



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR**  
**CURSO DE OCEANOGRAFIA**

**ANA BEATRIZ LEITE CAVALCANTE**

**QUALIDADE DA ÁGUA NO ESTUÁRIO DO RIO PACOTI SOB INFLUÊNCIA DA**  
**CARCINICULTURA**

**FORTALEZA**  
**2018**

ANA BEATRIZ LEITE CAVALCANTE

**QUALIDADE DA ÁGUA NO ESTUÁRIO DO RIO PACOTI SOB INFLUÊNCIA DA  
CARCINICULTURA**

Monografia apresentada ao Curso de Oceanografia do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito à obtenção do Título de Bacharel em Oceanografia.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- C364q Cavalcante, Ana Beatriz Leite.  
Qualidade da água no estuário do rio Pacoti sob influência da carcinicultura / Ana Beatriz Leite Cavalcante. – 2018.  
69 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Oceanografia, Fortaleza, 2018.  
Orientação: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella.
1. Poluição hídrica. 2. Águas residuárias. 3. Bacia de sedimentação. I. Título.

CDD 551.46

---

ANA BEATRIZ LEITE CAVALCANTE

**QUALIDADE DA ÁGUA NO ESTUÁRIO DO RIO PACOTI SOB INFLUÊNCIA DA  
CARCINICULTURA**

Monografia apresentada ao curso de graduação em Oceanografia do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Oceanografia.

Aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Lidriana de Souza Pinheiro  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Msc. Felipe Nobre Façanha  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Paulo de Freitas Lima  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará  
(IFCE, Campus Limoeiro do Norte)

A Deus.

Aos meus pais, Ivone e Sebastião.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter abençoado minha trajetória e guiado meus passos para seguir o caminho certo.

Aos meus pais, Ivone e Sebastião, meus maiores torcedores. Obrigada por todo o amor, carinho, confiança e dedicação, desde sempre. À minha mãe, por ser a melhor pessoa desse mundo, meu suporte, apoio e minha melhor companhia. Ao meu pai, por sempre acreditar em mim, incentivar, ajudar e me dar forças para continuar. Vocês são minha inspiração, amo muito vocês!

À minha família, principalmente ao Thiago, por me livrar de muitos ônibus lotados, pela companhia diária e pelo compartilhamento de muitos momentos de felicidade e tristezas acadêmicas, sempre com algo a comentar. Aos meus tios Neide e Nilson, por toda a alegria, simpatia e crença na oceanografia. Ao tio Bruno, por ter acompanhado de perto minha trajetória universitária, sempre ao meu lado e disposto a ajudar no que fosse preciso.

À minha orientadora Sandra Tédde Santaella, por todo o carinho, atenção, paciência, confiança e pelos ensinamentos de uma vida inteira. Obrigada por ter me acolhido tão bem no laboratório, vibrar comigo a cada conquista e me colocar para cima quando as coisas apertaram. A senhora é um exemplo de mulher, educadora e mãe de todos nós, sou muito grata por ter sido sua aluna!

Ao professor Alberto Nunes, por ter possibilitado a realização deste estudo nas dependências do LANOA. Aos integrantes do LANOA que me auxiliaram durante o período de coletas, Hassan, Luís Paulo e em especial ao Júnior, que tanto me ajudou e me aguentou, sempre com bom humor e coragem para descer ao manguezal. Meu mais sincero obrigada a todos que compõem o laboratório pela simpatia e alegria.

A todos os professores do Instituto de Ciências do Mar (Labomar), pela construção profissional, ensinamentos, dedicação e amizade. Agradeço em especial ao professor Geraldo, por toda a confiança depositada, apoio, preocupação e disposição a ajudar. Obrigada por todas as experiências que o senhor me proporcionou, que foram essenciais para a minha formação pessoal e acadêmica.

A todos os funcionários do Labomar, em especial à Ingrid, pela paciência e inúmeras ajudas, e ao João Paulo, Roberto, Reginaldo e Marcos, pela alegria diária e companhia nas noites, finais de semana e feriados de análises.

Ao Programa de Educação Tutorial (PET) Oceanografia e à UFC, pela bolsa de estudos que possibilitou a realização deste trabalho. À tutora Ozilea, por cuidar pelo bem de cada um, pelas

conversas, ajudas, preocupação e por vibrar comigo a cada vitória. Ao co-tutor Carlos, pelos ensinamentos, puxões de orelha e amizade, além do humor e disposição a ajudar. Agradeço também aos integrantes que passaram pelo PET desde 2015, pela amizade, parceria, união e bons momentos vividos juntos!

Aos integrantes do Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), por terem me recebido de braços abertos, pela amizade, risadas, desesperos e apoio. Vocês são como uma família para mim e o EQUAL se tornou minha segunda casa. Agradeço a Daniele, por ter sido minha primeira companheira, me auxiliado nos primeiros meses de análise e ter me ensinado as metodologias. À equipe tratamento, Juliana, Alexandre e Andreza, pela companhia diária, inúmeras ajudas e aquele bom humor. À Jordana, por me trazer paz e tranquilidade em momentos de desespero, pelas palavras sábias, alegria e ajuda com tudo. À Clara, companheira dos microplásticos, pelas conversas, sofrimentos compartilhados e por ter me aguentado nessa jornada. Ao João e Tasso, pela animação, ajuda com as análises e momentos divertidos. À Thaís, pelo apoio, amizade, palavras fofas e força nos momentos difíceis. Por fim, mas não menos importante, agradeço à Andrezza, por ter sido tão essencial na realização deste trabalho, estar ao meu lado dia e noite, me sustentar nos momentos ruins e rir comigo nos bons! Muito obrigada de coração, você é meu orgulho!

Aos vizinhos integrantes do Laboratório de Contaminantes Orgânicos (Lacor), pelas risadas, companhia, empréstimos e amizade. Em especial, agradeço à Pollyana, por ser um porto seguro, sempre disposta a me ouvir e ajudar, obrigada pela atenção e carinho, você é incrível!

À tripulação, pesquisadores e marinheiros do navio de pesquisa hidroceanográfico Vital de Oliveira envolvidos com o projeto PIRATA, obrigada pela experiência adquirida, aprendizados e amizade nos dias de mar. Que Deus continue iluminando nossa proa!

Ao grupo mais certo da oceanografia UFC, agradeço por todos os momentos bons e ruins que passamos juntos, por termos permanecidos firmes e fortes no nosso objetivo e por terem tornado a graduação mais prazerosa e divertida! Ao Davi, por ter sido um grande presente, parceiro de vida e sempre ter acreditado em mim, obrigada por toda a ajuda neste e em (muitos) outros trabalhos. À Débora e Karina, minhas companheiras para o que der e vier, sou muito grata pelo nosso trio que deu tão certo, por onde chegamos e pelas histórias para contar. À Nalu e Mel, minhas oceanoamigas, pela amizade e por sempre estarem ao meu lado. Ao Lucas, Thomas e Felipe, pela comédia que é conviver com vocês, amizade, apoio e brincadeiras. Por fim, mas não menos importante, agradeço ao Oscar, companheiro de caronas e de reflexões sobre a vida,

sempre aumentando o astral e tornando a vida mais engraçada. Obrigada a cada um de vocês, que me completaram de uma forma diferente e se tornaram amigos para uma vida toda.

À cada um dos amigos que fiz na oceanografia no Labomar e no Brasil durante esses anos, muito obrigada pelo carinho, amizade, confiança e por terem tornado a trajetória universitária a melhor possível. Obrigada por todas as palavras de apoio, conforto e segurança de todos que me ajudaram direta ou indiretamente nessa fase, que não foi nada fácil.

Às minhas amigas de infância e escola, Letícia, Carla, Camilla, Karine, Nara, Karenyna, Lara e ao Leon, pelo companheirismo, amizade, incentivo e compreensão. Sou muito grata pela nossa amizade, pelo que fizemos e onde chegamos, amo vocês!

Aos membros da banca, Dra. Lidriana Pinheiro, Msc. Felipe Nobre e Dr. Paulo Lima, por terem se disposto a participar e fazer contribuições valiosas para a melhoria deste trabalho.



“Treine sua força para os momentos ruins e não se negue a recomeçar. Viver é um grande desafio, e vivem bem aqueles que não temem nenhuma pedra no caminho.” (Diego Vinicius)

## RESUMO

A região Nordeste do Brasil possui destaque na produção do camarão marinho *Litopenaeus vannamei*, sendo o estado do Ceará um dos maiores produtores nacionais. Para a realização desse cultivo, os estuários são importantes corpos abastecedores e receptores de água dos viveiros de criação de camarão. Os efluentes da carcinicultura possuem concentrações elevadas de nutrientes e matéria orgânica, e, para amenizar seus impactos negativos ao meio ambiente, são construídas bacias de sedimentação, que reduzem nutrientes, material suspenso e matéria orgânica do efluente. Portanto, este trabalho teve como objetivos observar possíveis efeitos do descarte de efluentes de tanques de cultivo de camarão sobre a qualidade da água do estuário do rio Pacoti (CE), analisar a variação sazonal na qualidade da água do estuário, as alterações nos parâmetros físico-químicos da água após o processo de cultivo e avaliar a eficácia da bacia de sedimentação local. Foram coletadas, mensalmente, no período de maio a outubro de 2017, amostras de água em cinco pontos: na área do estuário onde é feita a captação de água para abastecimento dos tanques, nos pontos destinados à liberação dos efluentes bruto e final, no ponto do estuário localizado em frente ao descarte do efluente e no ponto do estuário a jusante do descarte. Para fins de avaliação da qualidade da água, foram analisados: temperatura, salinidade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos totais, ortofosfato, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio. Os valores obtidos para a maioria dos parâmetros (exceto para oxigênio dissolvido, fósforo total e nitrogênio amoniacal), indicaram boas condições da qualidade da água do estuário. Não houve grandes modificações sazonais nos parâmetros de qualidade de água, exceto nos teores de oxigênio dissolvido, que foram inferiores no período de maior precipitação pluviométrica, e ortofosfato, que foram superiores nesse período. Percebeu-se que a concentração de material suspenso, nutrientes e matéria orgânica no efluente foi superior à da água de captação e as concentrações dependem do período de duração do cultivo e da frequência de trocas de água. Não houve alterações nos parâmetros físico-químicos da água do estuário mediante a liberação de efluente. Na bacia de sedimentação ocorreu remoção de material suspenso, nutrientes e matéria orgânica, porém, sua eficácia depende do seu estado de conservação e do tempo de retenção do efluente. Com o estudo, notou-se que efeitos na qualidade da água decorrentes da liberação de efluentes da carcinicultura nem sempre podem ser percebidos diretamente, considerando a distância entre o ponto de lançamento e o corpo hídrico.

**Palavras-chave:** Poluição hídrica. Águas residuárias. Bacia de sedimentação.

## ABSTRACT

The northeastern region of Brazil has a prominent role in the production of the marine shrimp *Litopenaeus vannamei*, with Ceará being one of the biggest Brazilian producers. In order to carry out this production, the estuaries are important supplying bodies and receptors of water from shrimp farms. The effluents from shrimp farming have high concentrations of nutrients and organic matter, and, in order to mitigate their negative impacts on the environment, settling basins are built to reduce nutrients, suspended material and organic matter from the effluent. Therefore, the objectives of this work were to observe the possible effects of the discharge of effluent from shrimp ponds on the water quality of the Pacoti estuary (CE), to analyze the seasonal variation in the estuarine water quality, analyze changes in the physicochemical parameters of the water after the grow-out process and to evaluate the effectiveness of the local settling basin. Water samples were collected monthly, from May to October 2017, in five points: in the area of the estuary where the water is collected to supply tanks, at the points where the crude and final effluent are released, at the point of the estuary located in front of the effluent discharge and at the point of the estuary downstream of the discharge. In order to evaluate the water quality, the following parameters were analysed: temperature, salinity, pH, turbidity, dissolved oxygen, total suspended solids, orthophosphate, total phosphorus, ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate and chemical oxygen demand. The values obtained for most of the parameters (except for dissolved oxygen, total phosphorus and ammoniacal nitrogen) indicated good water quality conditions in the estuary. There were no major seasonal changes in the parameters of water quality, except for dissolved oxygen, which was lower in the period of higher rainfall, and orthophosphate, which was higher during this period. It was observed that the concentration of suspended matter, nutrients and organic matter in the effluent was higher than that of the influent water and the concentrations depend on the duration of the cycle and the frequency of water changes. There were no changes in the physicochemical parameters of the estuary water with the release of effluent. There was a removal of suspended matter, nutrients and organic matter in the settling basin, but its efficacy depends on the state of conservation of the basin and the retention time of the effluent. With the study, it was noticed that effects on water quality resulting from the release of shrimp effluent can not always be directly perceived, considering the distance between the point of effluent discharge and the water body.

**Keywords:** Water pollution. Wastewater. Settling basin.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Divisão do estuário de acordo com o gradiente de salinidade.....	19
Figura 2 - Mapa de localização do estuário do rio Pacoti. ....	24
Figura 3 - Laboratório de Nutrição de Organismos Aquáticos (LANOA), localizado próximo às margens do estuário do rio Pacoti. ....	26
Figura 4 - Bacia de sedimentação contendo halófitas aquáticas para passagem de efluentes do LANOA. ....	27
Figura 5- <i>Sarcocornia ambigua</i> (a) e <i>Batis maritima</i> (b).....	28
Figura 6 - Marisma artificial por onde passa o efluente dos tanques. ....	28
Figura 7 - Mapa com a localização dos pontos de amostragem. ....	29
Figura 8- Imagens dos pontos de coleta. ....	30
Figura 9 - Gráficos de temperatura, salinidade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido e sólidos suspensos totais na água de captação e no efluente.....	42
Figura 10 - Variação de ortofosfato, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio no afluente e no efluente dos tanques de cultivo nos meses da pesquisa. ....	44
Figura 11 - Temperatura, salinidade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido e sólidos suspensos totais no efluente pré e pós bacia de sedimentação. ....	55
Figura 12 - Bacia de sedimentação no mês de agosto. ....	57
Figura 13 - Ortofosfato, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio no efluente pré e pós bacia de sedimentação. ....	58

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta no estuário do rio Pacoti. ....	29
Tabela 2 - Horários, condições ambientais e de maré atuantes nos dias de coleta de água. ....	31
Tabela 3 - Protocolo de preservação de amostras, adaptado de Eaton et al. (2012).....	33
Tabela 4 - Métodos de análise das amostras de água. ....	33
Tabela 5- Médias mensais de precipitação pluviométrica no posto Eusébio (CE) obtidas pela FUNCEME. ....	34
Tabela 6 - Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água nas amostras dos meses de maior precipitação pluviométrica.....	36
Tabela 7 - Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água nas amostras dos meses de menor precipitação pluviométrica.....	37
Tabela 8- Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água nas amostras coletadas em junho no rio Pacoti.....	47
Tabela 9 – Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água no efluente final descartado sem a passagem pela bacia de sedimentação e nos pontos do estuário. ....	48
Tabela 10 - Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água no efluente final descartado após a passagem pela bacia de sedimentação e nos pontos no estuário.....	52

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
LABOMAR	Instituto de Ciências do Mar
LANOA	Laboratório de Nutrição de Organismos Aquáticos
CEAC	Centro de Estudos em Aquicultura Costeira
UFC	Universidade Federal do Ceará
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxigênio
SST	Sólidos Suspensos Totais
APA	Área de Proteção Ambiental
GAA	<i>Global Aquaculture Alliance</i>
EQUAL	Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água
ND	Não detectado
mg	Miligrama
L	Litro
Ha	Hectare
t	Tonelada
h	Hora
d	Dias
Km	Quilômetros
%	Porcentagem

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>18</b>
<b>2.1 Objetivo geral.....</b>	<b>18</b>
<b>2.2 Objetivos específicos .....</b>	<b>18</b>
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>19</b>
<b>3.1 Estuários .....</b>	<b>19</b>
<b>3.2 Carcinicultura .....</b>	<b>20</b>
<b>3.3 Qualidade da água .....</b>	<b>22</b>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>24</b>
<b>4.1 Localização e caracterização da área de estudo.....</b>	<b>24</b>
<b>4.2 Amostragem .....</b>	<b>28</b>
<b>4.3 Procedimentos em laboratório.....</b>	<b>32</b>
<b>4.4 Dados de precipitação pluviométrica .....</b>	<b>33</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>35</b>
<b>5.1 Qualidade da água do estuário do rio Pacoti .....</b>	<b>35</b>
<b>5.2 Modificações físicas e químicas ocorridas na água de captação.....</b>	<b>41</b>
<b>5.3 Influência da liberação do efluente da carcinicultura na qualidade de água do estuário.....</b>	<b>46</b>
<b>5.4 Eficácia da bacia de sedimentação .....</b>	<b>55</b>
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>61</b>
<b>7 REFERÊNCIAS .....</b>	<b>62</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A carcinicultura é uma das atividades que mais crescem no Brasil, com um total de 65.100 t de crustáceos produzidos em 2014 (FAO, 2016). O sucesso dessa atividade no país ocorreu devido à adoção da espécie de camarão marinho *Litopenaeus vannamei* como principal organismo cultivado nas fazendas, pelo domínio das técnicas de cultivo e reprodução, pelo aperfeiçoamento na qualidade de alimentos ofertados e pelo aumento da demanda nacional e internacional de camarão cultivado como fonte de proteína de alta qualidade (WEBB et al., 2012).

Pela facilidade de captação de água salobra para abastecimento dos viveiros e tanques, grande parte desses empreendimentos está situada próximo a estuários, em zonas litorâneas, propiciando condições ideais para o cultivo. A exemplo do Ceará, onde estima-se que 78% dos empreendimentos de carcinicultura utilizam águas estuarinas para manter suas atividades (ARAÚJO, 2015).

Todavia, muitas fazendas não realizam tratamento adequado dos efluentes produzidos, que são lançados no ambiente com elevada carga de matéria orgânica, nutrientes e sais (WEBB et al., 2012). O descarte de efluentes da carcinicultura sem o tratamento prévio pode acarretar em impactos negativos nos corpos hídricos receptores, como problemas com qualidade da água (eutrofização, salinização), morte de espécies de animais e plantas (RIBEIRO et al., 2016), além da possível disseminação de espécies exóticas e patógenos (FULLER et al., 2014)

Desse modo, é necessário buscar formas para se atingir uma carcinicultura sustentável, nas quais a produção de alimento para consumo humano esteja associada a mudanças nas técnicas de cultivo, empregadas com o intuito de minimizar os efeitos da pressão antrópica sobre o ambiente (SOHEL; ULLAH, 2012). O reuso da água com sistemas que operem em regime de recirculação pode ser uma forma de tornar esta atividade ambientalmente correta, pois a recirculação de água entre tanques permite a redução das trocas de água durante o cultivo (SHI et al., 2011).

A disposição dos efluentes em bacias de sedimentação nas fazendas de cultivo é outra alternativa utilizada para minimizar os impactos ambientais provocados pela carcinicultura (PRAPAIWONG; BOYD, 2012). Nas bacias de sedimentação, o efluente passa um tempo em repouso para que ocorra a sedimentação da matéria orgânica e a remoção de nutrientes, antes de ser liberado ao ambiente ou retornar aos viveiros para um novo ciclo. Existem ações para



propor regulamentações para a disposição final dos efluentes de fazendas de camarão em todo o mundo (BOYD, 2003), e, no Brasil, a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 312/2002 impõe que, para se obter a licença ambiental, todos os empreendimentos devem conter uma bacia de sedimentação em seus limites geográficos.

Além do mais, estudos de qualidade de água em corpos hídricos adjacentes a viveiros e tanques de cultivo de camarão são necessários para um monitoramento ambiental adequado. O monitoramento deve ser realizado frequentemente, de modo que a influência da carcinicultura não atinja níveis que prejudiquem o equilíbrio ecossistêmico e a produção (SOHEL; ULLAH, 2012; MOHANTY et al., 2018).

Para promover o crescimento do animal, que é afetado pela poluição hídrica proveniente de efluentes de fazendas localizadas a montante do ponto de captação, devem existir condições ótimas de qualidade da água (THO; UT; MERCKX, 2011). Problemas com a qualidade da água captada para as fazendas incluem enfermidades, gastos adicionais com biossegurança e perdas no desempenho zootécnico dos organismos (SOHEL; ULLAH, 2012).

Dados reunidos por Nascimento (1998) apresentam que 16% da queda na produção mundial de camarões entre 1992 e 1993 ocorreu devido a problemas ambientais. Enfermidades que estão devastando cultivos em todo o mundo, como a Síndrome do Vírus da Mancha Branca (WSSV), são transmitidas entre fazendas principalmente por vetores presentes na água de abastecimento, cujos efeitos negativos são intensificados devido ao estresse ambiental (NUNES; FEIJÓ, 2016). Assim, são necessários estudos que avaliem o estado ambiental dos corpos abastecedores de cultivos e receptores dos efluentes desses cultivos, e que avaliem a eficiência dos métodos de tratamento de efluentes adotados pelas fazendas, com o intuito de promover a sustentabilidade da atividade e melhorar o seu desempenho econômico-ecológico.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a influência da carcinicultura sobre a qualidade de água de um trecho do estuário do rio Pacoti.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Avaliar a influência da precipitação pluviométrica sobre a qualidade da água nesse trecho do estuário;
- Comparar a qualidade da água do estuário utilizada para o abastecimento dos tanques de cultivo de camarões com a do efluente que é liberado ao fim do processo de cultivo;
- Avaliar a qualidade da água do estuário após o lançamento do efluente;
- Avaliar a eficácia do sistema de tratamento de efluentes do cultivo de camarão.

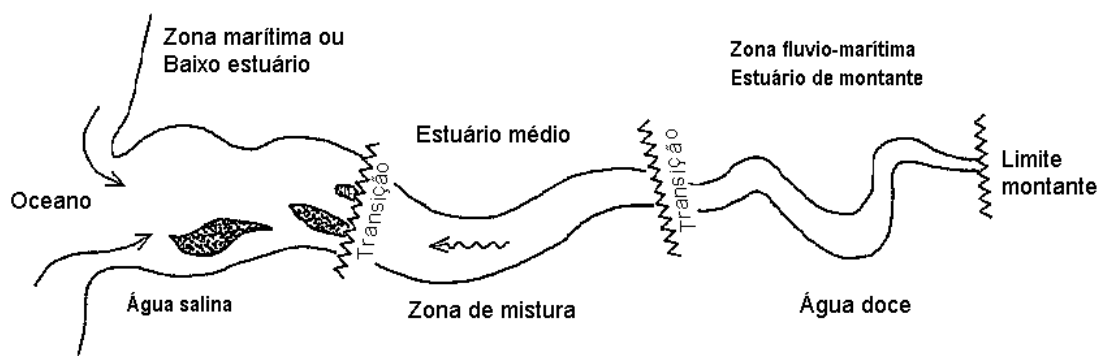
### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Estuários

Um estuário pode ser definido como um corpo de água costeiro, parcialmente fechado, que possui ligação permanente ou periódica com o oceano e, pelo menos sazonalmente, recebe uma descarga proveniente de rios. Portanto, ele possui salinidade tipicamente inferior à da água do mar, variando temporalmente e de acordo com seu comprimento, podendo se tornar hipersalino em regiões onde a evaporação é alta e os aportes de água doce e de maré são negligenciáveis (POTTER et al., 2010). Essa definição de estuários é a mais adequada para representar os estuários de regiões tropicais e semiáridas, onde as chuvas são escassas e a influência hídrica continental pode não ser constante durante todo o ano (ELLIOTT; WHITFIELD, 2011).

Os estuários são considerados como um dos ambientes mais dinâmicos do planeta, que sofrem influência das marés e apresentam fortes gradientes ambientais (CORREIA et al., 2015). O estuário pode ser dividido em três partes principais de acordo com o gradiente de salinidade (figura 1): estuário superior ou alto, que possui salinidade próxima a zero, mas ainda sofre influência das marés, estuário médio, zona de transição e mistura entre o ambiente fluvial e o marinho, e estuário inferior ou baixo, localizado mais próximo da foz do rio e que apresenta salinidade mais próxima à do oceano adjacente (SANTOS et al., 2013).

Figura 1 - Divisão do estuário de acordo com o gradiente de salinidade.



Fonte: SILVA (2000)

Os estuários são ambientes com alta produtividade, que detêm espécies únicas capazes de sobreviver sob características flúvio-marinhas específicas, o que torna esta região menos diversa quando comparada a outros ecossistemas aquáticos, pois os organismos estuarinos

devem tolerar as variações ambientais que ocorrem nesse meio (ELLIOTT; WHITFIELD, 2011). Vale salientar que são áreas de berçário para centenas de espécies marinhas, que se deslocam para os estuários na época de desova buscando alimento, abrigo e proteção contra predadores (VASCONCELOS et al., 2011).

Nas margens dos estuários de regiões tropicais, estão localizados os manguezais, ambientes ricos em biodiversidade e que possuem papel importante na estabilização das zonas costeiras e no sustento de atividades econômicas, como a pesca e a coleta de mariscos. Além disso, atuam como filtro biológico de dejetos e poluentes entre a terra e o mar, como estocadores de nutrientes, na redução de alagamentos e prevenção da sedimentação de outros ecossistemas produtivos (BARBIER et al., 2011).

Muitas áreas metropolitanas e portuárias se desenvolveram nas margens de estuários, principalmente devido à sua localização litorânea e por serem zonas de abrigo à navegação. Sendo assim, são alvos de diversas ameaças causadas pela ação antrópica, como poluição por efluentes domésticos e industriais, aquicultura, contaminação por pesticidas e agrotóxicos oriundos de atividades agrícolas e pelo represamento (EUROPEAN COMMISSION, 2011). Tais agentes estressores podem levar ao excesso de nutrientes na água, hipóxia e alteração no transporte sedimentar (BORJA; DAUER; ELLIOTT, 2010).

Por estarem sujeitos a pressões antrópicas provenientes de locais a montante do início do estuário (sentido do rio) ou do mar, os estuários são foco de impactos, tornando assim, qualquer organismo ou atividade que dependa deste recurso mais vulnerável (JENNERJAHN; MITCHELL, 2013). Tendo em vista a importância dos estuários para o ecossistema litorâneo, deve-se buscar preservá-los e manter sua integridade ambiental, de modo que os impactos sejam controlados.

### **3.2 Carcinicultura**

A carcinicultura no Brasil foi iniciada em meados de 1970, como reflexo dos modelos existentes no Equador, Panamá e Estados Unidos e, no ano de 2003, o país se tornou líder mundial em produtividade de camarão marinho (QUEIROZ et al., 2012). Com o aumento populacional, a demanda por alimentos proteicos e saudáveis cresceu, colocando o cultivo de camarão como uma atividade viável e rentável (BRABO et al., 2016).

O Nordeste brasileiro é uma região de destaque na produção do camarão branco do Pacífico (*Litopenaeus vannamei*), com 99,3% da produção nacional (ABCC, 2013). A

carcinicultura é um setor que movimenta a economia e contribui para a melhoria dos índices sociais, pela geração de emprego e renda (THE WORLD BANK, 2013). Em 2011, o Ceará era o maior produtor nacional, com 31.982 t de camarão cultivadas em uma área de 6580 ha (ABCC, 2013).

Com a expansão da carcinicultura, se torna relevante considerar a interação da atividade de produção com o ambiente natural. Entre as preocupações mais importantes dessa expansão estão a qualidade da água, a biodiversidade genética e os conflitos sócio-econômicos pelo uso do espaço (AFROZ; ALAN, 2013; HATJE et al., 2016). Alguns dos principais impactos negativos que a carcinicultura pode causar ao meio ambiente são a ocupação de áreas de manguezais, a alteração da salinidade e de fluxos de circulação no estuário, e a poluição hídrica, superficial e subterrânea (SOHEL; ULLAH, 2012).

O modo como os efluentes da carcinicultura irão afetar os estuários irá depender do tamanho do empreendimento, da frequência e intensidade de descarte, da composição química do efluente (concentração de nutrientes e matéria orgânica) e das características do corpo hídrico receptor, como volume, qualidade de água e tempo de residência (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016). A liberação de efluentes da carcinicultura sem o devido tratamento em corpos hídricos aumenta os níveis de nitrogênio e fósforo na água, e estes podem ser precursores de processos de eutrofização (RAMOS E SILVA et al., 2017; YANG et al., 2017). Durante a eutrofização, pode ocorrer uma proliferação exacerbada de plantas e algas, que consomem o oxigênio disponível da água e podem provocar a morte de organismos aquáticos (WILKINSON, 2017).

A liberação de quantidades elevadas de material em suspensão, compostos químicos e elementos traços na água e solo adjacentes aos cultivos de camarão, afeta negativamente a estrutura da comunidade bentônica, reduzindo a abundância e a riqueza de espécies (HATJE et al., 2016). Além disso, o enriquecimento de nutrientes em habitats marinhos costeiros afeta a estrutura da cadeia alimentar, pois há uma mudança na disponibilidade de alimento, reduzindo assim as ligações tróficas (SERRANO-GRIJALVA et al., 2011).

Vale destacar que existem relatos de que o lançamento de efluentes de carcinicultura em manguezais afeta a capacidade deste ambiente de sequestrar carbono, pois aumentam a atividade microbiana, reduzindo o teor de carbono orgânico do solo (SUÁREZ-ABELENDA et al., 2014). Por esses motivos, o desenvolvimento de técnicas eficazes de tratamento de efluentes é necessário e urgente (LIANG et al., 2017).

Existem métodos de tratamento de efluentes que visam diminuir a quantidade de matéria orgânica, partículas suspensas e a concentração de nutrientes antes da sua liberação no ambiente (POERSCH et al., 2006). Entre os métodos mais utilizados em fazendas estão as bacias de sedimentação, o cultivo de macroalgas e plantas associadas as bacias e também o uso de moluscos filtradores para remover o fitoplâncton presente nos efluentes de cultivos (NUNES, 2002).

A utilização de plantas halófitas em conjunto com bacias de sedimentação é uma tecnologia sustentável e de baixo custo para o tratamento de diversos tipos de efluentes, como os domésticos, industriais, da agricultura, pecuária e aquicultura (VYMAZAL, 2014). Baseia-se na interação entre o solo, vegetação e microrganismos, sendo uma técnica aplicada principalmente em países em desenvolvimento (LIANG et al., 2017). Dessa forma, marismas artificiais são construídos em empreendimentos de aquicultura com o intuito de melhorar a qualidade da água e a produtividade do cultivo, por absorção e degradação de nutrientes e poluentes, que são convertidos em biomassa vegetal (WEBB et al., 2012).

### **3.3 Qualidade da água**

A qualidade da água é uma característica importante para manter a saúde e o bom funcionamento do ecossistema aquático. De acordo com Niencheski (2015), a qualidade das águas estuarinas está intimamente relacionada com: movimento das águas, descarga de elementos, processos biológicos e químicos e aportes antrópicos.

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357/2005, vigente no Brasil, visa controlar as concentrações dos parâmetros de qualidade de água nos corpos hídricos, de modo que não atinjam níveis prejudiciais à manutenção da vida aquática e à saúde humana. Ela classifica os corpos hídricos como de água doce (salinidades iguais ou inferiores a 0,5), salobra (salinidades entre 0,5 e 30) e salina (salinidades maiores que 30).

Para cada tipo de uso da água (abastecimento humano, aquicultura, irrigação, entre outros usos), existem requerimentos diferentes de qualidade que devem ser atendidos (VON SPERLING, 2005). Dessa forma, a CONAMA 357/2005 propõe um enquadramento em treze classes de qualidade, sendo que para cada tipo de água (doce, salobra ou salina), são propostas classes diferentes. Estudos devem ser feitos para realizar o enquadramento dos corpos hídricos em uma das classes da resolução. Dessa forma, corpos hídricos salobros e salinos que ainda não possuem enquadramento pré-estabelecido, são considerados como pertencentes à classe um.

Águas salinas de classe um podem ser destinadas à recreação de contato primário, proteção de comunidades aquáticas, à aquicultura e à atividade de pesca (BRASIL, 2005).

A resolução 430/2011, que alterou a CONAMA 357/2005, dispõe sobre a liberação de efluentes em corpos de água receptores. Os efluentes, sejam eles domésticos, industriais ou de outros tipos de atividades, podem alterar a natureza do corpo d'água, caracterizando um tipo de poluição hídrica (VON SPERLING, 2005). Além disso, o escoamento superficial, intensificado pelas chuvas, transporta resíduos sólidos, esgotos e produtos tóxicos até os corpos d'água (ARAÚJO et al., 2006).

Os usos das águas de muitos estuários brasileiros estão comprometidos devido a problemas com a qualidade da água, que se torna imprópria para utilização devido à poluição. O enriquecimento de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, provocados por despejos de esgotos sanitários, efluentes industriais, pela agricultura, aquicultura e atividades portuárias pode acarretar no aumento da clorofila *a*, hipóxia e *bloom* de algas tóxicas (CARDOSO-MOHEDANO et al., 2016). Isso gera consequências negativas à estrutura biológica e altera as propriedades físicas e químicas da coluna d'água e dos sedimentos (BERBEL; FAVARO; BRAGA, 2015).

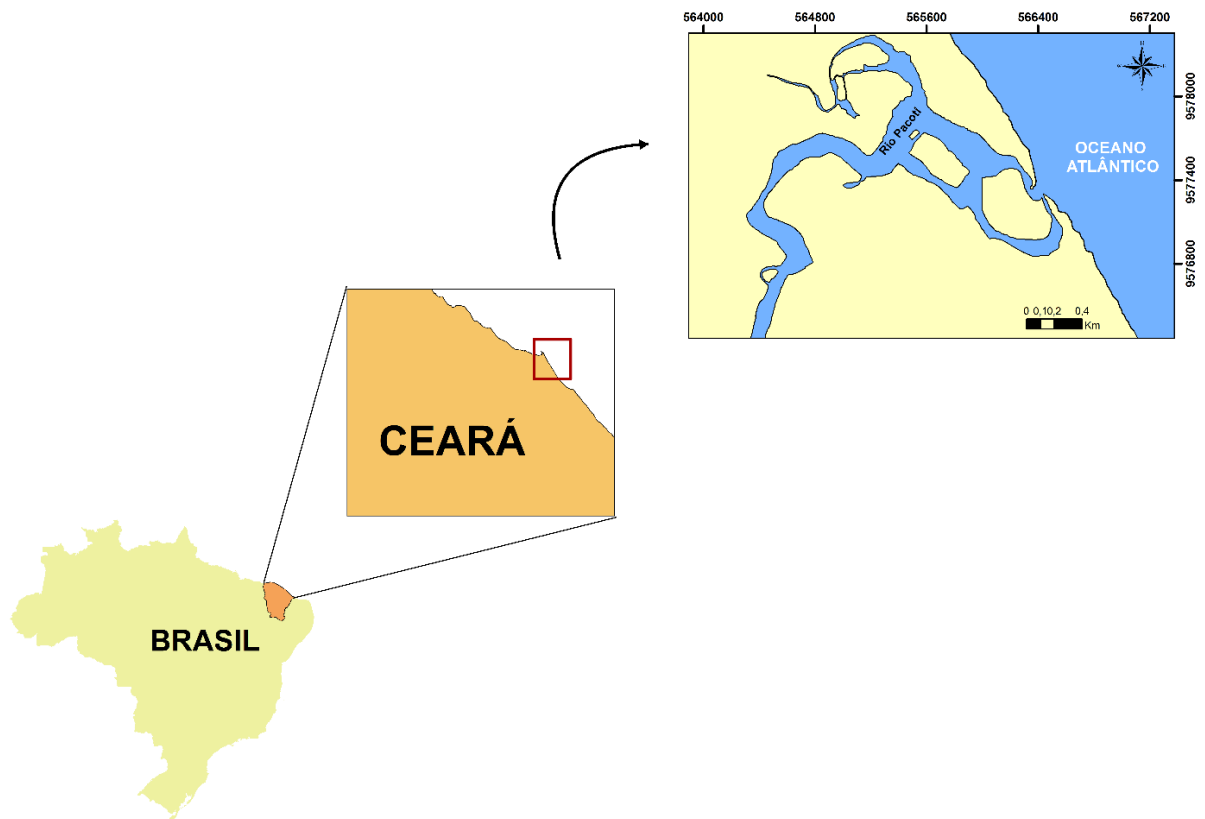
Os parâmetros de qualidade de água são utilizados como indicadores do estado de preservação do corpo hídrico e atuam como ferramentas de trabalho no monitoramento ambiental (PIVELI; KATO, 2006). De acordo com os níveis encontrados na água, parâmetros químicos, físicos e biológicos podem apontar poluição ou contaminação geradas por atividade humana (LEMLEY et al., 2015). Entre os parâmetros físicos e químicos mais utilizados no acompanhamento da qualidade de água de corpos hídricos estão: temperatura, salinidade, potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos totais, ortofosfato, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Localização e caracterização da área de estudo

O estuário do rio Pacoti (figura 2) se localiza no litoral leste do estado do Ceará e está delimitado pelos municípios de Fortaleza, Aquiraz e Eusébio (BARBOSA et al., 2016), possui cerca de 15 km de extensão e ocupa uma área de 362 km<sup>2</sup> (GORAYEB; SILVA; MEIRELES, 2004), com um volume de água de 518,502 m<sup>3</sup> (OSÓRIO; GODINHO; LOTUFO, 2011). O rio Pacoti nasce na Serra de Baturité e percorre 150 km até a sua foz no município de Aquiraz, onde deságua no oceano Atlântico (LACERDA; MENEZES; MOLISANI, 2007).

Figura 2 - Mapa de localização do estuário do rio Pacoti.



Fonte: Autor



A área de estudo está inserida em uma unidade de conservação de uso sustentável, a área de proteção ambiental (APA) do rio Pacoti, criada com o intuito de proteger a biodiversidade local e preservar os 158 ha de manguezal, cordão de dunas, mata de tabuleiro e mata ciliar (SEMACE, 2010). A APA do rio Pacoti constitui uma fonte de recursos importantes para as comunidades locais, que utilizam o estuário e seus entornos para atividades de pesca, maricultura e lazer.

O clima da região é tropical, com temperatura média anual entre 22 e 34 °C (BEZERRA; MATTHEWS-CASCON, 2007). Não se têm dados atuais sobre a vazão fluvial do rio Pacoti, porém estima-se que seja de aproximadamente 19 m<sup>3</sup>/s durante o período chuvoso e 1 m<sup>3</sup>/s durante o período seco (MOLISANI; CRUZ; MAIA, 2006), estando sujeita à influência hidrodinâmica de dois açudes (Pacoti e Gavião), cujas águas são destinadas ao abastecimento da cidade de Fortaleza (LACERDA; MENEZES; MOLISANI, 2007). O regime de maré é semidiurno e é o principal elemento forçante na circulação do estuário, com dominância de correntes de maré vazante (SCHETTINI; VALLE-LEVINSON, TRUCCOLO, 2017).

Até o início de 1980, era comum a existência de salinas nos entornos do estuário, criadas sob solo de manguezal (LACERDA; MENEZES; MOLISANI, 2007). As principais ameaças existentes na APA estão ligadas à ação antrópica, como a especulação imobiliária, desmatamento, poluição do lençol freático (SILVA et al., 2016), disposição incorreta de resíduos sólidos e de esgotos, além do tráfego de veículos sobre as dunas (SEMACE, 2010).

Entre as principais atividades antrópicas realizadas na bacia do rio Pacoti estão a agricultura e pecuária, principalmente o cultivo de culturas como milho, feijão, mandioca e também fruticulturas (AGUIAR, 2005) e a criação de bovinos e caprinos (CRISPIM, 2011). Além disso, há uma fazenda de criação de camarão que opera em escala comercial, com 11 ha de área produtiva, localizada a montante do trecho do estuário do rio Pacoti estudado, assim como também há a estação de tratamento de esgotos do Alphaville.

Próximo às margens do estuário, no município de Eusébio, está localizado o Laboratório de Nutrição de Organismos Aquáticos (LANOA), integrado ao Centro de Estudos em Aquicultura Costeira (CEAC) da Universidade Federal do Ceará (UFC), que realiza estudos com cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* em 259 tanques e cinco berçários, em regime intensivo. O LANOA (figura 3) foi criado em 2005 e desde então executa experimentos voltados para o melhoramento de desempenho zootécnico e desenvolvimento de rações para nutrição de organismos aquáticos. Devido aos riscos sanitários e para garantir maior

sustentabilidade, parte do laboratório opera em regime de recirculação de água, onde há pouca ou nenhuma troca durante todo o ciclo de engorda, que dura em média 72 dias. A densidade de estocagem, composição da ração e os fertilizantes empregados mudam a cada experimento, dessa forma, não há um padrão característico de cultivo no laboratório.

Figura 3 - Laboratório de Nutrição de Organismos Aquáticos (LANOA), localizado próximo às margens do estuário do rio Pacoti.



Fonte: Autor

Os efluentes produzidos são oriundos da despesca dos tanques ou de trocas de água durante o cultivo, realizadas com o intuito de melhorar as condições de qualidade da água nos tanques, não havendo uma regularidade na sua liberação. Parte do efluente liberado dos tanques de cultivo é direcionada a uma bacia de sedimentação (figura 4) contendo halófitas aquáticas (*Sarcocornia ambigua* e *Batis maritima*, figura 5), como forma de melhorar a qualidade do efluente antes deste ser despejado no ambiente, minimizando assim os impactos ambientais.

A estrutura possui 10 m de comprimento por 5 m de largura e profundidades que variam de 0,60 m a 1,10 m. Funciona como um marisma artificial, com cinco compartimentos em série (figura 6). O primeiro compartimento, no qual há a entrada do efluente, contém ambas as halófitas (*Sarcocornia ambigua* e *Batis maritima*), assim como o segundo compartimento. No terceiro e quinto compartimento, há somente *Sarcocornia ambigua*, e no quarto contém um lago raso. O sistema opera em fluxo contínuo, portanto, o efluente passa alguns minutos circulando na bacia e logo é direcionado ao local de lançamento final.

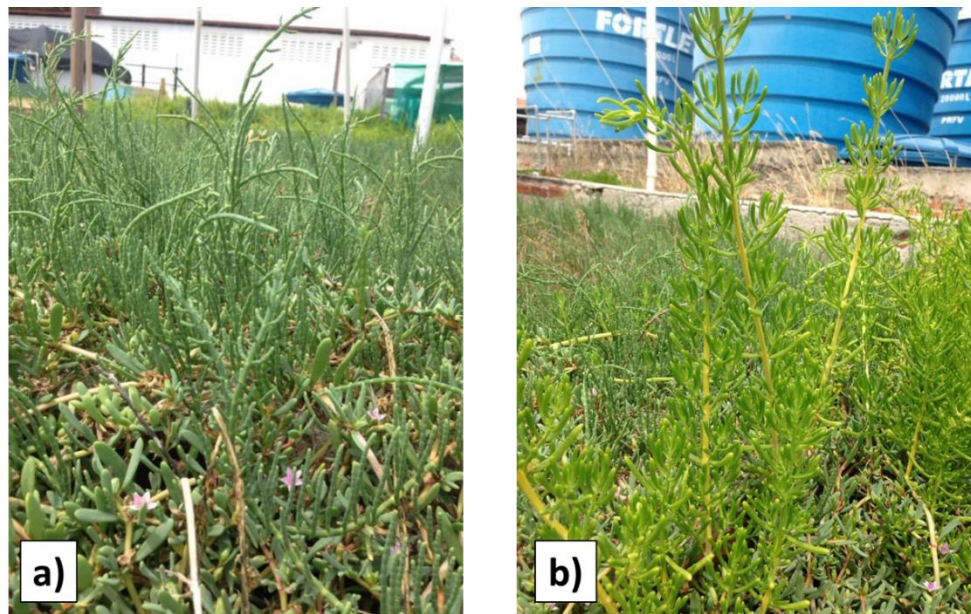
Segundo Nunes (2002), entre as vantagens da construção de bacias de sedimentação em fazendas de cultivo está a remoção de sólidos em suspensão, conversão de nutrientes em biomassa vegetal, volatilização de compostos nitrogenados, degradação da biomassa vegetal e redução da matéria orgânica. Além disso, de acordo com o mesmo autor, a utilização de plantas de manguezal associadas a bacia de sedimentação pode torna-la ainda mais eficaz, pois as plantas necessitam de amônia, nitrato e fósforo dissolvido para seu crescimento.

Figura 4 - Bacia de sedimentação contendo halófitas aquáticas para passagem de efluentes do LANOA.



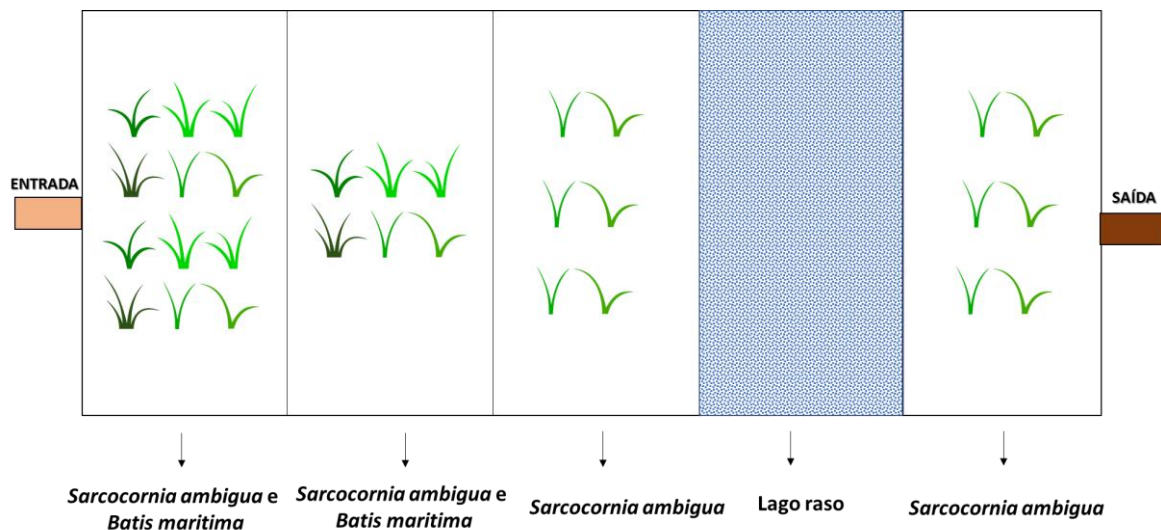
Fonte: Autor

Figura 5- *Sarcocornia ambigua* (a) e *Batis maritima* (b)



Fonte: Autor

Figura 6 - Marisma artificial por onde passa o efluente dos tanques.



Fonte: Autor

## 4.2 Amostragem

Entre os meses de maio e outubro de 2017, foram realizadas mensalmente, seis coletas. Inicialmente, foram coletadas amostras em cinco locais: (1) ponto de captação da água do estuário para abastecimento dos tanques de cultivo, (2) ponto de liberação do efluente bruto dos tanques após todo o ciclo de cultivo, (3) ponto de liberação do efluente final no ambiente terrestre, após passar pela bacia de sedimentação, (4) ponto no estuário localizado em frente ao



despejo do efluente final e (5) ponto no estuário localizado a jusante do ponto de despejo do efluente final.

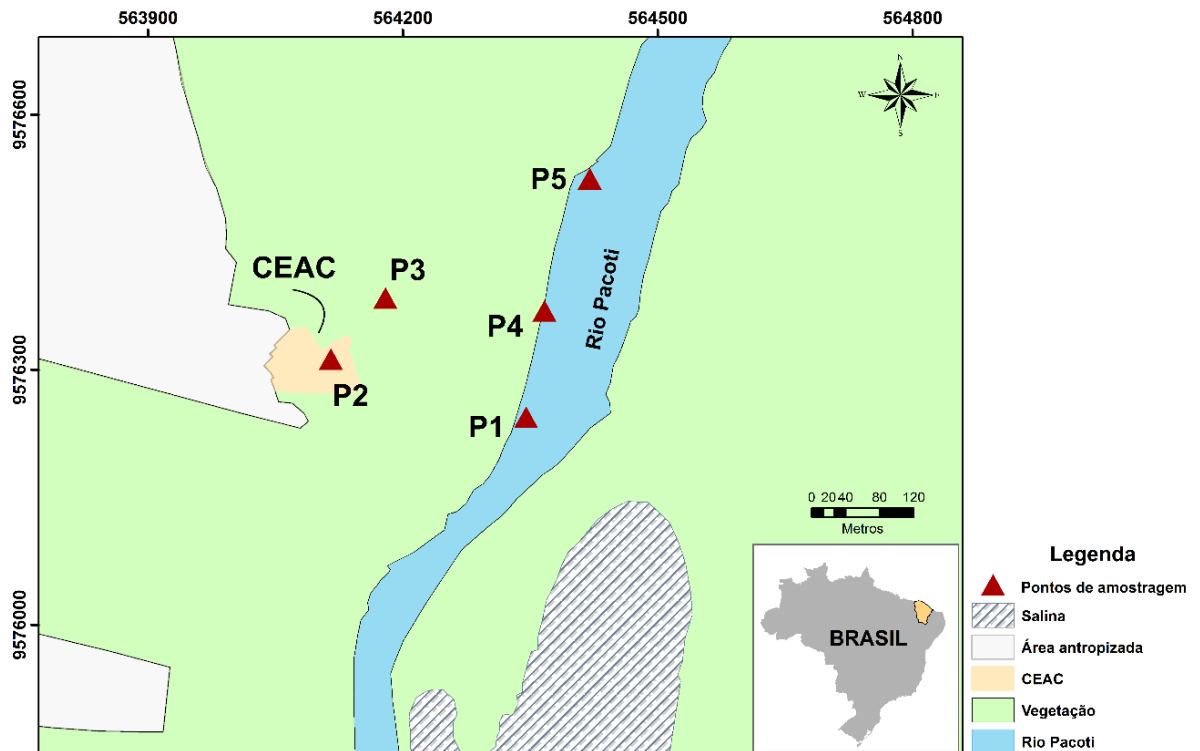
A tabela 1 contém as coordenadas geográficas dos pontos de amostragem e a figura 7 mostra o mapa com a localização dos pontos. O lançamento final do efluente ocorre através de uma tubulação que libera o resíduo no solo do manguezal, a 185 m do corpo hídrico, portanto, não há um contato imediato direto com o estuário.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta no estuário do rio Pacoti.

Pontos amostrados	Latitude	Longitude
1	3°50'0.95" S	38°25'13.69" O
2	3°49'58.72" S	38°25'21.14" O
3	3°49'56.38" S	38°25'19.06" O
4	3°49'56.87" S	38°25'12.99" O
5	3°49'51.82" S	38°25'11.27" O

Fonte: Autor

Figura 7 - Mapa com a localização dos pontos de amostragem.



Fonte: Autor

A coleta de água foi realizada com garrafas de polietileno de dois litros, previamente lavadas e etiquetadas, a uma profundidade média de 30 cm da superfície. Em seguida, as amostras foram acondicionadas em isopor com gelo e transportadas ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL) no Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) para determinação analítica dos parâmetros físicos e químicos da água e de nutrientes. Dados de oxigênio dissolvido e temperatura foram obtidos em campo com o oxímetro Instrutherm MO-910, previamente calibrado. A figura 8 contém fotos dos pontos de coleta de água.

Figura 8- Imagens dos pontos de coleta.



- a) Ponto de captação da água do estuário para abastecimento dos tanques de cultivo.
- b) Ponto de liberação do efluente bruto dos tanques após o ciclo de cultivo.
- c) Ponto de liberação do efluente final no ambiente.
- d) Efluente no solo do manguezal.
- e) Ponto no estuário localizado em frente ao despejo do efluente final.
- f) Ponto no estuário localizado a jusante do ponto de despejo do efluente final.

Na tabela 2 estão apresentados os dias de coleta, horários, as condições ambientais e de maré durante o período de amostragem, que variaram dependendo do dia de despejo de efluente dos tanques, o que impossibilitou coletar durante as mesmas condições de maré em todos os meses.

Tabela 2 - Horários, condições ambientais e de maré atuantes nos dias de coleta de água.

<b>Dias de coleta (2017)</b>	<b>Horário (h)</b>	<b>Condições ambientais</b>	<b>Maré</b>	<b>Altura da maré (m)</b>
26/05	14	Dia ensolarado	Maré enchente (sizígia)	- 0,1 - 3,0
29/06	15	Nublado, ventos fortes e com chuva nas horas anteriores à coleta	Maré enchente (quadratura)	0,5 - 2,4
01/07	9	Chuva leve nas horas anteriores à coleta	Maré enchente (quadratura)	0,9 - 2,3
12/08	10	Dia ensolarado	Maré vazante (quadratura)	2,7 - 0,4
05/09	9	Dia ensolarado	Maré vazante (sizígia)	2,8 - 0,3
27/10	9	Dia ensolarado	Maré enchente (quadratura)	0,9 - 2,0

Fonte: Autor

Como a maior parte do sistema de cultivo opera com regime de recirculação de água, no mês de junho de 2017 não houve troca de água, não sendo possível, assim, efetuar a coleta do efluente bruto e do efluente pós-bacia para análise, sendo coletadas somente as amostras referentes ao estuário. Dessa forma, os resultados obtidos nesse mês foram considerados como controle, representando as características físico-químicas da água do estuário sem a possível alteração causada pela carcinicultura.

Nos meses de julho e outubro, foram liberados efluentes de tanques que não compõem o sistema de recirculação do laboratório e também não estão acoplados à bacia de sedimentação, sendo lançados diretamente em P3 sem passar pelo tratamento prévio. A média entre estes dois meses representou o estado da qualidade da água do estuário com a liberação de efluente sem passagem pela bacia de sedimentação.

Em maio, agosto e setembro, a água foi coletada nos cinco pontos estabelecidos anteriormente, e a média aritmética dos resultados obtidos nesses meses mostrou então os efeitos do descarte de efluente tratado sobre a qualidade da água do estuário. Nesses meses também foi possível analisar a eficácia da bacia de sedimentação na remoção de material suspenso, nutrientes e matéria orgânica, ao se comparar os resultados entre o efluente pré-bacia e o pós-bacia.

### **4.3 Procedimentos em laboratório**

Ao chegar ao laboratório, dados de salinidade, pH e turbidez foram medidos utilizando o refratômetro Instrutherm RTS-101ATC, pHmetro Tecnal TEC-2 e turbidímetro Digimed DM-TU, respectivamente. Parte das amostras foram filtradas com filtros Millipore de fibra de vidro 0,45µm e separadas em garrafas de polietileno de 200 mL de acordo com a análise e o modo de preservação da amostra, e então foram resfriadas a 4°C. Adotou-se o protocolo de preservação proposto por Eaton et al., (2012) para prolongar o período de determinação analítica (tabela 3). Foram determinadas as concentrações de: sólidos suspensos totais, ortofosfato, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio (DQO), de acordo com os métodos apresentados na tabela 4.



Tabela 3 - Protocolo de preservação de amostras, adaptado de Eaton et al. (2012).

<b>Parâmetro analisado</b>	<b>Preservação</b>	<b>Tempo máximo para análise</b>
Demanda química de oxigênio	Adicionar H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2 e refrigerar	7 d
Fósforo total	Adicionar H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2 e refrigerar	28 d
Nitrato	Cloração	28 d
Nitrito	Analisar o mais rápido possível, refrigerar	Sem
Nitrogênio amoniacal	Adicionar H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2 e refrigerar	7 d
Ortofosfato	Refrigerar	48 h
Sólidos suspensos totais	Refrigerar	7 d

Fonte: Autor

Tabela 4 - Métodos de análise das amostras de água.

<b>Parâmetro analisado</b>	<b>Método utilizado</b>	<b>Autores</b>
Demanda química de oxigênio (DQO)	Alta salinidade e baixa matéria orgânica	Vyrides e Stuckey (2008)
Fósforo total	Digestão com persulfato de amônio e ácido ascórbico	Eaton et al. (2012)
Nitrato	Redução com coluna de cádmio	Baumgarten; Rocha e Niencheski (1996)
Nitrito	Método da sulfanilamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina	Baumgarten; Rocha e Niencheski (1996)
Nitrogênio amoniacal	Fenato	Eaton et al. (2012)
Ortofosfato	Ácido ascórbico	Eaton et al. (2012)
Sólidos suspensos totais	Gravimétrico	Eaton et al. (2012)

Fonte: Autor

#### 4.4 Dados de precipitação pluviométrica

Os dados de precipitação pluviométrica referentes aos meses de amostragem foram adquiridos do posto pluviométrico do Eusébio, obtidos pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). A tabela 5 mostra as médias pluviométricas mensais no município de estudo.

Tabela 5- Médias mensais de precipitação pluviométrica no posto Eusébio (CE) obtidas pela FUNCEME.

<b>Mês/2017</b>	<b>Média mensal (mm)</b>
Maio	201
Junho	55
Julho	86
Agosto	0
Setembro	2
Outubro	14

Fonte: Autor

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Para análise dos resultados, os dados foram divididos em quatro eixos principais de acordo com os objetivos do estudo: (1) qualidade da água do estuário do rio Pacoti, (2) modificações físicas e químicas na água de captação durante o cultivo, (3) influência do descarte do efluente da carcinicultura na qualidade da água do rio e (4) eficácia da bacia de sedimentação no tratamento do efluente gerado.

### **5.1 Qualidade da água do estuário do rio Pacoti**

As tabelas 6 e 7 apresentam as médias dos resultados obtidos nos pontos do estuário para os parâmetros analisados durante os meses de maior e menor precipitação pluviométrica, respectivamente.

De modo geral, não houve grandes oscilações na temperatura da água entre os pontos amostrados e, os valores obtidos são típicos de sistemas hídricos da região Nordeste (NUNES, 2002). Também não houve grandes alterações na temperatura da água entre os meses, com exceção do mês de agosto, quando foram encontradas as temperaturas mais baixas. Essas baixas temperaturas podem ser justificadas pela alta incidência de ventos na região, que aumentaram a transferência de calor entre o ar-água, reduzindo assim a temperatura superficial.

Os resultados de temperatura encontrados neste estudo diferiram dos obtidos por Schettini, Valle-Levinson e Truccolo (2017), que encontraram valores de temperatura da água variando entre 28,1 e 31,3 °C no estuário do rio Pacoti durante o período seco. Vale salientar que a temperatura da água está intimamente relacionada à temperatura do ar (FREEDMAN et al., 2014), e conseqüentemente, está sujeita a variações diárias e horárias.

Tabela 6 - Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água nas amostras dos meses de maior precipitação pluviométrica.

<b>MAIO</b>			
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	28,7	28,7	28,8
Salinidade	30	31	35
pH	7,4	7,0	7,2
Turbidez (NTU)	12,28	15,60	15,56
Oxigênio dissolvido (mg/L)	4,2	4,7	5,0
Sólidos suspensos totais (mg/L)	51,8	46,2	40,4
Ortofosfato (mg/L)	0,074	0,065	0,065
Fósforo total (mg/L)	0,10	0,11	0,10
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,52	0,10	0,13
Nitrito (mg/L)	0,001	0,001	0,001
Nitrato (mg/L)	0,010	0,010	0,016
Demanda química de oxigênio (mg/L)	47,0	75,8	54,5
<b>JUNHO</b>			
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	27,0	27,1	27,2
Salinidade	30	31	31
pH	7,9	7,9	7,9
Turbidez (NTU)	17,68	15,92	15,75
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,8	6,0	6,3
Sólidos suspensos totais (mg/L)	69,8	66,4	66,8
Ortofosfato (mg/L)	0,035	0,032	0,040
Fósforo total (mg/L)	0,30	0,31	0,34
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,5	0,2	0,01
Nitrito (mg/L)	0,002	0,002	0,001
Nitrato (mg/L)	0,008	0,003	0,003
Demanda química de oxigênio (mg/L)	82,5	45,8	53,3
<b>JULHO</b>			
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	26,9	26,8	27,1
Salinidade	30	30	28
pH	8,0	7,9	7,4
Turbidez (NTU)	17,04	16,90	55,60
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,0	4,8	4,4
Sólidos suspensos totais (mg/L)	44,8	58,2	62,6
Ortofosfato (mg/L)	0,110	0,048	0,083
Fósforo total (mg/L)	0,11	0,11	0,18
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,27	0,09	0,26
Nitrito (mg/L)	0,008	0,006	0,010
Nitrato (mg/L)	0,013	0,009	0,018
Demanda química de oxigênio (mg/L)	26,3	40,0	1,3

Fonte: Autor

P1 – Ponto de captação de água do estuário para o abastecimento de tanques

P4 – Ponto no estuário situado em frente ao local de descarte do efluente

P5 – Ponto no estuário a jusante do local de descarte do efluente

Tabela 7 - Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água nas amostras dos meses de menor precipitação pluviométrica.

<b>AGOSTO</b>			
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	25,6	25,6	25,7
Salinidade	40	40	40
pH	8,0	8,0	7,0
Turbidez (NTU)	17,13	9,41	9,02
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,3	6,5	6,5
Sólidos suspensos totais (mg/L)	78,2	69,6	62,8
Ortofosfato (mg/L)	0,003	0,001	ND
Fósforo total (mg/L)	0,02	0,02	0,02
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,16	0,09	0,11
Nitrito (mg/L)	0,002	0,003	0,003
Nitrato (mg/L)	0,002	0,002	0,002
Demanda química de oxigênio (mg/L)	54,0	39,0	57,3
<b>SETEMBRO</b>			
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	27,7	24,7	24,6
Salinidade	39	39	39
pH	7,0	7,0	8,0
Turbidez (NTU)	12,84	10,75	17,55
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,1	6,3	6,3
Sólidos suspensos totais (mg/L)	74,6	67,6	75,2
Ortofosfato (mg/L)	0,011	0,011	0,014
Fósforo total (mg/L)	0,04	0,04	0,05
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,92	0,004	0,004
Nitrito (mg/L)	0,002	0,004	0,004
Nitrato (mg/L)	0,006	ND	0,008
Demanda química de oxigênio (mg/L)	35,1	64,0	92,9
<b>OUTUBRO</b>			
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	26,7	26,4	26,6
Salinidade	44	44	44
pH	8,1	8,2	7,2
Turbidez (NTU)	10,71	7,75	78,40
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,2	7,5	5,7
Sólidos suspensos totais (mg/L)	80,3	83,0	113,5
Ortofosfato (mg/L)	0,026	0,024	0,042
Fósforo total (mg/L)	0,05	0,05	0,09
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,25	0,28	0,15
Nitrito (mg/L)	ND	ND	ND
Nitrato (mg/L)	0,006	0,008	0,010
Demanda química de oxigênio (mg/L)	92,3	112,3	138,2

Fonte: Autor

P1 – Ponto de captação de água do estuário para o abastecimento de tanques

P4 – Ponto no estuário situado em frente ao local de descarte do efluente

P5 – Ponto no estuário a jusante do local de descarte do efluente

No que tange à salinidade, observou-se que no período de maior precipitação (maio, junho e julho) os valores foram inferiores ao período de menor precipitação (agosto, setembro e outubro). Este fato pode ser justificado pelo aumento da diluição dos sais dissolvidos na água, causado pelo aporte de água doce das chuvas e também pelo aumento da vazão fluvial nesse período. Situação contrária ocorre no período de menor precipitação, quando a evaporação é dominante e a salinidade mais elevada. Uma salinidade média de 22 foi encontrada no estuário do rio Pacoti durante maior parte do período chuvoso (janeiro a abril) de 2017, enquanto que no fim do período seco de 2016, registrou-se salinidade igual a 41 (CAVALCANTE; LEITE; SANTAELLA, 2017), evidenciando que o estuário em estudo possui um padrão marcante de variação sazonal de salinidade.

Não há estudos que realizem o enquadramento do estuário do rio Pacoti em uma das classes da resolução CONAMA 357/2005, por isso, neste trabalho foram considerados os limites propostos para águas salinas de classe 1. Dessa forma, os valores de pH se encontraram dentro dos limites estabelecidos na resolução (6,5 a 8,5).

Em geral, não houve grandes diferenças nos resultados de turbidez entre os pontos durante os meses de maior precipitação. As maiores alterações foram observadas em julho, quando o valor de turbidez em P5 foi o triplo dos demais pontos de coleta. Este resultado se deve provavelmente devido à proximidade desse ponto com um banco de areia, havendo assim, maior revolvimento de partículas sedimentares comparado aos demais pontos. De acordo com Piveli e Kato (2006) e Libânio (2010), os rios brasileiros possuem águas naturalmente turvas devido às características geológicas, sendo a turbidez mais elevada em locais propensos à erosão, onde há o carreamento de fragmentos de argila, silte e areia.

Já nos meses que houve menor precipitação pluviométrica, em geral, os valores de turbidez foram semelhantes aos encontrados durante os meses chuvosos, porém foram observadas maiores alterações entre os pontos. No mês de outubro foi encontrado o maior valor de turbidez de todo o período de estudo, em P5. Essa turbidez elevada, assim como em julho, pode ter ocorrido devido a coleta ter sido realizada próximo ao horário da maré alta, dessa forma, as correntes de maré podem ter gerado uma maior turbulência na área próxima ao banco de areia, aumentando assim a turbidez.

Ao se analisar o oxigênio dissolvido, observa-se que, durante o período de maior precipitação pluviométrica, os valores estiveram abaixo dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005 (não inferiores a 6 mg/L) em todos os pontos em maio e julho, e no P1

em junho. Tal fato, possivelmente, está relacionado ao aumento da carga orgânica no estuário, que elevou a quantidade de microrganismos decompositores que utilizam o oxigênio para sua respiração.

Situação distinta ocorreu para o período de menor precipitação pluviométrica, em que altos teores de oxigênio dissolvido foram observados devido à maior ação nos ventos durante o segundo semestre do ano, que promove a oxigenação física da água. Durante os três últimos meses de coleta, apenas o P5 no mês de outubro esteve ligeiramente abaixo dos limites da resolução. Fiuza, Lehueur e Queiroz (2010) também observaram um aumento nos valores de oxigênio dissolvido durante a coleta no período seco, com resultados variando de 5,4 a 7,6 mg/L, corroborando os resultados encontrados neste estudo.

As concentrações de sólidos suspensos totais (SST) se mantiveram em faixas semelhantes durante todos os meses, com exceção do mês de outubro, no qual foram observadas concentrações mais elevadas desse parâmetro. O mesmo padrão de resultado foi encontrado para a turbidez, logo, percebe-se que a concentração de sólidos suspensos acompanha os de turbidez, pois a correlação entre os dois parâmetros é intrínseca (LIBÂNIO, 2010). As concentrações de sólidos suspensos totais encontradas neste estudo foram superiores as observadas por Fiuza, Lehueur e Queiroz (2010), que encontraram concentrações de SST de 26,00 a 44,25 mg/L no período chuvoso e de 29,8 a 54,3 mg/L no período seco.

Partindo para a análise de nutrientes dissolvidos na água, observam-se concentrações maiores de ortofosfato durante os meses chuvosos. Este resultado pode ser justificado devido à maior lixiviação de nutrientes e ao maior aporte de material antrópico durante eventos de precipitação pluviométrica (HERBECK et al., 2013; WILKINSON, 2017). Segundo Eaton et al., (2012), os ortofosfatos também são utilizados como fertilizantes na agricultura e podem ser carregados para águas superficiais com o escoamento superficial provocado pelas chuvas.

Os componentes fosfatados ocorrem em solução pela dissolução de compostos no solo, decomposição da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005) e também são constituintes de fosfolipídeos, coenzimas e ácidos nucleicos (WILKINSON, 2017). As concentrações de fósforo total, ou seja, o conjunto de todas as formas de fósforo (reativas e não reativas), ficaram acima dos limites propostos pela resolução CONAMA 357/2005 (0,062 mg/L) em todos os pontos amostrados nos meses de maio e julho, que foram os meses de maior precipitação pluviométrica. É possível que esteja ocorrendo aportes contínuos de materiais que atuam como fontes de fósforo em locais a montante dos pontos de coleta, como o descarte de esgotos

domésticos e resíduos da agricultura e carcinicultura, de modo a elevar as concentrações deste nutriente em todos os pontos de coleta durante estes dois meses.

As concentrações de fósforo total também estiveram acima das estabelecidas pela resolução em P5 no mês de outubro. Esse ponto também obteve maior concentração de ortofosfato, menor teor de oxigênio dissolvido, além de maior turbidez, sólidos suspensos totais e DQO que os demais pontos, indicando que houve uma maior decomposição de matéria orgânica neste ponto, aumentando assim os níveis de fósforo.

As concentrações de nitrogênio amoniacal durante os meses estudados se enquadraram dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 (limite máximo de 0,40 mg/L), exceto para P1 em maio, junho e setembro. O nitrogênio está presente naturalmente em corpos hídricos devido à deposição atmosférica, precipitação (principalmente pelas chuvas), fixação biológica do N<sub>2</sub> atmosférico e também pela interação entre componentes bióticos e abióticos, como plantas, rochas e água (WILKINSON, 2017).

Dessa forma, é possível que exista maior quantidade de material orgânico de origem natural, como restos de folhas e animais, sendo decomposta próximo a P1 e formando amônia, pois as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal se concentram apenas neste ponto. Entretanto, não se pode descartar a possibilidade do aporte de compostos nitrogenados em regiões próximas de P1, como o lançamento de esgotos domésticos, que elevaram as concentrações do nutriente neste ponto, mas foram removidos da coluna d'água antes de chegar em P4 e P5 .

As concentrações de nitrito disponível na água estavam abaixo dos limites propostos pela legislação ambiental vigente (0,07 mg/L), em todos os pontos de coleta durante o período de estudo. O nitrito, por ser um componente intermediário, possui concentrações naturalmente inferiores às de seu precursor (amônia) e seu sucessor (nitrato), pois é rapidamente oxidado (WILKINSON, 2017). Fiuza, Lehugeur e Queiroz (2010) também encontraram baixos teores de nitrito (ND - 0,030 mg/L) nas águas superficiais do estuário do rio Pacoti.

As concentrações de nitrato, composto final da nitrificação, também estão dentro dos limites da CONAMA 357/2005, que propõe um limite máximo de 0,40 mg/L para águas salinas de classe 1. O nitrato possui alta mobilidade no ambiente e é rapidamente carregado em águas superficiais ou infiltrado em águas subterrâneas (WILKINSON, 2017). Os baixos teores de nitrato disponíveis na água indicam que a nitrificação pode não estar ocorrendo, ou que a maior



parte do nitrato formado está sendo assimilada por produtividade primária (NIENCHESKI, 2015).

A demanda química de oxigênio (DQO), apesar de não ser um parâmetro abordado na resolução nacional, estava abaixo daqueles encontrados por Fiuza, Lehueur e Queiroz (2010). Tais autores encontraram valores consideravelmente superiores durante o período seco (87 a 1350 mg/L), indicando assim que não está ocorrendo poluição por matéria orgânica na água do trecho do rio Pacoti estudado.

A alta produtividade dos estuários deve-se à retenção de nutrientes, os quais são absorvidos, precipitados junto ao material em suspensão particulado e desmineralizados devido a processos de mistura estuarina (NIENCHESKI, 2015). De modo geral, não houve grandes diferenças nos resultados dos parâmetros analisados entre os meses de maior precipitação e de menor precipitação.

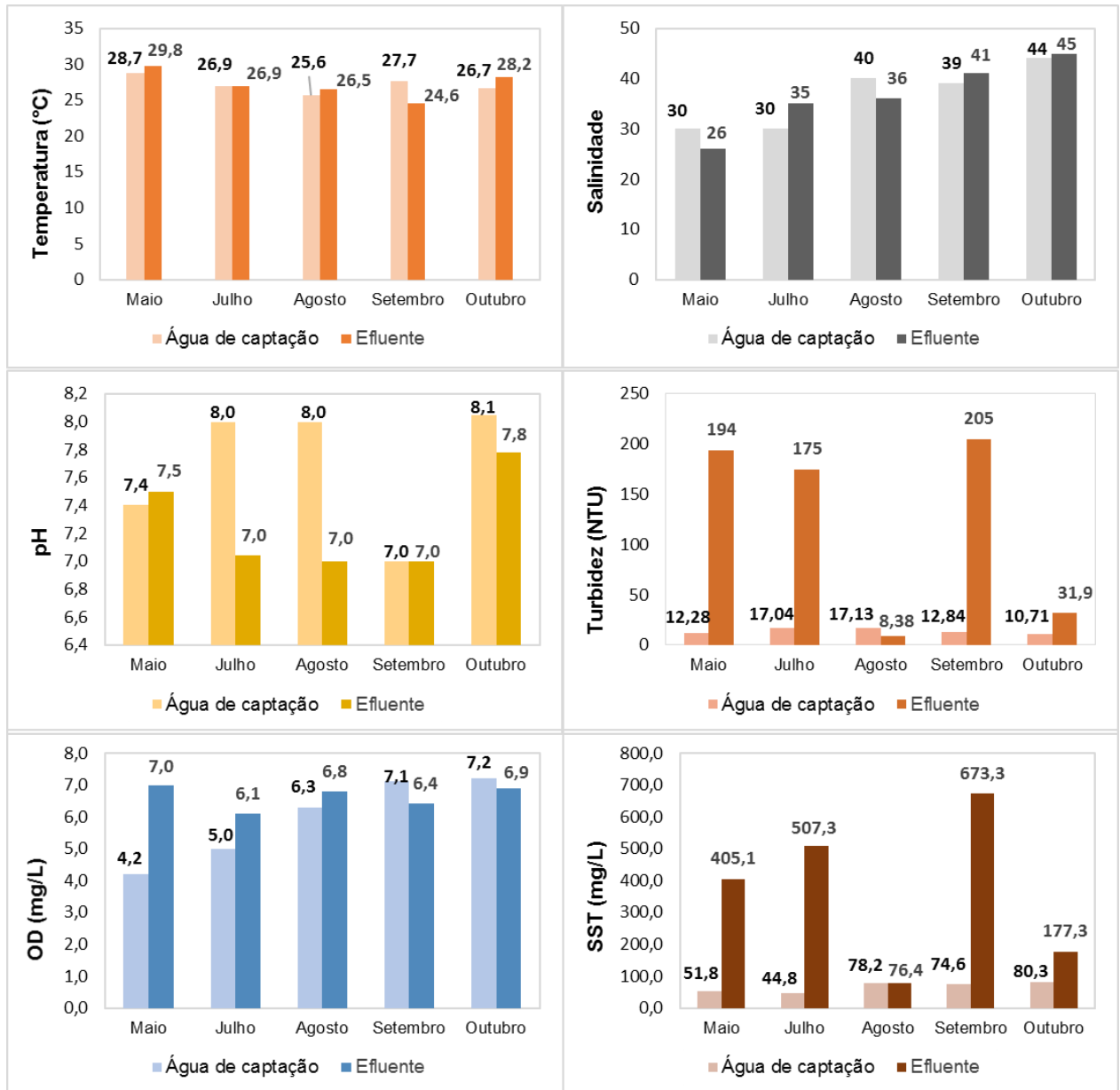
## **5.2 Modificações físicas e químicas ocorridas na água de captação**

A figura 9 contém gráficos que mostram os resultados dos parâmetros físico-químicos para a água afluyente ao abastecimento dos tanques e para o efluente dos tanques após o processo de cultivo.

Durante o estudo, as temperaturas permaneceram próximas à do ambiente, enquanto as salinidades foram mais oscilantes, pois segundo Arana (1997) são dependentes da precipitação e evaporação. Os maiores valores de salinidade observados no mês de outubro se devem à captação de água estuarina já com elevada quantidade de sais, que juntamente ao processo de evaporação da água dos tanques, acarretam em maior concentração de sais na água.

De modo geral, no período analisado, os valores de pH na água de captação foram superiores aos do efluente. Alterações similares no pH foram encontrados por Jerônimo e Balbino (2012), em efluentes de fazendas de cultivo no Rio Grande do Norte, em que também foram encontrados valores que indicam ligeira acidificação da água de captação após sua utilização no processo de engorda dos camarões. De acordo com Thomas et al. (2010), essa acidificação pode ocorrer devido ao aumento da ação microbiana na degradação da matéria orgânica, presente em altas concentrações em cultivos, e também pode estar associada à baixa atividade fotossintética no momento de coleta, afetando assim os teores de CO<sub>2</sub> na água.

Figura 9 - Gráficos de temperatura, salinidade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido e sólidos suspensos totais na água de captação e no efluente.



Fonte: Autor

Durante todo o período de estudo, a turbidez do efluente foi mais elevada que a da água do estuário. Esse resultado pode ser justificado pelo incremento de materiais suspensos durante o cultivo, principalmente resíduos alimentares, fezes e microrganismos (MA et al., 2013). Além disso, há uma intensa ressuspensão de material acumulado no fundo nos tanques, causada pela aeração prolongada (BOYD; GAUTIER, 2000), enquanto o estuário possui um curso contínuo e alta renovação de água, ocasionando em águas menos turvas que o efluente.

O oxigênio dissolvido no efluente se manteve elevado durante todo o período de estudo. Nos meses maio, junho e agosto os teores encontrados no efluente foram superiores aos da água

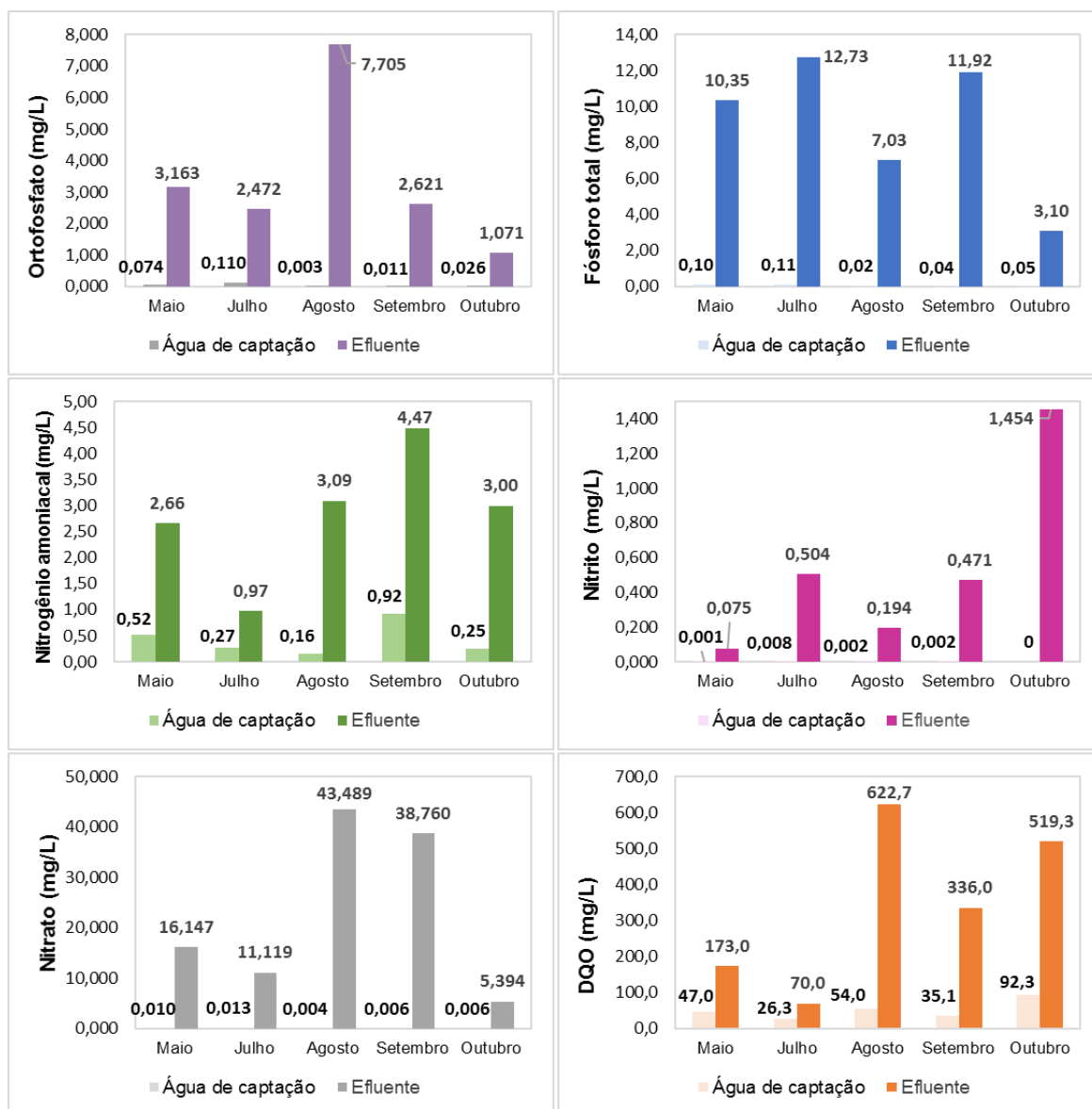
de captação e tal fato decorre de a aeração dos tanques ser mantida constante durante todo o período de cultivo. A aeração mantém os níveis de oxigênio dissolvido na água pelo aumento da interface ar-água, intensificando a turbulência, e, conseqüentemente, a capacidade de circulação de água e eficiência na transferência de oxigênio (MA et al., 2013). Nos meses de setembro e outubro, os teores de oxigênio dissolvido foram ligeiramente mais elevados na água de captação, provavelmente por conta da alta incidência de ventos na região neste período.

Assim como para a turbidez, os níveis de sólidos suspensos totais foram mais elevados no efluente que na água de captação durante a maioria dos meses. No mês de agosto, a baixa turbidez do efluente pode ter sido consequência da despesca dos tanques situados na parte coberta do LANOA que, em geral, possuem águas mais claras que os tanques externos.

No estudo realizado por Jerônimo e Balbino (2012), que compararam os níveis de variáveis físico-químicas entre a água de captação e o efluente do cultivo de camarão, o aumento da concentração de sólidos suspensos totais no efluente chegou a ser de 500% do valor inicial, com concentrações máximas de aproximadamente 1000 mg/L, corroborando assim os resultados encontrados neste estudo. Segundo Boyd e Gautier (2000), concentrações elevadas de nutrientes na água de cultivo induzem o crescimento fitoplanctônico, que contribui para a elevação da concentração de sólidos suspensos.

Na figura 10 são apresentados os resultados das concentrações de nutrientes e demanda química de oxigênio para a água afluyente ao abastecimento dos tanques e para o efluente dos tanques após o processo de cultivo.

Figura 10 - Variação de ortofosfato, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio no afluente e no efluente dos tanques de cultivo nos meses da pesquisa.



Fonte: Autor

Segundo Nunes (2002), os ambientes de cultivo atuam como microcosmos, onde diariamente ocorrem diversas reações, interações e alterações nos fluxos de nutrientes. Dessa forma, houve um aumento na concentração de todos os nutrientes e na demanda química de oxigênio durante todos os meses amostrados. O mesmo resultado também foi obtido por Thomas et al. (2010) e Molnar et al. (2013), ao comparar a água de uma lagoa costeira (afluente) com a do efluente de fazendas na Nova Caledônia (Oceania). Nesses estudos, todas as espécies particuladas, dissolvidas, orgânicas, inorgânicas, nitrogenadas e de fósforo possuíam concentrações superiores no efluente.

Segundo Nascimento (1998), os dejetos oriundos da produção aquícola possuem composição diversificada, dependendo do método de cultivo, densidade de estocagem e circulação de água. Analisando as concentrações finais de ortofosfato no efluente, observou-se que as menores concentrações foram registradas em efluentes de tanques que sofreram trocas de água com maior frequência, quando comparado aos outros tanques do laboratório. Esse resultado é um indício de que as concentrações finais de ortofosfato no efluente dependem do tempo de duração do cultivo e da frequência em que houve renovação de água.

O efluente derivado de tanques nos quais não ocorreram trocas de água durante todo o cultivo (agosto) teve a maior concentração de ortofosfato, podendo assim, ter acumulado mais componentes fosfatados, como restos de ração (BAUER; ABREU; POERSCH, 2017). Esse resultado está de acordo com Buhmann e Papenbrock (2013), que relatam que o acúmulo de nutrientes na água é incrementado em cultivos que operam em regimes de recirculação.

No estudo de Molnar et al. (2013), a média de concentração de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) na água captada também foi inferior (0,019 mg/L) à do efluente (0,1805 mg/L). O efluente analisado no estudo de Molnar et al. (2013) possuiu médias bastante inferiores ao deste estudo. Porém, além de  $\text{PO}_4^{3-}$ , os ortofosfatos também estão presentes no ambiente em outras formas, como  $\text{HPO}_4^{2-}$  e  $\text{HPO}_4^-$  (BAUMGARTEN; ROCHA; NIENCHESKI, 1996), possuindo assim concentrações mais elevadas.

O fósforo está presente na água de cultivos principalmente devido a presença de restos de alimento, que não são metabolizados pelo animal e, portanto, não são convertidos em biomassa, e fezes, que são dissolvidos na água ou se acumulam no fundo do tanque (BUHMANN; PAPPENBROCK, 2013). Dessa maneira, as concentrações de fósforo total também foram superiores no efluente quando comparadas à água de captação.

De acordo com Shpigel et al. (2013) e Yang et al. (2017), a amônia disponível na água de viveiros é produzida como principal produto de excreção do metabolismo dos animais, resultante do catabolismo de proteínas e da decomposição da matéria orgânica por bactérias. Dessa forma, ao se analisar as concentrações de nitrogênio amoniacal, observou-se que ocorreu um incremento na concentração com o processo de cultivo de camarão marinho.

Assim como para o nitrogênio amoniacal, as concentrações de nitrito e nitrato também foram superiores no efluente. O nitrato é geralmente o nutriente inorgânico mais abundante em efluentes de cultivos de camarão (THO; UT; MERCKX, 2011; SUÁREZ-ABELENDA et al.,

2014) e foi o produto nitrogenado que esteve presente em maiores concentrações neste estudo. A nitrificação ocorre mediante condições aeróbias, que foram mantidas durante todo o ciclo. Dessa forma, circunstâncias propícias são criadas para a nitrificação, aumentando assim, as concentrações de nitrato.

O aumento da demanda química de oxigênio (DQO) no efluente indica que a água sofre incremento de carga orgânica durante o processo de cultivo. Segundo Ferreira, Bonetti e Seiffert (2011), as principais causas do acúmulo de matéria orgânica em cultivos de camarões são o alimento não consumido e os fertilizantes, que provocam o aumento de detritos, plâncton e microrganismos, deteriorando a qualidade da água.

O aumento na matéria orgânica também foi reportado por Jerônimo e Balbino (2012), que encontraram um acréscimo de até 300% no valor da DQO entre a água do estuário e o efluente dos tanques. O lançamento de efluentes ricos em matéria orgânica no ambiente pode gerar aumento na sedimentação e alterações na produtividade e estrutura bentônica (WAINBERG, 2000), trazendo assim malefícios para a biodiversidade local.

Sólidos suspensos, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e sais são geralmente considerados os principais contaminantes presentes em efluentes de aquicultura (LIANG et al., 2017). Porém, muitas vezes, a qualidade da água afluenta já é baixa devido a fontes de poluição localizadas a montante do ponto de captação. Essa água, rica em nutrientes orgânicos e inorgânicos, bactérias, vírus e matéria orgânica, adentra a fazenda (SOHEL; ULLAH, 2012), sendo assim, também responsável pelo desempenho do cultivo, escolha das técnicas de manejo empregadas e pela qualidade do efluente.

### **5.3 Influência da liberação do efluente da carcinicultura na qualidade de água do estuário**

A tabela 8 apresenta os resultados obtidos no mês de junho, quando não houve descarte de efluente.

Tabela 8- Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água nas amostras coletadas em junho no rio Pacoti.

<b>CONTROLE</b>			
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	27,0	27,1	27,2
Salinidade	30	31	31
pH	7,8	7,8	7,8
Turbidez (NTU)	17,68	15,92	15,75
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,8	6,0	6,3
Sólidos suspensos totais (mg/L)	69,8	66,4	66,8
Ortofosfato (mg/L)	0,035	0,032	0,040
Fósforo total (mg/L)	0,30	0,31	0,34
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,54	0,16	0,01
Nitrito (mg/L)	0,002	0,002	0,001
Nitrato (mg/L)	0,008	0,003	0,003
Demanda química de oxigênio (mg/L)	82,5	45,8	53,3

Fonte: Autor

P1 – Ponto de captação de água do estuário para o abastecimento de tanques

P4 – Ponto no estuário situado em frente ao local de descarte do efluente

P5 – Ponto no estuário a jusante do local de descarte do efluente

Pode-se perceber que no mês considerado como controle, ou seja, sem a influência do descarte de efluentes do LANOA, não houve grandes variações nos parâmetros de qualidade da água entre P1, P4 e P5. O P1 representa o ponto de captação de água, logo, o ponto “livre” do possível impacto, enquanto P4 e P5, por estarem localizados na área de influência do descarte do efluente, são os que, sob condições de liberação de efluente, poderiam ter indícios de alguma alteração.

As maiores variações foram detectadas em P1, que apresentou concentrações superiores de nitrogênio amoniacal, nitrato e DQO. Segundo Niencheski (2015), uma boa quantidade de matéria orgânica é necessária para o fornecimento de energia durante a fixação do nitrogênio, o que pode explicar a maior concentração de compostos nitrogenados em P1, pois também foi onde foi encontrado o maior valor de DQO. Isso indica que há naturalmente maior aporte de matéria orgânica nesse ponto.

Assim como apresentado no item 5.1 deste estudo, todos os resultados dos parâmetros, exceto oxigênio dissolvido, fósforo total e nitrogênio amoniacal, que estavam em concentrações superiores ao recomendado (limite inferior de 6,0, 0,062 e 0,4 mg/L, respectivamente), estiveram dentro dos limites propostos para águas salinas de classe 1 da resolução CONAMA 357/2005.

A tabela 9 apresenta os resultados das médias e desvios padrões obtidos para os meses de julho e outubro, nos quais houve descarte de efluente que não passou pela bacia de sedimentação.

Tabela 9 – Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água no efluente final descartado sem a passagem pela bacia de sedimentação e nos pontos do estuário.

<b>ESTUÁRIO COM DESCARTE DE EFLUENTE NÃO TRATADO</b>				
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	26,8 ± 0,1	27,6 ± 0,9	26,6 ± 0,3	26,9 ± 0,4
Salinidade	37 ± 10	40 ± 7	37 ± 10	36 ± 11
pH	8,1 ± 0,1	7,4 ± 0,6	8,1 ± 0,2	7,3 ± 0,1
Turbidez (NTU)	13,88 ± 4,5	103,45 ± 101,2	12,33 ± 6,5	67,00 ± 16,1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,1 ± 1,6	6,5 ± 0,6	6,2 ± 1,9	5,1 ± 0,9
Sólidos suspensos totais (mg/L)	62,6 ± 25,1	342,3 ± 233,3	70,6 ± 17,5	88,1 ± 36,0
Ortofosfato (mg/L)	0,068 ± 0,059	1,771 ± 0,989	0,037 ± 0,018	0,061 ± 0,027
Fósforo total (mg/L)	0,08 ± 0,04	7,92 ± 6,81	0,08 ± 0,04	0,14 ± 0,06
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,26 ± 0,01	1,99 ± 1,44	0,19 ± 0,13	0,21 ± 0,08
Nitrito (mg/L)	0,004 ± 0,006	0,979 ± 0,672	0,003 ± 0,004	0,005 ± 0,007
Nitrato (mg/L)	0,010 ± 0,005	8,257 ± 4,098	0,009 ± 0,001	0,014 ± 0,006
Demanda química de oxigênio (mg/L)	59,3 ± 46,7	294,7 ± 317,7	76,2 ± 51,1	69,8 ± 96,8

Fonte: Autor

P1 – Ponto de captação de água do estuário para o abastecimento de tanques

P3 – Efluente de carcinicultura liberado no ambiente

P4 – Ponto no estuário situado em frente ao local de descarte do efluente

P5 – Ponto no estuário a jusante do local de descarte do efluente

No efluente final liberado ao ambiente sem passar pela bacia de sedimentação, foram encontradas médias superiores aos valores dos pontos do estuário para grande parte dos parâmetros analisados. Esse padrão já havia sido observado no item 5.2 deste estudo, quando



foram comparadas as características físico-químicas da água de captação e do efluente dos tanques de cultivo. Em geral, as concentrações de nutrientes, plâncton, sólidos suspensos totais e demanda de oxigênio são maiores no efluente de cultivos que nos corpos hídricos nos quais estes efluentes são descartados (THOMAS et al., 2010).

Em alguns países, há regulamentações específicas que impõem limites para o lançamento de efluentes da carcinicultura no ambiente. Entretanto, no Brasil, a resolução 312/2002, que trata do licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura, não propõe limites para regular o descarte dos resíduos gerados pela atividade. Boyd e Gautier (2000), com apoio da *Global Aquaculture Alliance* (GAA), sugeriram limites globais de lançamento de efluentes de tanques de cultivo de camarão, de modo a não causar efeitos deletérios no ambiente. Os limites propostos pelos autores incluem valores padrões para pH, sólidos suspensos totais, fósforo total, nitrogênio amoniacal, demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido.

Boyd e Gautier (2000) sugerem um padrão de pH entre 6 e 9 para o lançamento de efluentes de tanques no ambiente, logo, a média do pH do efluente descartado se enquadrava dentro dos limites. O mesmo se aplica ao oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal, que também estiveram dentro dos limites propostos por Boyd e Gautier (2000), de 5 mg/L e 3 mg/L, respectivamente. Entretanto, o efluente foi liberado com teores de sólidos suspensos totais e fósforo total acima dos recomendados pelos autores, que sugerem que o efluente não contenha concentrações acima de 50 mg/L de SST e acima de 0,3 mg/L de fósforo total, para não causar impactos negativos no ecossistema.

Analisando separadamente as concentrações em P3 e P4, pode-se observar que não houve um aumento aparente nas concentrações da maioria dos parâmetros em P4, o que seria o resultado esperado caso este ponto estivesse sendo afetado pelo despejo de efluente em P3. Além disso, os resultados das determinações dos parâmetros físico-químicos para P4 são muito semelhantes aos de P1, considerado localizado na área livre dos descartes de efluente. O P5, a jusante do ponto de descarte do efluente, assim como foi observado para o mês controle também apresentou resultados semelhantes aos dos dois outros pontos do estuário.

Os únicos parâmetros que sofreram aumento simultâneo em P4 e P5 foram sólidos suspensos totais e DQO, que possuíam concentrações superiores nesses pontos que na área livre de influência. Entretanto, o aumento nos valores dos dois parâmetros não foi expressivo quando comparado às concentrações presentes no efluente, e, como esse aumento não foi

acompanhado pela elevação dos teores dos outros parâmetros, pode ter sido provocado por condições naturais. O aporte de cargas orgânicas provenientes de restos de folhas e animais (compostos por proteína, carboidratos e gorduras) e fatores hidrodinâmicos, como maior confinamento de águas e ressuspensão de sedimentos em P4 e P5 pode ter provocado o incremento na concentração desses parâmetros durante o período de coleta (VON SPERLING, 2005; FIUZA; LEHUGEUR; QUEIROZ, 2010).

Para classificarem o corpo hídrico como impactado pela carcinicultura, estudos como os de Thomas et al., (2010), Cardoso-Mohedano et al., (2016), Bauer, Abreu e Poersch (2017) e Nakorn, Chevakidagarn e Danteravanich (2017) encontraram grandes diferenças nos parâmetros físico-químicos, concentração de nutrientes e matéria orgânica entre as zonas de referência e as sob impacto de efluentes. Por exemplo, Bauer, Abreu e Poersch (2017) encontraram o dobro da concentração de sólidos suspensos totais, mais que o dobro do nitrogênio amoniacal e o quádruplo da turbidez no ponto do estuário da Lagoa dos Patos (RS) que recebe efluentes da carcinicultura. Em outro estudo, Nakorn, Chevakidagarn e Danteravanich (2017) encontraram o triplo das concentrações de sólidos suspensos totais e o dobro do nitrogênio amoniacal nas águas de Bandon Bay, Tailândia, que recebem efluentes de fazendas de produção de camarão.

Dessa forma, os resultados deste estudo apresentam indícios que a carcinicultura não provocou alterações na qualidade da água do estuário em pontos próximos ao descarte de efluente. Esse padrão pode ocorrer devido à liberação do efluente ser feita por uma tubulação que tem como destino final uma área do manguezal, não havendo assim, um contato inicial direto entre o efluente e o estuário do rio Pacoti. Segundo Soheli e Ullah (2012), as áreas de mangue atuam como zonas “tampão” do ecossistema, protegendo assim o corpo hídrico e outros campos de influência da atividade poluidora. Um contato posterior pode ocorrer por infiltração do efluente pelo solo e também por escoamento superficial, que pode contribuir no carreamento do material até o corpo hídrico.

A descarga de efluentes gerados pelo LANOVA é muito pequena comparada à de grandes empreendimentos de cultivo de camarão, o que pode contribuir para a ausência de efeitos aparentes sobre a qualidade da água do estuário do rio Pacoti. A maioria dos estudos realizados para mostrar o efeito dos efluentes da carcinicultura na qualidade de água do corpo hídrico receptor é realizada em estuários e rios que possuem extensas áreas de viveiros próximos a suas margens (HERBECK et al., 2013; HATJE et al., 2016; YANG et al., 2017). Constantemente,

estes grandes cultivos descarregam uma grande quantidade de efluentes diretamente no corpo hídrico, contribuindo assim, para a deterioração da qualidade da água no trecho em que se encontram, bem como áreas mais amplas.

O rio Pacoti, ao contrário de outros rios já bem conhecidos por serem berço da carcinicultura do Ceará, como o rio Jaguaribe (FIGUEIREDO et al., 2005; QUEIROZ et al., 2012), não possui muitos empreendimentos deste tipo. Além disso, segundo Schettini, Valle-Levinson e Truccolo (2017), devido aos padrões de circulação do rio Pacoti, há uma tendência de transporte de materiais em direção ao oceano, ou seja, o estuário funciona como exportador de materiais particulados e dissolvidos para o mar. Segundo os mesmos autores, o inverso ocorre para o rio Pirangi (CE), cujos padrões de circulação aprisionam o material particulado e dissolvido no interior do estuário, elevando assim suas concentrações na água.

Não se sabe ainda sobre os efeitos que a liberação de efluente efetuada diretamente no manguezal pode surtir no solo da área de estudo, mas Nascimento (1998) afirma que o acúmulo de matéria orgânica no sedimento, principalmente em áreas de manguezais que já possuem composição lamosa, contribui para a deficiência de oxigênio e aumento da acidez.

Molnar et al. (2013), em estudo na Nova Caledônia (Oceania) para avaliar o potencial do manguezal de atuar como biofiltro para efluentes da carcinicultura, observaram que a matéria orgânica presente nos efluentes estimulou a demanda de oxigênio e as taxas de regeneração de nutrientes no sedimento, resultando em fluxos de nutrientes inorgânicos e dissolvidos para o corpo hídrico adjacente ao manguezal. Dessa forma, os sedimentos do manguezal retêm somente parte da carga de nutrientes recebida.

A tabela 10 apresenta os resultados das médias e desvios padrões obtidos para os meses de maio, agosto e setembro, nos quais houve descarte de efluente que passou pela bacia de sedimentação.

Tabela 10 - Resultados das determinações dos parâmetros de qualidade de água no efluente final descartado após a passagem pela bacia de sedimentação e nos pontos no estuário.

<b>ESTUÁRIO COM DESCARTE DE EFLUENTE TRATADO</b>				
<b>Parâmetros</b>	<b>P1</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>
Temperatura (°C)	27,3 ± 1,6	28,0 ± 2,5	26,3 ± 2,1	26,4 ± 2,2
Salinidade	36 ± 6	37 ± 7	37 ± 5	38 ± 3
pH	7,5 ± 0,5	8,0 ± 0,0	7,3 ± 0,6	7,1 ± 0,5
Turbidez (NTU)	14,08 ± 2,65	19,77 ± 11,19	11,92 ± 3,26	12,29 ± 4,46
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,9 ± 1,5	5,5 ± 0,9	5,8 ± 1,0	5,8 ± 0,8
Sólidos suspensos totais (mg/L)	68,2 ± 14,3	126,6 ± 52,2	61,1 ± 13,0	51,6 ± 17,6
Ortofosfato (mg/L)	0,029 ± 0,039	4,520 ± 1,858	0,026 ± 0,034	0,033 ± 0,034
Fósforo total (mg/L)	0,05 ± 0,04	4,02 ± 1,20	0,06 ± 0,05	0,06 ± 0,04
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,53 ± 0,38	2,28 ± 0,26	0,14 ± 0,08	0,12 ± 0,03
Nitrito (mg/L)	0,002 ± 0,0002	0,245 ± 0,134	0,003 ± 0,001	0,002 ± 0,002
Nitrato (mg/L)	0,007 ± 0,003	22,740 ± 17,234	0,004 ± 0,005	0,009 ± 0,007
Demanda química de oxigênio (mg/L)	45,4 ± 9,5	358,7 ± 162,8	59,6 ± 18,8	55,9 ± 21,4

Fonte: Autor

P1 – Ponto de captação de água do estuário para o abastecimento de tanques

P3 – Efluente de carcinicultura

P4 – Ponto no estuário situado em frente ao local de descarte do efluente

P5 – Ponto no estuário a jusante do local de descarte do efluente

Com a liberação de efluente que passou pela bacia de sedimentação, o mesmo padrão observado anteriormente para o efluente que não passou pela bacia se repetiu. Com exceção da DQO, que foi mais elevada em P4 e P5 que em P1, as altas cargas orgânicas e de nutrientes derivadas do efluente do cultivo de camarão não pareceram atingir esses pontos, que permanecem com características físico-químicas semelhantes ao P1, fora da influência dos descartes de efluente do LANOA.

Novamente, como o incremento na DQO não foi acompanhado pelo aumento das concentrações dos demais parâmetros analisados, em geral, não foi possível observar uma alteração na qualidade da água do estuário do rio Pacoti devido à liberação de efluente dos

cultivos, seja ele tratado ou não tratado. Novamente, isso ocorre devido à distância (185 m) entre o local de descarte e corpo hídrico.

Se o efluente fosse descartado diretamente no corpo hídrico, outras condições poderiam ser observadas, como aumento dos nutrientes e da matéria orgânica na água, como já foi reportado por Bauer e Abreu e Poersch (2017). Estes pesquisadores observaram a influência dos efluentes de uma fazenda de cultivo de camarão na qualidade da água da lagoa dos Patos. Notou-se uma influência em até 20 m de distância do local do despejo e somente durante os primeiros cinco dias, não sendo observadas alterações na qualidade da água de pontos mais distantes que isso. As variações foram percebidas principalmente para o nitrogênio amoniacal, que atingiu concentrações máximas de 1,03 mg/L no ponto do estuário mais próximo ao descarte do efluente, e para os sólidos suspensos totais, que tiveram concentrações máximas de 1023 mg/L, cinco dias após o descarte de efluente.

Os resultados encontrados por Bauer, Abreu e Poersch (2017) estão acima dos encontrados no estuário do rio Pacoti, corroborando assim a hipótese de que não há influência do descarte de efluente da carcinicultura no trecho estudado. Hatje et al. (2016) realizaram um estudo na baía de Todos os Santos (BA), analisando áreas sob influência direta da carcinicultura e áreas consideradas livres da atividade, e observaram um incremento nas concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato nas áreas localizadas dentro da área de influência da fazenda, além de uma diminuição do oxigênio dissolvido.

O estudo de Hatje et al. (2016) e de outros autores (HERBECK et al., 2013; MOLNAR et al., 2013; CARDOSO-MOHEDANO, 2016) que também encontraram alterações na qualidade da água do corpo hídrico adjacente ao despejo de efluente, corroboram a hipótese de que não houve influência do descarte dos efluentes dos tanques analisados neste estudo por não haver contato direto entre o efluente e o estuário.

Existem trabalhos, como o de Barraza-Guardado et al. (2014), que obtiveram resultados similares ao deste estudo, ou seja, os resultados dos parâmetros analisados em áreas impactadas pelo efluente da carcinicultura e áreas não impactadas foram similares. Estes autores atribuíram tal resposta à baixa quantidade de efluentes liberados na área, que permitiram que o ambiente assimilasse as cargas orgânicas e inorgânicas provenientes do efluente dos viveiros.

Assim como Barraza-Guardado et al., (2014), Tho, Merckx e Ut (2014) mostraram que o impacto das descargas de efluentes de viveiros de camarão sobre a qualidade da água de um

delta no Vietnã eram mínimos ou nulos, e a poluição hídrica foi atribuída a despejos domésticos, industriais e ao escoamento superficial na região. No estudo desses autores, as concentrações de ortofosfato, nitrito e nitrato foram superiores na área considerada como controle que na área “impactada” pelos efluentes da carcinicultura, resultado que foi justificado pelo uso intenso de fertilizantes agrícolas nos cultivos de arroz próximos ao ponto controle.

Além disso, no estudo de Tho, Merckx e Ut (2014) não houve diferenças consideráveis nas concentrações de fósforo total (0,26 mg/L na área referência e 0,35 mg/L na região que recebe os efluentes) e sólidos suspensos totais (13,9 e 21,84 mg/L, no ponto controle e no sob efeito dos efluentes, respectivamente) que justifiquem a alteração dos parâmetros devido ao descarte de efluentes da carcinicultura. Ainda mais, os valores de DQO foram superiores na água do delta (54,6 mg/L) que no efluente dos viveiros (8,66 mg/L). Dessa forma, nem sempre os efeitos da liberação de efluentes podem ser percebidos diretamente, pois dependem da hidrodinâmica do corpo hídrico e da sua capacidade de autodepuração, assim como da quantidade de efluentes lançada no ambiente (THO; MERCKX; UT, 2014).

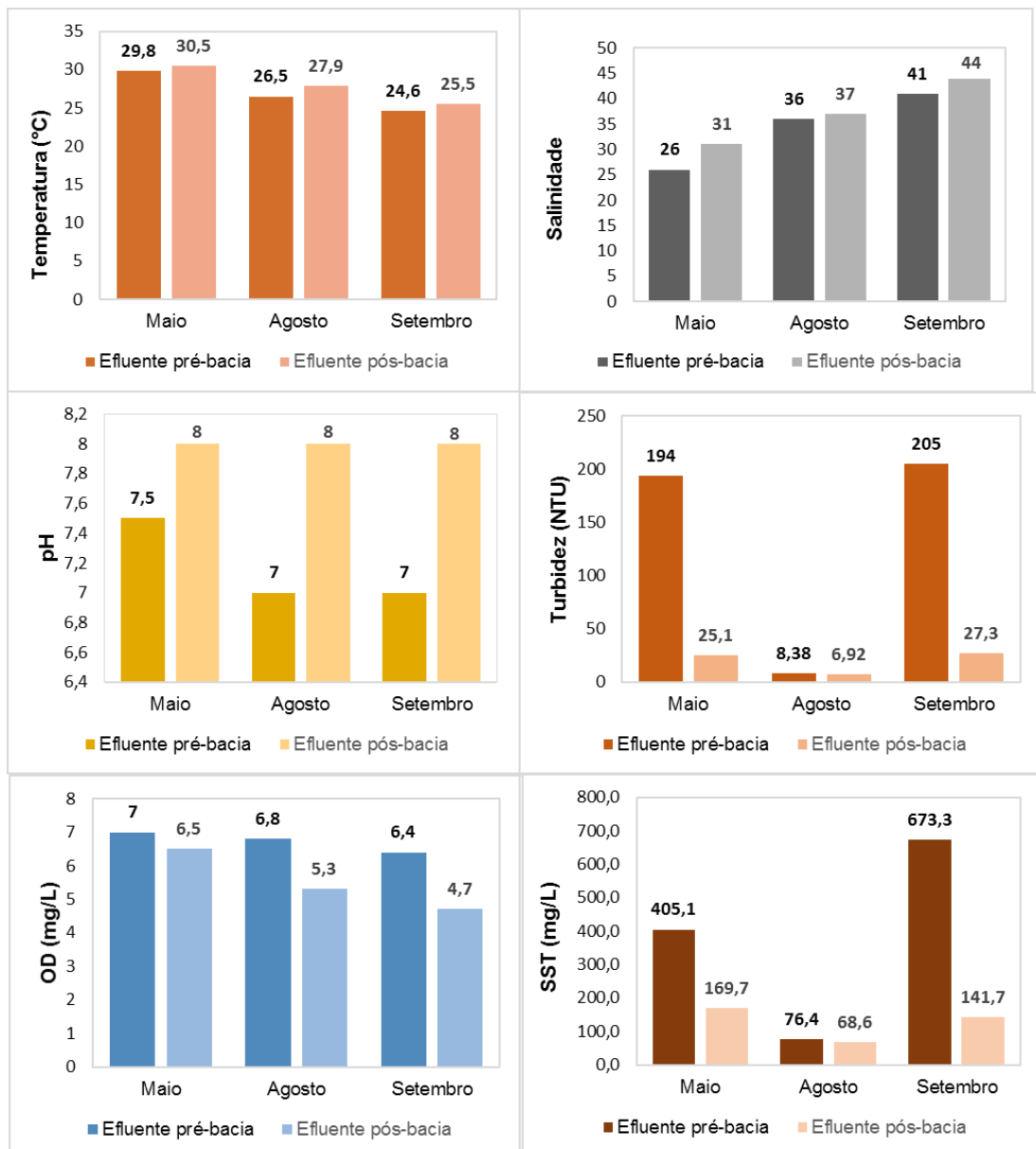
Dessa maneira, o lançamento dos efluentes das atividades de produção de camarão do LANOA se enquadram como fonte de poluição não pontual, sendo que os nutrientes particulados e dissolvidos podem ser carreados para o corpo hídrico pela água da chuva ou infiltram-se em águas subterrâneas hidrologicamente ligadas às águas superficiais (WILKINSON, 2017).

Neste estudo, percebe-se que para alguns parâmetros, como nitrato, o efluente liberado sem passar pela bacia possuiu resultados mais satisfatórios que o efluente que foi liberado e passou pela bacia de sedimentação. Isso ocorreu pois, para a análise da influência do despejo do efluente na qualidade da água do estuário, foram calculadas médias. Dessa forma, os resultados estão sujeitos às variações das condições dos cultivos dos quais o efluente mensal foi derivado e não representa a real análise da eficácia da bacia. A análise da eficácia da bacia de sedimentação na melhoria da qualidade do efluente será abordada no item 5.4 deste trabalho.

#### 5.4 Eficácia da bacia de sedimentação

A figura 11 apresenta resultados das determinações dos parâmetros físico-químicos para o efluente bruto dos tanques de cultivo e para o efluente após passar pela bacia de sedimentação.

Figura 11 - Temperatura, salinidade, pH, turbidez, oxigênio dissolvido e sólidos suspensos totais no efluente pré e pós bacia de sedimentação.



Fonte: Autor

Não houve grandes variações na temperatura do efluente ocasionada pela passagem pela bacia de sedimentação, pois este parâmetro está muito mais relacionado à temperatura do ar (FREEDMAN et al., 2014).

Foi observado um incremento na salinidade no efluente pós-bacia. O mesmo padrão do resultado de salinidade foi observado por Freedman et al. (2014), em um marisma artificial construído em uma região árida de Israel. Nesse estudo, foram encontradas salinidades superiores no efluente após a passagem pelo marisma, devido às altas taxas de evapotranspiração da área. O descarte de efluentes salinos pode acarretar diversos malefícios aos ambientes aquáticos e terrestres, como mudanças na comunidade microbiana, de invertebrados, vertebrados e plantas, por diminuição da sobrevivência larval, crescimento e diversidade de espécies (LIANG et al., 2017).

Houve um aumento no pH no efluente após a passagem pela bacia, que pode ser justificado pela captação do CO<sub>2</sub> dissolvido durante a fotossíntese das plantas halófitas (SHI et al., 2011). As eficiências de remoção da turbidez no efluente pós-bacia variaram de 17,4% para o mês de agosto a 87,1% para o mês de maio. A principal finalidade das bacias de sedimentação é propiciar a precipitação da matéria orgânica particulada e do material suspenso na água, que abrangem a turbidez e os sólidos suspensos totais (THO; UT; MERCKX, 2011). Dessa forma, neste trabalho, a passagem do efluente pela bacia de sedimentação analisada foi eficaz.

Houve uma queda no oxigênio dissolvido no efluente após sua passagem pela bacia de sedimentação. Tal fato pode ser justificado pela aeração constante nos tanques durante todo o cultivo, logo, o efluente chega na bacia bastante aerado e perde oxigênio por difusão, por consumo por microrganismos aeróbios e para a nitrificação (VYMAZAL, 2014). Além disso, em marismas artificiais é comum a existência de zonas predominantemente anaeróbias próximas ao solo (BUHMANN; PAPENBROCK, 2013), que pode contribuir para a diminuição do oxigênio dissolvido no efluente final.

Os sólidos suspensos totais seguiu o mesmo padrão da turbidez e as eficiências de remoção variaram entre 10,2% (agosto) e 79,0% (setembro). De acordo com Vymazal (2014), os principais mecanismos de remoção de sólidos suspensos em marismas artificiais são a sedimentação, filtração, agregação e adesão superficial. O mesmo autor relata que as partículas maiores e mais pesadas ficam retidas logo nos primeiros compartimentos da bacia, enquanto as partículas menores e leves sedimentam na presença da vegetação, pois esta promove a redução da mistura na coluna d'água e a ressuspensão de partículas. Li et al. (2007), em estudo que utilizou marismas artificiais para tratar o efluente do cultivo de peixes, observou uma redução de 81,9% dos sólidos suspensos totais no efluente após a passagem pelo sistema.



Notou-se baixa eficiência de remoção da turbidez e sólidos suspensos totais durante o mês de agosto, o que pode ter sido ocasionado pelo desuso da bacia durante o mês de julho. Vale salientar que durante o mês de agosto, as plantas halófitas que faziam parte da bacia estavam com menor teor de umidade e a parte alagada estava parcialmente seca e com lodo (figura 12), o que pode ter influenciado a performance da bacia de sedimentação.

Figura 12 - Bacia de sedimentação no mês de agosto.



Fonte: Autor

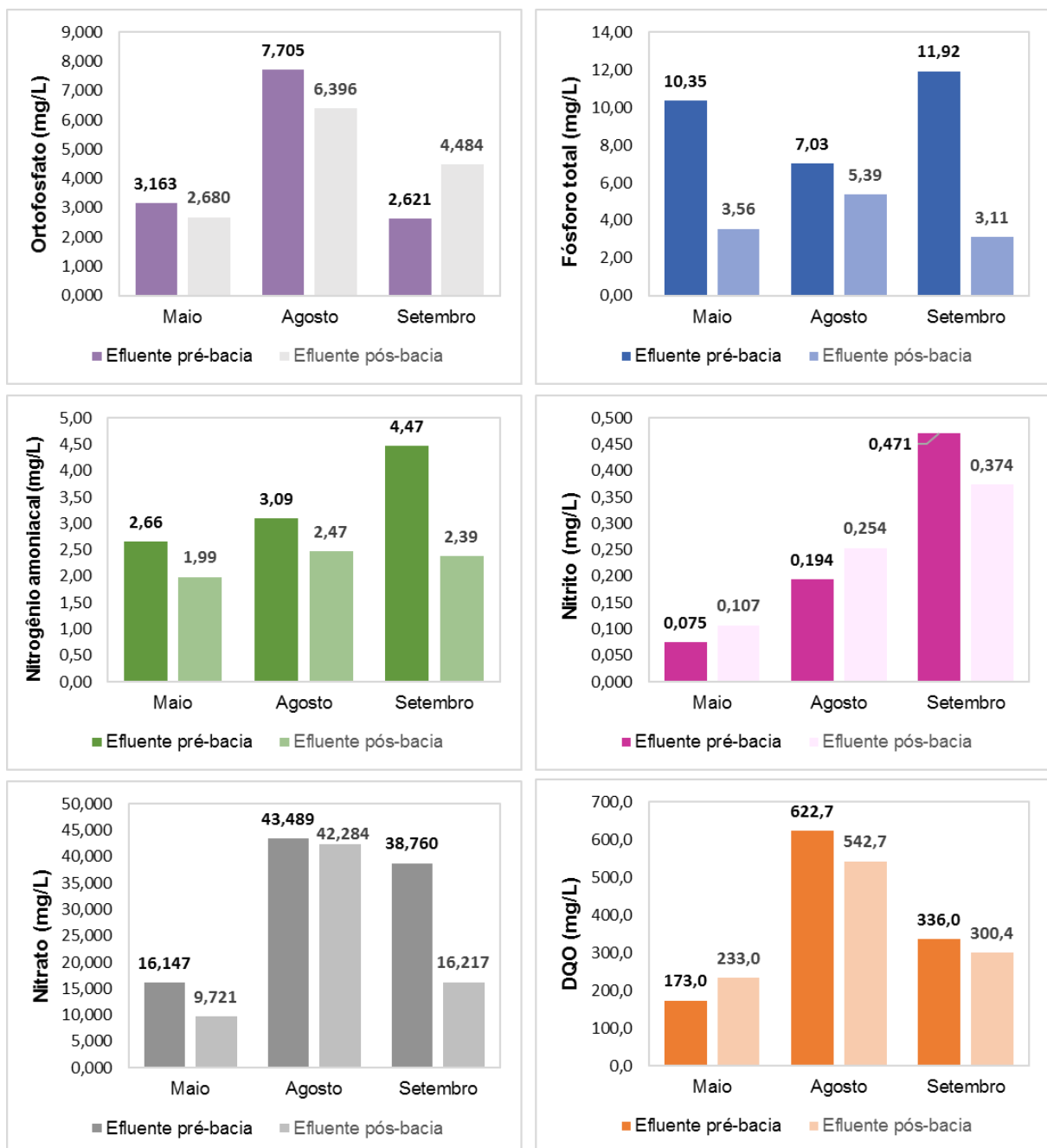
A figura 13 apresenta resultados das determinações de nutrientes e demanda química de oxigênio para o efluente bruto dos tanques de cultivo e para o efluente após passar pela bacia de sedimentação.

Notou-se uma remoção de 15,3% (maio) e 17,0% (agosto) do ortofosfato do efluente quando este passou pela bacia de sedimentação, devido à provável captação do ortofosfato disponível na água pelas plantas halófitas, que o utilizam em suas atividades metabólicas (LIANG et al., 2017). Os resultados encontrados neste estudo foram semelhantes ao de Li et al. (2007) que observaram uma eficiência de remoção de 20% do fosfato presente do efluente após a passagem pela bacia de sedimentação contendo halófitas aquáticas.

Entretanto, no mês de setembro, notou-se um aumento de 71,1% na concentração de ortofosfato no efluente pós-bacia, mostrando que não houve um padrão de remoção contínuo durante todos os meses e que esse parâmetro também está sujeito a outras variáveis. Segundo Wilkinson (2017), o fósforo é armazenado em sedimentos por precipitação com minerais de ferro e manganês, podendo se tornar novamente disponível nas camadas de água superficiais ao solo sob condições de baixo oxigênio dissolvido, devido à dissolução de minerais de ferro.

O fósforo total está associado a partículas suspensas na água, logo, a sedimentação ocorrida e diminuição da concentração dos sólidos suspensos totais contribuiu para a redução do fósforo total presente no efluente (BOYD; GAUTIER, 2000), que foi removido a valores entre 23,4% e 73,9%, em agosto e setembro, respectivamente. Além disso, segundo Liang et al. (2017), outros fatores que podem acarretar na remoção de fósforo do efluente que passa por marismas artificiais são a adsorção pelo substrato, ação microbiana, captação por plantas e incorporação do nutriente na matéria orgânica.

Figura 13 - Ortofosfato, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio no efluente pré e pós bacia de sedimentação.



Fonte: Autor

As reduções na concentração de nitrogênio amoniacal no efluente pós-bacia ocorreram devido à ação de bactérias nitrificantes presentes nas zonas aeróbias do sistema, que convertem amônia em nitrato (VYMAZAL, 2014), reduzindo assim, os teores de nitrogênio amoniacal na água. A passagem do efluente pela bacia de sedimentação provocou uma remoção mínima de 20,0% e máxima de 46,7% deste nutriente, indicando que o nitrogênio amoniacal está sendo efetivamente removido. Li et al. (2007) obtiveram uma eficiência de remoção de 65,6% da amônia do efluente do cultivo de peixes após passagem pela bacia de sedimentação contendo plantas halófitas, corroborando assim os resultados encontrados neste estudo.

A oscilação na remoção ou adição de nitrito que ocorreu entre os meses pode ser associada à instabilidade química desse composto, originado da oxidação da amônia nas camadas superficiais (aeróbias), reduzindo assim os níveis de nitrogênio amoniacal e elevando os níveis de nitrito na maioria dos meses. Porém, percebeu-se também que as concentrações de nitrato no efluente foram reduzidas durante todos os meses, com destaque para o mês de setembro, com melhor eficiência de remoção (58,2%) e para o mês de agosto, com a pior eficiência de remoção (2,8%). Em marismas artificiais, condições anaeróbias também podem ser instaladas e promoverem a desnitrificação na presença de nitrato (BUHMANN; PAPENBROCK, 2013), justificando a diminuição dos teores de nitrato e aumento de nitrito.

Um aumento de 34,7% na DQO do efluente foi observado após a passagem pela bacia de sedimentação no mês de maio, considerado como fim da quadra chuvosa. Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares (2012) também encontraram piores resultados na remoção de matéria orgânica durante o período chuvoso, justificados pelo maior fluxo de água causado pelas chuvas e pelas grandes quantidades de matéria orgânica no sistema de marisma artificial. Corroborando o estudo de Travaini-Lima e Sipaúba-Tavares (2012), Buhmann e Papenbrock (2013) também relataram que a eficácia do marisma artificial é comprometida por inundações provocadas por precipitações pluviométricas excessivas.

Os microrganismos presentes na bacia de sedimentação são os maiores responsáveis pela remoção de componentes orgânicos, pois os organismos aeróbios degradam a matéria orgânica próxima à superfície e os organismos anaeróbios a degradam nas camadas próximas ao fundo (VYMAZAL, 2014). Em agosto e setembro, houve redução da DQO de 12,8 e 10,6%, respectivamente, indicando que uma pequena parte da matéria orgânica que compunha o efluente inicial ficou retida na bacia.

Segundo Liang et al. (2017) e Shpigel et al. (2013), as plantas que compõem o sistema de marisma artificial são responsáveis pela assimilação de nutrientes, acumulam metais pesados em seus tecidos, moderam a condutividade hidrológica e transportam oxigênio, contribuindo assim para a remoção de contaminantes e manutenção da estrutura e funcionamento do sistema. As plantas halófitas são resistentes a altas salinidades, sendo assim as mais indicadas para esse tipo de sistema (BUHMANN; PAPENBROCK, 2013; FLOWERS; COLMER, 2015), que tem grande potencial para reduzir os impactos dos efluentes da atividade aquícola em áreas costeiras.

Entretanto, a capacidade do sistema de marisma artificial em absorver nutrientes é dependente da salinidade, do nível da água, do teor de nutrientes do efluente, das características da raiz da planta e de questões técnicas, como fluxo de água, tempo de retenção de água e a taxa de carga hidráulica (BUHMANN; PAPENBROCK, 2013). Em grande parte das fazendas comerciais, o efluente passa um determinado tempo em repouso (igual ou superior a 6h) na bacia de sedimentação, antes de prosseguir para o descarte, para assim obter maior sucesso na sedimentação dos sólidos e absorção de nutrientes (NUNES, 2002).

Sohel e Ullah (2012) afirmam que melhores resultados são obtidos quanto menor o fluxo e maior o tempo de retenção da água no sistema. Entretanto, foi observado que a estrutura alvo deste estudo opera em fluxo contínuo, ou seja, o efluente passa poucos minutos circulando na bacia de sedimentação e logo é direcionado para a tubulação de despejo final.

Com os resultados, observa-se que a passagem do efluente pela bacia de sedimentação acarretou em altas eficiências de remoção de turbidez e sólidos suspensos totais, porém baixas eficiências de remoção de nutrientes e matéria orgânica. Os efluentes, mesmo passando pela bacia, ainda sim são liberados no ambiente com alta carga poluidora. Dessa maneira, o sistema de marisma artificial local deve ser revisto e passar por alterações, como operar sob diferentes condições de fluxo de água e testar a eficácia de remoção com outras espécies de halófitas, de modo a melhorar a qualidade do efluente gerado. Além disso, deve passar por manutenções ou até a construção de uma estrutura nova, com substratos adequados.

Além de adaptações na estrutura e funcionamento da bacia, modificações no sistema de circulação de água do LANOA devem ser efetuadas, de modo que os tanques de cultivo que não estão acoplados à bacia de sedimentação também sejam interligados à estrutura, evitando a liberação de efluente bruto direto no ambiente.

## 6 CONCLUSÕES

Em geral, não houve grandes modificações nos parâmetros físico-químicos da água e na concentração de nutrientes entre os meses de maior precipitação pluviométrica e os de baixa precipitação, com exceção dos teores de oxigênio dissolvido, que foram inferiores durante os meses mais chuvosos, e ortofosfato, que foram superiores nesse período.

O trecho do estuário do rio Pacoti estudado possui boas condições de qualidade de água, com exceção do oxigênio dissolvido, fósforo total e nitrogênio amoniacal, que estiveram fora dos limites estabelecidos pela CONAMA 357/2005.

O efluente oriundo do cultivo de *Litopenaeus vannamei* possui concentrações elevadas de nutrientes, demanda química de oxigênio, sólidos suspensos totais e turbidez quando comparado à água do estuário utilizada para o abastecimento dos tanques.

O efluente da carcinicultura foi liberado com concentrações de sólidos suspensos totais e fósforo total acima das recomendadas pela *Global Aquaculture Alliance*. No entanto, as elevadas concentrações não influenciaram a qualidade da água no trecho do estuário do rio Pacoti estudado, pois não há contato direto entre o efluente e o corpo hídrico.

A passagem do efluente pela bacia de sedimentação contendo as halófitas *Sarcocornia ambigua* e *Batis maritima* acarretou na redução da turbidez, sólidos suspensos totais, remoção de parte dos nutrientes dissolvidos e diminuição da demanda química de oxigênio do efluente. Entretanto, a diminuição de nutrientes e da demanda química de oxigênio não foi satisfatória e o marisma artificial deve sofrer adaptações para o seu melhor funcionamento.

## 7 REFERÊNCIAS

- ABCC. 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. Disponível em: <<http://abccam.com.br/site/wp-content/uploads/2013/12/LEVANTAMENTO-DA-INFRAESTRUTURA-PRODUTIVA.pdf>> Acesso em 23 nov. 2017
- AFROZ, T.; ALAM, S. Sustainable shrimp farming in Bangladesh: A quest for an Integrated Coastal Zone Management. *Ocean & Coastal Management*, v. 71, p. 275-283, 2013.
- ARAÚJO, L. de F. P.; GOMES, R. B.; FIGUEIREDO, M. C. B. de; ROSA, M. de F.; PAULINO, W. D. Qualidade das águas superficiais em áreas de influência das atividades de irrigação e carcinicultura. In: ROSA, M. de F.; GONDIM, R. S.; FIGUEIRÊDO, M.C.B. de (Ed.). *Gestão sustentável no Baixo Jaguaribe, Ceará*. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2006.p. 63-101.
- ARAÚJO, A. M. M. Análise das práticas de gestão ambiental e seus impactos sobre a produtividade da carcinicultura no Ceará. 2015. 75 f. Dissertação (mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2015.
- ARANA, L. A. V. Princípios químicos da qualidade da água em aquíicultura: uma revisão para peixes e camarões. 1. ed. Florianópolis: UFSC, 1997.
- BARBIER, E.B., HACKER, S.D., KENNEDY, C., KOCH, E.W., STIER, A.C, AND SILLIMAN, B.R.The Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services. *Ecological Monographs*, v. 81, n. 2, p. 169-183, 2011.
- BARBOSA, L. N.; LIMA, V. G. F; FARIAS, J. F.; SILVA, E. V. Caracterização geocológica do estuário do rio Pacoti-Ceará: ações para um planejamento integrado. *Regne*, Natal, v. 2, n. Especial, p.971-980, jan. 2016. Disponível em <<https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/10560/7477>>. Acesso em 20.nov. 2016
- BARRAZA-GUARDADO, R. H.; MARTÍNEZ-CÓRDOVA, L. R.; ENRÍQUEZ-OCAÑA, L. F.; MARTÍNEZ-PORCHAS, M.; MIRANDA-BAEZA, A.; PORCHAS-CORNEJO, M. A. Effect of shrimp farm effluent on water and sediment quality parameters off the coast of Sonora, Mexico. *Ciencias Marinas*, v. 40, n. 4, p. 221-235, 2014.
- BAUER, W.; ABREU, P. C.; POERSCH, L. H. Plankton and water quality variability in an estuary before and after the shrimp farming effluents: possible impacts and regeneration. *Brazilian journal of oceanography*, São Paulo, v. 65, n. 3, p. 495-508, set. 2017. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1679-87592017000300495&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-87592017000300495&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 30 nov 2017.
- BAUMGARTEN, M.G.Z., ROCHA, J.M.B., NIENCHESKI, L.F. Manual de análises em Oceanografia Química. Porto Alegre: Ed FURG/Pallotti, 1996. 142 p.

BERBEL, G.B. B.; FAVARO, D. I. T.; BRAGA, E. S. Impact of harbour, industry and sewage on the phosphorus geochemistry of a subtropical estuary in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 93, n. 1-2, p. 44-52, 2015.

BEZERRA, L. E. A.; MATTHEWS-CASCON, H. Population and reproductive biology of the fiddler crab *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Crustacea: Ocypodidae) in a tropical mangrove from Northeast Brazil. *Acta Oecologica*, v.31, p. 251-258, 2007.

BORJA, A.; DAUER, D. M.; ELLIOTT, M.; SIMENSTAD, C. A. Medium- and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. *Estuaries and Coasts*, v.33, p. 1249-1260, 2010.

BOYD C.E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, v. 226, p. 101-12, 2003.

BOYD, C.E., GAUTIER, D. Effluent composition and water quality standards. *Global Aquaculture Advocate*, v. 3, n. 5, p. 61 – 66, 2000.

BRABO, M.F.; PEREIRA, L. F. S.; SANTANA, J. V. M.; CAMPELO, D. A. V; VERAS, G. C. Cenário atual da produção de pescado no mundo, no Brasil e no estado do Pará: ênfase na aquicultura. *Acta Fish. Aquat. Res.*, v. 4, n. 2, p. 50-58, 2016

BRASIL. Resolução CONAMA n° 312 de 10 de outubro de 2002. Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res31202.html>>. Acesso em 18 jul 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n° 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 da outras providencias. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

BUHMANN, A.; PAPENBROCK, J. Biofiltering of aquaculture effluents by halophytic plants: Basic principles, current uses and future perspectives. *Environmental and Experimental Botany*, v. 92, p. 122-133, 2013.

CARDOSO-MOHEDANO, J.G.; PÁEZ-OSUNA, F.; AMEZCUA-MARTÍNEZ, F.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A.C.; RAMÍREZ-RESÉNDIZ, G.; SANCHEZ-CABEZA, J.A. Combined environmental stress from shrimp farm and dredging releases in a subtropical coastal lagoon (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin*, v. 104, p. 83–91, 2016.

CAVALCANTE, A. B. L.; LEITE, J. S.; SANTAELLA, S.T. Avaliação das modificações físico-químicas da água de um estuário sob influência da carcinicultura. In: Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, 17., 2017, Balneário Camboriú. Anais... Balneário Camboriú (SC/ Brasil), 2017. p. 1462 – 1464.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Secretaria dos Recursos Hídricos. Gráficos de chuvas dos postos pluviométricos. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/areas/23-monitoramento/meteorol%C3%B3gico/548-gr%C3%A1fico-de-chuvas-dos-postos-pluviom%C3%A9tricos>>. Acesso em: 21 nov. 2017.

CONAMA. Resolução nº 312/2002. Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira. *Diário Oficial [da] União*. Brasília, DF, 10 de out. 2002. p. 60-66.

CORREIA, L. J. H.; FERNANDES, A. J. D.; LUCIO, M. M. L. M.; TOMAZ, J. K. O.; HONORATO, M. B.; CARNEIRO, E. N. Monitoramento da qualidade físico-química da água do estuário do Rio Paraíba-Cabedelo, PB. *Principia (João Pessoa)*, v. 27, p. 47-54, 2015.

CRISPIM, A. B. Sistemas ambientais e vulnerabilidades ao uso da terra no vale do rio Pacoti-CE: subsídios ao ordenamento territorial. 2011. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2011.

EATON, A.D. et al. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

ELLIOTT, M., WHITFIELD, A.K. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 94, 306–314, 2011.

EUROPEAN COMMISSION. Guidelines on the implementation of the Birds and Habitats Directives in Estuaries and Coastal Zones with Particular Attention to Port Development and Dredging. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2011.

FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016: contributing to food security and nutrition for all. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 200 p. 2016.

FERREIRA, N.C.; BONETTI, C.; SEIFFERT, W.Q. Hydrological and Water Quality Indices as management tools in marine shrimp culture. *Aquaculture*, v. 318, p. 425–433, 2011.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. F. P.; GOMES, R. B.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MORAIS, L. F. S. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. *Revista Engenharia Ambiental*, v. 10, n.2, p. 167-174, abr./jun. 2005.

FIUZA, A. B. J. Q.; LEHUGEUR, L.G.O.; QUEIROZ, B. J. Environmental analysis of the conservation status of the lower Pacoti River, Ceará State. *Arquivo de Ciências do. Mar*, Fortaleza, v.43, n.1, p.18-29, 2010.

FLOWERS, T. J., COLMER T. D. Plant salt tolerance: adaptations in halophytes. *Annals of Botany*, v. 115, p. 327–331, 2015.

FREEDMAN, A.; GROSS, A.; SHELEF, O.; RACHMILEVITCH, S.; ARNON, S. Salt uptake and evapotranspiration under arid conditions in horizontal subsurface flow constructed wetland planted with halophytes. *Ecological Engineering*, v. 70, p. 282–286, 2014.



FULLER, L.; KNOTT, D. M.; KINGSLEY-SMITH, P. R.; MORRIS, J. A.; BUCKEL, C. A.; HUNTER, M. E.; HARTMAN, L. D. Invasion of Asian tiger shrimp, *Penaeus monodon* Fabricius, 1798, in the western north Atlantic and Gulf of Mexico. *Aquatic Invasions*, v. 9, n.1, p. 59-70, 2014.

GORAYEB, A.; SILVA, E. V.; MEIRELES, A. J. A. Meio Ambiente e Condições de Sustentabilidade da Planície Flúvio-Marinha do Rio Pacoti – Ceará – Brasil. *Geoambiente Online*, Jataí/GO, n. 2, p. 1-17, jan-jun. 2004. Disponível em <<https://revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/25861>>. Acesso em 23 nov 2017.

HATJE, V.; SOUZA, M. M. S.; RIBEIRO, L. F.; EÇA, G.F.; BARROS, F. Detection of environmental impacts of shrimp farming through multiple lines of evidence. *Environmental Pollution*, v. 2019, p. 672-684, 2016.

HERBECK, L. S; UNGER, D.; WU, Y.; JENNERJAHN, T. C. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, Tropical China. *Continental Shelf Research*, v. 57, p. 92–104, 2013.

JENNERJAHN, T.C.; MITCHELL, S.B. Pressures, stresses, shocks and trends in estuarine ecosystems – An introduction and synthesis. *Coastal and Shelf Science*, v. 130, n. 1, p. 1-8, 2013.

JERÔNIMO, C. E.; BALBINO, P. C. Caracterização físico-química de efluentes da carcinicultura e seus impactos ao meio ambiente. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 8, p. 1639-1650, 2012.

LACERDA, L. D., MENEZES, M.O.T. & MOLISANI, M.M. Changes in mangrove extension at the Pacoti River estuary, CE, NE Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. *Biota Neotropica*, v. 7, n. 3, p. 067-072, 2007.

LEMLEY, D.; ADAMS, J; TALJAARD, S.; STRYDOM, N. Towards the classification of eutrophic condition in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v.164, p. 221-232, 2015.

LI, G.; WU, Z.; CHENG, S.; LIANG, W.; HE, F.; FU, G.; ZHONG, F. Application of constructed wetlands on wastewater treatment for aquaculture ponds. *Wuhan University Journal of Natural Sciences*, v. 12, n. 6, p. 1131-1135, 2007.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas: Átomo, 2010.

LIANG, Y.; ZHU, H.; BAÑUELOS, G.; YAN, B.; ZHOU, O.; YU, X.; CHENG, X. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, v. 98, p. 275-285, 2017.

MA, Z.; SONG, X.; WAN, R.; GAO, L. A modified water quality index for intensive shrimp ponds of *Litopenaeus vannamei*. *Ecological Indicators*, v. 24, p. 287–293, 2013.

MOHANTY, R. K.; AMBAST, S.K.; PANIGRAHI, P.; MANDAL, K.G. Water quality suitability and water use indices: Useful management tools in coastal aquaculture of *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture*, v. 485, p. 210–219, 2018.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. C.; MAIA, L. P. Estimativa da descarga fluvial para os estuários do Estado do Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, v. 39, p. 53-60, 2006.

MOLNAR, N.; WELSH, D. T.; MARCHAND, C.; DEBORDE, J.; MEZIANE, T. Impacts of shrimp farm effluent on water quality, benthic metabolism and N-dynamics in a mangrove forest (New Caledonia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 117, p. 12-21, 2013.

NAKORN, A. N.; CHEVAKIDAGARN, P.; DANTERAVANICH, S. Environmental impact of white shrimp culture during 2012 - 2013 at Bandon Bay, Surat Thani Province: A case study investigating farm size. *Agriculture and Natural Resources*, v. 51, p. 109-116, 2017.

NASCIMENTO, I. A. Aqüicultura marinha e meio ambiente. *Revista Baiana de Tecnologia*, Salvador, v. 13, n. 3, p. 44-67, 1998.

NIENCHESKI, L. F. H. Propriedades químicas da água de mar. In: CASTELLO, J. P.; KRUG, L. C. (Org.). *Introdução às Ciências do Mar*. Pelotas: Editora Textos, 2015. Cap. 6. p. 140-171.

NILIN, J.; MOREIRA, L.B.; AGUIAR, J.E.; MARINS, R.V; DE SOUZA ABESSA, D.M.; DA CRUZ LOTUFO, T.M.; COSTA-LOTUFO, L.V. Sediment quality assessment in a tropical estuary: the case of Ceará River, Northeastern Brazil. *Marine Environmental Research*, v. 91, p. 89–96, 2013.

NUNES, A. J. P. Tratamento de efluentes e recirculação de água na engorda de camarão marinho. *Panorama da Aqüicultura*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 71, p. 27-39, 2002.

NUNES, A. J. P.; FEIJÓ, R. G. Convivência com o vírus da mancha branca no cultivo de camarão marinho no Brasil. *Revista da ABCC*, Ano XVIII, n. 2, p. 30-36, nov. 2016.

OSÓRIO, F. M.; GODINHO, W. O.; LOTUFO, T. M. C. Ictiofauna associada às raízes de mangue do estuário do Rio Pacoti - CE, Brasil. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 11, n. 1, p. 415-420, mar. 2011. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S167606032011000100038&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S167606032011000100038&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 22 nov 2017.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos. ABES. 286p. 2006.

POERSCH, L. H., CAVALLI, R. O., WASIELESKY, W., CASTELLO, J. P., PEIXOTO, S. R. M. 2006. Perspectivas para o desenvolvimento dos cultivos de camarões marinhos no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Revista Ciência Rural*, Santa Maria, v.36, n.4, p.1337-1343, jul-ago, 2006.

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D.; ELLIOT, E. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 87, n. 3, p.497-500, abr. 2010.

PRAPAIWONG, N.; BOYD, C. E. Effluent volume and pollutant loads at an inland, low-salinity, shrimp farm in Alabama. *Aquicultural Engineering*, v. 48, p. 1-5, 2012.

Queiroz, L.; ROSSI, S.; MEIRELES, J.; COELHO, C. Shrimp aquaculture in the federal state of Ceará, 1970e2012: Trends after mangrove forest privatization in Brazil. *Ocean & Coastal Management*, v. 73, p. 54 – 62, 2013.

RAMOS E SILVA, C. A.; STERNBERG, L. S. L.; DÁVALOS, P. B.; SOUZA, F. E. S. The impact of organic and intensive farming on the tropical estuary. *Ocean & Coastal Management*, v. 141, p. 55-64, 2017.

RIBEIRO, L. F.; EÇA, G. F.; BARROS, F.; HATJE, V. Impacts of shrimp farming cultivation cycles on microbenthic assemblages and chemistry of sediments. *Environmental Pollution*, v. 211, p. 307-315, 2016.

ROCHA, I. P. Carcinicultura brasileira: Processos tecnológicos, impactos sócio-econômicos, sustentabilidade ambiental, entraves e oportunidades. *Revista da ABCC*, v. 13, n. 1, p. 13-23, 2011

SANTOS, C. H. A. J. A. F. H. LOURENÇO, F. BRAGA-NETO, O. R. COSTA, M. A. IGARASHI. 2013. Características dos ecossistemas estuarinos brasileiros e as atividades antrópicas. Disponível em <[http://www.prex.ufc.br/formularios/Meio\\_Ambiente\\_2006/ECOSSISTEMAS%20ESTUARIOS%20BRASILEIROS.pdf](http://www.prex.ufc.br/formularios/Meio_Ambiente_2006/ECOSSISTEMAS%20ESTUARIOS%20BRASILEIROS.pdf)> Acesso em 03 dez 2017

SEMACE - Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Área de proteção ambiental do rio Pacoti. 2010. Disponível em <<http://www.semace.ce.gov.br/2010/12/area-de-protecao-ambiental-do-rio-pacoti/>> Acesso em 24 nov 2017.

SERRANO-GRIJALVA, L.; SÁNCHEZ-CARRILLO, S.; ANGELER, D.G.; SÁNCHEZ-ANDRÉS, R.; ÁLVAREZ-COBELAS, M. Effects of shrimp-farm effluents on the food web structure in subtropical coastal lagoons. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 402, p. 65–74, 2011.

SCHETTINI, C. A. F.; VALLE-LEVINSON, A.; TRUCCOLO, E. C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. *Regional Studies in Marine Science*, v. 10, p. 52-64, 2017.

SILVA, M. C. Estuários - Critérios para uma classificação ambiental. *Revista brasileira de Recursos Hídricos*, v 5, n. 1, p. 25-35, jan/mar, 2000.

SILVA, E. V.; FARIAS, J. F. BARBOSA, L. N.; LIMA, V. G. F.; GORAYEB, A. Environmental Dynamics of the Estuary of the Pacoti River in Ceará, Brazil: Proposals for

Management and Environmental Planning. *Journal of Coastal Research*: Special Issue 75 - Proceedings of the 14th International Coastal Symposium, Sydney, p. 143-147, 2016.

SOHEL, M.S.I.; ULLAH, M. H. Ecohydrology: A framework for overcoming the environmental impacts of shrimp aquaculture on the coastal zone of Bangladesh. *Ocean & Coastal Management*, v. 63, p. 67-78, 2012.

SHI, Y.; ZHANG, G.; LIU, J.; ZHU, Y.; XU, J. Performance of a constructed wetland in treating brackish wastewater from commercial recirculating and super-intensive shrimp growout systems. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 9416-9424, 2011.

SHPIGEL, M.; BEN-EZRA, D.; SHAULI, L.; SAGI, M.; VENTURA, Y.; SAMOCHA, T.; LEE, J.J. Constructed wetland with *Salicornia* as a biofilter for mariculture effluents. *Aquaculture*, v. 412-413, p. 52-63, 2013.

SUÁREZ-ABELENDA, M.; FERREIRA, T.O.; CAMPS-ARBESTAIN, M.; RIVERA-MONROY, V.H.; MACÍAS, F.; NUTO NÓBREGA G.; OTERO, X.L. The effect of nutrient-rich effluents from shrimp farming on mangrove soil carbon storage and geochemistry under semi-arid climate conditions in northern Brazil. *Geoderma*, v. 213, p. 551-559, 2014.

TRAVAINI-LIMA, F.; SIPAUBA-TAVARES, L. H. Efficiency of a constructed wetland for wastewaters treatment. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 3, p. 255-265, 2012.

THE WORLD BANK, 2013. Fish to 2030 Prospects for Fisheries and Aquaculture. Agriculture and Environmental Services Discussion Paper 03. Disponível em: <<http://documents.worldbank.org/curated/pt/458631468152376668/pdf/831770WPO11260ES003000Fish0to02030.pdf>>. Acesso em: 29 dez 2017.

THO, N.; MERCKX, R.; UT, V. N. Impacts of saline water irrigation and shrimp pond discharges on the surrounding waters of a coastal district in the Mekong delta of Vietnam. *Environmental Earth Sciences*, v. 71, p. 2015-2027, 2014.

THO, N.; UT, V. N.; MERCK, R. Physico-chemical characteristics of the improved extensive shrimp farming system in the Mekong Delta of Vietnam. *Aquaculture Research*, v. 42, p. 1600-1614, 2011.

THOMAS, Y.; COURTIES, C.; HELWE, Y. E.; HERBLAND, A.; LEMONNIER, H. Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonia lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, v. 61, p. 387-398, 2010.

VALENTIN, J. L.; MUELBERT, J. H. Ambientes Marinhos. In: CASTELLO, J. P.; KRUG, L. C. (Org.). *Introdução às Ciências do Mar*. Pelotas: Textos, 2015. Cap. 12. p. 314-381.

VASCONCELOS, R. P.; REIS-SANTOS, P.; COSTA, M.J.; CABRAL, H.N. Connectivity between estuaries and marine environment: Integrating metrics to assess estuarine nursery function. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 5, p. 1123-1133, 2011.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 2005.

VYRIDES, I.; STUCKEY, D. C. A modified method for the determination of chemical oxygen demand (COD) for samples with high salinity and low organics. *Bioresource Technology*, v.100., n.,2, p.979- 982, 2009.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 724-751, 2014.

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

WEBB, J.M.; QUINTA, R.; PAPADIMITRIOU, S.; NORMAN, L.; RIGBY, M.; THOMAS, D.N, LE VAY, L. Halophyte filter beds for treatment of saline wastewater from aquaculture. *Water Research*, v. 46, p. 5102-5114, 2012.

WILKINSON, G. M. Eutrophication of Freshwater and Coastal Ecosystems. *Encyclopedia of Sustainable Technologies*, p. 145-152, 2017.