qualidade da água do Rio Cascavel. 2007. 77p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.
- DIAS, F. S.; NASCIMENTO, J. P. A.; MENESES, J. M. Aplicação de macrófitas aquáticas para tratamento de efluente doméstico. **Revista Ambiental**, v. 2, n. 1, p.106-115, 2016.
- DUTRA-JÚNIOR, W. M. et al. Utilização de elódea (*Egeria densa*) na alimentação de suínos. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 31, n. 1, p. 39-44, 2009. Disponível em: <<http://WWW.m.redalyc.org/articulo.oa?id=303126495003>>. Acesso em: novembro de 2017.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 3 ed., Rio de Janeiro, Interciência, 2011. 790p.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B.; ROSA, M. F.; GONDIM, R. S. Sustentabilidade ambiental da carcinicultura no Brasil: desafios para a pesquisa. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 34, n. 2, p. 242-253, 2003.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B. et al. Impactos ambientais da carcinicultura de águas interiores. **Engenharia sanitária Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 231-240, 2006.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) **The state of world fisheries and aquaculture: opportunities and challenges**. Roma, 2014. 243p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all**. Roma, 2016. 204 p.
- GARCIA, M; ODEBRECH, C. Chave dicotômica ilustrada para a identificação de espécies de *Thalassiosira Cleve* (diatomácea) no estuário da Lagoa dos Patos e área costeira adjacente (Rio Grande do Sul, Brasil). **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 239-259, 2009. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/en/abstract?identification-key+bn02609022009>>. Acesso em: setembro de 2017.

- GENTELINI, A. L. **Tratamento de efluente de piscicultura orgânica utilizando macrófitas aquáticas *eichhornia crassipes* (mart.solms) e *egeria densa* (planchon.)**. 2007. 82p. Dissertação (mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.
- GENTELINI, A. L. et al. Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em tratamento de efluente de piscicultura orgânica. **Semina**. v. 29, p. 441-448, 2008.
- GLEBER, L. Redução de riscos de impacto ambiental na produção integrada das maçãs. **Circular técnica**, n.38, julho/2002. Disponível em: <<http://www.cnpuv.embrapa.br/publica/circular/cir038.pdf>> Acesso em: Dezembro de 2017.
- GOLTERMAN, H. L.; CLIMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M.; **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. 2 ed., IBP: Oxford, 1978.
- GOMES, R. N.; JORDÃO FILHO, J.; MENDES, G. O. Análise técnica da produção de Tilápias no município de Bananeiras-Pb. **Caderno Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. v.2, n1, p.1- 4. 2012.
- GONZALEZ, A. C. **Macrófitas aquáticas e efluente de cervejaria: dinâmica e perspectivas**. 2015. 32p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2015.
- GOPAL, B. **Water hyacinth - Aquatic Plant Study**. Amsterdam: Elsevier. 471 p. 1987.
- GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos**. Série Tecnologia ambiental, Rio de Janeiro: CETEM, n.5, 1995, 39p. Disponível em: <<http://biblio.cetem.gov.br/bitstream/handle/cetem/402/sta-05.pdf?sequence=1>> Acesso em: agosto de 2016.
- GREEN, M. B. e FINLAY. J. C. Patterns of hydrologic control over stream water total nitrogen to total phosphorus ratios. **Biogeochemistry**, v.99, p.15-30, 2010.
- GRIGIO, A. M.; DIODATO, M. A. Dimensões físico-ambiental. In: PESSOA, Z. S. et al. (Org.). **Como anda Mossoró: análise da conjuntura sociourbana**. Natal: UFRN, 2011. cap. 4.
- GUIMARÃES, I.M. **Utilização de ostra e macroalgas como biofiltro para efluentes de cultivo de camarão**. 2008. 49p. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiro e Aquicultura) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2008.
- GUIMARÃES, A. S. et al. A participação da aquicultura na conversão de áreas de manguezal em viveiros no litoral norte do estado de Pernambuco/Brasil: uma análise a partir de dados de sensoriamento remoto e SIG. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14, 2009, Natal. **Anais...** Florianópolis, 2009, p.4599-4606.

GUNTENSPERGEN, F.; STEARNS, F.; KADLEC, J.A. Wetland vegetation. In: HAMER, D.A. *Constructed wetlands for wastewater treatments*, Michigan, Lewis Publishers. p.73-88. 1989.

HENARES, M. N. P. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de carcinicultura**. 2008. 81 p. Dissertação (mestrado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

HENARES, M. N. P. **Cultivo de camarão com aerador e substrato artificial, identificação de bactérias da wetland construída para o tratamento do efluente**. 2012. 98p. Tese (Doutorado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2012.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n.5, p.433-438, 2006.

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

JEGANATHAN, J.; NAKHLA, G.; BASSI, A. Oily wastewater treatment using a novel hybrid PBR-UASB system, **Chemosphere**, v. 67, n. 8, p. 1492-1501, 2007.

JOVENTINO, F. K. P.; MAYORGA, M. I. O. Diagnóstico socioambiental e tecnológico da carcinicultura no município de Fortim, Ceará, Brasil. **Rede – Revista Eletrônica do ProdeMa**, v.2, n. 1, p. 80-96, 2008. Disponível em <http://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/4346/1/2008_art_fkpjoventino.pdf> Acesso em : agosto de 2016.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment wetlands**, 2^a ed. Boca Raton: CRC Press, 2009, 893 p.

KIRCHNER, R. M. et al. Análise da produção e comercialização do pescado no Brasil. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 10, n. 2, p. 168 - 177, 2016. Disponível em: <[file:///C:/Users/M%C3%B4nica/Downloads/2783-14563-1-PB%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/M%C3%B4nica/Downloads/2783-14563-1-PB%20(1).pdf)> Acesso em: novembro de 2017.

KISSMANN, K. G. **Plantas Nocivas e Infestantes**. 2. Ed. São Paulo: Basf Brasileira S.A, 1997. Tomo I.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.) **Methods of seawater analysis**. Wwinhein: Verlog. Chemic., 1976. p.117-181.

- KYAMBADDE, J. et al. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. **Water Research**, v. 38, n. 2, p. 475-485, 2004.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3^a.ed. rev. e ampl. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.
- LIMA, L. F. et al. Diversidade de macrófitas aquáticas no estado de Pernambuco: Levantamento em Herbário. **Revista de Geografia**, v.26, n.3, p.307-319. 2009.
- LIMONS, R. S. **Avaliação do potencial de utilização da macrófita aquática seca salvinia sp. No tratamento de efluentes de fecularia**. 2008. 87p. Dissertação (mestrado em engenharia química) - Universidade estadual do oeste do Paraná, Toledo, 2008.
- LIN, Y. F. et al. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. **Aquaculture**, v. 209, n. 1, p. 169-184. 2002.
- LIN, Y.F. et al. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environ Pollut**, v. 134, p. 411-421. 2005.
- LUCAS, A. P. C.; KOETZ, P. R.; PRZYBYLSKI, S. L. A. Tratamento anaeróbio de efluentes do processamento de corvina (*Micropogonias furnieri*) em reator UASB. **Vetor**, v. 10, n. 9, p. 113-124, 2000.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F.; **Water analysis: some revised methods for limnologists**, Freshwater Biological Association: London, 1978. 121p.
- MACIEL Jr. P. **Zoneamento das águas: um instrumento de gestão dos recursos hídricos**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das águas, 2000. 112p.
- MARQUES, D.M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: Campos, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1^a Ed. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p.409-435.
- MARTELO, J.; BORRERO, J. A. L. Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado del arte. **Ingeniería y Ciencia**, v.8, n. 15, p. 221–243, 2012.
- MARTINS, D. et al. Controle químico de *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta* em caixas d'água. **Planta Daninha – Edição especial**, v.20, p.83-88, 2002.
- MARTINS, A. T; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 233-242, 2005.

MARTINS, D.F.F. **Estudo integrado do potencial fitorremediador *Eichhornia crassipes* em ambientes naturais e sua utilização para obtenção de extratos proteicos.** 2014. 162p. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

MEDEIROS, M.V. **Policultivo de tabaqui e camarão-da-Amazônia: características limnológicas, avaliação do impacto e tratamento de efluente.** 2017. 110p. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2017.

MILNE, J. M.; MURPHY, K. J.; THOMAZ, S. M. Morphological variation in *Eichhornia azurea* (Kunth) and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in relation to aquatic vegetation type and the environment in the floodplain of the Rio Parana, Brasil. **Hydrobiologia**, v.570, n.1, p. 19-25, 2006.

MOLES, P.; BUNGE, J. Shrimp farming in Brazil: an industry overview. **Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment.** 26p. 2002. Disponível em: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.200.2425&rep=rep1&type=pdf>. Acesso em: dezembro de 2016.

MOURA e SILVA, M. S. G.; LOSEKANN, M. E.; HISANO, H. Aquicultura: manejo e aproveitamento de efluentes. Boletim de pesquisa. **Embrapa Meio Ambiente**, Jaguariúna, São Paulo, V.95, 39 p. 2013. Disponível em: www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/972692/1/Doc95.pdf. Acesso em: setembro de 2017.

NASCIMENTO, G. C. C. et al. Recursos Pesqueiros no Brasil: Apropriação Tecnológica para o desenvolvimento sustentável. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 735-743, 2015.

NATORI, M. M. et al. Desenvolvimento da carcinicultura marinha no Brasil e no mundo: avanços tecnológicos e desafios. **Informações Econômicas**, v. 41, n. 2, p. 61-73, 2011.

NUNES, A. J. P. Tratamento de Efluentes e Recirculação de Água na Engorda de Camarão Marinho. **Panorama da aquicultura**, n.71, P.27-39, 2002.

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. 71-89, 2009.

OLIVEIRA, D. V.; SOUSA, S. P. Avaliação dos impactos gerados pela carcinicultura. **Revista Ambiental**, V.1, n. 2, p. 66-75, 2015.

PALMA-SILVA, C. et al. Uso de eichornia crassipes (mart.) solms para fitorremediação de ambientes eutrofizados subtropicais no sul do Brasil. **Perspectiva**, v. 36, n.133, p. 73-81, 2012.

PEDRALLI, G. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24, 1990.

PEREIRA, R.S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**. IPH-UFRGS. V.1, n.1. p.23-40, 2004. disponível em:<file:///C:/Users/M%C3%B4nica/Downloads/Revista%20Eletr%C3%B4nica%20de%20Recursos%20H%C3%ADricos.pdf>. Acesso em: agosto de 2016.

PEREIRA, F.J. **Características anatômicas e fisiológicas de aguapé e índice de fitorremediação de alface d' água cultivados na presença de arsênio, cádmio e chumbo**. 2010. 116p. Tese (doutorado em agronomia/fisiologia vegetal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

PESSATTI, M. L. **Aproveitamento dos subprodutos do pescado**: meta 11. Santa Catarina: Universidade do Vale do Itajaí, 2001.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Embrapa: Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS) – Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia 404 p. 2000.

REVIERS, B. **Biologia e filogenia das algas**. Porto Alegre: Artmed. 280p. 2006.

RIBEIRO, L. F. et al. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. **Revista de Gestão Costeira Integrada**. v. 14, n. 3, p. 365-383, 2014.

ROCHA, I. P. Dimensão da cadeia produtiva da carcinicultura brasileira. **FEED&FOOD**, p 101-106, 2012. Disponível em: <http://abccam.com.br/site/wp-content/uploads/2013/12/Dimens%C3%A3o-da-Cadeia-Produtiva-da-Carcinicultura-Brasileira-JUN-2012.pdf>. Acesso em agosto de 2016.

ROCHA, A. e FUKUDA, F. Considerações sobre a técnica de análise demanda química (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD). **Revista DAE**, v.33, n.093, p.65-9,1973.

ROLLÓN, A. P. **Anaerobic digestion of fish processing wastewater with special emphasis on hydrolysis of suspended solids**. 1999. 123 p. Tese (Doutorado) – Wageningen Agricultural University, Wageningen, 1999.

SÁ, M. V. C. **Limnocultura: limnologia para aquicultura**. Fortaleza: Edições UFC. 218p. 2012.

SANTOS, C. L.; COSTA, B. G. A relação sociedade-natureza e a configuração territorial da carcinicultura no litoral sergipano. In: ENCONTRO NACIONAL DOS GEÓGRAFOS, 16, 2010, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Associação dos Geógrafos Brasileiros, 2010.

SALES, C. V. **Uso de duas espécies de macrófitas aquáticas, Eichhornia crassipes e Pistia stratiotes em tratamento de resíduos de cervejaria na cidade Toledo/PR.** 2011. 40p. Dissertação (Mestrado em recursos pesqueiros e engenharia de pesca) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2011.

SIDONIO, L. et al. Panorama da aquicultura no Brasil: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial–Agroindústria**, n. 35, p. 421-463, 2012.

SILVA, S.A.; OLIVEIRA, R. de O. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias.** Campina Grande: DEC/CCT/UFGP, 2001.

SILVA, N. J. R. **Dinâmicas de desenvolvimento da piscicultura e políticas públicas no Vale do Ribeira/SP e Alto Vale do Itajaí/SC – Brasil.** 2005. 602p. Tese (Doutorado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2005.

SILVA, N. A. et al. Caracterização espacial das pisciculturas na Bacia do Rio Cuiabá/MT. **Engenharia Ambiental**, v. 5, n. 3, p. 47-62, 2008.

SILVA, E. M. et al. Avaliação da eficiência no tratamento de efluente de bovinocultura de leite em reator anaeróbio compartimentado seguido de wetland construído. In: Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no tratamento de águas Residuárias, 1, 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, GESAD, 2013, p 219-228.

SILVESTRE, L. C. et al. Diagnóstico dos impactos ambientais advindo de atividades antrópicas na apa da barra do rio mamanguape. **Enciclopédia Biosfera**, centro científico conhecer- Goiânia, v.7,n.12, p.1-11, 2011.

TRINDADE, C.R.T. et al. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do *campus* carreiros - furg, rio grande, RS. **Cadernos de Ecologia Aquática**. Rio Grande do Sul, v. 5, n. 2,p. 1-22, dez. 2010. Disponível em: <http://www.cadernos.ecologia.furg.br/images/artigos/37_cleber%20macrofitas.pdf> Acessado em: outubro de 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Constructed wetlands treatment of municipal wastewater.** Cincinnati, 2000, 165p. Disponível: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004TBD.PDF?Dockey=30004TBD.PDF>> Acesso em: novembro de 2016.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: DESDA/UFMG, 2005. 452 p.

WAINBERG, A. A. Na criação de camarões os lucros e o meio ambiente devem caminhar de mãos dadas. **Revista Panorama da Aqüicultura**. v. 10, n. 57, p. 35-41, 2000.

YAMAUCHI, A. K. F. **Efeito da incorporação de macrófitas aquáticas sobre características químicas de solo degradado**. 2014. 45 p. Dissertação (Mestrado em agronomia) -Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal,2014.

ZANIBONI FILHO, E. Tratamento de efluentes da piscicultura. In: Congresso zootec, 15, 2005, Campo Grande. **Anais...**Campo Grande,2005.