



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

RICARDA SOBRAL BORGES

**CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DO ESTUÁRIO DO RIO JAGUARIBE-CE E
DO ESTUÁRIO DO RIO PARNAÍBA-PI, BRASIL.**

FORTALEZA

2017

RICARDA SOBRAL BORGES

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DO ESTUÁRIO DO RIO JAGUARIBE-CE E DO
ESTUÁRIO DO RIO PARNAÍBA-PI, BRASIL.

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

Orientador: Prof^a. Dr^a. Rozane Valente Marins.

FORTALEZA

2017

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)

B734c Borges, Ricarda Sobral.

Caracterização Limnológica do Estuário do Rio Jaguaribe-CE e do Estuário do Rio Parnaíba-PI, Brasil. / Ricarda Sobral Borges. – 2017.

80 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso de Oceanografia, Fortaleza, 2017.

Orientação: Profa. Dra. Rozane Valente Marins.

1. Fósforo. 2. Clorofila a. 3. Índice de estado trófico. I. Título.

CDD 551.46

RICARDA SOBRAL BORGES

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DO ESTUÁRIO DO RIO JAGUARIBE-CE E DO
DELTA DO PARNAÍBA-PI, BRASIL.

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

Orientador: Prof^a. Dr^a. Rozane Valente Marins.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Rozane Valente Marins (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Hortência de Sousa Barroso
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Janaína Andrade dos Santos
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

A Deus.

Aos meus pais, Maria Lúcia Sobral Borges e
Ricardo Correia Borges.

AGRADECIMENTOS

Ao PIBIC, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

À Prof^ª. Dr^ª. Rozane Valente Marins, pela paciência, confiança e excelente orientação.

Aos professores participantes da banca examinadora Dra. Hortência de Sousa Barroso e Profa. Dra. Janaína Andrade dos Santos pelo tempo dedicado à avaliação da minha monografia.

À Dra. Isabel Cristina da Silva Araújo e à doutoranda Mariany Sousa Cavalcante, pela dedicação, paciência e ajuda durante meu período de aprendizagem em laboratório e em campo.

Às mestrandas do laboratório, Raísa Siqueira, Jessyca Rios, Ingra Belmino e Agda Raquel por toda a ajuda e ensinamentos durante os campos e em laboratório.

Ao bolsista Bruno Arlindo, pela colaboração com a parte técnica.

À técnica de laboratório Isabelle Caracas, pela boa administração e pelos auxílios dentro do LBC.

Ao técnico do laboratório de Dinâmica Costeira Francisco Gleidson, pelos ensinamentos e dedicação durante o tempo que estive lá.

Às minhas amigas Lívia de Melo, Monique Vinhas e Richelle Soares, pela amizade verdadeira e amor construídos e fortalecidos ao longo desses anos. Pelas madrugadas, estudando ou curtindo, pelos momentos de desespero, de tristezas e alegrias compartilhados durante o curso e na vida.

Ao meu companheiro, Jorge Felipe Gomes Rocha, pela dedicação, amor, paciência e honestidade. Pelos ensinamentos tanto na oceanografia como na vida.

Aos meus amigos que a oceanografia me presenteou, Monique, Zé, Liz, Camilo, Jamille, Luanny, Regimário, Sócrates, Baiano, Clarissa, Leo, Marianna.

À minha família, Ricardo Correia, Maria Lúcia, Luciana Sobral, Lia Sobral, Aline Gurgel e Ialle Gurgel pelo carinho, amor e apoio às minhas escolhas.

“Tem energia na terra, tem energia no mar. A água e a terra se encontram e faz o eixo da Terra Girar.” Autor desconhecido.

RESUMO

O fósforo reativo, em meio aquoso, apresenta comportamento não conservativo e alterações nas condições biogeoquímicas podem favorecer a biodisponibilidade ou não deste elemento. No semiárido, estas condições são influenciadas principalmente pela climatologia da região, determinando a frequência, intensidade e qualidade do fluxo de água doce para o estuário. Os dois estuários em estudo localizam-se na costa nordeste oriental, caracterizada principalmente por curtos períodos de chuva e longos períodos de seca, porém os comportamentos estuarinos mostraram-se distintos, devido a propriedades intrínsecas e usos diferenciados que ocorrem nestas bacias. Maiores aportes de fósforo, a partir de fontes antrópicas ou naturais, podem desencadear *blooms* de algas, as quais podem atuar na deterioração da qualidade das águas. Portanto, análises de fósforo e clorofila *a* na água podem indicar o estado trófico de um ecossistema, determinando a qualidade da água, a capacidade de diluição e de restauração do ambiente estuarino. Os cálculos e as classificações do Índice de Estado Trófico foram baseados na metodologia adaptada por Lamparelli (2004). O fósforo total no Canal Principal do Estuário do Rio Jaguaribe variou de 6,6 a 164,8 µg/L, no Canal do Cumbe de 162,4 a 187,4 µg/L, e no Canal do Amor de 27,6 a 41,5 µg/L. A clorofila *a* no canal principal do estuário do rio Jaguaribe variou de 0 a 9,5 µg/L, enquanto nos canais secundários variou de 42,39 a 62,67 µg/L (Canal do Cumbe), e de 3,31 a 3,76 µg/L (Canal do Amor). O canal principal do estuário do rio Jaguaribe apresentou diferentes graus de trofia, variando de ultraoligotrófico a eutrófico, enquanto o Canal do Amor se apresentou como mesotrófico e o Canal do Cumbe como hipereutrófico. No estuário do rio Parnaíba, as variações de fósforo total para o Canal Principal foram de 36,2 a 72,9 µg/L, para o Igarapé dos Periquitos de 30,4 a 49,5 µg/L, e para o Canal Tatus de 27,2 a 32,5 µg/L. A clorofila *a* no Canal Principal variou de 3,53 a 23 µg/L, no Igarapé dos Periquitos de 4,31 a 12,87 µg/L, e no Canal Tatus de 7,66 a 8,57 µg/L. O estuário do rio Parnaíba apresentou-se em geral como um ambiente eutrófico, apresentando uma região supereutrófica e outra mesotrófica. Portanto, a eutrofização de corpos d'água podem ser controladas tanto pelo aporte de fontes naturais como antrópicas, onde variações locais das condições biogeoquímicas podem atuar na capacidade de depuração e na contaminação destas águas, influenciando seus índices de estado trófico.

Palavras-chave: Fósforo. Clorofila *a*. Índice de estado trófico.

ABSTRACT

The reactive phosphorus in water does not present conservative behavior and alterations in the biogeochemical conditions of water can foment the bioavailability of this element. On the semiarid, these conditions are influenced primarily by the climatology of the region which will determine the frequency of occurrence, intensity and quality of freshwater flow toward to the estuary. Both estuaries analyzed are located in oriental northeast coast, characterized mainly by short periods of rain and long periods of drought, however the estuarine behavior has shown differences between them due to different watersheds uses and inner properties. Phosphorus discharge increases, by naturally or anthropic sources, can start seaweed blooms which can act on the reduction of waters quality. Therefore, phosphorus and chlorophyll *a* analysis on the water are able to identify trophic state determining water quality, dilution and capacity of restoration of the estuarine environment. The calculations and classifications of Trophic State Status were based on the adapted methodology by Lamparelli (2004). The total phosphorus at the Main Channel of Jaguaribe River Estuary varied between 6,6 to 164,8 $\mu\text{g/L}$, at Channel of Cumbe, 162,4 to 187,4 $\mu\text{g/L}$, and, at Channel of Love, 27,6 to 41,5 $\mu\text{g/L}$. Chlorophyll *a* variations were 0 to 9,5 $\mu\text{g/L}$ at the Main Channel of Jaguaribe River Estuary, while at the secondary channels were 42,39 to 62,67 $\mu\text{g/L}$ (Cumbe's Channel), and 3,31 to 3,76 $\mu\text{g/L}$ (Love's Channel). The main channel of Jaguaribe river's estuary presented different degrees of trophic, fluctuating from ultra-oligotrophic to eutrophic, while Cumbe's Channel presented as Hypereutrophic, and Love's Channel as mesotrophic. For Parnaiba river's estuary, total phosphorus variation at the Main Channel was from 36,2 to 72,9 $\mu\text{g/L}$, for Igarapé dos Periquitos' Channel from 30,4 to 49,5 $\mu\text{g/L}$, and at Tatus' Channel, from 27,2 to 32,5 $\mu\text{g/L}$. Chlorophyll *a* varied from 3,53 to 23 $\mu\text{g/L}$, for Igarapé dos Periquitos from 4,31 to 12,87 $\mu\text{g/L}$, and Tatus channel from 7,66 to 8,57 $\mu\text{g/L}$. The Parnaiba river's estuary, as a whole, presented an eutrophic environment, with a super eutrophic region and another one as mesotrophic. Therefore, the eutrophication of water bodies can be controlled both by natural and anthropogenic sources, where local variations of the biogeochemical conditions can act in the purification capacity and in the contamination of these waters, influencing their trophic state indexes.

Keywords: Phosphorus. Chlorophyll *a*. Trophic status index.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Localização Unidades de Conservação APA e RESEX Marinha do Delta do Parnaíba.....	32
Figura 2	– Localização da área de estudo e da cidade de Ilha Grande na APA e da comunidade da Ilha de Canárias na RESEX Marinha do Delta do Parnaíba.....	33
Figura 3	– Área de Estudo Estuário do Rio Jaguaribe.....	35
Figura 4	– Área de Estudo Estuário do Rio Parnaíba.....	37
Figura 5	– Soluções padrões de fósforo com o reativo mix.....	39
Figura 6	– Gráfico de salinidade x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.....	41
Figura 7	– Gráfico de temperatura x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.....	43
Figura 8	– Canal do Amor com ocorrência de vegetação preservada.....	44
Figura 9	– Canal do Cumbe apresentando elevado grau de degradação.....	44
Figura 10	– Gráfico de oxigênio dissolvido x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.....	45
Figura 11	– Gráfico de condutividade x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.....	46
Figura 12	– Gráfico de pH x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.....	47
Figura 13	– Distribuição de fósforo total, reativo e particulado x altura da maré ao longo do Canal Principal – Estuário do Rio Jaguaribe.....	48
Figura 14	– Distribuição de fósforo total, reativo e particulado x altura da maré para o Canal do Cumbe e Canal do Amor – Estuário do Rio Jaguaribe.....	49
Figura 15	– Distribuição de clorofila <i>a</i> para o Canal Principal – Estuário do Rio Jaguaribe.....	50
Figura 16	– Distribuição de clorofila <i>a</i> para o Canal do Cumbe e Canal do Amor – Estuário do Rio Jaguaribe.....	51
Figura 17	– Classificação do índice de estado trófico ao longo do Canal Principal - Estuário do Rio Jaguaribe.....	54
Figura 18	– Classificação do índice de estado trófico para o Canal do Cumbe e Canal do Amor - Estuário do Rio Jaguaribe.....	54

Figura 19	– Gráfico para salinidade x maré – Estuário do Rio Parnaíba.....	55
Figura 20	– Gráfico para temperatura x maré – Estuário do Rio Parnaíba.....	56
Figura 21	– Gráfico para oxigênio dissolvido x maré – Estuário do Rio Parnaíba.....	56
Figura 22	– Gráfico para condutividade x maré – Estuário do Rio Parnaíba.....	57
Figura 23	– Gráfico para pH x maré – Estuário do Rio Parnaíba.....	58
Figura 24	– Distribuição de fósforo total, reativo e particulado ao longo do Canal Principal – Estuário do Rio Parnaíba.....	58
Figura 25	– Cargas estimadas de P ($t.ano^{-1}$), a partir da denudação física e química dos diferentes tipos de solos típicos da bacia do Rio Parnaíba.....	60
Figura 26	– Distribuição de fósforo total, reativo e particulado x maré para o Canal Igarapé dos Periquitos e Canal Tatus – Estuário do Rio Parnaíba.....	62
Figura 27	– Canal Igarapé dos Periquitos com vegetação de mangue desenvolvidos.....	63
Figura 28	– Distribuição de clorofila <i>a</i> ao longo do Canal Principal – Estuário do Rio Parnaíba.....	64
Figura 29	– Distribuição de clorofila <i>a</i> no Canal Igarapé dos Periquitos e Canal Tatus – Estuário do Rio Parnaíba.....	65
Figura 30	– Classificações estado trófico ao longo do Canal Principal – Estuário do Rio Parnaíba.....	66
Figura 31	– Classificações estado trófico ao longo do Canal Igarapé dos Periquitos e Canal Tatus.....	66
Figura 32	– Parâmetros hidroquímicos – Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.....	67
Figura 33	– Fósforo total, reativo, particulado e clorofila <i>a</i> para os canais principais – Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.....	68
Figura 34	– Fósforo total, reativo, particulado e clorofila <i>a</i> para os canais secundários – Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.....	69

Figura 35 Índice de Estado Trófico Canais Principais e Secundários – Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.....

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Estimativas de cargas de fósforo ($t P \cdot ano^{-1}$) a partir de fontes naturais e antrópicas para a bacia do Baixo Parnaíba (Rio Longá/Parnaíba).....	34
Quadro 2 – Alturas das marés para o estuário do rio Jaguaribe e estuário do rio Parnaíba.....	38
Quadro 4 – Classificações do Índice de Estado Trófico.....	40
Quadro 5 – Classificação dos tipos de estuários de acordo com a salinidade.....	42
Quadro 6 – Comparações das frações de fósforo e de clorofila <i>a</i> ao longo do Canal Principal e na Gamboa e dentro do Canal do Cumbe entre o estudo realizado por Eschrique (2007) e o presente estudo.....	53
Quadro 7 – Porcentagens de fosfato reativo e particulado para os estuários do rio Jaguaribe e do rio Parnaíba.....	70

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	O Ambiente Estuarino	16
1.2	Sistemas Deltaicos	17
1.3	O Fósforo	18
1.3.1	Fontes e a ciclagem do fósforo	19
1.4	Clorofila <i>a</i>	22
1.5	Atividades Antropogênicas e a Eutrofização	22
1.6	Índice de Estado Trófico (IET)	24
2	HIPÓTESE	26
3	OBJETIVOS	26
3.1	Gerais	26
3.2	Específicos	26
4	MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1	Áreas de Estudo	27
4.1.1	Estuário do Rio Jaguaribe	27
4.1.2	Estuário do Rio Parnaíba	28
4.2	Amostragem	33
4.2.1	Estuário do Rio Jaguaribe	33
4.2.2	Estuário do Rio Parnaíba	36
4.3	Correção da Maré	37
4.4	Análises Laboratoriais	38
4.4.1	Fósforo	38
4.4.2	Clorofila <i>a</i>	39
4.5	Índice de Estado Trófico (IET)	40
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1	Estuário do Rio Jaguaribe	41
5.1.1	Parâmetros Hidroquímicos	41
5.1.2	Fósforo	47
5.1.3	Clorofila <i>a</i>	50
5.1.4	Índice de Estado Trófico (IET)	53
5.2	Estuário do Rio Parnaíba	55

5.2.1	Parâmetros Hidroquímicos.....	55
5.2.2	Fósforo.....	58
5.2.3	Clorofila <i>a</i>.....	64
5.2.4	Índice de Estado Trófico (IET).....	65
5.3	Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.....	67
6	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	71
	REFERÊNCIAS.....	73

1 INTRODUÇÃO

1.1 O Ambiente Estuarino

Estuários são ambientes caracterizados por serem corpos de água semi-fechados, localizando-se na interface entre a terra e o oceano, dessa forma, ocorrendo a mistura de água do mar com a água doce oriunda do continente (HOBBIE, 2000). Entretanto, essa definição não é adequada para regiões semiáridas por possuírem curtos períodos de chuvas e longos períodos de seca, recebendo aportes de água doce apenas em épocas chuvosas, tornando-se, portanto, estuários hipersalinos (POTTER, 2010). Dessa forma, uma definição mais atualizada foi proposta por Pritchard's (1967), que foi posteriormente modificada por Day (1980, 1981):

Um estuário é um corpo de água parcialmente fechado no qual é também permanentemente ou periodicamente aberto para o mar e dentro do qual existe até certo ponto uma variação de salinidade devido à mistura de água do mar com água doce derivada da drenagem terrestre.

Portanto, os estuários são ambientes altamente dinâmicos, sujeitos a forças marinhas, fluviais e pluviais, e também possuem uma elevada reatividade geoquímica conduzindo a constantes modificações nos seus parâmetros hidroquímicos (BIANCHI, 2007). Estes ambientes além de fornecerem fontes de alimentos economicamente importantes, como mariscos e peixes, proporcionam áreas de abrigo e alimentação para peixes migratórios, principalmente no estágio juvenil (CHESNEY e BALTZ, 2001; MIRANDA et al., 2002).

Os estuários funcionam como corredores para a passagem de materiais dissolvidos ou em suspensão que são carreados até o mar, ou podem atuar na retenção de contaminantes residuais em seus sedimentos, ajudando a manter a saúde e o equilíbrio dos sistemas costeiros e marinhos adjacentes (DYER, 1997; ELLIOT e MCLUSKY, 2002). A natureza físico-química desses materiais e as dinâmicas que determinam as características hidroquímicas desses ambientes conduzem os processos biogeoquímicos que influenciam no comportamento desses materiais.

As dinâmicas dos estuários incluem a circulação estuarina, as descargas de rios e de águas subterrâneas, os ciclos de marés e eventos de ressuspensão (LEONARD e LUTHER, 1995), os quais estão intrinsecamente relacionados com o controle dos ciclos biogeoquímicos desses ambientes, além de proporcionar a existência de formações florestais conhecidas como manguezais, nos trópicos. `

Portanto, os manguezais ocorrem em áreas abrigadas do litoral tropical, no ponto de contato entre o continente e o mar (LACERDA et al., 2006). As condições ideais para o desenvolvimento destas formações são o clima tropical com temperaturas constantes ($< 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ de variação) e acima de $20\text{ }^{\circ}\text{C}$, baixa energia de onda, salinidade entre 5 e 30, aporte de água doce abundante e uma grande amplitude de maré (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

Dessa maneira, os manguezais apresentam elevado grau de resiliência, e a alteração da sua distribuição e características que ocorrem de acordo com as forçantes que dominam em um determinado período podem indicar mudanças das condições ambientais do litoral, servindo como importantes marcadores (LACERDA et al., 2006). Além disso, os manguezais são ecossistemas extremamente importantes para a economia costeira através da proteção da linha de costa e por fornecer áreas de berçário para mariscos e peixes economicamente importantes, além de fornecer produtos como madeira, lenha, carvão, vias navegáveis para transporte e locais para a aquicultura (CHAPMAN, 1975; KJERFVE, 1990).

Os nutrientes bênticos, nitrogênio e fósforo, e as transformações pela decomposição microbiana da matéria orgânica estão intrinsecamente relacionados com a produtividade e o crescimento dos manguezais, onde interação entre sedimentos e plantas constituem um ambiente altamente dinâmico (PRASAD e RAMANATHAN, 2008). Dentre estes nutrientes, existem os que são essenciais a formação de matéria orgânica nos seres vivos e, a ausência deles podem limitar a produção primária (STEEMAN-NIELSEN, 1958; JICKELLS 1998; CLOERN, 2001).

1.2 Sistemas Deltaicos

Rios com grandes descargas fluviais transportam grandes cargas sedimentares que se depositam em regiões costeiras, onde os processos costeiros ou forçantes marinhas (ondas e marés) não possuem força suficiente para dispersar todos os sedimentos, atuando apenas na modelagem da linha de costa e nos padrões de sedimentação, formando os sistemas deltaicos. Os deltas, portanto, são ambientes que avançam da terra para o mar, onde as ações fluviais dominam sobre as ações marinhas, e estão associados a eventos de regressão ou estabilização marinha (PASKOFF, 1985; SILVA et al., 2004; WOODROFFE, 2009).

A disposição dos sedimentos nos sistemas deltaicos é fortemente influenciada pela profundidade da bacia receptora, que quanto mais rasa, maior será o acúmulo de barras sedimentares na foz do delta (WOODROFFE, 2009). Além disso, o selecionamento granulométrico dos sedimentos finos a partir da foz está intrinsecamente relacionado com a

diferença de densidade entre as águas fluviais e marinhas que atuam na região (SILVA et al., 2004).

Os deltas são ambientes formadores de planícies de inundação e estão altamente associados à manguezais e marismas, tornando-se ambientes com alta fertilidade e produtividade biológica, sendo considerados importantes áreas de conservação ambiental. Além disso, tendo em vista a acumulação de sedimentos e matéria orgânica nestas regiões, os sedimentos deltaicos antigos tornam-se importantes fontes de petróleo, gás e carvão (SILVA et al., 2004; WOODROFFE, 2009).

1.3 O fósforo

O fósforo é um macronutriente essencial por participar de processos fundamentais do metabolismo dos organismos vivos, dentre eles o armazenamento de energia (como ATP) e a estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídios). A produção de ATP no cloroplasto por meio de reações que são ativadas pela luz por algas e vegetais está associada com a absorção de fosfato e essa representa uma estreita relação entre essa absorção e a atividade fotossintética fitoplanctônica. Dessa maneira, geralmente, o fósforo é considerado o principal fator limitante de sua produtividade na maioria das águas continentais e tem sido o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, 1998). As frações de fósforo encontrada nas águas de rios podem estar sob as formas de fósforo inorgânico dissolvido (ortofosfato ou fósforo reativo), fósforo orgânico dissolvido e fósforo orgânico particulado (WETZEL, 2001).

O fósforo reativo representa a principal forma assimilável de fósforo pelos organismos aquáticos e pode apresentar-se sob diferentes formas iônicas, tais como H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} ou PO_4^{3-} , entretanto, suas proporções dependem do pH do meio (OSÓRIO & OLIVEIRA, 2001; MARINS, et al., 2003). Em estuários da costa cearense, onde o pH é elevado (MARINS et al., 2003), grande parte do fosfato reativo encontra-se predominantemente sob a forma de HPO_4^{2-} (PAULA FILHO, 2004). O ortofosfato pode ser encontrado também aderido às partículas inorgânicas (predominantemente íons ortofosfatos, FeHPO_4^+ , $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$, adsorvidos à agregados inorgânicos e minerais) em suspensão. A fração de fósforo orgânica particulada é encontrada em compostos orgânicos, fosfatases e fosfolipídios, adsorvidos a agregados orgânicos e incorporados aos organismos vivos, principalmente nas bactérias e em partículas detriticas. O fósforo total inclui todas as frações de P (WETZEL, 2001).

Assim, processos químicos e biológicos atuam na dinâmica do fósforo conduzindo a disponibilidade de frações de fosfato tanto na coluna d'água como nos sedimentos. Além disso, a capacidade de mobilidade desse elemento influencia essa disponibilidade em diferentes compartimentos ambientais, principalmente das formas biodisponíveis, indicando o potencial de eutrofização através de mudanças geoquímicas do meio aquoso e sedimentar (ESCHRIQUE, 2011). Em virtude dessas constantes trocas de nutrientes entre a coluna d'água e os sedimentos, o compartimento sedimentar atua como reservatório de fósforo, e dependendo das condições do meio, parte da carga interna desse reservatório pode ser liberada para o meio aquoso (DING et al., 2015; NI e WANG, 2015) tornando-se fundamental para as florações fitoplanctônicas e, conseqüentemente, para a qualidade da água (TANG et al., 2014).

1.3.1 Fontes e a ciclagem do fósforo

O fosfato inorgânico presente nos rios e estuários podem ocorrer de origem natural e antrópica. Dentre as fontes naturais, o fosfato ocorre em pequenas quantidades (geralmente 0,2 a 0,3 μM) na água da chuva e é aumentado pelo intemperismo de rochas fosfáticas (apatita detrítica) da bacia de drenagem e pela lixiviação dos solos desencadeada pelas águas das chuvas ou, pode ocorrer também, por deposição atmosférica. Dessa maneira, o fosfato liberado é carregado pelas águas continentais (ESTEVEES, 1998; MARINS, et al., 2007; EMSELY, 1980) e através de escoamento superficial, o fosfato pode alcançar diferentes ecossistemas aquáticos sob duas formas principais: a solúvel e adsorvido às argilas. A forma adsorvida é a via mais importante de acesso de fosfato aos ecossistemas aquáticos tropicais, devido à frequência de solos argilosos (solos antigos e muito intemperizados) nesta região (ESTEVEES, 1998). Além disso, o fosfato de cálcio (originado da apatita cristalina, tais como fluorapatita e hidroxiapatita, e fósforo amorfo) possui uma baixa solubilidade em águas neutras, e a disponibilidade de fósforo nas drenagens de águas tendem a ser baixas (EMSELY, 1980). Aliado a isso, fosfatos fornecidos para os rios podem ser removidos e acumulados pelas bacias florestais conduzindo a uma baixa exportação para as águas receptoras. Entretanto, atividades antropogênicas podem aumentar a contribuição de fósforo inorgânico para a água (REYNOLDS & DAVIES, 2001).

Dentre as fontes artificiais, estão os esgotos urbanos sem tratamento, os quais contém fosfatos inorgânicos condensados e ortofosfatos que provém dos dejetos humanos e dos efluentes domésticos (OSÓRIO & OLIVEIRA, 2001). Esse último possui polifosfatos dos produtos de limpeza que utilizam o fosfato de sódio (Na_3PO_4) como uma das matérias primas (ESTEVEES, 1998; OSÓRIO & OLIVEIRA, 2001). A atividade agrícola é mais uma fonte

antrópica, que utiliza fertilizantes superfosfatados como o dihidrogenofosfato de cálcio $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ para incrementar a produção (BRANCO et al., 2001). O mesmo é altamente solúvel na água e fornece fósforo necessário para o crescimento das plantas. Seu uso indiscriminado pode afetar tanto as águas superficiais como as águas subterrâneas através da infiltração (PAULA FILHO, 2004). Outras fontes que também podem contribuir significativamente para a contaminação de águas superficiais são as atividades de pecuária através dos dejetos dos animais que são incorporados aos solos e, na maioria das vezes, são lixiviados alcançando as águas superficiais, e a carcinicultura que contribuem através do despejo de águas residuais oriundas da despesca. Os camarões incorporam apenas 13% do fósforo presente na ração, sendo, então, os efluentes ricos em fósforo (SHIMODA et al., 2005).

Os materiais fosfatados ao serem carregados pelos rios podem manter-se na coluna d'água ou serem precipitados nos sedimentos de diferentes formas, dessa maneira, descrevendo a influência dos processos antrópicos nas bacias hidrográficas e a hidrogeoquímica do local caracterizada por processos naturais que interferem nos processos biogeoquímicos e na sedimentação de materiais (MARINS et al., 2007).

O processo de precipitação ou de liberação do fosfato em ecossistemas aquáticos é desencadeado tanto por alterações no potencial redox, no pH e na concentração de oxigênio dissolvido como pelas concentrações de argilas, de metais alcalinos terrosos e de elementos de transição, principalmente o cálcio, alumínio, ferro e manganês. De acordo com Golterman (1969), em condições oxidantes, com potencial redox $\geq +200$ mV, o Fe^{2+} é oxidado a Fe^{3+} , cujo tende a formar hidróxido de ferro flocular o qual adsorve os íons ortofosfatos e, assim, precipitando-os no sedimento. Uma diminuição do potencial redox ($\text{Eh} \leq +200$ mV) conduz a redução de Fe^{3+} para Fe^{2+} , o qual é altamente solúvel e dessa maneira, íons ortofosfatos são liberados para o meio aquoso estando completamente biodisponíveis.

Entretanto, sob severas condições de redução ($\text{Eh} \leq -200$ mV), os íons sulfatos são reduzidos a íons sulfetos, que logo precipitam com Fe^{2+} , formando o sulfeto de ferro (FeS). Assim, em processos de re-oxidação, o conteúdo residual de ferro será diminuído, menos hidróxido de ferro e fosfatos irão precipitar. As transformações redox de enxofre podem influenciar mais do que as de ferro em sistemas eutróficos que apresentam altos níveis de fosfato (REYNOLDS, 2006).

A precipitação de fosfato através de argilas, principalmente aquelas que são constituídas de ferro e alumínio (como a hematita e a gipsita) ocorre em pH ácido ou ligeiramente ácido. Continentes tropicais recebem consideráveis aportes de argilas em suas bacias de drenagem e, dessa maneira, as argilas assumem grande importância no fenômeno de

adsorção do fosfato nessas regiões. Além disso, grandes quantidades de argilas no ambiente aquoso reduzem fortemente a transparência da água, atuando também na diminuição da produtividade do ecossistema (ESTEVEVES, 1998).

O fósforo reativo, uma vez biodisponível na coluna d'água, é assimilado pelo fitoplâncton que utiliza para o armazenamento de energia da célula (ATP e GTP) e para a composição de ácidos nucleicos, fosfolipídios, nucleotídeos, fosfoproteínas e entre outros (ESTEVEVES, 1998). Dessa maneira, o fósforo torna-se um requerimento essencial à vida das plantas influenciando na dinâmica de suas populações (REYNOLDS, 2006). Células de fitoplâncton saudáveis em crescimento apresentam teor de fósforo próximo a 1-1,2% de massa seca livre de cinzas (ROUND, 1965; LUND, 1965 *apud* REYNOLDS, 2006) e a sua taxa de absorção diminui com o aumento de concentração no interior da célula. Entretanto, algumas algas são capazes de assimilar fosfato além de suas necessidades (“luxury uptake” ou “luxury consumption”), dessa maneira, a célula pode conter de 8 a 16 vezes mais do que a sua quota celular mínima. Portanto, ela pode sustentar três ou quatro replicações celulares sem captar mais fósforo implicando no crescimento da população das algas, mesmo quando a fonte externa de fosfato se esgota (ESTEVEVES, 1998; REYNOLDS, 2006).

Embora o fosfato reativo seja a principal forma assimilada pelo fitoplâncton e pelas macrófitas aquáticas, eles são capazes de absorver o fosfato sob diferentes formas (VOGLER, 1965 *apud* ESTEVEVES, 1998), sendo, portanto, fundamentais na ciclagem do fósforo em ecossistemas aquáticos (POMEROY et al., 1963). Os organismos heterotróficos, por exemplo, os zooplânctons, ao ingerir material particulado rico em fosfato como o fitoplâncton e detritos orgânicos, como as fezes de peixes, 85 a 90% de fosfato eliminado durante o processo de ingestão é sob a forma de fósforo inorgânico dissolvido. Além disso, a morte do fitoplâncton, de macrófitas aquáticas, do zooplâncton, nécton e bentos liberam a maior parte do fosfato contido nas suas biomassas para a coluna d'água (POMEROY et al., 1963; RIGLER, 1973; FERRANTE, 1976 *apud* ESTEVEVES, 1998; BARSANTI e GUALTIERI, 2014). Quando o fosfato é liberado através desses processos bioquímicos para o meio aquoso, segundo Esteves (1998), as bactérias serão responsáveis pela sua decomposição e liberação de fosfato sob a forma inorgânica. Assim, dependendo das características biogeoquímicas e hidroquímicas do meio, o fosfato reativo estará novamente biodisponível para ser absorvido pelo fitoplâncton ou para se adsorver à partículas em suspensão e possivelmente precipitar para o compartimento de fundo.

1.4 Clorofila *a*

A clorofila *a* é o pigmento fotossintético dominante em todas as algas eucariontes e nas cianobactérias, sendo responsável pela absorção de luz nas regiões do vermelho e do azul do espectro de luz, sendo, portanto, essencial na captura de energia solar para o crescimento algal (GUIMARÃES, 1985). Dessa maneira, medidas de clorofila *a* em águas naturais atuam como um ótimo indicador da biomassa fitoplanctônica e uma indicação do estado trófico de ecossistemas aquáticos (CARMOUZE, 1994; VARELA e MASSA, 1981).

1.5 Atividades Antropogênicas e a eutrofização

A Legislação Federal do Brasil considera as áreas de manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APA), entretanto, isso parece não impedir que as atividades antrópicas se estabeleçam nessas áreas provocando significativas mudanças ao longo da costa. Dentre essas atividades, o mais comum é o desmatamento dos manguezais para o desenvolvimento urbano, para atividades turísticas, e para a maricultura (LACERDA et al., 2006). A derrubada de florestas para a expansão urbana, para a prática de cultivos e de pastagem promovem o aumento das emissões de fósforo (P) para os ecossistemas aquáticos alterando o estado trófico das águas (FIA et al., 2009; KLOSE et al., 2012).

A ocupação inadequada de áreas ribeirinhas aliada à carência de saneamento básico, a falta de planejamento das atividades de agricultura, pecuária, silvicultura e aquicultura, o uso indiscriminado de fertilizantes e defensivos agrícolas e modificações na hidrologia da bacia hidrográfica através de desvios e represamentos de água doce pela construção de barragens (BERTOLDI, 2016) são problemáticas que afetam as áreas costeiras, tanto contribuindo com elevadas emissões de fósforo, bem como modificando significativamente as características hidroquímicas, os ciclos biogeoquímicos e a dinâmica dos sistemas estuarinos.

Além disso, a construção de barragens e represas para obtenção de água para consumo (abastecimento e irrigação) e a transposição de bacias hidrográficas alteram consideravelmente o grau de salinização e o fluxo de água e sedimentos para o mar e, como consequência dessas mudanças estão a erosão costeira, o avanço de areias marinhas sobre estuários e a intrusão salina em águas subterrâneas (LACERDA et al., 2006, MARINS et al., 2003).

A ocorrência de atividades antrópicas localizadas principalmente próxima aos rios, estuários e regiões de manguezais conduzem a liberação de P tanto de formas indiretas, através da lixiviação de solos ricos em fertilizantes (agricultura) ou em dejetos de animais das atividades de pecuária, quanto de formas diretas, através de despejos de águas residuais da

aquicultura e de esgotos domésticos. Burford et al., (2003) e Jackson et al., (2003) afirmam que “...aquicultura intensiva de camarão contribui com impactos ambientais associados com a emissão de grandes quantidades de P diretamente para as águas estuarinas.” Assim, de acordo com Knoppers et al., (1999), o aumento da disponibilidade do fósforo conduz a alterações dos ciclos biogeoquímicos, provocando desequilíbrio na biota que assimila essas espécies químicas, e, conseqüentemente alterando o metabolismo do ecossistema estuarino.

Portanto, pode-se dizer que o aumento da concentração de nutrientes pode desencadear um aumento na produtividade primária causando o processo de eutrofização de um ambiente aquático. Esse processo em um ambiente aquático pode conduzir a ocorrência de florações de algas, ou de cianobactérias (LAMPARELLI, 2004). Entretanto, estas florações possuem curto ciclo de vida e a morte de algas e plantas aquáticas disponibiliza grandes quantidades de matéria orgânica no fundo da coluna d’água, as quais sofrem decomposição por microorganismos heterotróficos. O processo de decomposição da matéria orgânica aumenta a DBO (demanda bioquímica de oxigênio) através da respiração, conduzindo a um quadro de hipoxia ou até mesmo de anoxia. Além disso, há a formação de compostos reduzidos e tóxicos, como sulfetos, metano e amoníaco que propiciam o odor desagradável ao ambiente (ESTEVES, 1998).

Dessa forma, o processo de eutrofização tem como principais conseqüências o aumento da turbidez da água, comprometendo a fotossíntese de plantas aquáticas que vivem em níveis mais baixos da coluna d’água, a redução da concentração de oxigênio na água, conduzindo a uma mortalidade de espécies de peixes economicamente importantes e a diminuição da qualidade das águas prejudicando o seu consumo para abastecimento urbano e irrigação.

Em vista dessa problemática, os estuários e as populações ribeirinhas estão cada vez mais vulneráveis aos impactos ambientais e socioeconômicos causados por atividades antrópicas que contribuem com o processo de eutrofização artificial dos ecossistemas estuarinos (McLUSKY e ELLIOT, 2004; HANAZAKI et al., 2007; BIANCHI, 2007). Entretanto, regiões afastadas de áreas urbanas ou que são pouco antropizadas podem também sofrer com efeitos da eutrofização, porém, ela é causada principalmente por fatores naturais e em menor escala (SILVA et al., 2008; QUEIROZ et al., 2009; ALVES, 2011).

As principais conseqüências quando se tem a deterioração da qualidade das águas de um ambiente aquático são os elevados custos de tratamento de água potável e de saúde pública, gastos no gerenciamento, na recuperação e na necessidade de construir novos reservatórios, principalmente em regiões com baixa disponibilidade hídrica e elevada demanda, como no Nordeste Brasileiro (BICUDO; TUNDISI; SCHEUENSTUHL, 2010; BARBOSA et al., 2012).

1.6 Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice de Estado Trófico (IET) permite a classificação de um ambiente aquático em diferentes graus de trofia a partir da avaliação da qualidade da água quanto ao seu enriquecimento por nutrientes e seu efeito, associado ao bloom de algas ou infestação de macrófitas aquáticas (CARLSON, 1977). A determinação do IET possibilita a descrição das relações bióticas e abióticas do ecossistema, para facilitar o entendimento do público não técnico sobre o estado da qualidade de um corpo d'água e para contribuir com o estabelecimento de políticas ambientais auxiliando no processo de gestão de recursos hídricos (PAULA FILHO, 2014).

O IET basicamente consiste na avaliação da disponibilidade de nutrientes em um ecossistema aquático, envolvendo carga, transporte e concentrações de nutrientes, dados de biomassa ou pigmentos fotossintéticos (clorofila *a*), incluindo a produtividade, quantidade e qualidade da biota local, dados de oxigênio e outras variáveis diretamente ligadas a processos que influenciam os equilíbrios tróficos da água (CETESB, 2007; FARAGE et al., 2010).

A determinação do IET, dessa forma, utiliza parâmetros que são determinados como a causa e efeito do processo de eutrofização de um ambiente aquático. O nutriente utilizado para o cálculo é o fósforo total, pois as formas de fosfato particulado podem frequentemente sofrer processos de dissolução e se transformarem em fosfato inorgânico dissolvido, que é a principal forma de fosfato assimilada pelas algas e plantas aquáticas e, geralmente, ele é considerado um fator limitante da produtividade primária. Portanto, o fósforo total é considerado um nutriente potencialmente ou indiretamente capaz de gerar eutrofização, sendo utilizado como uma medida do potencial de eutrofização de um ambiente aquático. Outros parâmetros como transparência da água e a clorofila *a* atuam como resposta do ambiente aquático (efeito) ao aumento das concentrações de fósforo (causa) na água, sendo utilizados como indicadores da densidade vegetal presente na água (ESTEVES, 1998; CETESB, 2007; BAUMGARTEN, 2013).

Nutrientes nitrogenados também são assimilados por produtores primários e fundamentais para seu crescimento e proliferação, portanto, foram incluídos no cálculo do IET em estudos realizados por Kratzer e Brezonick (1981). Entretanto, tendo em vista que o fósforo é, em muitos casos, considerado um fator limitante sob o nitrogênio, e que as metodologias para a análise de compostos fosfatados são mais simples, muitos outros autores não consideraram o nitrogênio em seus cálculos (ESTEVES, 1998; BAUMGARTEN, 2013).

Inicialmente, os cálculos do IET foram definidos por Carlson (1977), sendo desenvolvidos para ambientes lênticos (reservatórios e lagos) de regiões temperadas. Em virtude das regiões temperadas serem bastante distintas das regiões tropicais, principalmente no que diz respeito ao clima, Toledo et al., (1983) modificaram o cálculo do IET adaptando-o para ambientes lênticos de regiões tropicais. Entretanto, os cálculos continuaram restritos a reservatórios e lagos, não sendo adequado para rios, estuários e águas marinhas, pois são ambientes que estão muito mais sujeitos as influências de uma diversidade de fatores bióticos e abióticos. Portanto, Lamparelli (2004) propôs uma modificação do cálculo e da classificação do IET para ambientes lóticos baseado na adaptação feita por Toledo et al (1983), o qual utiliza os parâmetros de fósforo total e de clorofila *a*.

2. HIPÓTESE

É possível avaliar o estado e a qualidade da água instantâneos de ambientes estuarinos através da determinação dos teores de fósforo e clorofila *a*, comparar os resultados instantâneos entre dois ecossistemas da costa equatorial e avaliar se diferentes usos das bacias alteram o estado trófico das águas ao longo da região estuarina dos rios Jaguaribe (CE) e Parnaíba (PI). A partir destas comparações, pode-se sugerir a importância relativa da influência de atividades antrópicas que atuam na região e da preservação de um ecossistema a partir da implementação de unidades de conservação.

3. OBJETIVOS

3.1 Gerais

O presente trabalho teve o objetivo de determinar concentrações de fósforo total e de clorofila *a* na água caracterizando o comportamento do fósforo e dos produtores primários no meio aquoso para o Estuário do Rio Jaguaribe e do Rio Parnaíba. Aliado a essas análises, será também realizado o cálculo e a classificação do índice de estado trófico (IET) para ambas as regiões.

3.2 Específicos

3.2.1 Realizar duas campanhas, uma para o Estuário do Rio Jaguaribe e a segunda para o Estuário do Rio Parnaíba, os quais apresentam diferentes características tanto ambientais como relacionadas aos usos antrópicos;

3.2.2 Medir as concentrações de fósforo total e clorofila *a* ao longo dos canais estuarinos avaliados para possíveis identificações das fontes;

3.2.3 Avaliar o índice de estado trófico para as duas regiões;

3.2.4 Comparar os resultados entre áreas preservadas e áreas não preservadas nos canais principais e canais secundários de ambas as regiões e entre os dois estuários em estudo.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Áreas de Estudo

4.1.1 Estuário do Rio Jaguaribe

O Estuário do Rio Jaguaribe localiza-se no litoral leste do Estado do Ceará na costa do semiárido brasileiro. É o principal curso d'água do Estado com uma extensão de aproximadamente 610 km e com área de drenagem de 72.043 km² (MACEDO *apud* SOARES FILHO, 1996) e com suas águas desaguando no Oceano Atlântico Equatorial Sul.

A bacia de drenagem do Rio Jaguaribe é subdividida em cinco sub-bacias: Alto Jaguaribe, Salgado, Médio Jaguaribe, Banabuiú e Baixo Jaguaribe (ANDRADE et al., 2014) e essa última possui uma área de drenagem de 6.875 km² (COSTA, 2009; MARINS et al., 2003). O estuário do rio Jaguaribe encontra-se inserido na sub-bacia hidrográfica do Baixo Jaguaribe e localiza-se a uma distância de aproximadamente 125 km de Fortaleza, abrangendo os municípios de Fortim, Aracati e Itaiçaba (PAULA et al., 2006; CEARÁ, 2009).

O clima do estuário do rio Jaguaribe apresenta dois períodos extremamente distintos (característico de clima semiárido), um curto e chuvoso que dura média de 4 meses por ano (quadra invernos) e um longo e seco, que dura média de 8 meses por ano (MARINS et al., 2007). Dessa maneira, a descarga do seu rio pode variar de 7000 m³.s⁻¹ a zero em poucos meses (CAMPOS et al., 2001). Essa variabilidade climática influencia fortemente no tempo de residência das águas do estuário do rio Jaguaribe, apresentando um período máximo de 12 horas na estação chuvosa e de 3 horas na estação seca. Portanto, mesmo em períodos de chuva, quando ocorre o maior aporte de água doce, as forçantes fluviais frequentemente não conseguem superar as forçantes marinhas que atuam na região (DIAS et al., 2007).

Adaptadas à escassez hídrica da região, a vegetação predominante é a Savana Estépica (Caatinga) (IBGE, 1999) e no entorno do estuário há ocorrência de manguezais (floresta perenifólia padulosa marítima), o qual mostra-se como uma importante fonte de nutrientes para as águas costeiras (MONTEIRO, 2005; SURATMAN, 2008).

A região do estuário do rio Jaguaribe possui temperatura média anual de 26,9°C, com variações de no máximo de 5°C, evidenciando elevadas temperaturas e amplitudes reduzidas (IPLANCE, 1997; SILVA et al., 2000). A precipitação anual observada para a região do Baixo Jaguaribe nos anos de 2014, 2015 e 2016 foram de 441,6 mm, 496,7 mm e 417,1 mm, respectivamente. E para o ano de 2017, ainda sujeito à atualizações, foi registrado 624,6 mm

(FUNCEME¹, 2017). Segundo Campos et al (2000), da precipitação total, estima-se que 88% evapora ou evapotranspira e 12% esco para o mar.

De acordo com o ciclo de marés da região, ela é caracterizada por marés do tipo semi-diurna, com duas preamares e duas baixa-mares de amplitudes desiguais e o estuário apresenta-se como do tipo bem misturado sem gradientes no perfil de estratificação salina e/ou térmica significantes (MARINS; DIAS, 2003). Sua dinâmica está intrinsecamente ligada à descarga fluvial, ao gradiente de salinidade e aos processos de transporte e de mistura (DIAS et al., 2009).

O entorno da bacia do Jaguaribe é formado por rochas do embasamento cristalino, por rochas-vulcano-sedimentares e coberturas sedimentares não metamorfozadas. Além do mais, a contribuição de fósforo total a partir de fontes litogênicas para a região são pouco significativas, pois não são encontrados depósitos minerais fosfáticos na mesma (MORAIS et al., 2002). Portanto, as principais fontes de conteúdo de fósforo no estuário do Rio Jaguaribe são provenientes de atividades antrópicas.

Em virtude do acelerado desenvolvimento urbano, as atividades antrópicas foram potencializadas na região do estuário do Rio Jaguaribe nos últimos anos. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) a população total nos municípios de Fortim, Aracati e Itaiçaba é de 97.292 habitantes em 2010 com uma estimativa de 97.001 habitantes para 2016, e em 2010 possuíam juntos apenas 10,4% de esgotamento sanitário adequado. De acordo com da Silva (2000), aliado a crescente urbanização nessa região, há uma deficiência nos investimentos em saneamento básico por parte do poder público local ou estadual, ocorrendo, portanto, a existência de esgotos urbanos sem tratamento na mesma.

Além disso, construções de barragens e atividades econômicas como a agricultura, pecuária (criação bovina, suína, ovina e avicultura) e a carcinicultura têm afetado as descargas de água doce e contribuído para a diminuição da capacidade de diluição do estuário e, dessa forma, aumentando os efeitos prejudiciais das emissões de nutrientes de fontes antropogênicas (PAULA, 2006; MARINS et al., 2011).

As barragens e reservatórios que foram construídas ao longo do rio desde 1906 visam o aumento da disponibilidade de água, tendo em vista as condições climáticas da região e a consequente escassez de água (CAVALCANTE, 2015). Dentre os açudes existentes na bacia, o Castanhão, o Orós, o Banabuiú e o Cedro represam cerca de 70% do total de água fluvial da bacia e, em consequência disso, houve uma diminuição significativa da descarga hídrica média do rio Jaguaribe (MORAIS et al., 2008).

¹ Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos.

No estuário do Rio Jaguaribe, um dique localiza-se a cerca de 34 km da foz do rio, o qual é responsável por aproximadamente 40% do abastecimento de água para população de Fortaleza. Dessa maneira, é possível observar que ocorre uma maior retenção de águas salinas na parte interna do estuário, o que cria condições ótimas para o desenvolvimento de diversas atividades nessa área como a ostreicultura e a carcinicultura, além da construção de casas de veraneio para lazer. No entanto, pôde-se notar que ocorreram diversos impactos como mudanças do regime hidrológico abaixo das represas, alteração da qualidade física e química da água (MARINS et al., 2003), retenção de nutrientes pelas represas (SANTOS et al., 2016), a migração dos manguezais rio acima acompanhando a intrusão salina, erosão das margens do rio pela falta de sedimentos retidos à montante do estuário (GODOY e LACERDA 2013; 2014).

Outro impacto associado à construção de represas foi a alteração dos parâmetros hidroquímicos durante o período de seca, com o canal estuarino apresentando valores de salinidade elevados e constantes, de 36,5 a 39,10, e caindo abruptamente a montante do Canal do Trabalhador. Da mesma maneira, o pH também sofreu alterações significativas apresentando a influência marinha. Entretanto, essas modificações são alteradas durante os períodos de chuva, em que o gradiente salino é recuperado (MARINS et al., 2003).

As atividades antropogênicas que descarregam efluentes de forma direta ou indireta nas águas estuarinas do Baixo Jaguaribe incentivaram a realização de diversos estudos sobre as estimativas de fósforo, nitrogênio e carbono na região. Pesquisas realizadas por Marins et al (2011) comparam registros de emissões de fósforo para 2001 e 2006 e mostram que as emissões de fontes naturais ($23,3 \text{ t.ano}^{-1}$) são nove vezes menor do que as de fontes antropogênicas (191 t.ano^{-1}). Ainda no estudo realizado por Marins et. al. (2011), foi apresentado que as emissões totais de P de fontes naturais alcançam $23,9 \text{ t.ano}^{-1}$, com 55% da perda de solo e 45% de deposição atmosférica. Com relação às emissões antrópicas, a fonte que mais contribui para a emissão de fósforo para a região é a agricultura, com $82,8 \text{ t.ano}^{-1}$, enquanto que as águas residuais emitem $44,7 \text{ t.ano}^{-1}$, a aquicultura contribui com $43,9 \text{ t.ano}^{-1}$ e a pecuária com 19 t.ano^{-1} . Por último encontra-se o escoamento urbano aliado a disposição de resíduos sólidos apresentando a menor contribuição ($0,3 \text{ t.ano}^{-1}$). David et al (2009) afirmam que

Embora a aquicultura conte com apenas 20,5% da emissão total de P, as localizações das fazendas adjacentes às áreas estuarinas resultam em entradas diretas para as águas estuarinas que efetivamente aumentam as concentrações ambientais. A maioria das outras emissões vão primeiramente para o solo antes de eventualmente alcançarem as águas estuarinas.

As fontes que contribuem para as emissões de fósforo vão depender do grau de urbanização, tamanho da população, da extensão das terras de agriculturas e da área dos viveiros de camarão (LACERDA et al., 2008). As cargas de nutrientes destas fontes são diretamente proporcionais a população e a quantidade de água usada por habitante (SMITH et al., 1997). Além disso, as atividades de carcinicultura desenvolvidas no estuário do rio Jaguaribe, especialmente no Canal do Cumbe, conduziram a intensas transformações nos manguezais dessa região (PAULA et al., 2006; MMA, 2005). Registros de aumento de áreas de viveiro de camarão no estuário do Rio Jaguaribe indicaram um aumento de 820 ha em 2000 para 1.260 ha em 2003 e 1.640 ha em 2006 (MARINS et al., 2011).

4.1.2 Estuário do Rio Parnaíba

O Vale do Parnaíba está inserido na região Nordeste e compreende aos Estados do Maranhão, Piauí e Ceará, ocupando uma área de 331.441 km², com sua maior porção localizada no Estado do Piauí (75,6%) (CODEVASF, 2006). O rio Parnaíba é o divisor natural dos Estados do Maranhão e Piauí, possui 1.485 km de extensão e é composto por mais de 75 ilhas. Apresenta diferentes características hidrológicas ao longo do percurso devido aos diferentes biomas que compõem as distintas regiões, tais como o Cerrado, no Alto Parnaíba, a Caatinga, no Médio e Baixo Parnaíba, e o Costeiro, no Baixo Parnaíba (PAULA FILHO, 2014; EMBRATUR/IEB, 2002). O Baixo Parnaíba possui um comprimento de 380 km e uma área de drenagem de 42.810 km², passando por savanas, caatingas e biomas costeiros marinhos (MMA, 2006).

Tendo em vista que a bacia do rio Parnaíba se encontra inserida no Nordeste Setentrional, Meridional e no Meio Norte, ela apresenta características fisiográficas de zona de transição, com um regime pluviométrico heterogêneo e cinco tipos de clima bem definidos (PAULA FILHO, 2014). A temperatura média para a bacia do Parnaíba é de 27°C, com precipitação anual média de 1.726 mm/ano⁻¹ e evapotranspiração de 1.517 mm/ano⁻¹. No Baixo Parnaíba e na sua região litorânea, o clima caracteriza-se como quente e úmido (megatérmico chuvoso), com chuvas entre fevereiro e maio, com média de 1.370,4 mm/ano⁻¹, e temperaturas mais baixas nos meses de março a abril (MMA, 2006; PAULA FILHO, 2014).

A precipitação para essa região é bastante irregular, ocorrendo maiores valores de precipitação no mês de abril, com uma vazão média de 1.000 m³/s⁻¹ e no mês de junho, período de estiagem, as precipitações podem chegar a zero. Nesse período, rios mais sujeitos às ações

da seca, com reduções significativas em suas vazões, são os rios Gurguéia, Itaueiras, Canindé/Piauí e Poti, todos afluindo para o Parnaíba em sua margem direita. Essa grande variabilidade interanual evidencia a influência das variações climáticas com relação ao regime de vazões. A estimativa da evapotranspiração para a região do Parnaíba é de 94% da precipitação anual, maior valor quando comparado com outras regiões do país, cuja média é de 63% (MMA, 2006; PAULA FILHO, 2014). A baixa disponibilidade hídrica na região conduziu a construção de barragens na bacia hidrográfica do Parnaíba, sendo a mais importante delas, a Barragem da Boa Esperança (MMA, 2006). Entretanto, ela localiza-se a aproximadamente 500 km de distância da foz do Delta, e não há estudos de sua influência para a região da foz.

De acordo com os aspectos geológicos da região, a mesma está inserida em duas grandes unidades estruturais que correspondem 15% ao escudo cristalino e 85% a Bacia sedimentar do Parnaíba, caracterizando-se, principalmente, por areias e argilas (sedimentos de cobertura Cenozóico), por arenitos e argilitos (rochas sedimentares do Mesozóico e Paleozóico) e por gnaises, granitos e migmatitos (rochas Pré-Cambrianas). Na região do Baixo Parnaíba, os principais tipos de solos predominantes são os Latossolos, Neossolos Quartzarênicos, Neossolos Litólicos, Plintossolos, Argissolos e Aluviões, com ocorrência de Latossolo, Podzólico, Aluviões e Neossolos Litólicos nas porções inferiores do Baixo Parnaíba, enquanto que na parte litorânea há presença de Latossolos Amarelos, Plintossolos, Neossolos Quartzarênicos Marinheiros, Solonchak, Planossolos e Dunas (PAULA FILHO, 2014; EMBRAPA, 1986; MMA, 2005).

O Delta do Parnaíba é o único Delta em mar aberto das Américas, e é formado por cinco barras que desaguam as águas de seu rio no Oceano Atlântico. As barras correspondem a uma no Piauí (Igaraçu), e as outras quatro estão situadas no Maranhão (Tutóia, Melancieira, Caju e Canárias) (ARIDAS, 1995; EMBRATUR/IEB, 2002; MMA, 2006a), sendo o canal que desagua pela barra de Canárias a área do presente estudo.

Além disso, O Delta do rio Parnaíba possui extensas planícies fluvio-marinhas com reduzido perfil batimétrico e formação de grandes bancos de areia, resultantes de processos de acumulação de materiais terrígenos, e um regime de micro a meso-maré, desenvolvendo-se, assim, extensas áreas de mangues, além das restingas e das dunas na zona litorânea do Baixo Parnaíba (ARIDAS, 1995; MMA, 2005;2006; SEMAR, 2010).

O campo de dunas presente na região do Delta do Parnaíba caracteriza-se como dunas móveis, oriundos de sedimentação eólica e que estão sujeitos a ações das marés, ventos e rios. Entretanto, a ocorrência de vegetação rasteira e arbustiva acabam fixando alguns campos de dunas. As vegetações predominantes na faixa litorânea do Parnaíba são a Caatinga litorânea,

as gramíneas e convolvuláceas ocorrendo nas dunas e a vegetação de manguezais, as quais atuam na retenção de sedimentos e proteção das margens, além de contribuir com a carga de nutrientes para os ambientes marinhos. As florestas de mangues caracterizam o principal bioma costeiro da Região Hidrográfica do Parnaíba e encontram-se bastante vulneráveis a pressões de projetos para desenvolvimento da carcinicultura (MMA, 2006).

Em virtude da sua dinâmica fluvio-marinha e por abrigar uma grande diversidade de importantes comunidades vegetais e animais, o Delta do Parnaíba, é considerado um complexo e importante ecossistema (MMA, 2006a). Dessa forma, o mesmo passou a ser uma área protegida, em 1990, de interesse ecológico. Em 1997, foi criada a Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba e, em 2000, foi criada a Reserva Extrativista Marinha sobreposta à APA do Delta do Parnaíba (MATTOS e IRVING, 2003), como mostra a figura 1. Um dos objetivos para a criação da RESEX Marinha foi a necessidade de conservação da região aliada ao uso sustentável por parte da comunidade da Ilha de Canárias, a qual possui como atividades produtivas a pesca, a cata do caranguejo, da ostra e do sururu de maneira tradicional e a agricultura para o próprio consumo ou em pequena escala (cultivo de arroz) (MATTOS e IRVING, 2003).

As ocupações urbanas que estão inseridas dentro das unidades de conservação próximas as margens do estuário do rio Parnaíba incluem o município de Ilha Grande (PI) na APA do Delta e uma comunidade pesqueira na Ilha das Canárias (MA) na APA e no RESEX do Delta do Parnaíba (figura 2), a qual pertence ao município de Araisos. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população no último censo (2010) para o município de Ilha Grande (PI) foi de 8.914 habitantes, com estimativas de 9.242 habitantes para 2016. De acordo com Vieira (2014), na Ilha das Canárias (MA), vivem aproximadamente 299 famílias e 1.700 habitantes.

Figura 1. Localização Unidades de Conservação APA e RESEX Marinha do Delta do Parnaíba.



Fonte: Adaptado de ICMBIO.

Figura 2. Localização da área de estudo e da cidade de Ilha Grande na APA e da comunidade da Ilha de Canárias na RESEX Marinha do Delta do Parnaíba.



Fonte: Adaptado de ICMBIO.

A bacia do Parnaíba conta com 10% do uso da terra para pastagens, 8% para áreas de agricultura, 48% são áreas florestais não cultivadas, 16% são áreas de conservação, 1% são áreas urbanas e 17% são os corpos de água, solos expostos, dunas e mangues. As principais atividades econômicas desenvolvidas na região da bacia do Parnaíba são principalmente a agricultura de terra seca (soja, arroz, feijão, milho, caju, algodão e cana) a criação de bovinos, caprinos e camarões. Além disso, não há esgotamento sanitário adequado. Entretanto, a bacia do Parnaíba possui baixo desenvolvimento industrial, resultando em poucas fontes de contaminantes para o Delta (CODEVASF, 2006; PAULA FILHO, 2015).

Paula Filho (2014) apresentou estimativas de cargas de fósforo a partir tanto de fontes naturais como de fontes antropogênicas para o Vale do Parnaíba, sendo apresentados no Quadro 1 apenas para a região do Baixo Parnaíba, a qual localiza-se mais próxima da área de estudo do presente trabalho.

Quadro 1. Estimativas de cargas de fósforo ($t P.ano^{-1}$) a partir de fontes naturais e antrópicas para a bacia do Baixo Parnaíba (Rio Longá/Parnaíba).

Baixo Parnaíba (Rio Longá/Parnaíba)	
Fontes Naturais	Estimativas de cargas totais ($t P.ano^{-1}$)
Deposição atmosférica	118
Lixiviação de solos	648
Fontes Antrópicas	Estimativas de cargas totais ($t P.ano^{-1}$)
Esgotos domésticos	546,3
Disposição de resíduos sólidos	208
Agricultura	2.517
Pecuária	3.227
Carcinicultura	15

Fonte: Adaptado de Paula Filho, 2014.

Dessa maneira, a região do baixo Parnaíba, onde estão incluídas as bacias do rio Longá/Parnaíba e a costeira do Delta do Parnaíba contribuem em conjunto, com $6.539 t P.ano^{-1}$, correspondendo a 21% de P a partir de fontes antrópicas para o Vale do Parnaíba (PAULA FILHO, 2014).

Na região do Delta do Parnaíba, as atividades exploratórias mais desenvolvidas na região são o ecoturismo e o transporte marítimo de cargas, a pesca extrativa de camarão, pesca artesanal, a captura de caranguejos (quase 18 milhões de toneladas produzidas semanalmente), a agricultura de subsistência e a criação de gado. Na região não há rede de esgoto, conduzindo a descarga de águas residuais para os ecossistemas aquosos. Entretanto, dados sobre a qualidade da água para a região do delta são escassos (PAULA FILHO et al., 2015; MMA, 2005).

4.2 Amostragem

4.2.1 Estuário do Rio Jaguaribe

Para amostragem no Estuário do Rio Jaguaribe, o campo foi realizado no dia 1 de Dezembro de 2016 (seca). As coletas foram distribuídas em 6 pontos ao longo do canal principal partindo da ponte de Aracati, no ponto 1 (Lat $4^{\circ} 34' 33.276'' S$; Lon $37^{\circ} 47' 13.884'' W$) e estendendo-se até a foz do estuário, no ponto 6 (Lat $4^{\circ} 25' 51.852'' S$; Lon $37^{\circ} 46' 30.828'' W$). Mais 4 pontos foram distribuídos para dois canais secundários, no Canal do Cumbe, pontos 7 (Lat $4^{\circ} 30' 33.444'' S$; Lon $37^{\circ} 47' 3.696'' W$) e 8 (Lat $4^{\circ} 30' 1.512'' S$; Lon $37^{\circ} 46' 58.620'' W$), onde

ocorre intensa atividade de carcinicultura, e no Canal do Amor, nos pontos 9 (Lat 4° 27' 12.204" S; Lon 37° 46' 51.204" W) e 10 (Lat 4° 26' 45.132" S; Lon 37° 46' 51.996" W), onde não há atividade antrópica (Figura 3).

Figura 3. Área de Estudo Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Adaptado de Google Earth Pro.

As amostras de água para clorofila *a* e fósforo total foram coletadas em duplicata para cada ponto com o auxílio da garrafa de Van Dorn e os parâmetros hidroquímicos foram medidos com a sonda YSI obtendo-se valores de salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade. O pH foi obtido através do pHmêtro. As horas das respectivas coletas foram anotadas para posterior avaliação da altura significativa da maré.

Ainda em campo, as amostras de clorofila *a* foram filtradas em filtros de fibra de vidro AP 40 em local protegido de luz para evitar a degradação da clorofila. Nos filtros ficaram retidos a clorofila (particulada) e a fração dissolvida foi armazenada em garrafas de vidro para

determinação do fósforo reativo, no laboratório. A filtração foi realizada até a saturação dos filtros e o volume de água filtrado foi anotado para ser utilizado posteriormente no cálculo da concentração de clorofila *a*. Ao final da prática, os filtros foram guardados em tubos de ensaios de polietileno envolvidos com papel alumínio para protegê-los da luz.

As amostras de fósforo total, reativo e de clorofila *a* foram congeladas em freezer até o momento de análise. Os dados para fósforo particulado foram obtidos através da diferença do fósforo total e do reativo.

4.2.2 Estuário do Rio Parnaíba

Para o Estuário do Rio Parnaíba, o campo foi realizado nos dias 27 e 28 de Abril de 2017 (chuvoso). As coletas foram distribuídas em 7 pontos ao longo do canal principal, iniciando na altura do município de Ilha Grande, no ponto 1 (Lat -2° 51' 47.0622"; Long -41° 51' 52.8186") e estendendo-se até a foz do estuário no ponto 6 (Lat -2° 44' 43.6266"; Long -41° 47' 50.8986"), e mais 5 pontos dentro de dois canais secundários. No primeiro canal, denominado de Igarapé dos Periquitos, localiza-se os pontos 8 (Lat -2° 47' 57.0366"; Long -41° 50' 28.6332"), 9 (Lat -2° 47' 7.9182"; Long -41° 49' 45.4074") e 10 (Lat -2° 45' 38.7648"; Long -41° 49' 10.5126"), e o segundo, denominado de Canal do Tatus, localiza-se os pontos 11 (Lat -2° 48' 35.532"; Long -41° 50' 16.5582") e 12 (Lat -2° 49' 32.322"; Long -41° 50' 20.1732") (Figura 4).

Figura 4. Área de Estudo Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Adaptado de Google Earth Pro.

As coletas para amostras de água para clorofila *a* e fósforo total e reativo e a medição dos parâmetros hidroquímicos seguiram o mesmo padrão realizado no campo do Estuário do Rio Jaguaribe, obtendo-se também valores de salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e pH. As horas das respectivas coletas também foram anotadas para posterior avaliação da altura significativa da maré. Ainda em campo, o sistema de filtração para a obtenção da clorofila *a* e do fósforo reativo também seguiu o mesmo padrão do sistema utilizado no campo do Estuário do Rio Jaguaribe.

4.3 Correção da Maré

Para o Estuário do Rio Jaguaribe e do Rio Parnaíba, os dados de altura máxima e mínima utilizados para a correção da maré foram do Porto de Areia Branca - Termisa e do

Porto de Luís Correia, respectivamente (Quadro 2). As correções de maré realizadas para a obtenção das alturas nos horários de coletas em campo foram realizadas utilizando a planilha maré Excel com dados da DHN – Diretoria de Hidrografia e Navegação.

Quadro 2. Alturas das marés para o estuário do rio Jaguaribe e estuário do rio Parnaíba.

Porto de Areia Branca - Termisa		
	Hora	Maré
01/12/2016	05:09	3,1
	11:19	0,7
Porto de Luís Correia		
	Hora	Maré
27/04/2017	11:39	-0,2
	17:41	3,4
	Hora	Maré
28/04/2017	05:28	3,5
	12:24	-0,1

Fonte: Adaptado de Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN).

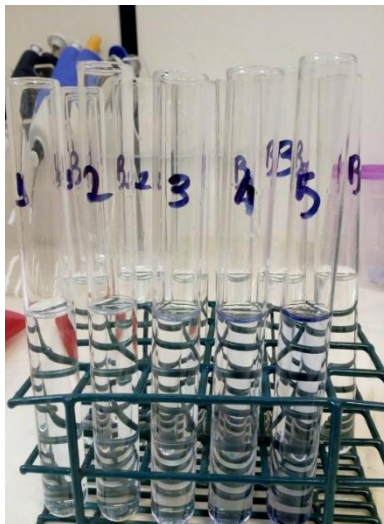
4.4 Análises laboratoriais

4.4.1 Fósforo

A análise de Fósforo Total para os dois estuários foi realizada de acordo com a metodologia de Valderrama (1981). As amostras não filtradas foram analisadas em duplicata, retirando-se, portanto, 40 ml de cada amostra. Então, foram colocados 20 ml das amostras em tubos de vidro e adicionado 4 ml de reativo oxidante. Os tubos foram todos fechados com papel alumínio e passaram 30 minutos na autoclave a temperatura de 120°C e a pressão de 1 atm.

Após a retirada das amostras do equipamento e seu posterior resfriamento, foram passados 10 ml de cada amostra para tubos de ensaios pequenos, onde posteriormente foi adicionado 1 ml do reativo mix, que consiste de uma mistura de molibdato de amônio, ácido ascórbico, ácido sulfúrico e tartarato de antimônio. O reativo mix atua como um agente colorimétrico indicando as concentrações de fósforo na amostra a partir da intensidade da cor azul. Após 5 minutos da adição do agente colorimétrico, foi realizada a leitura no espectrofotômetro com comprimentos de onda de 882 nm.

Figura 5. Soluções padrões de fósforo com o reativo mix.



Fonte: Arquivo pessoal.

A metodologia seguida para análise da fração de Fósforo Reativo ou Ortofosfato foi a de Murphy & Rilley (1962), e foi utilizada para os dois estuários. As análises também foram realizadas em duplicatas, retirando-se apenas 20 ml para cada amostra. Então foram colocados 10 ml das amostras em tubos de ensaios pequenos e adicionado 1 ml do mesmo reativo mix utilizado para as análises de fósforo total. Depois de 5 minutos da adição do reativo mix, foi também realizada a leitura das amostras no espectrofotômetro com comprimentos de onda de 882 nm. O fósforo particulado foi obtido pela diferença entre o fósforo total e o fósforo reativo.

4.4.2 Clorofila *a*

As análises para a determinação das concentrações de Clorofila *a* para os dois estuários seguiram o método de Jeffrey & Humphrey, 1975. Para extração do pigmento da clorofila dos filtros preservados em laboratório, eles foram colocados em tubos de polietileno e adicionados 10 ml de acetona (90%) para amostras de água salgada e salobra (Estuário do Rio Jaguaribe e pontos 6 e 7 no Estuário do Rio Parnaíba) e 10 ml de álcool (90%) para amostras de água doce (demais pontos do Estuário do Rio Parnaíba).

Após a adição, as amostras foram armazenadas na geladeira por 24 horas para a extração dos pigmentos das mesmas. Com a extração, ocorre a deterioração do filtro e partículas dele podem ficar suspensas. Assim, os tubos foram posteriormente centrifugados por 10 minutos para garantir a decantação dos mesmos e a separação do extrato límpido.

Após a centrifuga, foram realizadas as leituras das amostras no espectrofotômetro nos comprimentos de onda 630 nm, 647 nm, 664 nm e 750 nm (relativo a turbidez). Os valores das absorvâncias nos três primeiros comprimentos de onda foram reduzidos com o valor do comprimento de 750 nm, para desprezar o efeito da turbidez. Ao final das análises, os valores foram calculados a partir das seguintes equações 1 e 2 para a obtenção das concentrações de clorofila *a* para cada amostra.

$$Cl-a (\mu g/L) = \left[\frac{\text{Pigmento } (\mu g/L) * \text{Vol. Acetona (ml)}}{\text{Comp. Ótico da cubeta (cm)} * \text{Vol. Filtrado}} \right] \quad (\text{eq. 1})$$

$$Cl-a (\mu g/L) = 11 * Abs664 - 1.54 * Abs647 - 0.08 * Abs630 \quad (\text{eq. 2})$$

4.5 Índice de Estado Trófico

Para o cálculo do Índice de Estado Trófico (IET), foi utilizado o método de Carlson (1977), modificado por Toledo (1983) para regiões tropicais e, posteriormente, adaptado por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos, utilizando o IET para clorofila-a e fósforo total. Os cálculos são mostrados nas equações 3, 4 e 5. A classificação do grau de trofia do ambiente aquático também foi baseada nas modificações feitas por Lamparelli (2004), como apresentados na tabela 4.

$$IET (PT) = 10 * \{6 - [0,42 - 0,36 * (\ln PT / \ln 2)]\} - 20 \quad (\text{eq. 3})$$

$$IET (Cl a) = 10 * \{6 - [0,7 - 0,6 * (\ln Cl / \ln 2)]\} - 20 \quad (\text{eq. 4})$$

$$IET_{(T)} = \left[\frac{IET(PT) + IET(Cl a)}{2} \right] \quad (\text{eq. 5})$$

Quadro 4. Classificações do Índice de Estado Trófico.

Nível Trófico	IET - LAMPARELLI (2004)
Ultraoligotrófico	$IET(T) \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET(T) \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET(T) \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET(T) \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET(T) \leq 67$
Hipereutrófico	$IET(T) > 67$

Fonte: Adaptado de Lamparelli, 2004.

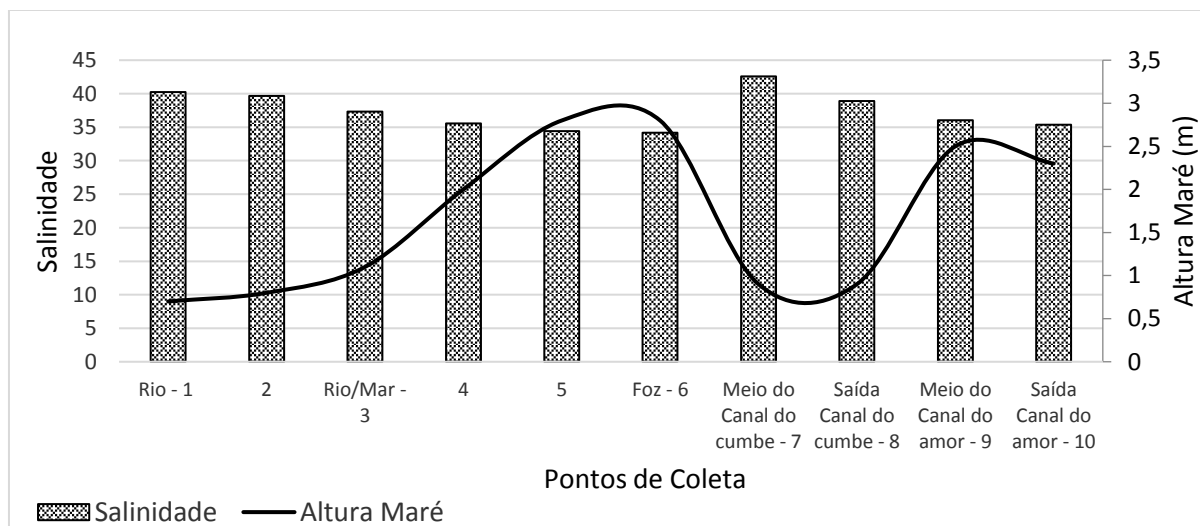
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Estuário do Rio Jaguaribe

5.1.1 Parâmetros Hidroquímicos

No Estuário do Rio Jaguaribe, a salinidade apresentou-se elevada, possivelmente em decorrência da estação seca, assim, aumentando as taxas de evaporação da região. Além disso, pode ser observado que a subida da maré em regiões próxima a foz atuou na diminuição da salinidade. Os dados obtidos variaram de 34,19 a 40,24, com média de 36,9, enquanto que no Canal do Cumbe, a variação foi entre 38,89 e 42,6, com média de 40,75, e no Canal do Amor o valor mínimo atingiu 35,39 e o máximo alcançou 36,06, com média de 35,73. (Figura 6).

Figura 6. Gráfico de salinidade x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora.

A partir dos elevados valores de salinidade observados para o estuário do Rio Jaguaribe, pode-se classificar o mesmo como um estuário hipersalino. Além disso, ocorreu uma diminuição gradativa da salinidade ao longo do Canal Principal em direção a foz do rio, comportando-se claramente como um estuário invertido. O quadro 5 apresenta tipos de estuários de acordo com a salinidade segundo Pritchard (1967) *apud* da Silva (2000).

Quadro 5. Classificação dos tipos de estuários de acordo com a salinidade.

Critério	Tipos	Características distintivas
Salinidade (Pritchard, 1967)	Positivos	Onde o escoamento superficial e a precipitação excedem a evaporação, sendo a salinidade inferior à da água do mar.
	Inversos	Quando a evaporação excede a precipitação e o escoamento superficial de água doce, tornando-se hipersalinos.
	Neutros	Quando há equilíbrio entre as afluições de água doce e a evaporação.

Fonte: Pritchard, 1967 *apud* da Silva, 2000.

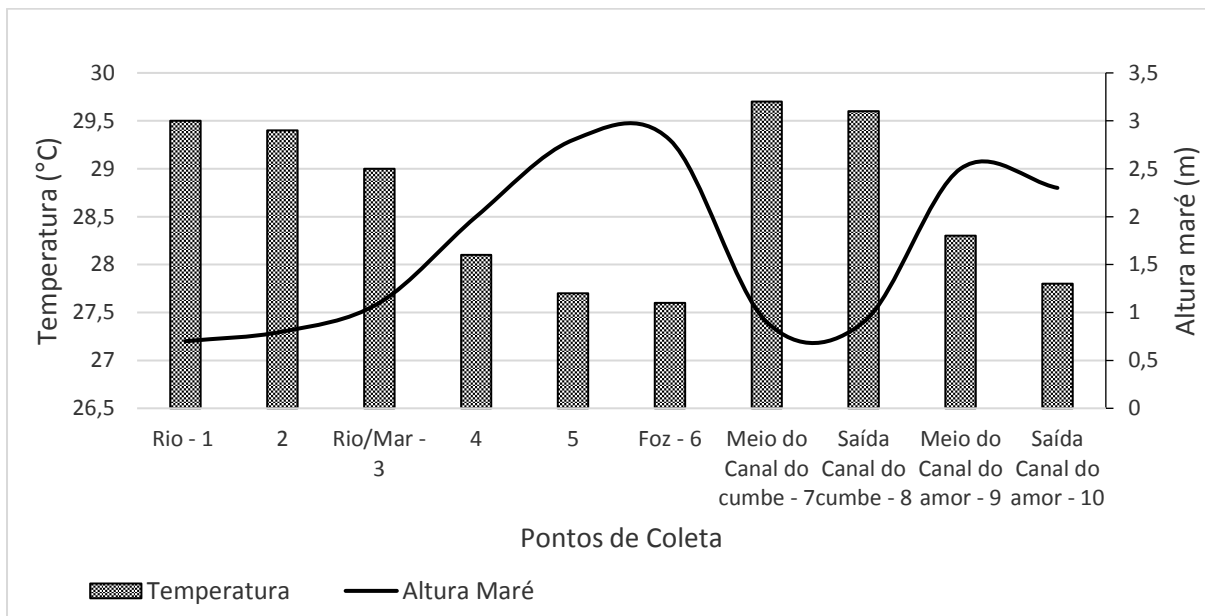
Estuários invertidos e hipersalinos são característicos de regiões semiáridas, onde longos períodos de seca e curtos períodos de chuva proporcionam maiores taxas de evaporação superando as de precipitação. Assim, as águas estuarinas tornam-se mais densas que as águas marinhas conduzindo a uma corrente de fundo em direção ao mar, e uma corrente de superfície estuário adentro (LARGIER; POTTER, 2010). Além do mais, as práticas de represamento de água doce em regiões semiáridas são bastante comuns, contribuindo com o baixo aporte fluvial para os estuários e, assim, potencializando as condições hipersalinas desses estuários, principalmente durante as estações secas.

Em um estudo realizado no estuário do rio Jaguaribe, Dias (2007) apresentou dados de Vazão Hídrica Total e concluiu que houve um domínio das vazões de enchentes nos meses de setembro de 2005 e fevereiro de 2006 (meses de menores precipitações), sugerindo que ocorre um efeito dissipativo da onda de maré nas planícies de inundação do rio Jaguaribe e, concluiu, também, que o domínio das vazões de entrada indica uma atuação das águas marinhas no balanço de massas d'água nesse ambiente. Muito provavelmente este fenômeno também ocorreu durante o período de amostragem deste estudo.

Os valores obtidos para a temperatura ao longo do Canal Principal (figura 7) apresentaram-se elevadas, acima da média anual (26,9°C), com uma variação de 27,6 a 29,5°C e uma média de 28,55°C. Os dados de temperatura apresentaram correlação positiva com os dados de salinidade, sugerindo que as maiores temperaturas conduziram ao aumento da taxa de evaporação, e, conseqüentemente, da salinidade, como pode ser observado, principalmente no ponto 1. Enquanto que nos pontos 4, 5 e 6, pela influência das águas marinhas, os valores de temperatura foram mais baixos (27,7 e 27,6°C, respectivamente), tendo em vista que são águas mais frias, assim como para a salinidade, sugerindo uma diluição das águas estuarinas pelas águas marinhas.

No Canal do Cumbe (figura 7), os pontos 7 e 8 exibiram uma temperatura de 29,7 e 29,6°C, respectivamente, sendo as maiores em comparação com toda a região em estudo, assim como os resultados obtidos para a salinidade. Enquanto que os pontos 9 e 10, localizados no Canal do Amor (figura 7), apresentaram valores de temperatura de 28,3 e 27,8°C. Durante a campanha observou-se que os mangues do Canal do Cumbe estão com alto grau de degradação, enquanto a vegetação do Canal do Amor é preservada. (Figuras 8 e 9).

Figura 7. Gráfico de temperatura x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 8. Canal do Amor com ocorrência de vegetação preservada.



Fonte: Arquivo pessoal.

Figura 9. Canal do Cumbe apresentando elevado grau de degradação.

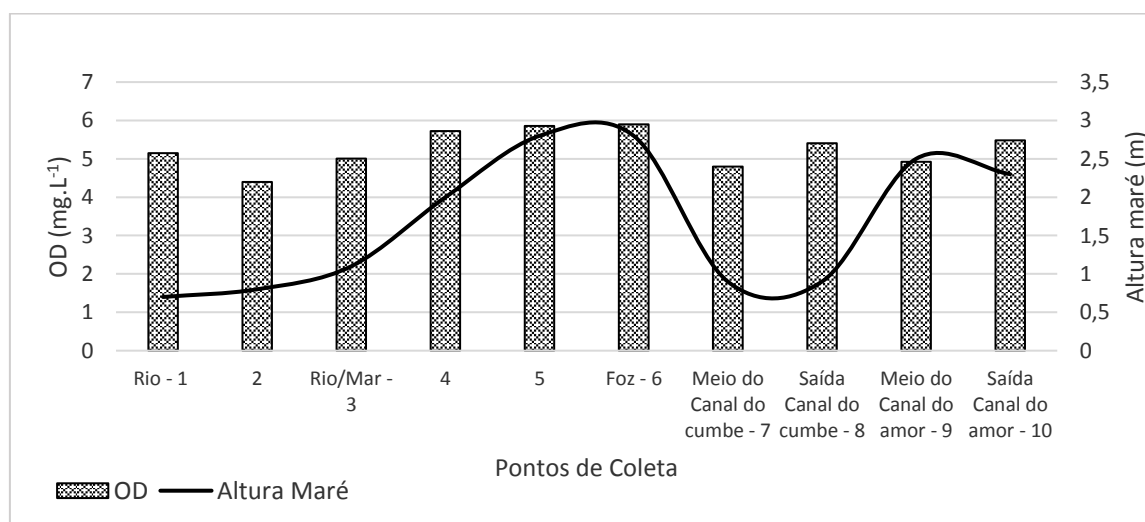


Fonte: Arquivo pessoal.

De acordo com a Resolução do CONAMA nº 357/2005, as águas estuarinas do rio Jaguaribe se enquadram na classificação de águas salinas (salinidade igual ou maior do que 30) de classe I, as quais são destinadas à recreação; à proteção das comunidades aquáticas; e à aquicultura e à atividade de pesca. Então, os níveis de oxigênio dissolvido recomendados para esta classificação é de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Portanto, quase toda a região do estuário do rio Jaguaribe apresentou águas bem oxigenadas e relativamente constantes, com uma média de $5,27 \text{ mg.L}^{-1}$, exceto nos pontos 2, 7 e 9 que apresentaram os menores valores de OD. Os valores obtidos para o ponto 2 (canal principal) foi de $4,4 \text{ mg.L}^{-1}$, para o ponto 7 (meio do canal do Cumbe) foi de $4,8 \text{ mg.L}^{-1}$, e para o ponto 9 (meio do canal do amor) foi de $4,92 \text{ mg.L}^{-1}$. (Figura 10).

Figura 10. Gráfico de oxigênio dissolvido x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.



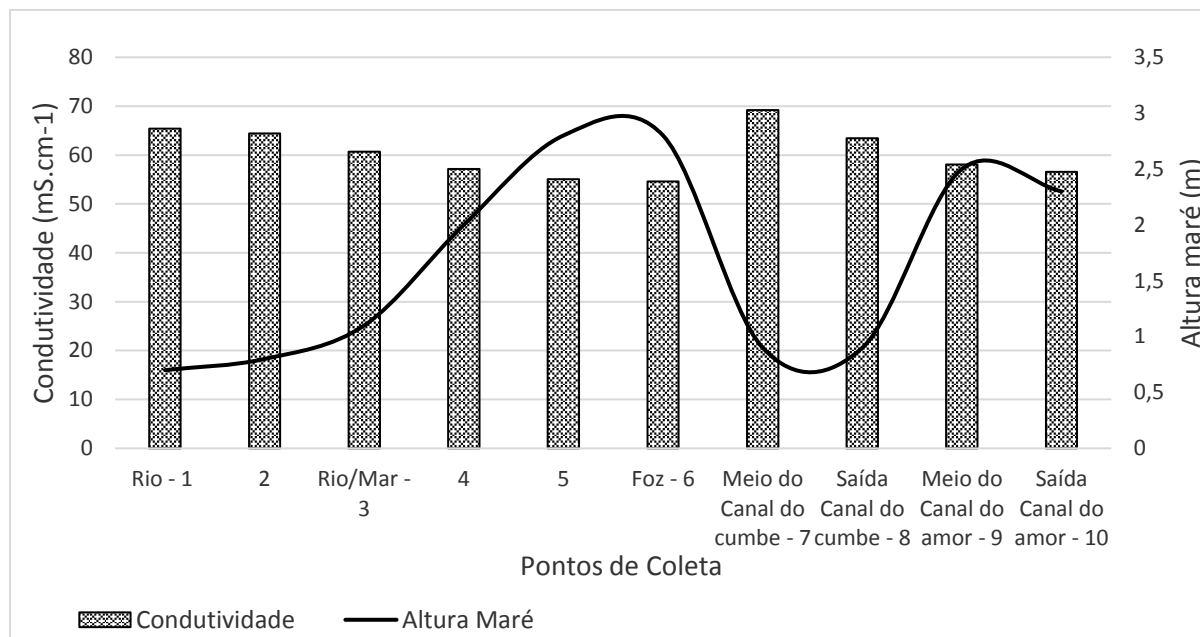
Fonte: Elaborado pela autora.

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido (igual ou menor do que 4) conduzem a decomposição da matéria orgânica através de bactérias anaeróbicas, produzindo substâncias redutoras, consumindo mais oxigênio para sua oxidação (ESCHRIQUE, 2007). Fatores como pressão, salinidade e temperatura determinam a solubilidade do oxigênio, sendo, portanto, as taxas de saturação em oxigênio dissolvido (%OD) a quantidade máxima de oxigênio dissolvido de acordo com a pressão, salinidade e temperatura (ESCHRIQUE, 2007).

Os resultados de condutividade ao longo do canal principal variaram de $54,61$ a $65,43 \text{ mS.cm}^{-1}$, com média de $59,57 \text{ mS.cm}^{-1}$, e, assim como a temperatura e a salinidade, os valores de condutividade diminuíram gradativamente sentido rio-foz. Enquanto que no canal do Cumbe, os dados de condutividade obtidos para os pontos 7 e 8 foram, respectivamente, $66,22$

e $63,47 \text{ mS.cm}^{-1}$, e no canal do amor, os resultados para os pontos 9 e 10 foram de $58,07$ e $56,57 \text{ mS.cm}^{-1}$. (Figura 11).

Figura 11. Gráfico de condutividade x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora.

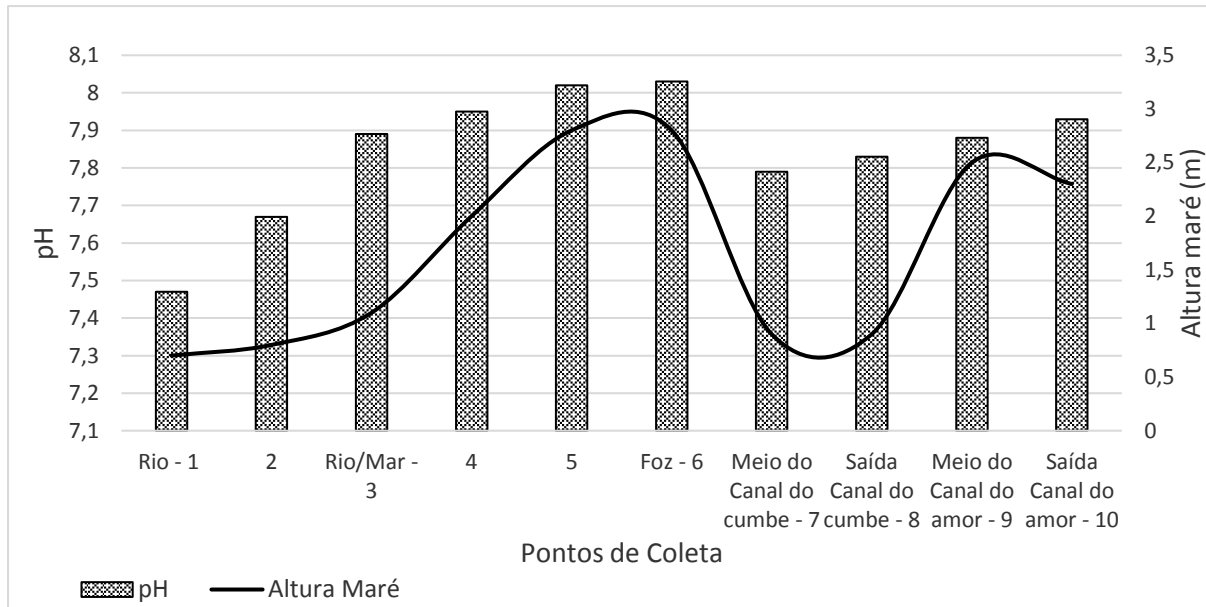
A presença de sais na coluna d'água e modificações na sua composição, principalmente na sua concentração mineral, são indicadas por medidas de condutividade, a qual aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados à coluna d'água. Portanto, valores elevados da condutividade indicam características corrosivas da água (CETESB, 2007). A região em estudo apresentou altos valores de condutividade, e ainda mais altos em comparação aos estudos realizados por Eschrique (2007) em setembro de 2005, apresentando uma variação de $45,0$ a $57,1 \text{ mS.cm}^{-1}$. Portanto, ainda de acordo com Eschrique (2007),

Os altos valores de condutividade mostraram a influência de águas salinas na dinâmica estuarina do Jaguaribe, o que pode favorecer a floculação de minerais argilosos em suspensão na água. Estes minerais argilosos, por serem relativamente reativos, ao precipitarem podem adsorver vários compostos dissolvidos na água, inclusive frações de fosfato dissolvido e/ou particulado.

Os dados obtidos para o pH apresentaram correlação inversa com os dados de temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido, ocorrendo um aumento gradativo em direção à desembocadura do rio, exibindo variações de $7,47$ a $8,03$, refletindo, portanto, a dinâmica estuarina do Jaguaribe em períodos de seca. Para os canais secundários, os pontos 7 e 8 (canal

do Cumbe) obtiveram resultados de pH de 7,79 e 7,83, respectivamente, e os pontos 9 e 10 (canal do amor) mostraram valores de 7,88 e 7,93. (Figura 12). Os pontos localizados na foz do rio, 5 e 6, exibiram os maiores valores de pH, refletindo, portanto, a subida da maré.

Figura 12. Gráfico de pH x maré – Estuário do Rio Jaguaribe.



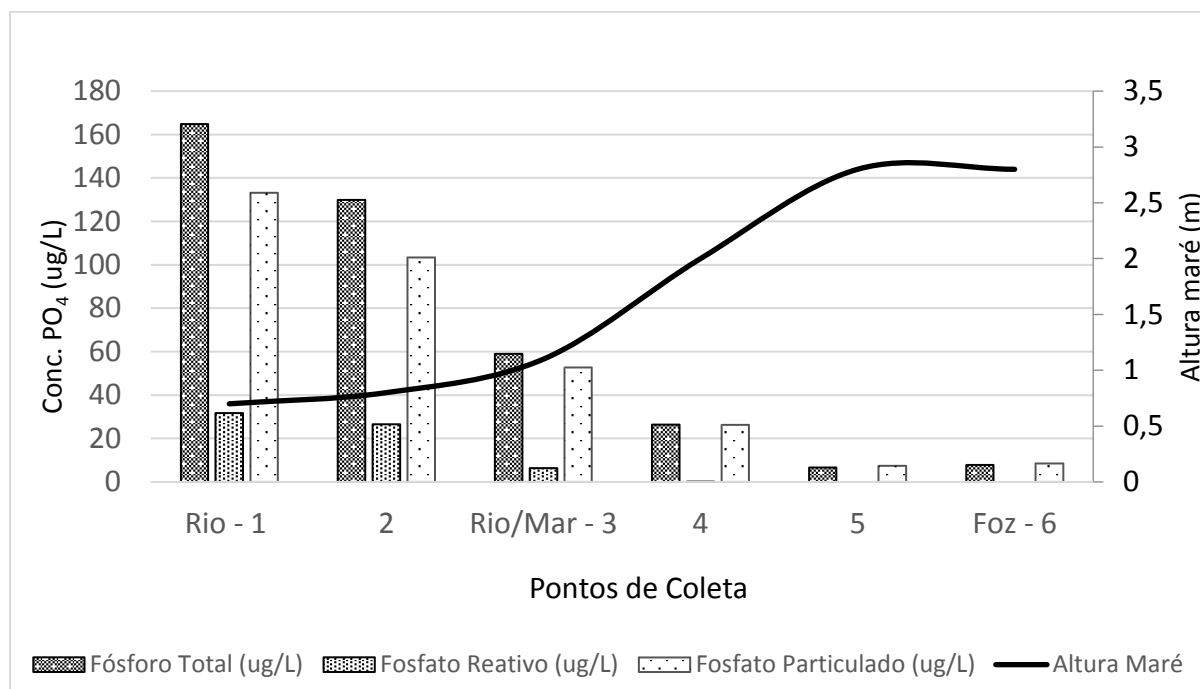
Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com os parâmetros hidroquímicos observados em conjunto com a subida e descida do nível do mar, pôde-se concluir que a dinâmica marinha é um fator dominante para os diferentes comportamentos que ocorrem no canal principal e nos canais secundários do estuário do rio Jaguaribe.

5.1.2 Fósforo

Os resultados obtidos ao longo do canal principal do Estuário do Rio Jaguaribe variaram de 6,6 a 164,8 $\mu\text{g/L}$, com média de 65,75 $\mu\text{g/L}$ para Fósforo Total, de <LD a 31,7 $\mu\text{g/L}$, com média de 16,15 $\mu\text{g/L}$ para Fósforo Reativo e de 7,4 a 133,1 $\mu\text{g/L}$, com média de 55,25 $\mu\text{g/L}$ para fósforo particulado (Figura 13).

Figura 13. Distribuição de fósforo total, reativo e particulado x altura da maré ao longo do Canal Principal – Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora.

Ao longo do canal principal, a maior concentração de fósforo total, com 164,8 µg/L, e de fósforo reativo, com 31,7 µg/L, foi encontrada no ponto 1, à jusante da Ponte de Aracati, onde na margem esquerda encontra-se o Conjunto Habitacional Dr. Abelardo Filho, pertencente ao município de Aracati. Segundo dados do IBGE, o esgotamento sanitário adequado para o município de Aracati corresponde a apenas 4,5% do total. Sugere-se, portanto, que a principal fonte de fósforo, preferencialmente inorgânico dissolvido, seja de efluentes domésticos provenientes do Conjunto Habitacional. O ponto 2, localizado abaixo da cidade de Aracati e onde possui intensas atividades de carcinicultura, apresentou a segunda maior concentração de fósforo total, com 129,9 µg/L.

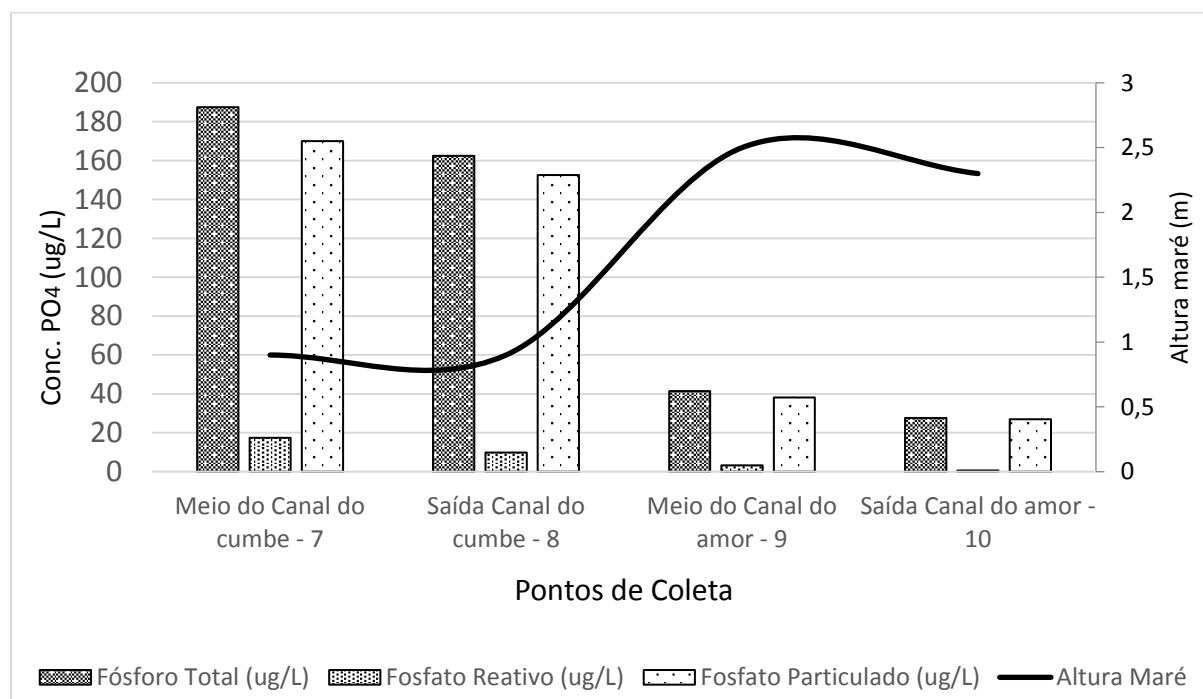
O ponto 3 apresentou concentrações de fósforo total de 59 µg/L, com possíveis contribuições da sua margem esquerda, onde encontra-se uma pequena comunidade de Fortim, denominada de Jardim de Cima, e da sua margem direita, onde localiza-se a boca do Canal do Cumbe, com a ocorrência de atividades de carcinicultura. Enquanto que no ponto 4, onde na sua margem esquerda encontra-se outra comunidade de Fortim e na sua margem direita encontra-se ilhas com vegetação de mangues mais preservados, foram encontrados valores para fósforo total de 26,4 µg/L. Os pontos 5 e 6, localizados na foz, apresentaram as menores

concentrações de fósforo, com 6,6 e 7,8 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. Isso possivelmente ocorreu devido a diluição das águas marinhas, principalmente na hora da coleta, que a maré estava alta.

Portanto, pôde ser observado uma diminuição gradativa das concentrações de fósforo ao longo do canal principal em direção a foz do rio, caracterizando o comportamento do fósforo e da biota em resposta à diferentes intensidades da influência antrópica e às distintas características hidroquímicas que conduzem aos processos biogeoquímicos de determinadas áreas.

Os valores para o Canal do Cumbe variaram de 162,4 a 187,4 $\mu\text{g/L}$, com média de 174,9 $\mu\text{g/L}$ para o Fosfato Total, de 9,8 a 17,4 $\mu\text{g/L}$, com média de 13,6 $\mu\text{g/L}$ para Fosfato Reativo, e de 152,6 a 170 $\mu\text{g/L}$, com média de 161,3 para Fosfato Particulado. Enquanto que para o Canal do Amor, os resultados obtidos variaram de 27,6 a 41,5 $\mu\text{g/L}$, com média de 34,55 $\mu\text{g/L}$ para Fosfato Total, de 0,7 a 3,3 $\mu\text{g/L}$, com média de 2 $\mu\text{g/L}$ para Fosfato Reativo, e de 26,9 a 38,2 $\mu\text{g/L}$, com média de 32,55 $\mu\text{g/L}$ para Fosfato Particulado (Figura 14).

Figura 14. Distribuição de fósforo total, reativo e particulado x altura da maré para o Canal do Cumbe e Canal do Amor – Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora.

Para o Canal do Cumbe, as maiores concentrações de fósforo encontradas foram no ponto 7, com fósforo total alcançando 187,4 $\mu\text{g/L}$. Nesse ponto encontra-se intensas atividades de carcinicultura e vegetação de mangue bastante degradados. Seguindo o Canal do Cumbe em

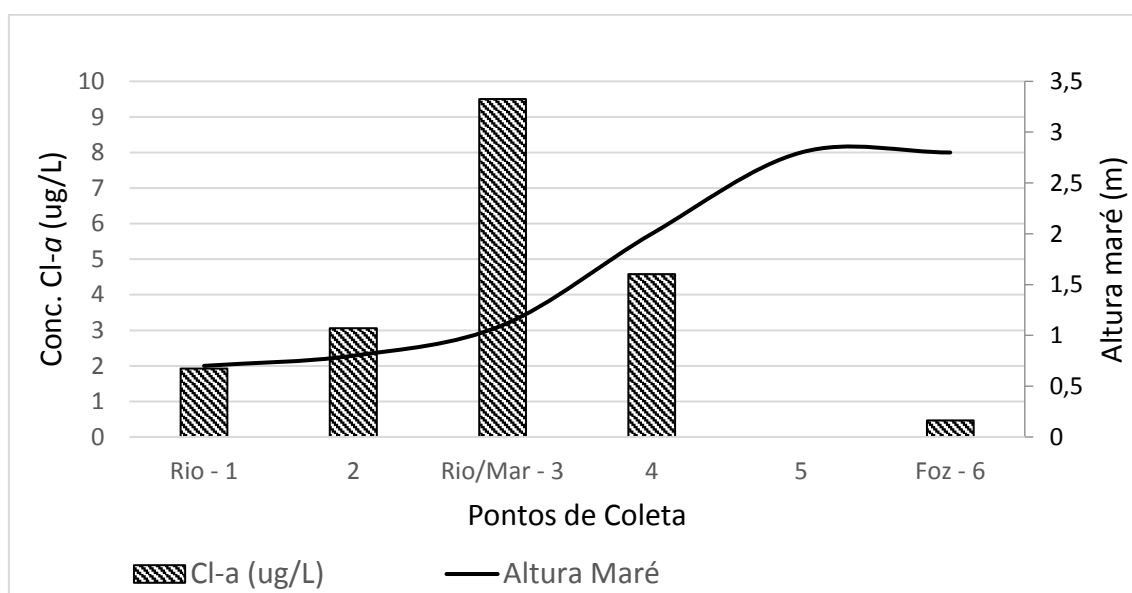
direção ao canal principal, localiza-se o ponto 8, apresentando concentração de fósforo total relativamente menor (162,4 $\mu\text{g/L}$).

No Canal do Amor, localizado próximo a foz e onde não existe nenhuma influência antrópica aliado a presença de manguezais mais desenvolvidos, as concentrações foram significativamente mais baixas comparadas ao Canal do Cumbe, com os pontos 9 e 10 apresentando concentrações de fósforo total, respectivamente, 41,5 e 27,6 $\mu\text{g/L}$.

5.1.3 Clorofila *a*

Os valores obtidos para Clorofila *a* ao longo do Canal Principal do Estuário do Rio Jaguaribe variaram de 0 a 9,5 $\mu\text{g/L}$, com média de 3,6 $\mu\text{g/L}$. (Figura 15). O máximo de clorofila *a* foi registrado no ponto 3 (9,5 $\mu\text{g/L}$), indicando alta atividade fitoplanctônica. A menor concentração registrada foi no ponto 6, com 0,47 $\mu\text{g/L}$, localizado na foz, enquanto que o ponto 5 não apresentou registros de clorofila *a*. As concentrações de clorofila *a* ao longo do Canal Principal foram bem próximas aos resultados encontrados por Eschrique (2007), que variaram de 1,2 a 8,2 $\mu\text{g/L}$.

Figura 15. Distribuição de clorofila *a* para o Canal Principal – Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora.

O ponto 1 apresentou as mais baixas concentrações de clorofila *a* depois dos pontos 5 e 6, assim como registou também as maiores concentrações de fósforo, evidenciando a baixa atividade fitoplanctônica permitindo uma maior disponibilidade de fósforo na coluna d'água.

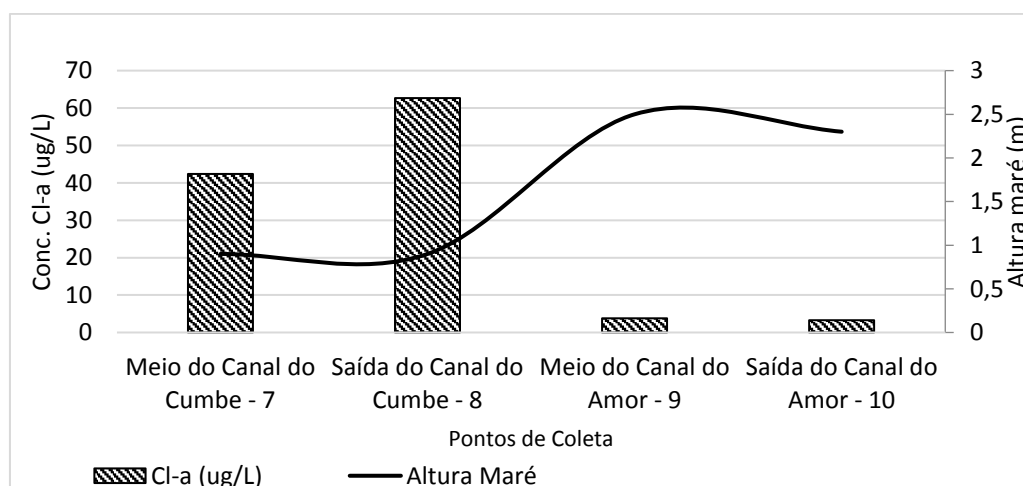
Possivelmente, algum outro fator ambiental, tal como maior turbidez (podendo ser causada por uma maior condutividade), pode estar limitando o crescimento da biota nessa região. Enquanto nos pontos 5 e 6 as características de águas marinhas prevaleceram.

As concentrações de fósforo diminuíram significativamente no ponto 4, muito provavelmente por não ocorrerem novas entradas de fósforo para o canal principal, além de começar a apresentar a influência das águas marinhas, como uma salinidade um pouco mais baixa (35,56), maiores concentrações de oxigênio dissolvido, e um pH quase que básico. Portanto, ocorrendo processos geoquímicos que favorecem a precipitação do fósforo. A menor disponibilidade desse nutriente nessa área diminuiu consideravelmente a produtividade primária. Entretanto, ainda pode ser observado que a mesma está ativa, fato evidenciado pelas baixas concentrações de ortofosfato (0,1 µg/L). O ponto 5 apresentou concentrações de clorofila *a* abaixo do limite de detecção, enquanto que o ponto 6 registrou valores de 0,47 µg/L. Estes dados corroboram observações de Eschrique (2007),

No caso do estuário do Jaguaribe que apresenta uma baixa vazão hídrica, apesar da penetração de um grande volume de água marinha, a mistura das águas costuma ficar restrita à porção intermediária do estuário. Este processo de retenção faz com que haja uma maior produção de biomassa fitoplanctônica na porção superior deste estuário, por ocasião da maré enchente.

Os dados obtidos para clorofila *a* no Canal do Cumbe variaram de 42,39 a 62,67 µg/L, com média de 52,53 µg/L, enquanto que no Canal do Amor, os valores variaram de 3,31 a 3,76 µg/L, com média de 3,54 µg/L. (Figura 16).

Figura 16. Distribuição de clorofila *a* para o Canal do Cumbe e Canal do Amor – Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora.

Os altos valores de clorofila *a* no canal do Cumbe estão principalmente associados com alta disponibilidade de fósforo provenientes dos efluentes das atividades de carcinicultura presentes na margem direita do canal. A rápida assimilação da espécie de fósforo reativo pela atividade fitoplanctônica pode ser evidenciado pelas baixas concentrações observadas na coluna d'água. Além disso, no ponto 7, o nível de oxigênio dissolvido encontrado foi de 4,8 mg.L⁻¹, sendo o menor registrado para toda a região em estudo. Os baixos níveis de oxigênio indicam processos de liberação de fosfato do compartimento sedimentar e de decomposição da matéria orgânica pela atividade bacteriana, a qual libera ainda mais ortofosfato biodisponível para a coluna d'água (ESTEVEZ, 1998).

No Canal do Amor, as baixas concentrações de fósforo podem estar associadas com a maior preservação dessa área, que é evidenciada pela ausência de fontes antrópicas e pela vegetação de mangue bem desenvolvidas. O ponto 9, localizado no meio do Canal do Amor apresentou maiores concentrações de todas as frações de fósforo, e ligeiramente de clorofila *a*, do que no ponto 10. Esse comportamento provavelmente ocorreu devido a maior proximidade do ponto 10 com a foz, apresentando-se mais vulnerável à influência das águas marinhas. Dessa maneira, os processos de precipitação de fósforo podem ter sido mais favorecidas nesse ponto. Além disso, o ponto 9 encontra-se Canal do Amor adentro, possuindo um maior contato com as vegetações de manguezais, os quais podem fornecer cargas de matéria orgânica e nutrientes, aumentando sua disponibilidade e a consequente atividade fitoplanctônica.

O quadro 6 compara os resultados do presente estudo com pesquisas realizadas por Eschrique (2007) no estuário do Rio Jaguaribe em Setembro de 2005, também em período de seca. Entretanto, as comparações só foram possíveis ao longo do canal principal e no canal do Cumbe (presente estudo) e gamboa do Cumbe (Eschrique, 2007).

Portanto, houve uma diminuição de fósforo total ao longo do canal principal e um ligeiro aumento das concentrações de clorofila *a* em comparação ao mês de Setembro de 2005. Para o canal e gamboa do Cumbe, foi observado uma diminuição tanto nas concentrações de fósforo como de clorofila *a*.

Assim como observado por Eschrique (2005), o sistema estuarino do rio Jaguaribe apresentou uma distribuição espacial do fosfato associada com as influências das forçantes hídricas nesses ambientes, com as águas marinhas diluindo os teores de fósforo na região da foz e as entradas de efluentes em regiões rio acima, contribuindo como fontes de fósforo reativo.

Quadro 6. Comparações das frações de fósforo e de clorofila *a* ao longo do Canal Principal e na Gamboa e dentro do Canal do Cumbe entre o estudo realizado por Eschrique (2007) e o presente estudo.

Estuário do Rio Jaguaribe	Canal Principal	Eschrique (2007)	Presente Estudo
Variações Fosfato e Cl <i>a</i>	T-PO ₄ (µM)	0,2 a 3,7	0,07 a 1,73
	RPO ₄ (µM)	<LD a 2,7	<LD a 0,33
	P-PO ₄ (µM)	<LD a 1,1	0,08 a 1,40
	Cl- <i>a</i> (µg/L)	1,2 a 8,2	< LD a 9,5
Estuário do Rio Jaguaribe	Gamboa e Canal do Cumbe	Eschrique (2007) - Gamboa	Presente Estudo - Canal
Conc. Médias Fosfato e Cl <i>a</i>	T-PO ₄ (µM)	5,6	1,84
	RPO ₄ (µM)	0,4	0,14
	P-PO ₄ (µM)	5,2	1,70
	Cl- <i>a</i> (µg/L)	69,0	52,53

Fonte: Elaborado pela autora.

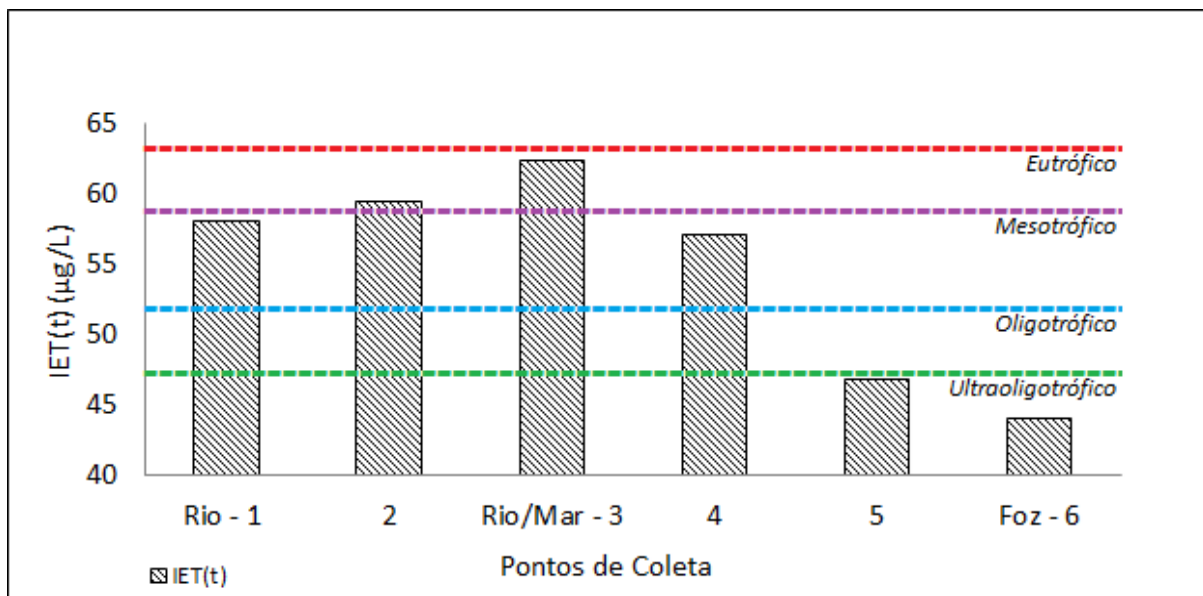
As baixas concentrações de fosfato reativo na coluna d'água em regiões próximas às atividades antropogênicas, sugerem a ocorrência da remoção de fosfato reativo do meio aquoso, intermediada tanto por processos geoquímicos, como adsorção e a precipitação para o compartimento sedimentar ou a assimilação por organismos fitoplanctônicos.

5.1.4 Índice de Estado Trófico

Baseado na classificação utilizada por Lamparelli (2004), o canal principal apresentou ambientes com diferentes graus de trofia, acompanhando os variados teores de fósforo e clorofila *a*. Dessa maneira, ocorreram ambientes classificados como ultraoligotrófico (pontos 5 e 6, localizados na foz) sob forte influência marinha, como mesotrófico (pontos 1 e 4) e eutrófico (pontos 2 e 3). Portanto, pode ser observado que os pontos 2 e 3, localizados mais próximos das fazendas de carcinicultura, apresentaram maiores níveis de trofia do que os pontos 1 e 4, enquanto que os pontos 5 e 6, influenciados mais fortemente pela maré, apresentaram o mais baixo nível de trofia. (Figura 17).

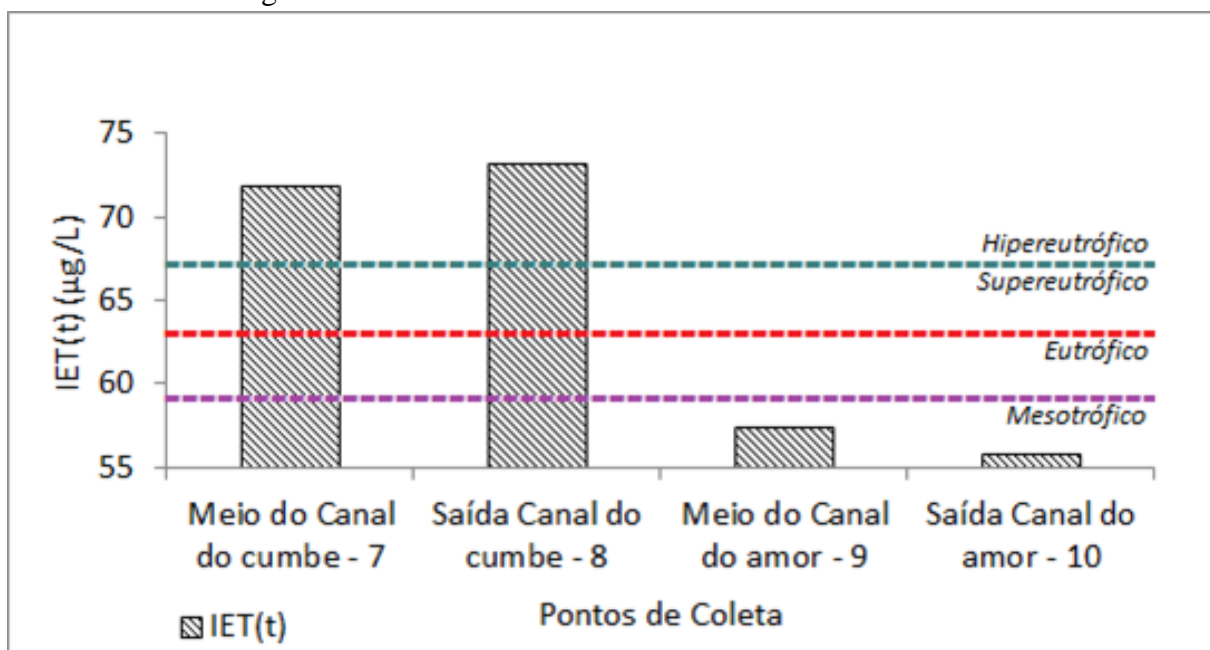
Os pontos 7 e 8, localizados no canal do Cumbe, ambos foram classificados como ambientes hipereutróficos, evidenciando altas concentrações de nutrientes e uma elevada atividade fitoplanctônica, conduzindo a florações algais, e a uma depleção de oxigênio no ambiente, como encontrado no ponto 7. O canal do amor foi classificado como mesotrófico tanto no ponto 9 (meio do Canal do Amor) como no ponto 10 (saída do Canal do Amor). (Figura 18).

Figura 17. Classificação do índice de estado trófico ao longo do Canal Principal - Estuário do Rio Jaguaribe.



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 18. Classificação do índice de estado trófico para o Canal do Cumbe e Canal do Amor - Estuário do Rio Jaguaribe.



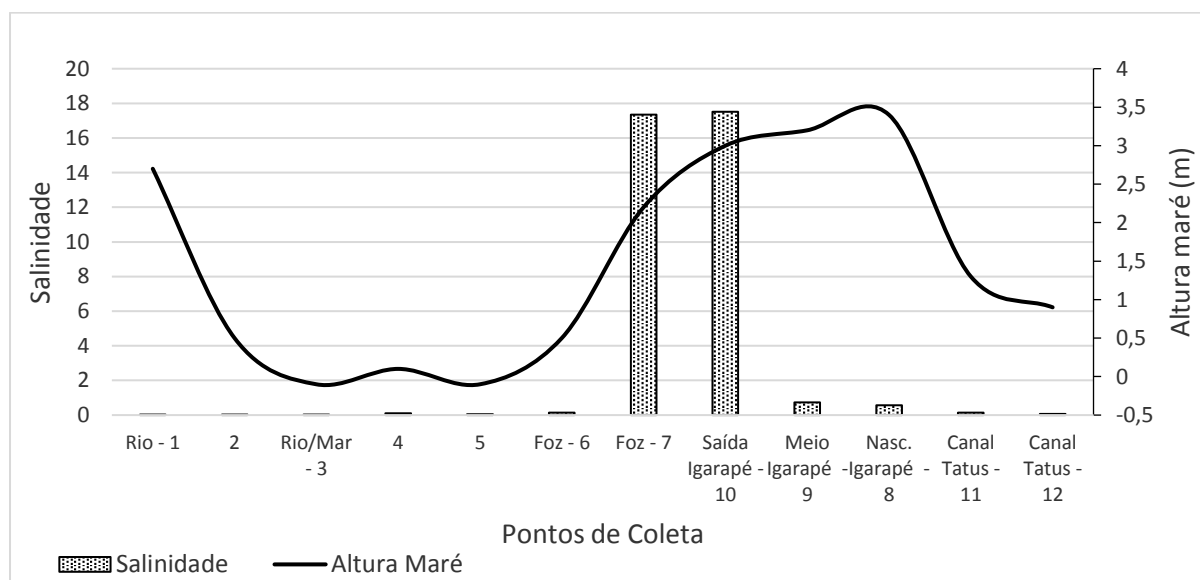
Fonte: Elaborado pela autora.

5.2 Estuário do Rio Parnaíba

5.2.1 Parâmetros Hidroquímicos

Os resultados obtidos para salinidade no estuário do rio Parnaíba foram extremamente baixos, variando de 0,03 a 0,74, apresentando características de água doce. Entretanto, dois pontos exibiram águas salobras, o ponto 7 (foz) com 17,34 e o ponto 10 (saída Igarapé dos Periquitos que se localiza próximo a foz) com 17,51, pois a maré encontrava-se alta na hora da medição (figura 19). Vale ressaltar que o ponto 6 também se localiza na desembocadura do rio, ainda mais perto do mar do que o ponto 7 e, pela medição da salinidade ter sido realizada na hora da maré baixa, o valor apresentado foi muito mais baixo do que no ponto 7, com 0,15 de salinidade. Dessa maneira, ficou evidenciado a forte influência das águas fluviais nesta região e segundo Pritchard (1967), esse estuário pode ser classificado como do tipo positivo.

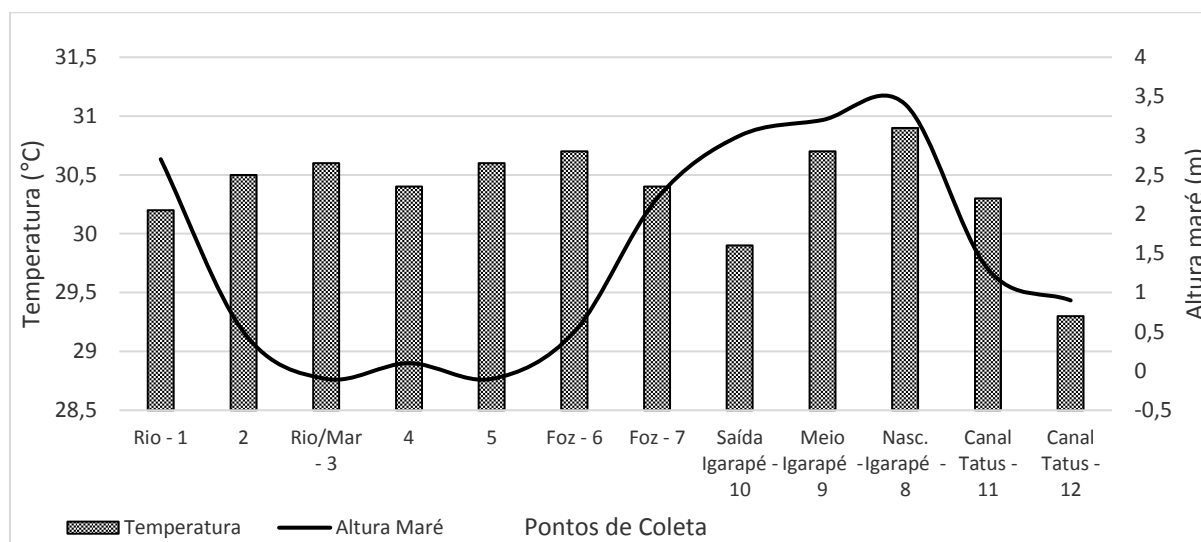
Figura 19. Gráfico para salinidade x maré – Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

A temperatura apresentou-se constante com ligeiras variações no estuário do rio Parnaíba, com o mínimo de 30,2 °C e máximo de 30,7 °C para o canal principal, com mínimo de 29,9 °C e máximo de 30,9 °C para o igarapé dos periquitos, e mínimo de 29,3 °C e máximo 30,3 °C para o Canal do Tatus. Além disso, foram significativamente mais baixas do que as águas do estuário do rio Jaguaribe (34,19 a 42,6 °C) (figura 20).

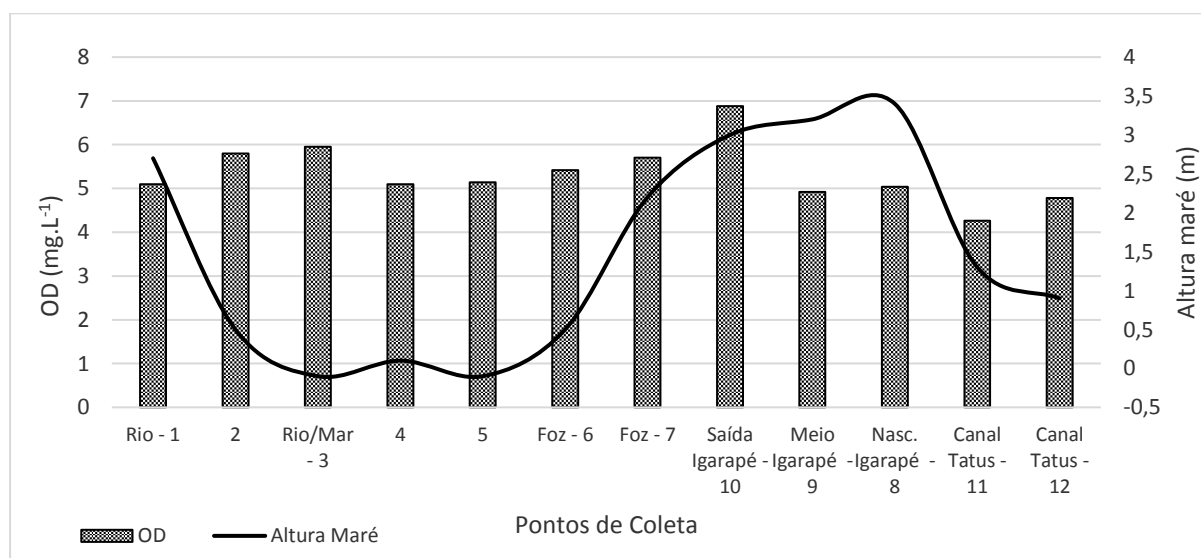
Figura 20. Gráfico para temperatura x maré – Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

Os valores obtidos para oxigênio dissolvido mantiveram-se bem oxigenados e constantes, mas apenas no canal principal do estuário, variando de 5,1 a 5,95 mg.L⁻¹, com média de 5,46 mg.L⁻¹. Enquanto que os pontos 10, 9 e 8 (Igarapé dos Periquitos) apresentaram resultados para OD mais distintos entre eles, com 6,88, 4,92 e 5,04 mg.L⁻¹, respectivamente, e os pontos 11 e 12 (Canal Tatus), apresentaram as concentrações mais baixas de oxigênio dissolvido, exibindo valores de 4,26 e 4,78 mg.L⁻¹ (Figura 21).

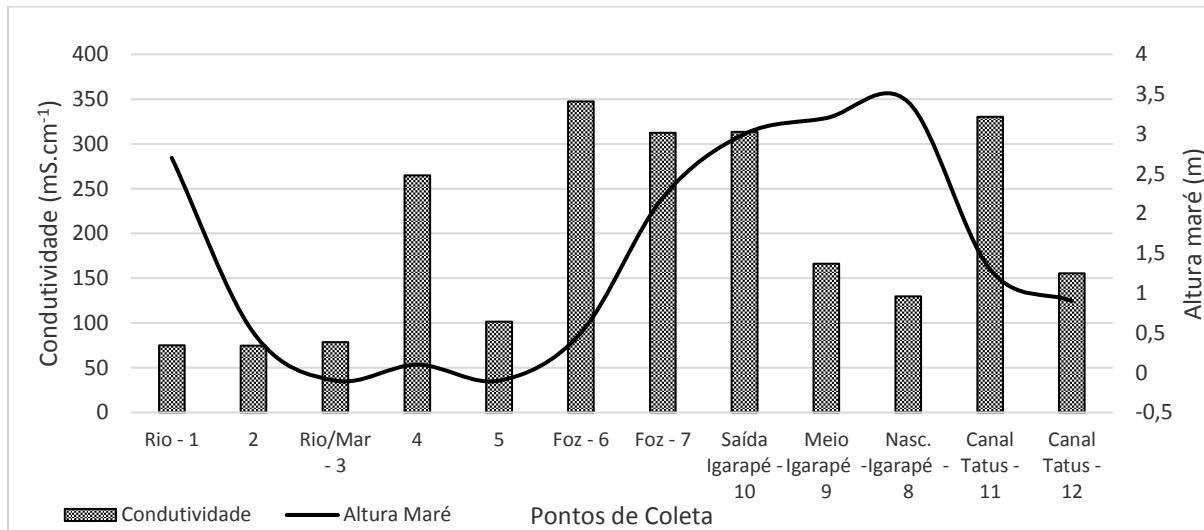
Figura 21. Gráfico para oxigênio dissolvido x maré – Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

A condutividade no estuário do rio Parnaíba variou significativamente. O canal principal apresentou variações de 74,5 a 347,3 mS.cm^{-1} , enquanto que os pontos 10, 9 e 8 (Igarapé dos Periquitos) exibiram valores de 313,3, 166,1 e 129,6 mS.cm^{-1} , respectivamente. No canal de Tatus, os pontos 11 e 12 resultaram em 330,2 e 155,3 mS.cm^{-1} (Figura 22). Estes dados sugerem aportes de água doce nos canais secundários.

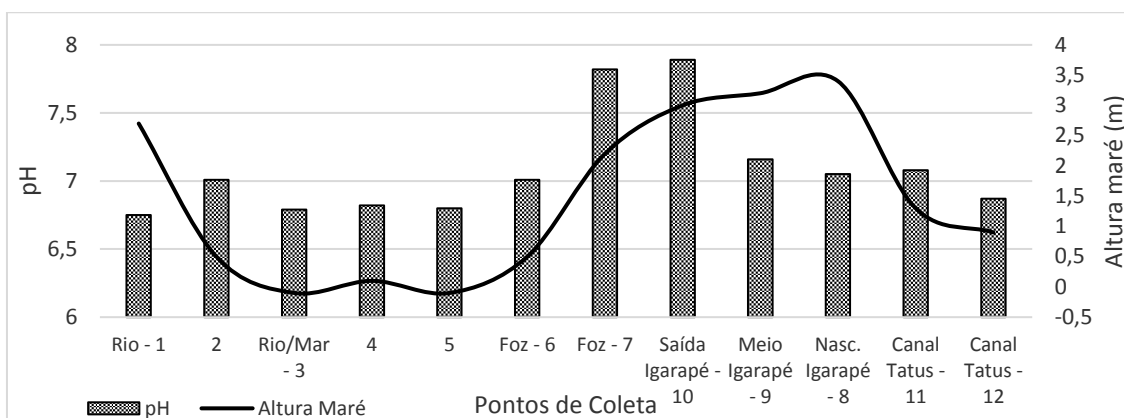
Figura 22. Gráfico para condutividade x maré – Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

As águas do estuário do rio Parnaíba apresentaram caráter neutro e ligeiramente ácidos, com o pH variando ao longo do canal principal de 6,75 a 7,82, assim como no Canal de Tatus, os pontos 11 e 12 apresentaram valores de 7,08 e 6,87, respectivamente. No Igarapé dos Periquitos, os valores registrados para os pontos 10, 9 e 8 foram neutros, de 7,89, 7,16 e 7,05, assim como no ponto 7 (7,82) (figura 23). Portanto, os maiores valores registrados para os pontos 7 e 10 evidenciaram a influência da subida da maré para essa região.

Figura 23. Gráfico para pH x maré – Estuário do Rio Parnaíba.

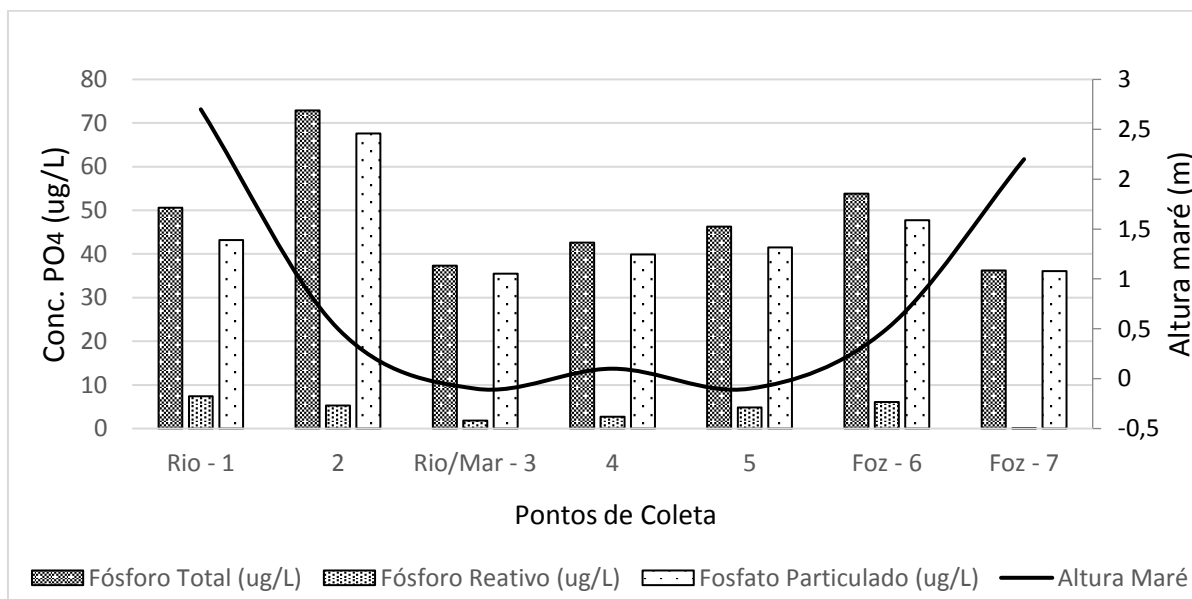


Fonte: Elaborado pela autora.

5.2.2 Fósforo

Para o estuário do rio Parnaíba, os resultados de fósforo obtidos ao longo do Canal Principal variaram de 36,2 a 72,9 ug/L, com média de 50,58 ug/L para Fosfato Total, de 0,1 a 7,4 ug/L, com média de 4,03 ug/L para Fosfato Reativo, e de 36,1 a 67,6 ug/L, com média de 44,5 ug/L para Fosfato Particulado (figura 24).

Figura 24. Distribuição de fósforo total, reativo e particulado ao longo do Canal Principal – Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

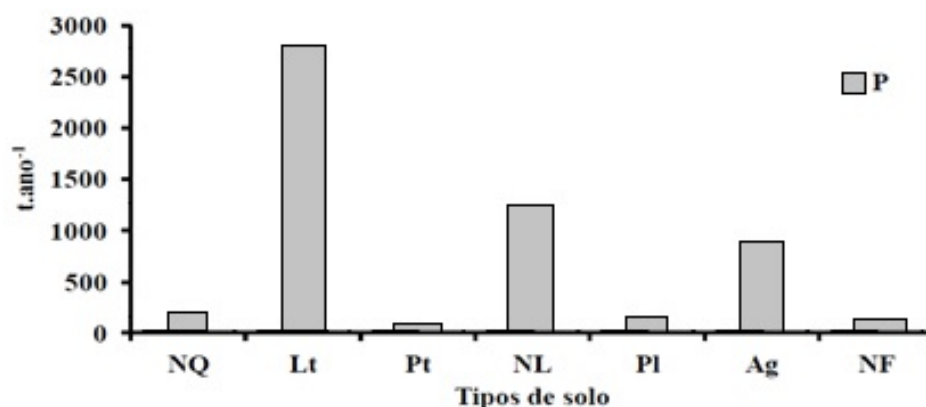
O teor de fosfato total apresentado para o ponto 1 (50,6 µg/L) é, possivelmente, reflexo das contribuições da bacia à montante e da lixiviação dos solos. As maiores concentrações de fosfato total e particulado foram encontradas no ponto 2 (72,9 e 67,6 µg/L, respectivamente), provavelmente oriundo de fontes naturais, principalmente pela lixiviação dos solos e da decomposição da matéria orgânica oriunda dos extensos manguezais observados na região. Além disso, outra fonte que pode possivelmente estar contribuindo com os altos teores de fosfato para o ponto 2, são os efluentes domésticos provenientes da cidade de Ilha Grande, que percorre pelo Canal de Tatus e deságua uma parte no canal principal atingindo o ponto 2.

O processo natural de erosão do solo na região está intrinsecamente associado com as características ambientais do rio Parnaíba, incluindo o clima, tipos de litologia, de relevo, de solo e de cobertura vegetal. A vulnerabilidade dos solos à erosão está relacionada com a sua erodibilidade, que é influenciada pelas propriedades do solo, que determinará a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade total de armazenamento da água, e a resistência às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pela chuva e escoamento (PAULA FILHO, 2014; WISCHMEIER e SMITH, 1978). Assim, Paula Filho (2014) afirma:

As cargas naturais de P são, predominantemente, oriundas dos diferentes tipos de solo da região hidrográfica, superando a 80% do total emitido. Os solos tropicais altamente intemperizados da região, como os Latossolos e os Argissolos, são ricos em óxidos de ferro e alumínio e filossilicatos de camada 1:1, como a caulinita, resultando em alta capacidade de adsorção de fósforo, repercutindo em cargas significativas a partir da denudação física e química dos solos.

A figura 25 apresenta as cargas estimadas de fósforo a partir do intemperismo físico e químico dos diferentes tipos de solo para a bacia do Parnaíba, evidenciando maiores perdas de fósforo a partir dos Latossolos e Neossolos litólicos, que são predominantes na bacia do Baixo Parnaíba.

Figura 25. Cargas estimadas de P ($t \cdot ano^{-1}$), a partir da denudação física e química dos diferentes tipos de solos típicos da bacia do Rio Parnaíba.



Fonte: Adaptado de Paula Filho, 2014.

Segundo a EMBRAPA (2006), os Neossolos litólicos são considerados solos pouco desenvolvidos e, conseqüentemente, vulneráveis a erosão. Enquanto que os latossolos, são mais desenvolvidos, caracterizando-se por possuir maior permeabilidade e baixa capacidade de troca catiônica e apresenta a predominância de óxidos de ferro, de alumínio e de caulinita (argila de baixa atividade).

Seguindo o fluxo do curso do rio a partir do ponto 2, no ponto 3 houve uma diminuição das concentrações de fosfato, com 37,3, 1,8 e 35,5 $\mu g/L$ de fosfato total, reativo e particulado, respectivamente. Essa redução do ponto 2 para o ponto 3 provavelmente ocorreu devido a presença de mangues mais desenvolvidos, os quais além de fornecerem proteção às margens do rio, possuem a capacidade de retenção de fósforo. Reynolds & Davies (2001) afirmam que bacias florestais podem remover e acumular os fosfatos disponíveis na coluna d'água. Ainda de acordo com Fonseca (2009), os manguezais são capazes de reter o fósforo, e essa capacidade pode ser distinguida entre áreas com contaminação conhecida e áreas com características naturais, a depender da maré. De acordo com Dittmar (1999),

O manguezal pode atuar como fonte de nutrientes, (por exemplo: contribuindo com erosão sedimentar ou exportação de nutrientes) ou como depósito sequestrado (na sedimentação ou importação de nutrientes) ou ainda como reator (transformando nutrientes inorgânicos em tecido orgânico).

Além disso, a precipitação de minerais argilosos ricos em óxido de ferro e alumínio a partir da coluna d'água pode haver a adsorção de fosfato dissolvido e particulado, e,

consequentemente, reduzir a disponibilidade dos mesmos no meio aquoso. De acordo com Esteves (1998),

O fenômeno de adsorção de fosfato às argilas assume grande importância em águas continentais tropicais pelo fato de a maioria destes corpos d'água receberem consideráveis aportes de argilas de suas bacias de drenagem. Estas argilas ao atingirem os ecossistemas aquáticos podem, dependendo das condições físico-químicas do meio (e.g. ambiente oxigenado) e de sua concentração em ferro e alumínio, precipitar grandes quantidades de fosfato, reduzindo a concentração deste íon na água.

Pode-se observar também que houve uma redução nas concentrações de fosfato reativo nos pontos 1 (7,4 µg/L), 2 (5,3 µg/L) e 3 (1,8 µg/L), que pode estar associada a um aumento da assimilação fitoplanctônica nestes pontos.

As contribuições para a distribuição de fósforo na coluna d'água podem ocorrer devido à presença de áreas relativamente expostas e sujeitas a lixiviação dos solos. Aliado a isso, ocorreu um grande incremento na condutividade do meio aquoso no ponto 4 e a diminuição da produtividade primária dessa área, como pode ser evidenciado pela concentração de clorofila *a* (12,33 µg/L).

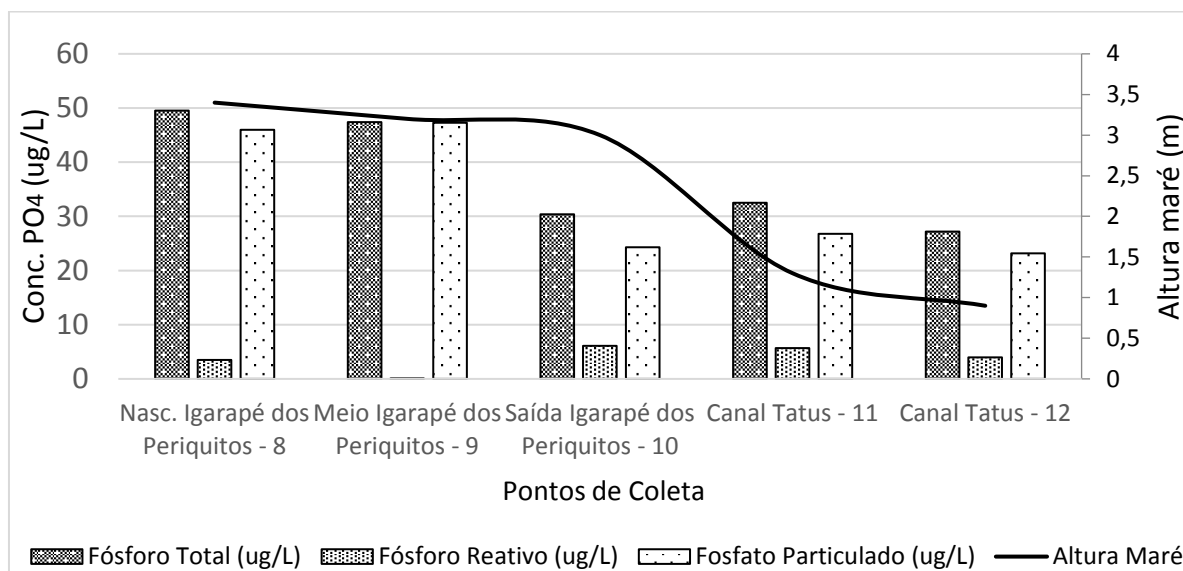
As concentrações de fosfato total, reativo e particulado para os pontos seguintes sofreram um aumento apresentando, respectivamente, 42,6, 2,7 e 39,9 µg/L (ponto 4); 46,3, 4,8 e 41,5 µg/L (ponto 5); e 53,8, 6,1 e 47,7 µg/L (ponto 6). Esse aumento evidencia um incremento do fosfato e suas espécies, possivelmente, provenientes de fontes antrópicas, visto que na margem esquerda do estuário há a presença de uma comunidade na Ilha de Canárias. Nessa comunidade, além da carência de saneamento básico, há uma constante atividade turística, o que conduziu à construção de bares nas margens dos rios (MATTOS e IRVING, 2003). Além disso, as altas concentrações de fosfatos no ponto 6 pode estar associada com o aumento do pH, conduzindo a liberação de fosfato para a coluna d'água.

No ponto 7 (localizado também na desembocadura, próximo ao ponto 6), a coleta foi realizada durante a maré alta, aumentando a salinidade das águas para 17,34 e, consequentemente, provocando a diluição dos fosfatos e diminuindo suas concentrações na coluna d'água para 36,2 µg/L para fosfato total, 0,1 µg/L para fosfato reativo e 36,1 µg/L para fosfato particulado.

Para o Igarapé dos Periquitos (pontos 8, 9 e 10), os valores variaram de 30,4 a 49,5 µg/L, com média de 42,43 µg/L para fosfato total, de 0,1 a 6,1 µg/L, com média de 3,23 µg/L para fosfato reativo, e de 24,3 a 47,3 µg/L, com média de 39,2 µg/L para fosfato particulado.

Enquanto que para o Canal de Tatus (pontos 11 e 12) os resultados obtidos variaram de 27,2 a 32,5 $\mu\text{g/L}$, com média de 29,85 $\mu\text{g/L}$ para fósforo total, de 4 a 5,7 $\mu\text{g/L}$, com média de 4,85 $\mu\text{g/L}$ para fósforo reativo, e de 23,2 a 26,8 $\mu\text{g/L}$, com média de 25 $\mu\text{g/L}$ para fósforo particulado. (Figura 26).

Figura 26. Distribuição de fósforo total, reativo e particulado x maré para o Canal Igarapé dos Periquitos e Canal Tatus – Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

Ao longo do Igarapé dos Periquitos entre os pontos 8 (49,5 $\mu\text{g/L}$), 9 (47,4 $\mu\text{g/L}$) e 10 (30,4 $\mu\text{g/L}$) observa-se uma tendência de diminuição no ponto 10, durante a virada da maré. Nesse canal, a ocorrência de vegetações de manguezais bem desenvolvidas (Figura 27) podem ter contribuído para reter o fósforo, nessas regiões.

Figura 27. Canal Igarapé dos Periquitos com vegetação de mangue desenvolvidos.



Fonte: Arquivo Pessoal.

O ponto 12, localizado no canal de Tatus, embora esteja localizado próximo ao município de Ilha Grande, que, possivelmente, se constitui em uma fonte em potencial de fosfato para esse canal, apresentou a menor concentração de fosfato total comparado com todos os pontos da região em estudo, com $27,2 \mu\text{g/L}$. Nesse ponto, as águas apresentaram-se ligeiramente ácidas (pH 6,87) e condutividade relativamente alta ($155,3 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), podendo, possivelmente, ter conduzido a processos de precipitação de fosfato para o compartimento sedimentar, diminuindo, assim, suas concentrações na coluna d'água. Além disso, as baixas concentrações de oxigênio dissolvido ($4,78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) indicam a ocorrência de decomposição da matéria orgânica por bactérias anaeróbicas, as quais liberam fósforo reativo para o meio aquoso, evidenciado pela concentração de $4 \mu\text{g/L}$, similar à média do canal principal.

Ainda no canal de Tatus, no ponto 11, a jusante do ponto 12, ocorreu um aumento dos teores de fosfato total, reativo e particulado, com 35,5, 5,7 e $26,8 \mu\text{g/L}$, respectivamente. O aumento do pH (7,08) aliado a diminuição nas concentrações de oxigênio dissolvido ($4,26$)

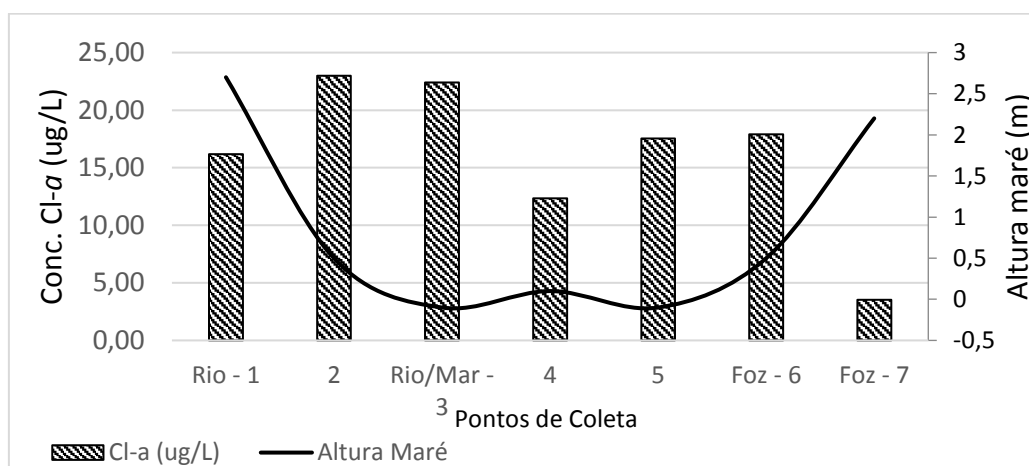
conduziram, provavelmente, a fenômenos de liberação de fosfato reativo e particulado. De acordo com Stumm e Morgan (1981) *apud* Esteves (1998),

A adsorção de fosfato à argila é maior em pH ácido ou ligeiramente ácido. Em pH elevado, a taxa de adsorção se reduz sensivelmente, visto que nestas condições o fosfato como a maioria dos demais ânions, exceção de silicato, concorre com os íons OH^- , que aumentam em concentração com a elevação do pH.

5.2.3 Clorofila *a*

Ao longo do canal principal do Estuário do Rio Parnaíba, os valores obtidos para Clorofila *a* variaram de 3,53 a 23 $\mu\text{g/L}$, com média de 16,12 $\mu\text{g/L}$ (figura 28). A maior concentração de clorofila *a* foi registrada no ponto 2 (23 $\mu\text{g/L}$), evidenciando a resposta biológica às altas concentrações de fósforo encontradas nesse ponto. O ligeiro aumento dos teores de clorofila *a* do ponto 5 (17,53 $\mu\text{g/L}$) para o ponto 6 (17,89 $\mu\text{g/L}$), aliado ao aumento do fosfato reativo, de 4,8 $\mu\text{g/L}$ para 6,1 $\mu\text{g/L}$ indicam que o crescimento das algas pode estar sendo limitado, muito provavelmente, pela elevada turbidez na região do ponto 6, evidenciado pela alta condutividade (347,3 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). As baixas concentrações de clorofila *a* no ponto 7 (3,53 $\mu\text{g/L}$) pode estar associada a diluição das águas marinhas com o aumento da maré.

Figura 28. Distribuição de clorofila *a* ao longo do Canal Principal – Estuário do Rio Parnaíba.

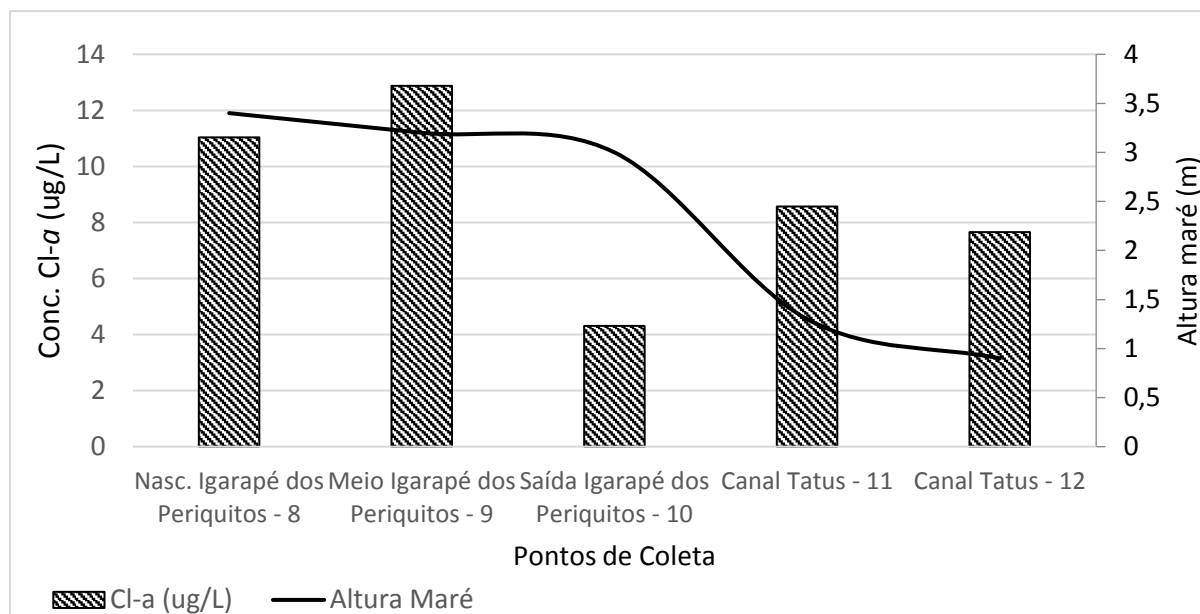


Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados obtidos para clorofila *a* no Igarapé dos Periquitos variaram de 4,31 a 12,87 $\mu\text{g/L}$, com média de 9,4 $\mu\text{g/L}$, enquanto que no Canal de Tatus, os valores variaram de

7,66 a 8,57 $\mu\text{g/L}$, com média de 8,12 $\mu\text{g/L}$ (figura 29). Os altos teores de clorofila *a* (12,87 $\mu\text{g/L}$) para o ponto 9 pode ser explicado pelas altas concentrações de fosfato nessa região.

Figura 29. Distribuição de clorofila *a* no Canal Igarapé dos Periquitos e Canal Tatus – Estuário do Rio Parnaíba.



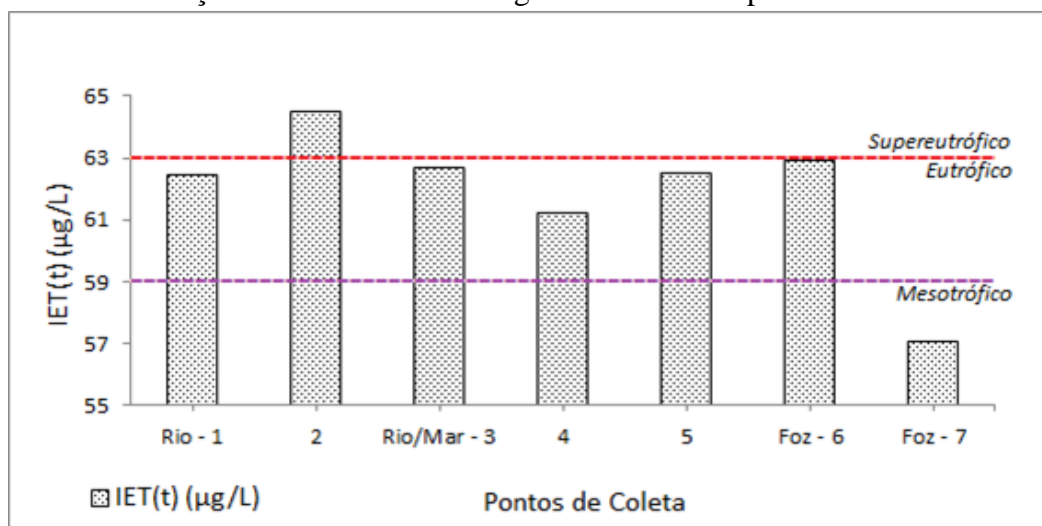
Fonte: Elaborado pela autora.

A redução de fosfato reativo observadas anteriormente entre os pontos 8 e 9 pode estar associada com o aumento das concentrações de clorofila *a* entre os mesmos. As baixas concentrações de clorofila *a* observadas para o ponto 10 está associada com a diluição pelas águas marinhas ocasionadas pelo aumento da maré.

5.2.4 Índice de Estado Trófico

O canal principal do estuário do rio Parnaíba apresentou-se em geral como um ambiente eutrófico, com apenas o ponto 2 classificando-se como supereutrófico e o ponto 7 dentro do nível mesotrófico. (Figura 30).

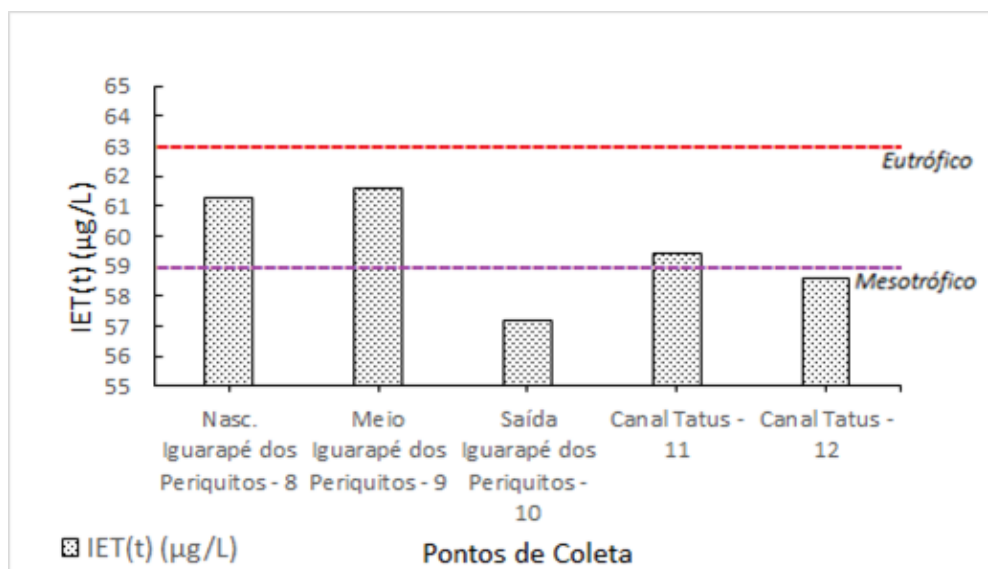
Figura 30. Classificações estado trófico ao longo do Canal Principal – Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

O Igarapé dos Periquitos também se apresentou como eutrófico. Entretanto, com a subida da maré e o aumento da salinidade, a saída do Igarapé dos Periquitos, localizada na desembocadura do rio, mudou seus níveis para mesotrófico, mostrando a capacidade de depuração das cargas contaminantes e naturais pela entrada da maré. Enquanto que no canal de Tatus, as classificações variaram entre mesotrófico (ponto 12) e eutrófico (ponto 11) (figura 31).

Figura 31. Classificações estado trófico ao longo do Canal Igarapé dos Periquitos e Canal Tatus – Estuário do Rio Parnaíba.



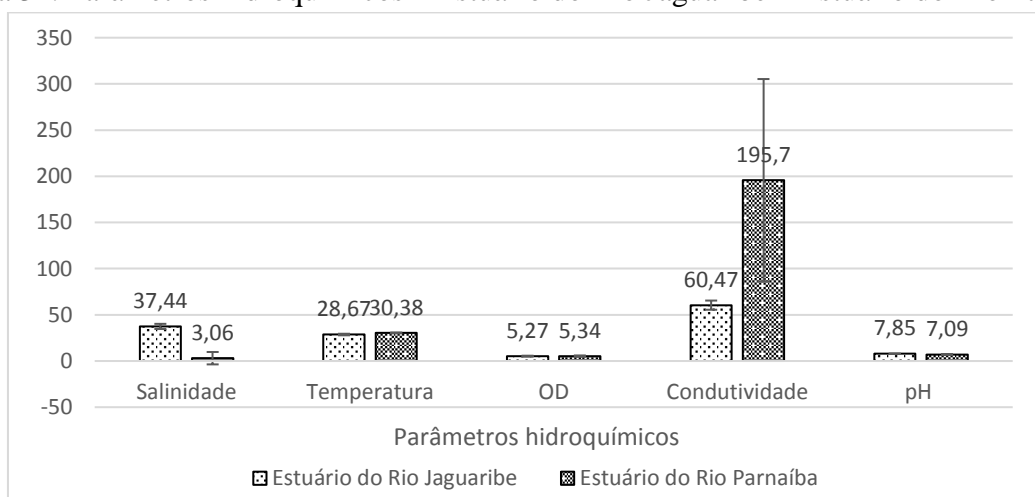
Fonte: Elaborado pela autora.

5.3 Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba

A campanha para o estuário do rio Jaguaribe foi realizada no final do período de estiagem, a qual é concentrada nos meses de Junho a Novembro, podendo a vazão fluvial chegar a zero. Enquanto que a campanha para o estuário do rio Parnaíba foi realizada durante o período chuvoso, com uma precipitação média de $1.370,4 \text{ mm/ano}^{-1}$, entre fevereiro e maio. O mês de abril, período da coleta, é o mês com registros de maiores precipitações e vazões, apresentando uma vazão média de $1.000 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$. Portanto, vale ressaltar que as características ambientais e os dados dos parâmetros hidroquímicos, de fosfatos e de clorofila *a* encontrados para os dois estuários sofreram diferentes influências climatológicas e hidrológicas.

A figura 32 mostra as concentrações médias calculadas para todos os parâmetros hidroquímicos para os dois estuários. O estuário do rio Jaguaribe apresentou comportamento de estuário inverso e o do rio Parnaíba de estuário positivo, o que resultou em dados de temperatura, oxigênio dissolvido e pH ligeiramente diferentes. Enquanto que as maiores diferenças foram observadas para a salinidade e para a condutividade. Vale ressaltar que as coletas no estuário do rio Jaguaribe foram realizadas no período de estiagem, e os do Parnaíba foram no período chuvoso, favorecendo uma maior vazão hídrica e conseqüentemente, um maior aporte de água doce. Portanto, o estuário do rio Jaguaribe apresentou características hidroquímicas influenciadas fortemente pela estiagem e pela maré, enquanto que o estuário do rio Parnaíba se mostrou dominado pela descarga fluvial.

Figura 32. Parâmetros hidroquímicos – Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.



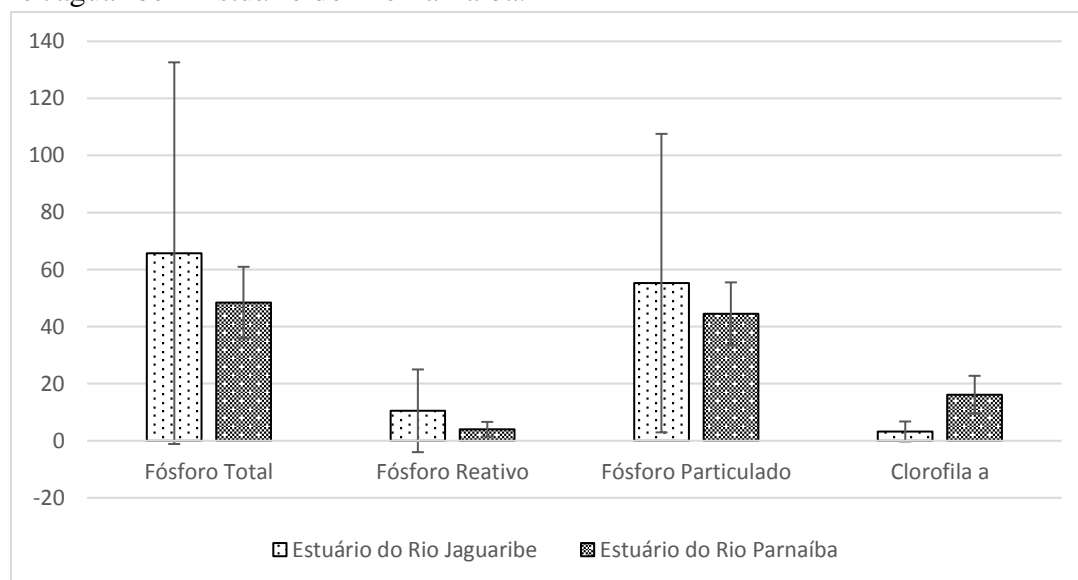
Fonte: Elaborado pela autora.

As concentrações médias de todas as formas de fósforo e de clorofila *a* foram calculadas separadamente para os canais principais e secundários de ambos os estuários, tendo em vista que os canais se mostram diferentes com relação à hidrodinâmica, as contribuições antrópicas ou naturais, ao comportamento do fosfato e as respostas biológicas.

A figura 33 apresenta os teores médios de fosfatos e clorofila *a* para o canal principal de ambos os estuários. Os resultados mostram claramente que ao longo do canal principal do estuário do rio Jaguaribe as concentrações de fósforo total, reativo e particulado foram maiores do que no canal principal do estuário do rio Parnaíba. As menores concentrações de fosfato reativo no rio Parnaíba evidenciam um maior consumo pela produtividade primária ou menor disponibilidade na coluna d'água, estando na forma particulada ou precipitado no sedimento.

As concentrações de clorofila *a* ao longo do canal principal para o estuário do rio Jaguaribe foi significativamente menor do que no canal principal do estuário do rio Parnaíba. Dessa maneira, os maiores teores de fosfatos aliado as baixas concentrações de clorofila *a* no estuário do rio Jaguaribe indica que a produtividade primária pode estar sendo limitada por algum fator ambiental, como menor disponibilidade de luz.

Figura 33. Fósforo total, reativo, particulado e clorofila *a* para os canais principais – Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.

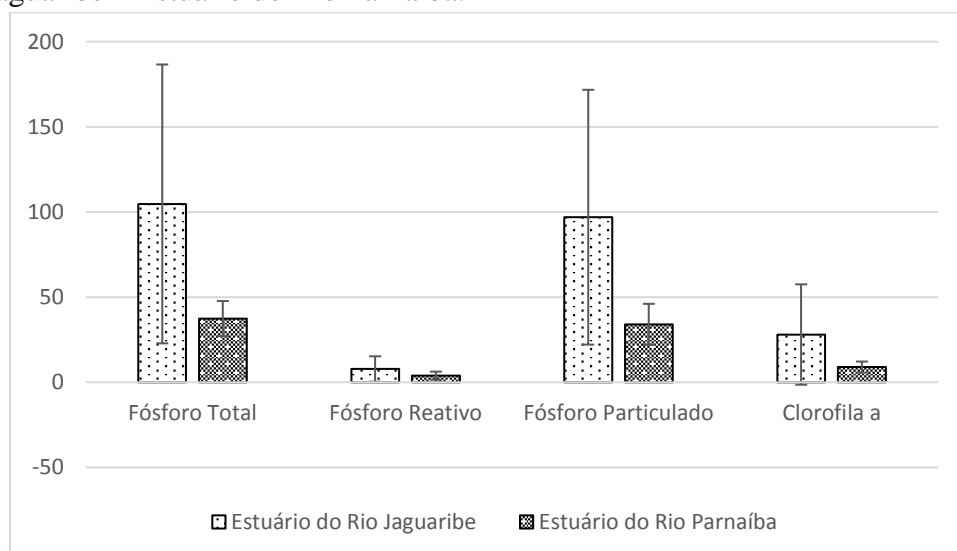


Fonte: Elaborado pela autora.

A figura 34 apresenta os teores médios de fosfatos e clorofila *a* para os canais secundários de ambos os estuários. Pode-se observar que tanto as concentrações de fosfato como de clorofila *a* para os canais secundários do estuário do rio Jaguaribe foram maiores do

que para os canais do estuário do rio Parnaíba, evidenciando maiores contribuições e maior reposta por parte dos fitoplâncton.

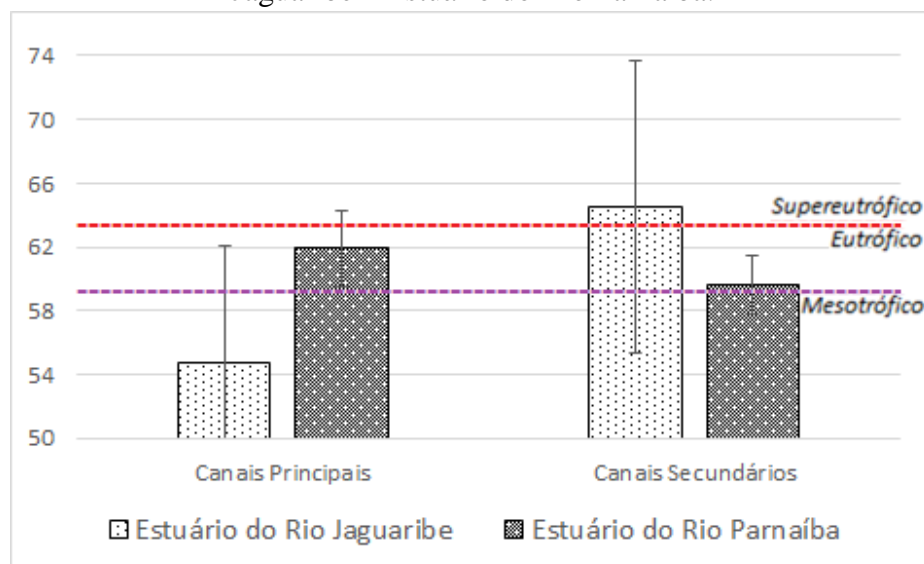
Figura 34. Fósforo total, reativo, particulado e clorofila *a* para os canais secundários – Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

A figura 35 apresenta os estados de trofia para os canais principais e secundários em ambos os estuários. O canal principal no Jaguaribe apresentou-se como mesotrófico, enquanto que no Parnaíba mostrou-se como eutrófico. Para os canais secundários, no Jaguaribe obteve-se um nível supereutrófico, enquanto que no Parnaíba, o nível de trofia foi de eutrófico.

Figura 35. Índice de Estado Trófico Canais Principais e Secundários – Estuário do Rio Jaguaribe x Estuário do Rio Parnaíba.



Fonte: Elaborado pela autora.

No estuário do rio Jaguaribe, a forma de fosfato reativo é mais predominante do que no estuário do rio Parnaíba (Quadro 7), aumentando, assim, a biodisponibilidade de ortofosfato para a produção primária e desencadeando frequentemente processos bioquímicos que conduzem a eutrofização dos ecossistemas aquáticos. Entretanto, a característica de estuário negativo muito provavelmente favorece os processos de depuração de águas contaminadas para o estuário.

Quadro 7. Porcentagens de fosfato reativo e particulado para os estuários do rio Jaguaribe e do rio Parnaíba.

P	Jaguaribe	Parnaíba
Fosfato Reativo (%)	11,57	8,6
Fosfato Particulado (%)	88,43	91,34

Fonte: Elaborado pela autora.

6. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estuário do rio Jaguaribe apresentou características de estuário do tipo invertido e hipersalino, com a dinâmica marinha influenciando suas características hidroquímicas. Suas águas podem ser consideradas bem oxigenadas, exceto dois pontos que apresentaram indícios de decomposição bacteriana, podendo conduzir a quadros mais graves de hipóxia. Em geral, o pH esteve relativamente constante e neutro, salvo na desembocadura, com influência da maré houve uma pequena elevação do mesmo.

Os teores de fósforo apresentaram-se bastante elevados em regiões próximas as atividades antrópicas, como centros urbanos e fazendas de carcinicultura, evidenciados pelos estados de mesotrofia, eutrofia e hipertrofia, e na foz, mostrou-se ultraoligotrófico pela forte influência marinha e pela capacidade elevada de depuração das águas contaminadas do estuário. Em geral, a biomassa fitoplanctônica respondeu ao aumento das concentrações de fósforo, principalmente no canal do Cumbe, onde as altas cargas de fosfato provenientes dos efluentes de carcinicultura conduziram a uma alta produtividade primária e conseqüentemente, a uma degradação da qualidade dessas águas.

No estuário do rio Parnaíba, as coletas foram realizadas no mês de abril, período mais chuvoso já registrado para a região e, conseqüentemente, com um maior aporte de água doce. Portanto, o estuário comportou-se como do tipo positivo, onde o fluxo fluvial supera as águas marinhas. Assim como no Jaguaribe, suas águas apresentaram-se bem oxigenadas, mas com alguns pontos com indícios de maior decomposição da matéria orgânica, estando mais vulneráveis a uma maior redução nos teores de oxigênio dissolvido. A condutividade das águas do Parnaíba foi significativamente mais alta do que no Jaguaribe, evidenciado pela maior porcentagem de fosfato particulado na coluna d'água.

Em geral, as fontes de fosfato para o estuário do rio Parnaíba foram, provavelmente, naturais, principalmente da lixiviação dos solos de áreas com vegetação de mangues pouco desenvolvidas, conseqüentemente, expostas aos processos de erosão e intemperismo, ocasionados pelo fluxo fluvial.

O estuário do rio Parnaíba caracterizou-se como eutrófico, e com uma região supereutrófica. Os pontos localizados próximo a foz apresentaram condições mesotróficas durante a maré alta, estando esse ambiente, portanto, também sujeito às alterações tanto nas suas características hidroquímicas como nos teores de nutrientes e biomassa fitoplanctônica, através da capacidade de depuração de águas marinhas.

Os dois estuários possuem características ambientais distintas, o que interfere nos diferentes comportamentos do fósforo e da biomassa fitoplanctônica na coluna d'água. Além disso, eles também diferem significativamente no grau de antropização e, conseqüentemente, no uso e ocupação dos solos, que resultaram em maiores contribuições antrópicas diretamente para o estuário do rio Jaguaribe e maiores contribuições naturais para o estuário do rio Parnaíba, durante o desenvolvimento deste estudo.

REFERÊNCIAS

- ALVES, Igor Charles et al. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 1, 2011.
- ANDRADE, J. H. R. et al. MUDANÇAS NO CÓDIGO FLORESTAL E SUAS IMPLICAÇÕES NOS RIOS SEMIÁRIDOS: ESTUDO NO RIO JAGUARIBE–CEARÁ-BRASIL. **REVISTA GEONORTE**, v. 5, n. 20, p. 374-378, 2014.
- ARIDAS/PI. Tema 3: Proposta de conservação de recursos hídricos e de meio ambiente do Estado do Piauí. Piauí: 1995. 70p.
- BARSANTI, Laura; GUALTIERI, Paolo. **Algae: anatomy, biochemistry, and biotechnology**. CRC press, 2014.
- BARBOSA, José Etham de Lucena et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.
- BAUMGARTEN, Maria da Graça Zepka; PAIXÃO, Bárbara Elen Góis da. Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS). 2013.
- BERTOLDI, Larissa. **Avaliação do estado trófico de um sistema estuarino tropical a partir do índice trófico TRIX**. 2016. Dissertação de Mestrado.
- BIANCHI, Thomas S. **Biogeochemistry of estuaries**. Oxford University Press, 2007.
- BICUDO, Carlos Eduardo; TUNDISI, José Galizia; SCHEUENSTUHL, Marcos C. Barnsley (Ed.). **Águas do Brasil: análises estratégicas**. Instituto Botânica, 2010.
- BRANCO, Samuel Murgel; MURGEL, Paulo Henrique; CAVINATTO, Vilma Maria. Compostagem: solubilização biológica de rocha fosfática na produção de fertilizante organomineral. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 115-122, 2001.
- BURFORD, M. A. et al. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 11, p. 1456-1469, 2003.
- CAMPOS, J. N. B. et al. Hydrological transformations in Jaguaribe River basin during 20th Century. **IN: Proceedings of the 20th Annual American Geophysical Union, Fort Collins Hydrology Days Publications**, v. 1, n. 1, 2000.
- CARLSON, Robert E. A trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
- CARMOUZE, Jean-Pierre. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. Edgard Blucher, 1994.
- CAVALCANTE, Mariany Sousa. **Transporte de carbono orgânico dissolvido no estuário do Rio Jaguaribe sob clima semiárido**. 2015. Tese de Doutorado.

CEARÁ, A. L. Caderno regional da sub-bacia do Baixo Jaguaribe. Fortaleza: INESP, 2009. p. 104.

COMPANHIA, DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007. **São Paulo: CETESB**, v. 2, 2007.

CHESNEY, Edward J.; BALTZ, Donald M. The effects of hypoxia on the northern Gulf of Mexico coastal ecosystem: a fisheries perspective. **Coastal hypoxia: consequences for living resources and ecosystems**, p. 321-354, 2001.

CLOERN, James E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine ecology progress series**, v. 210, p. 223-253, 2001.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA - CODEVASF. 2006. Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP : relatório final : Plano de Ações Estratégicas da Bacia do Parnaíba / Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba – CODEVASF. – Brasília, DF : TDA Desenho & Arte Ltda., 2006.130p. : il. – (Plano de Ação para o Desenvolvimento Integrado da Bacia do Parnaíba, PLANAP ; v. 14)

CONAMA, Resolução. 357, de 17 de Março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA**, v. 357, 2005.

COSTA, Breno Gustavo Bezerra. **Distribuição de Mercurio (Hg) em Sedimento, Água e Biota na Região de Influência dos Efluentes da Carcinicultura na Gamboa do Cumbe-Rio Jaguaribe-Ceará-Brasil**. 2009. Tese de Doutorado. <http://www.teses.ufc.br/>.

DA SILVA, Margarida Cardoso. Estuários–critérios para uma classificação ambiental. **RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, p. 25-35, 2000.

DAVID, C. PC et al. Coastal pollution due to increasing nutrient flux in aquaculture sites. **Environmental Geology**, v. 58, n. 2, p. 447-454, 2009.

DIAS, Francisco José da Silva. **Hidrodinâmica das descargas fluviais para o estuário do Rio Jaguaribe (CE.)**. 2007. Tese de Doutorado. <http://www.teses.ufc.br/>.

DIAS, F. J. S.; MARINS, R. V.; MAIA, L. P. Hydrology of a well-mixed estuary at the semi-arid Northeastern Brazilian coast. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 4, p. 377-385, 2009.

DING, Shiming et al. In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake. **Water research**, v. 74, p. 100-109, 2015.

DITTMAR, Thorsten. **Outwelling of organic matter and nutrients from a mangrove in North Brazil: evidence from organic tracers and flux measurements**. 1999. Tese de Doutorado. Dissertation, University of Bremen, Germany.

DYER, Jeffrey H. Effective interfirm collaboration: how firms minimize transaction costs and maximize transaction value. **Strategic management journal**, p. 535-556, 1997.

E NAVEGAÇÃO, DHN-Diretoria de Hidrografia. Marinha do Brasil. **Nautical Chart DHN**, n. 700-DE, 1966. <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/index.htm>
Acessado em: 01/06/2017.

ELLIOTT, Michael; MCLUSKY, Donald S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, n. 6, p. 815-827, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (1986). Exploratory survey - reconnaissance soil of the State of Piauí. por JACOMINE, P.K.T., CAVALCANTI, A.C, PESSOA, S.C.P., BURGOS, N., MÉLO-FILHO, H.F.R., LOPES, O.F., & MEDEIROS, L.A.R. Rio de Janeiro. EMBRAPA-SNLCS/SUDENE-DRN. Boletim de pesquisa, 36. 782p il.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. (2006). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos – SIBCS. 2ª Ed. Rio de Janeiro, 306p

EMSLEY, J. The phosphorus cycle. In: **The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles**. Springer Berlin Heidelberg, 1980. p. 147-167.

ESCHRIQUE, Samara Aranha. **Hidrogeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe (Ce.)**. 2007. Tese de Doutorado.

ESCHRIQUE, Samara Aranha. **Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarinos do Nordeste e Sudeste do Brasil**. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

ESTEVES, Francisco de Assis. Fundamentos de limnologia. In: **Fundamentos de limnologia**. Interciência/Finep, 1988.

FARAGE, José de Alencar Pinto et al. Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do rio Pomba. **ENGENHARIA NA AGRICULTURA/Engineering in Agriculture**, v. 18, n. 4, p. 322-329, 2010.

FIA, Ronaldo et al. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 1, 2009.

FONSECA, Louize Viveiro da. **Capacidade de Retenção de Fósforo e Material Particulado em Suspensão por Manguezal de Área Impactada por Efluentes da Carcinicultura**. 2009. Tese de Doutorado. <http://www.teses.ufc.br/>.

GODOY, Mario Duarte Pinto; DE LACERDA, Luiz Drude. CHANGES IN ESTUARINE ISLANDS AND RAINFALL TRENDS IN THE JAGUARIBE RIVER WATERSHED, CEARÁ STATE, BRAZIL. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 46, n. 2, 2013.

GODOY, Mario Duarte Pinto; DE LACERDA, Luiz Drude. River-island morphological response to basin land-use change within the Jaguaribe River estuary, NE Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 30, n. 2, p. 399-410, 2014.

GOLTERMAN, H. L.; BAKELS, C. C.; JAKOBS-MOGELIN, J. Availability of mud phosphates for the growth of algae. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 17, p. 467-479, 1969.

GUIMARÃES, M. Fisiologia vegetal,-. **São Paulo-1985, EPU**, 1985.

HANAZAKI, N.; CASTRO, F.; LIVEIRA, V.G.; PERONI, N. 2007. Between the sea and the land: the livelihood of estuarine people in southeastern Brazil. *Ambiente & Sociedade*. V.10(1): p.121-136.

HOBBIE, John E. Estuarine science: the key to progress in coastal ecological research. **Estuarine science: A synthetic approach to research and practice**, p. 1-11, 2000.

IBGE, L. C. S. Diagnóstico Ambiental da Bacia do Rio Jaguaribe – Diretrizes Gerais para a Ordenação Territorial. Ministério de Planejamento e Orçamento – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 77p.1999.

IPLANCE. Instituto de Planejamento do Ceará. Atlas do Ceará. Imprensa oficial. Fortaleza. 1997.

JACKSON, Christopher et al. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, v. 218, n. 1, p. 397-411, 2003.

JEFFREY, SW t; HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c 1 and c 2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. **Biochemie und Physiologie der Pflanzen**, v. 167, n. 2, p. 191-194, 1975.

JICKELLS, T. D. et al. Air-borne dust fluxes to a deep water sediment trap in the Sargasso Sea. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 12, n. 2, p. 311-320, 1998.

KJERFVE, Björn. Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems. **Baruch Institute for Marine Biology and Coastal Research. Department of Geological Sciences and Marine Science Program.**, 1990.

KLOSE, Kristie et al. Relationships among catchment land use and concentrations of nutrients, algae, and dissolved oxygen in a southern California river. 2012.

KNOPPERS, B.; CARMOUZE, J. P.; MOREIRA-TURCQ, P. F. Nutrient dynamics, metabolism and eutrophication of lagoons along the east Fluminense coast, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental geochemistry of coastal lagoon systems of Rio de Janeiro, Brazil: geoquímica ambiental de sistemas lagunares do Rio de Janeiro, Brasil. Niterói: UFF/Programa de Geoquímica Ambiental**, p. 123-154, 1999.

KRATZER, Charles R.; BREZONIK, Patrick L. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981.

LACERDA, LD de et al. Manguezais do nordeste e mudanças ambientais. **Ciência hoje**, v. 39, n. 229, p. 24-29, 2006.

LACERDA, Luiz Drude et al. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. **Aquaculture**, v. 253, n. 1, p. 433-446, 2006.

LACERDA, Luiz Drude et al. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 141, n. 1-3, p. 149-164, 2008.

LAMPARELLI, Marta Condé. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

LARGIER, J. Low-inflow estuaries: hypersaline, inverse, and thermal scenarios. **Contemporary issues in estuarine physics**, p. 247-272, 2010.

LEONARD, Lynn A.; LUTHER, Mark E. Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies. **Limnology and oceanography**, v. 40, n. 8, p. 1474-1484, 1995.

LUND, J. W. G. The ecology of the freshwater phytoplankton. **Biological Reviews**, v. 40, n. 2, p. 231-290, 1965.

MARINS, R. V. et al. Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, v. 33, n. 197, p. 66-70, 2003.

MARINS, Rozane Valente; DE PAULA FILHO, Francisco José; ROCHA, Carlos Artur Sobreira. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe-Costa nordeste oriental brasileira. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1208, 2007.

MARINS, R. V. et al. Anthropogenic sources and distribution of phosphorus in sediments from the Jaguaribe River estuary, NE, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 673-678, 2011.

MATTOS, Flávia Ferreira; IRVING, Marta de Azevedo. Delta do Parnaíba nos rumos do ecoturismo: um olhar a partir da comunidade local. **Caderno Virtual de Turismo**, v. 3, n. 4, p. 2003, 2003.

MCLUSKY, Donald S.; ELLIOTT, Michael. **The estuarine ecosystem: ecology, threats and management**. Oxford University Press on Demand, 2004.

MIRANDA, LB de; CASTRO, BM de; KJERFVE, Björn. Princípios de oceanografia física de estuários. **São Paulo: EDUSP**, v. 414, 2002.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (2005). Secretaria de Políticas Públicas para o Desenvolvimento Sustentável. Projeto-Piloto Zoneamento Ecológico-Econômico do Baixo Rio Parnaíba – 1a Aproximação. Brasília: 2005 CD-ROM.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/MMA (2006a). Caderno da Região Hidrográfica do Parnaíba / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. – Brasília: MMA, 2006. 184 p.: il. color.; 27cm

MONTEIRO, U. H. L. **Estudos das áreas de mangue entre os estados Piauí e Pernambuco com um enfoque para o estado do Ceará nos anos de 1978 e 1999/2004 utilizando sensoriamento remoto**. 2005. Tese de Doutorado. Dissertação de mestrado em Ciências Marinhas tropicais da Universidade Federal do Ceará–Instituto de Ciências do Mar, 99p. Fortaleza.

MORAIS, J. O. et al., Diagnóstico Geoambiental da Bacia do Baixo Jaguaribe. Relatório PROJUR/SEMACE. 2002.

MORAIS, J. O. et al. Erosão costeira em praias adjacentes às desembocaduras fluviais: O caso de Pontal de Maceió, Ceará, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 8, n. 2, 2008.

MURPHY, JAMES; RILEY, J_ P_. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica chimica acta**, v. 27, p. 31-36, 1962.

NI, Zhaokui; WANG, Shengrui. Historical accumulation and environmental risk of nitrogen and phosphorus in sediments of Erhai Lake, Southwest China. **Ecological Engineering**, v. 79, p. 42-53, 2015.

OSORIO, Viktoria Klara Lakatos; OLIVEIRA, W. de. Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Química Nova**, v. 24, n. 5, p. 700-708, 2001.

PASKOFF, Roland. **Les littoraux: impact des aménagements sur leur évolution**. Armand Colin, 2010.

PAULA FILHO, Francisco José de. **Distribuição e partição geoquímica de fósforo em sedimentos estuarinos do Rio Jaguaribe/CE**. 2004. Tese de Doutorado. <http://www.teses.ufc.br/>.

PAULA FILHO, Francisco José de. **Avaliação integrada da Bacia de drenagem do Rio Parnaíba através de fatores de emissão de cargas de nitrogênio e fósforo e índices de qualidade de águas**. 2014. Tese de Doutorado.

PAULA FILHO, Francisco José de; MARINS, Rozane Valente; DE LACERDA, Luiz Drude. Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba River Delta in NE Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 166, p. 34-44, 2015.

PAULA, D. P. **Elaboração de Paisagens Contiguas ao Estuário do Rio Jaguaribe-CE**. 2006. Tese de Doutorado. M. Sc. Dissertation on Geography, UECE, Fortaleza (CE).

PAULA, D. P.; MORAIS, J. O.; PINHEIRO, L. S. Análise geo-ambiental do estuário do rio Jaguaribe-CE: tensores naturais e antrópicos. **Anais do 6º Simpósio Nacional de Geomorfologia**, p. 1-11, 2006.

PRASAD, M. Bala Krishna; RAMANATHAN, A. L. Sedimentary nutrient dynamics in a tropical estuarine mangrove ecosystem. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 80, n. 1, p. 60-66, 2008.

POMEROY, Lawrence R.; MATHEWS, Henry M.; MIN, Hong Shik. Excretion of phosphate and soluble organic phosphorus compounds by zooplankton. **Limnology and oceanography**, v. 8, n. 1, p. 50-55, 1963.

POTTER, Ian C. et al. 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, 2010.

QUEIROZ, Maria Mireide Andrade et al. The Solimões river hydrochemistry between Manacapuru and Alvarães: Amazonas-Brazil. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 4, p. 943-952, 2009.

REYNOLDS, C. S. DAVIES, P. S. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a british perspective. *Biology Review*, v.76, p.27-64, 2001.

REYNOLDS, Colin S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge University Press, 2006.

RIGLER, F. H. A dynamic view of the phosphorus cycle in lakes. **Environmental phosphorus handbook**, p. 539-572, 1973.

ROUND, F. E. (1965). *The Biology of the Algae*. London: Edward Arnold.

SANTOS, Janaína Andrade dos. **Hidrogeoquímica e estado trófico de reservatório do semiárido brasileiro sob a influência de estiagem prolongada**. 2016. Tese de Doutorado.

SCHAEFFER-NOVELLI, Yara. Manguelal: ecossistema entre a terra e o mar. **São Paulo: Caribbean Ecological Research**, v. 64, 1995.

SCHETTINI, C. A. F., et al. Distribuição longitudinal da salinidade em estuários de baixo influxo no Ceará. 2014. **XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. Natal – RN.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO PIAUÍ – SEMAR. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Piauí. Teresina: 2010.

SHIMODA, Toru et al. Phosphorus budget in shrimp aquaculture pond with mangrove enclosure and aquaculture performance. **Fisheries Science**, v. 71, n. 6, p. 1249-1255, 2005.

SILVA, JB da; CAVALCANTE, Tércia Correia. Atlas escolar, Ceará: espaço geo-histórico e cultural. **João Pessoa: Grafset**, 2000.

SILVA, Andréa Pinto et al. Mesozooplankton of an impacted bay in North Eastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 3, p. 485-493, 2004.

SILVA, Ana Elisa Pereira et al. Impacts of precipitation on the water quality of the Purus River. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SMITH, Richard A.; SCHWARZ, Gregory E.; ALEXANDER, Richard B. Regional interpretation of water-quality monitoring data. **Water resources research**, v. 33, n. 12, p. 2781-2798, 1997.

SOARES-FILHO, A. A. **A ictiofauna da região média à boca do estuário do rio Jaguaribe (Ceará-Brasil): composição, distribuição e aspectos bioecológicos**. 1996. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará, 110 p., Fortaleza.

SURATMAN, Mohd Nazip. Carbon sequestration potential of mangroves in southeast Asia. In: **Managing forest ecosystems: The challenge of climate change**. Springer Netherlands, 2008. p. 297-315.

TANG, Xianqiang et al. Phosphorus storage dynamics and adsorption characteristics for sediment from a drinking water source reservoir and its relation with sediment compositions. **Ecological engineering**, v. 64, p. 276-284, 2014.

TOLEDO, Alcibiades Pacheco de et al. Aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo da eutrofização em lagos reservatórios tropicais. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12**. CETESB, 1983. p. 1-34.

VALDERRAMA, Jorge C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109-122, 1981.

VARELA, R. & MASSA, I. Concentración de clorofila a, feopigmentos y material em suspension em laguna de Raya, Islã de Margarita, Venezuela. *Fundacion La Salle de Ciências Naturales*, n. 105, 39-64 p. 1981.

VIEIRA, Anderson Fontenele; PUTRICK, Simone Cristina; CURY, Mauro José Ferreira. A Geografia, o desenvolvimento regional e o turismo na Ilha das Canárias, estado do Maranhão-MA-Brasil. **Geographia Opportuno Tempore**, v. 1, p. 537-553, 2014.

WETZEL, Robert G. **Limnology: lake and river ecosystems**. Gulf Professional Publishing, 2001.

WISCHMEIER, Walter H. et al. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. **Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning**, 1978.

WOODROFFE, C. A geomorphological framework for the classification of deltas and estuaries. From the presentation made at the Deltas Workshop, Chennai, 2009.