

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
CURSO DE OCEANOGRAFIA**

KASSIA DOS PASSOS ALBUQUERQUE

**DISTRIBUIÇÃO DOS NUTRIENTES DISSOLVIDOS EM UM CANAL ESTUARINO
DE RAPOSA, MA-BRASIL, DURANTE O PERÍODO CHUVOSO**

**SÃO LUÍS/MA
2025**

KASSIA DOS PASSOS ALBUQUERQUE

**DISTRIBUIÇÃO DOS NUTRIENTES DISSOLVIDOS EM UM CANAL ESTUARINO
DE RAPOSA, MA-BRASIL, DURANTE O PERÍODO CHUVOSO**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Oceanografia da Universidade Federal do Maranhão para obtenção do grau de bacharelado em Oceanografia.

Orientadora: Dra. Samara Aranha Eschrique

SÃO LUÍS/MA
2025

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

dos Passos Albuquerque, Kassia.

DISTRIBUIÇÃO DOS NUTRIENTES DISSOLVIDOS EM UM CANAL
ESTUARINO DE RAPOSA, MA-BRASIL, DURANTE O PERÍODO CHUVOSO
/ Kassia dos Passos Albuquerque. - 2025.

34 p.

Orientador(a): Samara Aranha Eschrique.

Curso de Oceanografia, Universidade Federal do
Maranhão, São Luís, 2025.

1. Qualidade da Água. 2. Influência da Macromaré. 3.
Equilíbrio Biogeoquímico. 4. Hipóxia. I. Aranha
Eschrique, Samara. II. Título.

**DISTRIBUIÇÃO DOS NUTRIENTES DISSOLVIDOS EM UM CANAL ESTUARINO DE
RAPOSA, MA-BRASIL, DURANTE O PERÍODO CHUVOSO**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao
curso de Oceanografia da Universidade Federal
do Maranhão para obtenção do grau de
bacharelado em Oceanografia.

APROVADO EM: //

BANCA EXAMINADORA

Dra. Samara Aranha Eschrique. (Orientador)

Universidade Federal do Maranhão

Dra. Suzyeth Monteiro Melo (Titular)

Universidade Federal do Maranhão

Dra. Cláudia Klose Parise (Titular)

Universidade Federal do Maranhão

*Dedico este trabalho ao meu avô Antônio
Diolino dos Passos (in memoriam).*

RESUMO

Este estudo avaliou as mudanças na distribuição de nutrientes dissolvidos e na qualidade da água em um canal estuarino de Raposa, MA-Brasil, durante os períodos chuvosos de abril de 2018 e maio de 2022. Foram coletadas amostras de água superficial em oito pontos, analisando parâmetros como temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (OD), pH, sólidos totais em suspensão (TSS) e concentrações de nutrientes (fosfato, silicato, nitrito e N-amoniaco). Ambos os períodos registraram chuvas acima da média histórica, com aumentos de 9% em 2018 e 39% em 2022. A temperatura da água foi mais alta em 2022, devido à maior incidência solar. A salinidade foi maior em 2018, influenciada pela maré enchente, enquanto, em 2022, a maré vazante e o maior aporte de água doce reduziram a salinidade. Em 2018, o OD foi mais baixo, com condições próximas à hipóxia, devido ao maior aporte de matéria orgânica. Em 2022, o OD aumentou, indicando um ambiente mais oxigenado. O fosfato manteve-se estável, refletindo equilíbrio biogeoquímico. O silicato apresentou maiores concentrações em 2018, associadas à ressuspensão de sedimentos. O nitrito e o N-amoniaco tiveram concentrações mais altas em 2018, relacionadas ao maior aporte de matéria orgânica, à salinidade elevada e ao menor OD. Em 2022, a redução na salinidade e no aporte de amônia, aliada a condições mais oxigenadas, limitou a formação de nitrito e N-amoniaco, indicando maior transformação do nitrogênio em formas menos tóxicas, como nitrato. Conclui-se que os processos locais, como o regime de maré e a descarga fluvial, foram determinantes para as variações na distribuição de nutrientes e na qualidade da água no estuário.

Palavras-chave: Qualidade da água; Influência da macromaré; Equilíbrio biogeoquímico; Hipóxia.

ABSTRACT

This study evaluated changes in the distribution of dissolved nutrients and water quality in an estuarine channel in Raposa, MA-Brazil, during the rainy seasons of April 2018 and May 2022. Surface water samples were collected at eight points, analyzing parameters such as temperature, salinity, dissolved oxygen (DO), pH, total suspended solids (TSS) and nutrient concentrations (phosphate, silicate, nitrite and ammonium-N). Both periods recorded rainfall above the historical average, with increases of 9% in 2018 and 39% in 2022. Water temperature was higher in 2022, due to greater solar incidence. Salinity was higher in 2018, influenced by the high tide, while, in 2022, the low tide and the greater supply of freshwater reduced salinity. In 2018, DO was lower, with conditions close to hypoxia, due to the greater input of organic matter. In 2022, DO increased, indicating a more oxygenated environment. Phosphate remained stable, reflecting biogeochemical balance. Silicate showed higher concentrations in 2018, associated with sediment resuspension. Nitrite and ammonia-N had higher concentrations in 2018, related to the greater input of organic matter, high salinity, and lower DO. In 2022, the reduction in salinity and ammonia input, combined with more oxygenated conditions, limited the formation of nitrite and ammonia-N, indicating greater transformation of nitrogen into less toxic forms, such as nitrate. It is concluded that local processes, such as tidal regime and river discharge, were decisive for variations in nutrient distribution and water quality in the estuary.

Keywords: Water quality; Macrotidal influence; Biogeochemical balance; Hypoxia.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS	9
2.1 Objetivo Geral.....	9
2.2 Objetivos Específicos	10
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	10
3.1 Características da zona estuarina de Raposa	10
3.2 Principais tensores e consequências que ocorrem na zona estuarina de Raposa....	13
CAPÍTULO 1	14
1 INTRODUÇÃO	16
2 MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1 Área de Estudo	16
2.2 Coleta e Análise de Dados	17
2.3 Tratamento dos Dados.....	18
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	19
4 CONCLUSÃO.....	28
REFERÊNCIAS.....	29
ANEXO.....	33

1 INTRODUÇÃO

Estuários, canais estuarinos e manguezais, que constituem áreas de transição entre o ambiente marinho e fluvial, são reconhecidos como alguns dos ecossistemas mais produtivos do planeta (Eichler, 2003; Chander, 2020). Os estuários apresentam uma importante função ecológica ao receber abundância de nutrientes oriundos das bacias hidrográficas, do continente e da deposição atmosférica (Meersche e Pinckney, 2018).

A fauna presente nesses ecossistemas é constituída por uma variedade de grupos pertencentes a diferentes níveis tróficos. Esses animais fazem uso dessas áreas para alimentação, reprodução e/ou como berçário (Shaeffer-Novelli, 2003). Tornando-se um sistema importante para, no mínimo, uma fase do ciclo de vida de vários organismos aquáticos (Potter *et al.*, 2015).

De acordo com Bernardes (2001), os estuários também são ambientes propícios ao estabelecimento humano, apresentando alta disponibilidade de alimentos. Essas áreas podem ser usadas como vias de acesso ao interior do continente, sendo adequadas para a construção de portos e fácil acesso à água doce, devido à sua proximidade com os rios. Além de terem potencialidade para o turismo e a recreação.

Sendo um ambiente dinâmico, os sistemas estuarinos estão sujeitos a frequentes transformações, devido às ações humanas e as mudanças climáticas globais que contribuem para o aumento da carga de materiais dissolvidos (Garcia *et al.*, 2007).

Segundo Gillanders *et al.* (2011), os nutrientes encontrados nos estuários são provenientes de fontes diversas, incluindo processos naturais como ressurgência, precipitação, intemperismo e lixiviação, bem como intervenções antrópicas, como emissões de esgoto, escoamento de fertilizantes e, efluentes industriais e agrícolas. Essa complexa interação entre as atividades naturais e antrópicas produz uma contribuição significativa nas propriedades do ambiente estuarino, resultando em alterações na estrutura dos ciclos biogeoquímicos de diversas substâncias, com os nutrientes dissolvidos.

A intensificação das pressões antropogênicas ao longo do tempo, combinado com perturbações ambientais naturais, pode resultar em efeitos combinados que agravam a degradação do meio ambiente (Whitfield, 2021).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Avaliar as mudanças na distribuição dos nutrientes dissolvidos em um canal estuarino de Raposa, MA-Brasil, durante o período chuvoso, com ênfase na qualidade da água.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar os parâmetros físicos e químicos presentes nas águas superficiais do canal estuarino, como profundidade, transparência, temperatura, salinidade, concentração de oxigênio dissolvido (OD), saturação de OD (%OD), pH e sólidos totais em suspensão (TSS).
- Determinar as concentrações dos nutrientes dissolvidos como o nitrogênio-N (nas formas de nitrito e N-amoniacal), o fósforo-P e o silício-Si.
- Identificar as possíveis implicações ecológicas das variações na disponibilidade de nutrientes dissolvidos, considerando sua influência sobre a qualidade da água.
- Correlacionar as variáveis hidroquímicas como maré e pluviosidade para verificar a interferência desses fatores na dinâmica e distribuição dos nutrientes (N, P e Si) no canal estuarino.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Características da zona estuarina de Raposa e Rio Paciência

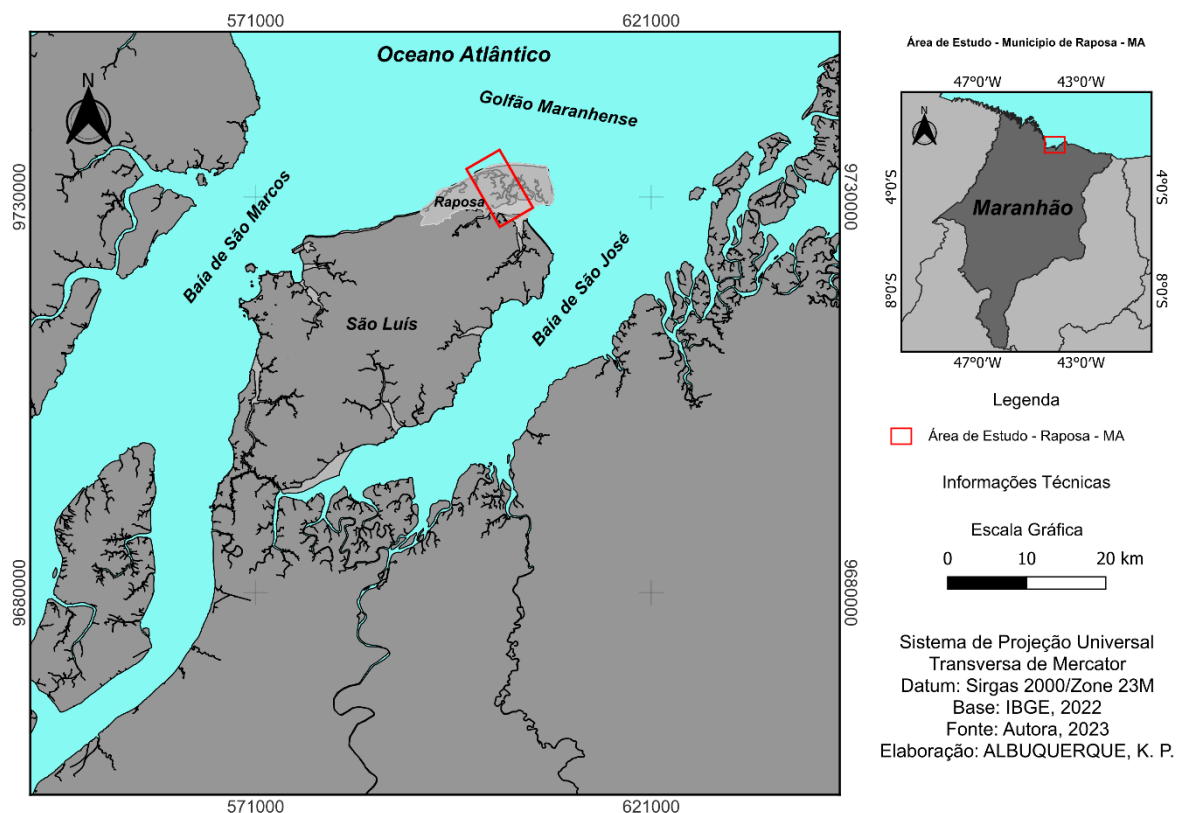
A zona estuarina de Raposa está situada na região nordeste da Ilha do Maranhão, entre as coordenadas de 02°25'22" S e 44°05'21" W. Essa região é influenciada pelo Golfão Maranhense, conectando-se aos canais que se comunicam com as baías de São Marcos, a oeste, e São José, a leste (Pinheiro, 2010). Além disso, recebe contribuição de água doce do Rio Paciência, cujo afluente contorna toda a margem leste do município de Raposa - MA.

A extensão do Rio Paciência, situado na faixa insular do Golfão Maranhense, abrange cerca de 27 km, desde sua nascente na Ilha do Maranhão até a foz na Baía de São José. Integrando a Área de Proteção Ambiental do Itapiracó e do UPAON-Açu/Miritiua (Silva-Júnior, 2012).

O Rio Paciência, nasce na chapada do Tirirical, representando o principal curso d'água que percorre a zona leste da Ilha do Maranhão (Castro *et al.*, 2008). Sua bacia hidrográfica abrange uma área de 143,4 km², drenando cerca de 171,74 km², e se estende pelos quatro municípios integrantes da Ilha de São Luís: Paço do Lumiar (população de 145.643 habitantes), Raposa (30.839 habitantes), São José de Ribamar (244.579 habitantes) e São Luís (1.037.775 habitantes) (Silva, 2013; IBGE, 2022).

Quanto ao clima, a região apresenta características de um clima úmido, com uma precipitação pluviométrica anual variando entre 1.600 mm e 2.000 mm, e uma temperatura média anual superior a 26°C. A região experimenta dois períodos sazonais distintos, caracterizados por um período chuvoso, que se estende de dezembro a junho, e uma estação de estiagem, que abrange os meses de julho a novembro (Monteles *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2011; Barreto *et al.*, 2019). Destaca-se que a média das alturas das marés é de 4,6 m, podendo atingir até 7,2 m (Czizewski *et al.*, 2021). A área abriga cerca de 10 km² de manguezal, apresentando uma composição de espécies vegetais de mangue que inclui *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* (Silva-Júnior, 2012).

Figura 1 - Localização do município de Raposa, MA-Brasil



Fonte: Elaboração do autor (2025)

3. Golfão Maranhense

O Golfão Maranhense, localizado no litoral do estado do Maranhão, constitui um amplo sistema estuarino formado ao longo do Pleistoceno, abrangendo uma área que ultrapassa os 4.000 km². A denominação 'Golfão Maranhense' foi adotada pelo projeto RADAM, considerando que essa expressão coincide com a descrição apresentada por Ab'Sáber (1960).

A região apresenta formações geológicas principais como a formação Itapecuru do cretáceo (sedimentos inconsolidados) e formações holocênicas (depósitos fluviais e fluviomarinhas). A topografia é predominantemente plana, com formas tabulares suavizadas e pequenas ondulações associadas a tesos. A presença de colinas de baixa declividade, onde os sítios urbanos estão localizados, complementa o cenário geológico (Feitosa, 2006; CPRM, 2011).

Esse cenário abrange uma diversidade de elementos geográficos, incluindo baías, estuários e extensos manguezais. O Golfão estabelece comunicação direta com o Oceano Atlântico Sul através da abertura entre as baías de Cumã e dos Tubarões. Sua transição para a área continental ocorre nas baías de São Marcos a oeste da Ilha de São Luís e de São José a leste. Esse ecossistema é caracterizado por amplitudes de marés que se destacam como algumas das maiores ao longo do litoral brasileiro, denominadas de macromaré (Coutinho e Moraes, 1976; Rios, 2001; Teixeira e Souza Filho, 2009). A precipitação pluviométrica é superior a 2.000 mm anuais e temperaturas médias superiores a 25°C (Lefèvre *et al.*, 2017).

É relevante observar que diversos sistemas atmosféricos influenciam a pluviosidade na região, incluindo a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCANs), Distúrbios Ondulatórios de Leste (DOL - ondas de leste), Complexos Convectivos de Mesoescala (CCM), Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), Linhas de Instabilidades (LI), brisas marítimas e terrestres, frentes frias, El Niño-Oscilação Sul (ENOS) e a Temperatura de Superfície do Mar (TSM) do Atlântico (Cabos, Vara e Koseki, 2019; INMET, 2025).

A área do Golfo do Maranhão enfrenta um impacto ambiental considerável devido ao acelerado avanço industrial, contribuindo para a degradação dos manguezais nas proximidades da Ilha de São Luís e nas baías de São Marcos e São José. A construção de estradas litorâneas, atividades portuárias, a instalação de indústrias e o subsequente crescimento demográfico acentuam a vulnerabilidade da paisagem. Isso estabelece uma complexa interligação entre o progresso urbano, o desenvolvimento industrial e os desafios ambientais específicos dessa localidade (Macedo, 1989; Souza e Feitosa, 2009).

3. Economia do município de Raposa-MA

As principais fontes de renda e subsistência da população local são a pesca e o extrativismo de moluscos (como sarnambi, ostra e sururu) e crustáceos (caranguejo e siri) (Fialho, 2002). Segundo Feitosa & Trovão (2006), o município abriga uma das maiores colônias

de pescadores do estado do Maranhão, gerando uma renda anual de 7,1 milhões de reais, o que corresponde a quase 10% do faturamento total do estado nesse setor econômico.

A emancipação do município de Raposa impulsionou o crescimento horizontal das áreas rural e urbana, mas também resultou em ocupações desordenadas e no aumento populacional, causando uma série de problemas ambientais e socioeconômicos (Ferreira *et al.*, 2014).

Tabela 1 - Principais tensores e consequências que ocorrem na zona estuarina de Raposa

Tensores	Consequências
Queimada e Desmatamento	O assoreamento das margens por atividades antropogênicas pode causar inundações e consequentemente o estreitamento da bacia, principalmente nas cheias (Castro & Pereira, 2016).
Esgoto doméstico	Contaminação e eutrofização do corpo hídrico, perda da biodiversidade, risco público de saúde e degradação da paisagem (Castro & Pereira, 2016).
Aquicultura	Obstrução dos fluxos de água, aumentando as taxas de hipernutrição bem como a eutrofização, a descarga dos efluentes de viveiros e a poluição por resíduos químicos durante as diferentes fases do cultivo e ainda o desmatamento das áreas de manguezais (Ribeiro <i>et al.</i> , 2014.; Franco <i>et al.</i> , 2018).
Atividades Portuárias (Dragagem)	Atividades socioeconômicas introduzem contaminantes aos estuários como a erosão e assoreamento podem gerar substâncias químicas nocivas e perigosas; podem causar distúrbio ecológico com derramamento de óleo, além das emissões de gases e ainda poeira e material particulado etc (RMS, 2012).
Lixões e Cemitérios	Risco de contaminação da água subterrânea que afeta diretamente a população residente na Bacia do Rio Paciência (Castro & Pereira, 2016).

Fonte: Adaptado de Gratão (2023)

CAPÍTULO 1

DISTRIBUIÇÃO DOS NUTRIENTES DISSOLVIDOS EM UM CANAL ESTUARINO DE RAPOSA, MA-BRASIL, DURANTE O PERÍODO CHUVOSO

Kassia dos Passos Albuquerque¹, Samara Aranha Eschrique¹

¹Universidade Federal do Maranhão

ABSTRACT

This study evaluated changes in the distribution of dissolved nutrients and water quality in an estuarine channel in Raposa, MA-Brazil, during the rainy seasons of April 2018 and May 2022. Surface water samples were collected at eight points, analyzing parameters such as temperature, salinity, dissolved oxygen (DO), pH, total suspended solids (TSS) and nutrient concentrations (phosphate, silicate, nitrite and ammonium-N). Both periods recorded rainfall above the historical average, with increases of 9% in 2018 and 39% in 2022. Water temperature was higher in 2022, due to greater solar incidence. Salinity was higher in 2018, influenced by the high tide, while, in 2022, the low tide and the greater supply of freshwater reduced salinity. In 2018, DO was lower, with conditions close to hypoxia, due to the greater input of organic matter. In 2022, DO increased, indicating a more oxygenated environment. Phosphate remained stable, reflecting biogeochemical balance. Silicate showed higher concentrations in 2018, associated with sediment resuspension. Nitrite and ammonia-N had higher concentrations in 2018, related to the greater input of organic matter, high salinity, and lower DO. In 2022, the reduction in salinity and ammonia input, combined with more oxygenated conditions, limited the formation of nitrite and ammonia-N, indicating greater transformation of nitrogen into less toxic forms, such as nitrate. It is concluded that local processes, such as tidal regime and river discharge, were decisive for variations in nutrient distribution and water quality in the estuary.

Keywords: Water quality; Macrotidal influence; Biogeochemical balance; Hypoxia.

RESUMO

Este estudo avaliou as mudanças na distribuição de nutrientes dissolvidos e na qualidade da água em um canal estuarino de Raposa, MA-Brasil, durante os períodos chuvosos de abril de 2018 e maio de 2022. Foram coletadas amostras de água superficial em oito pontos, analisando parâmetros como temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (OD), pH, sólidos totais em suspensão (TSS) e concentrações de nutrientes (fosfato, silicato, nitrito e N-amoniaco). Ambos os períodos registraram chuvas acima da média histórica, com aumentos de 9% em 2018 e 39% em 2022. A temperatura da água foi mais alta em 2022, devido à maior incidência solar. A salinidade foi maior em 2018, influenciada pela maré enchente, enquanto, em 2022, a maré vazante e o maior aporte de água doce reduziram a salinidade. Em 2018, o OD foi mais baixo, com condições próximas à hipóxia, devido ao maior aporte de matéria orgânica. Em 2022, o OD aumentou, indicando um ambiente mais oxigenado. O fosfato manteve-se estável, refletindo equilíbrio biogeoquímico. O silicato apresentou maiores concentrações em 2018,

associadas à ressuspensão de sedimentos. O nitrito e o N-amoniaco tiveram concentrações mais altas em 2018, relacionadas ao maior aporte de matéria orgânica, à salinidade elevada e ao menor OD. Em 2022, a redução na salinidade e no aporte de amônia, aliada a condições mais oxigenadas, limitou a formação de nitrito e N-amoniaco, indicando maior transformação do nitrogênio em formas menos tóxicas, como nitrato. Conclui-se que os processos locais, como o regime de maré e a descarga fluvial, foram determinantes para as variações na distribuição de nutrientes e na qualidade da água no estuário.

Palavras-chave: Qualidade da água; Influência da macromaré; Equilíbrio biogeoquímico; Hipóxia.

1 INTRODUÇÃO

As zonas estuarinas são ambientes costeiros de transição entre os rios e o ambiente marinho, caracterizados por uma morfologia complexa que inclui canais de maré, manguezais e bancos de areia (Chander, 2020; Endris *et al.*, 2024). Atuam como receptores e processadores de nutrientes das bacias hidrográficas, do continente e da deposição atmosférica (Meerssche e Pinckney, 2018).

O fosfato (PO_4^{3-}), o silicato (SiO_4^{4-}), o nitrito (NO_2^-) e o nitrogênio amoniacal (NH_4^+) são nutrientes-chave nos ciclos biogeoquímicos, nos quais influenciam diretamente a produtividade primária (Arueira *et al.*, 2022). A interação entre esses nutrientes e fatores ambientais, como pluviosidade, salinidade, marés e atividade microbiana, promove uma rede de transformações químicas e biológicas, regulando sua disponibilidade e ciclagem (Chen *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2021).

Segundo Whitfield (2021) esses ambientes estão sujeitos a frequentes mudanças decorrentes de atividades antrópicas e alterações climáticas, que afetam a estrutura dos ciclos biogeoquímicos. Ademais atividades como o despejo de efluentes urbanos e industriais, o desmatamento de manguezais e a expansão urbana desordenada têm alterado a dinâmica desses ciclos, comprometendo a saúde desses ecossistemas (Gillanders *et al.*, 2011).

Neste contexto, este estudo tem como objetivo avaliar as mudanças na distribuição dos nutrientes dissolvidos e na qualidade da água em um canal estuarino de Raposa, MA-Brasil, durante o período chuvoso. A pesquisa está alinhada ao Objetivo 14 de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (ONU), que busca a conservação e o uso sustentável dos oceanos, mares e recursos marinhos até 2030.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

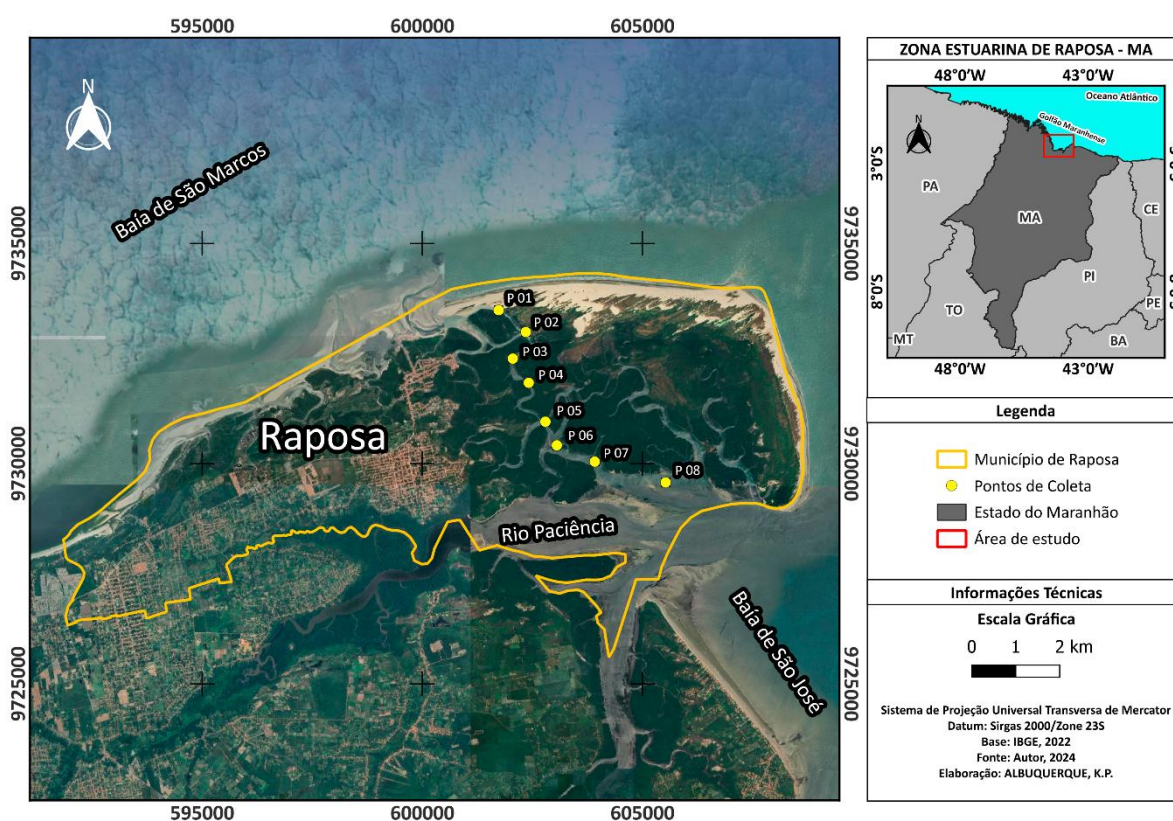
A zona estuarina de Raposa está localizada no quadrante nordeste da Ilha do Maranhão. Conectada aos canais que ligam a Baía de São Marcos (oeste) e a Baía de São José (leste), a região tem influência direta do Golfão Maranhense por meio desses canais (Pinheiro, 2010) e recebe aportes de água doce do Rio Paciência, que contorna a margem leste do município de Raposa - MA e deságua na Baía de São José (Silva-Júnior, 2012).

A região é caracterizada por um regime de macromarés semidiurnas (Czizewski *et al.*, 2020), que sustenta aproximadamente 10 km² de manguezais, composto por espécies vegetais como *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa* (Silva-Júnior,

2012). O clima é tropical úmido apresenta precipitação anual variando entre 1.600 e 2.000 mm, temperatura média acima de 26 °C (Santos *et al.*, 2011) e duas estações bem marcadas: a chuvosa (janeiro a junho) e a estiagem (julho a dezembro) (Monteles *et al.*, 2009; Barreto *et al.*, 2019).

Neste estudo, foram realizadas duas campanhas de coleta de amostras de água superficial (0 a 0,5 m de profundidade) em oito pontos ao longo canal estuarino de Raposa (Figura 2), mantendo as mesmas coordenadas em ambas as campanhas, durante o período chuvoso. A primeira campanha foi realizada em abril de 2018, na maré de quadratura, enquanto a segunda foi realizada em maio de 2022, na maré de sizígia.

Figura 2 - Localização dos pontos de coleta no canal estuarino de Raposa, MA-Brasil



Fonte: Elaboração do autor (2025)

2.2 Coleta e Análise de Dados

Os dados pluviométricos foram obtidos da estação meteorológica localizada no município de São Luís - MA, os dados dos meses e dias de amostragens foram obtidas através do portal do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018 e 2022). As informações sobre marés referentes às amostragens foram obtidas na tábua de maré do Diretório de Hidrografia e Navegação (DHN, 2018 e 2022) da Marinha do Brasil.

A transparência da água foi determinada por meio do coeficiente de extinção de luz, conforme o método proposto por Poole & Atkins (1929). Para tanto, utilizou-se a profundidade medida até o desaparecimento do disco de *Secchi* na coluna de água. Os parâmetros físicos e químicos, como profundidade local, temperatura e salinidade foram medidas *in situ* com o uso de um equipamento CTD (*Conductivity, Temperature and Depth*) da marca YSI CastAway®. As amostras de água foram coletadas com uma garrafa de *van Dorn*, com capacidade de 5 L e transferidas para frascos de polietileno de 1 L. Para cada amostragem, foram coletados 02 frascos de polietileno destinados às análises de sólidos totais em suspensão (TSS) e de nutrientes. As amostras foram mantidas sob a refrigeração até o momento da filtração no laboratório.

A determinação de oxigênio dissolvido (OD) foi realizada utilizando frascos âmbar de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), enumerados e previamente calibrados. As amostras foram fixadas a bordo da embarcação imediatamente após a coleta e armazenadas em ambiente escuro. No laboratório, o oxigênio dissolvido foi determinado segundo o método de Winkler (1888), como descrito em Grasshoff *et al.* (1999). O método apresenta precisão de 0,35 mmol L⁻¹, com margem de erro de $\pm 0,0015\sqrt{n}$ mmol L⁻¹ para uma média de *n* determinações realizadas em condições ideais. Os cálculos de saturação de oxigênio dissolvido foram realizados com base nas tabelas e fórmulas descritas por Aminot & Chaussepied (1983).

O pH foi medido com o uso de uma sonda modelo Hanna HI-8424, previamente calibrada com soluções tampão de pH 4,0, 7,0 e 10,0, com precisão de $\pm 0,01$, conforme as recomendações de Aminot & Chaussepied (1983). O TSS foi determinado segundo as metodologias descritas por Strickland & Parsons (1972) e APHA (2001), pela diferença entre o peso do filtro com resíduo e o peso do filtro seco.

Os nutrientes fosfato e silicato foram quantificados por espectrofotometria utilizando técnicas de colorimetria descritas por Grasshoff *et al.* (1983), com precisão de $\pm 0,01$ $\mu\text{mol L}^{-1}$ para fosfato e $\pm 0,02$ $\mu\text{mol L}^{-1}$ para silicato. A concentração de N-amoniacoal foi determinada com base no método de Tréguer & Le Corre (1975), adaptado por Solózano (1969), com precisão de $\pm 0,05$ $\mu\text{mol L}^{-1}$. O nitrito foi medido por método colorimétrico, que envolve a redução do nitrato para nitrito em coluna de cádmio cuperizado, conforme descrito por Wood *et al.* (1967). A precisão desse método para nitrito é de $\pm 0,01$ $\mu\text{mol L}^{-1}$.

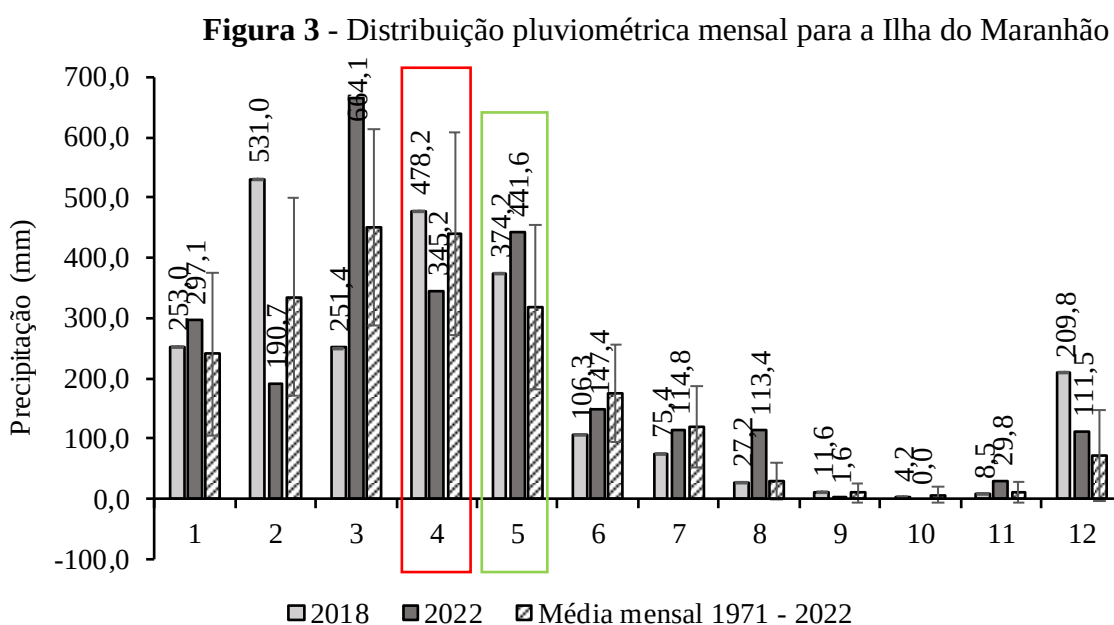
2.3 Tratamento dos Dados

Os dados obtidos foram analisados no software livre PAST 4.0 (Hammer e Harper, 2001). Estatísticas descritivas, incluindo valores máximo, mínimo, média e desvio padrão,

foram calculadas para todos os parâmetros estudados. Para avaliar a normalidade dos dados, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk, enquanto o teste de Levene foi utilizado para verificar a homogeneidade das variâncias. Observou-se que algumas variáveis da coleta de 2018, como temperatura, salinidade, TSS e fósforo, não apresentaram distribuição normal. Da mesma forma, em 2022, o nitrito também não apresentou distribuição normal. Para comparar os resultados entre as amostragens de 2018 e as de 2022, foram aplicados o teste t (paramétrico) para variáveis normalmente distribuídas e o teste de Wilcoxon (não paramétrico) para aquelas que não apresentaram distribuição normal. A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada para investigar as relações entre os parâmetros medidos. O limite de significância adotado para todos os testes foi fixado em 95% ($p < 0,05$).

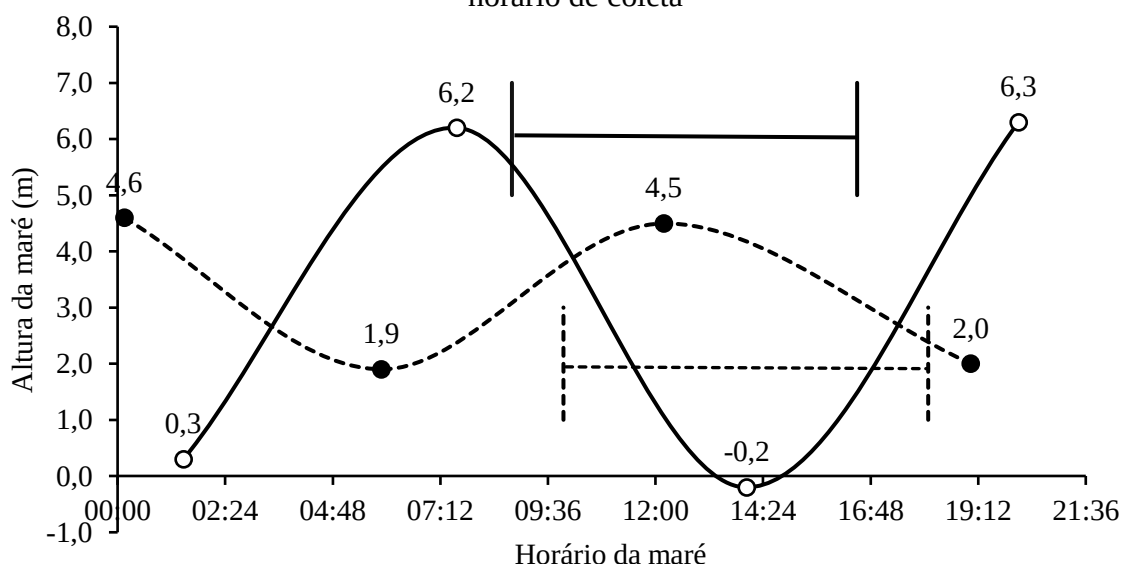
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A precipitação média mensal histórica na Ilha do Maranhão, com base em dados de 1971 a 2022 (INMET, 2022) é apresentada na Figura 3. Os meses das amostragens estão referenciados por retângulos coloridos (2018 – vermelho e 2022 – verde). Os períodos de abril de 2018 e maio de 2022 registraram precipitações acima da média histórica para esses meses, com aumentos de 9% e 39%, respectivamente. A análise da precipitação acumulada mostrou que os valores foram semelhantes entre os anos de estudos, porém superiores em abril de 2018 (478,2 mm) em comparação com maio de 2022 (441,6 mm).



A curva de maré apresentada pelo DHN (2018/2022) para os dias das coletas está na Figura 4, no qual, o intervalo entre barras segue o mesmo traço de linha da curva de maré (linha preta pontilhada – 2018 e linha preta lisa – 2022), representando a hora em que foram feitas as amostragens, sendo que as coletas se iniciaram todas pela manhã e prosseguiram durante a tarde e foram realizadas no sentido: zona estuarina com maior influência da Baía de São Marcos para zona estuarina com maior interferência do estuário do Rio Paciência e Baía de São José, as coletas foram realizadas compreendendo momentos de maré vazante e enchente no estuário.

Figura 4 - Distribuição de marés nos dias de coleta, as barras correspondem ao intervalo de horário de coleta



A profundidade média nos pontos de coleta foi de $3,36 \text{ m} \pm 2,50$ em 2018 e $2,82 \text{ m} \pm 1,17$ em 2022 (Tabela 2), por mais que não tenha apresentado diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$) essa pequena variação das médias entre os anos é atribuída, principalmente, a processos de assoreamento que atuam na região (Coutinho, 1976), influenciados pela dinâmica dos ventos e pela proximidade com as franhas dos Lençóis Maranhenses, caracterizados por dunas de areia que contribuem para o transporte e deposição de sedimentos no sistema estuarino (Feitosa, 1996).

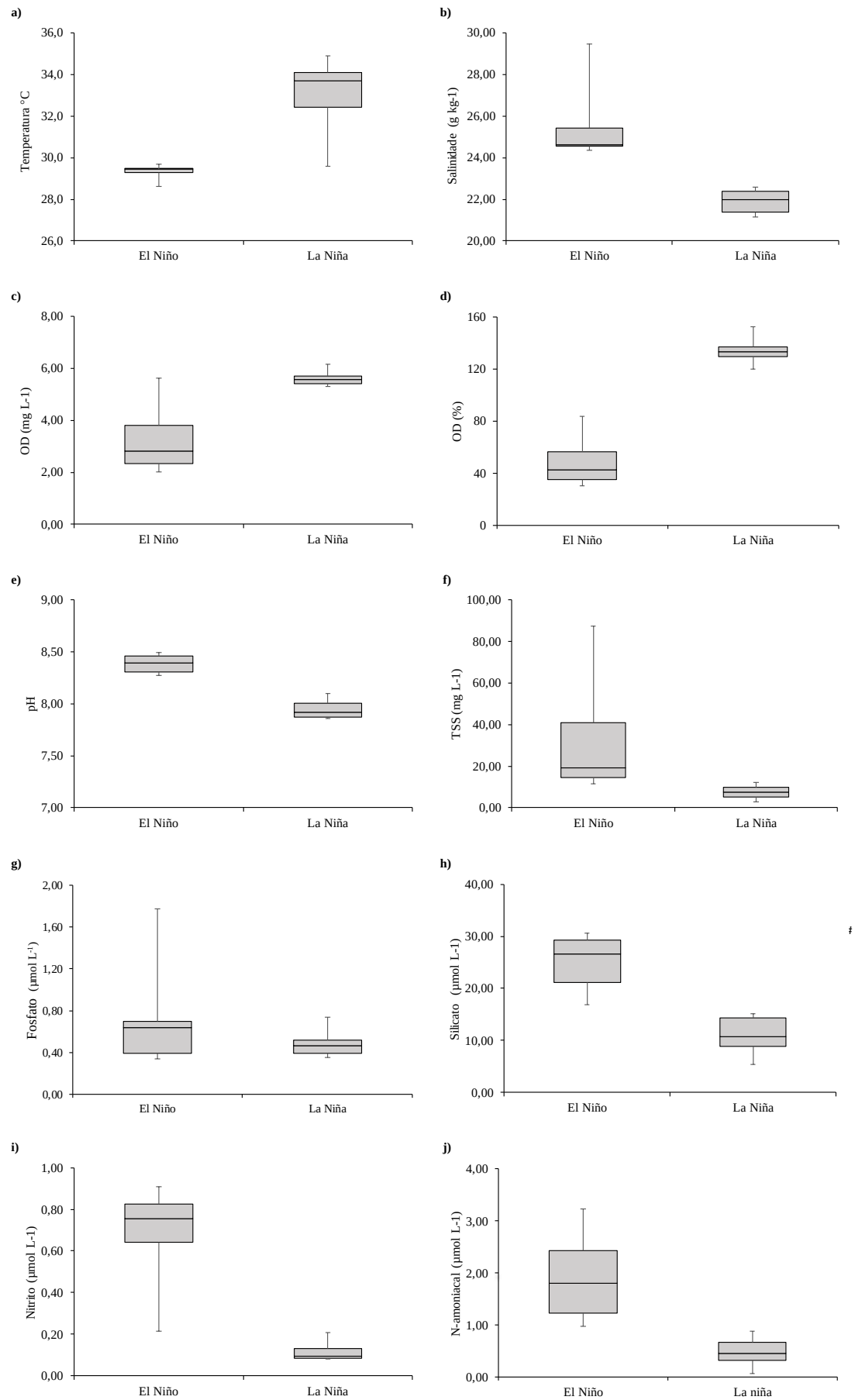
Tabela 2 - Valores de mínimo (mín.), máximo (máx.), média (méd.) e desvio padrão (s) de todas os parâmetros ambientais medidos

Parâmetro	Valores	El Niño (2018)	La Niña (2022)
Profundidade (m)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	1,34 - 8,29 3,36 $\pm$ 2,50	1,63 - 5,07 2,82 $\pm$ 1,17
Transparência (m)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	1,0 - 4,0 2,77 $\pm$ 1,01	1,33 - 2,46 1,87 $\pm$ 0,44
Temperatura (°C)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	28,6 - 29,7 29,3 $\pm$ 0,38	29,6 - 34,9 33,1 $\pm$ 1,77
Salinidade (g kg ⁻¹)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	24,36 - 29,46 25,56 $\pm$ 1,94	21,14 - 22,60 21,91 $\pm$ 0,58
OD (mg L ⁻¹)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	2,03 - 5,61 2,29 $\pm$ 1,32	5,29 - 6,16 5,62 $\pm$ 0,29
OD (%)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	30 - 84 49 $\pm$ 20,12	120 - 153 134 $\pm$ 9,77
pH	mín. - máx. méd. $\pm$ s	8,27 - 8,49 8,38 $\pm$ 0,09	7,86 - 8,10 7,95 $\pm$ 0,09
TSS (mg L ⁻¹)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	11,50 - 87,45 31,88 $\pm$ 26,83	4,28 - 15,64 10,10 $\pm$ 3,40
Fosfato (μmol L ⁻¹)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	0,34 - 1,77 0,69 $\pm$ 0,46	0,35 - 0,74 0,48 $\pm$ 0,12
Silicato (μmol L ⁻¹)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	16,80 - 30,59 25,0 $\pm$ 5,47	5,38 - 15,10 10,91 $\pm$ 3,66
Nitrito (μmol L ⁻¹)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	0,21 - 0,91 0,69 $\pm$ 0,22	0,08 - 0,21 0,11 $\pm$ 0,05
N-amoniaco (μmol L ⁻¹)	mín. - máx. méd. $\pm$ s	0,97 - 3,23 1,92 $\pm$ 0,85	0,06 - 0,88 0,47 $\pm$ 0,29

A transparência da água, embora não tenha apresentado diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$), demonstrou uma qualidade adequada ao longo do período de estudo. Esse resultado sugere que, apesar da precipitação, que geralmente pode contribuir para o aumento de TSS e turbidez na água, o ambiente aquático manteve uma boa transparência, sendo um indicativo positivo da saúde do ecossistema, pois permite a penetração de luz solar, fator importante para a fotossíntese de organismos aquáticos (Castro, Feitosa e Montes, 2014).

A temperatura da água manteve-se acima de 28 °C (Tabela 2), com amplitude de 1,1 °C em 2018 e 5,3 °C em 2022. Diferenças significativas foram observadas entre as duas amostragens ($p < 0,05$) (Figura 5). Esses padrões estão de acordo com as características das regiões estuarinas do Nordeste do Brasil, que apresentam altas temperaturas durante todo o ano, devido à sua localização geográfica e às condições climáticas tropicais (INMET, 2025).

Em 2018, as coletas ocorreram sob as condições de sol entre nuvens, céu nublado e chuva, contribuindo para temperaturas mais amenas. Contudo, em 2022, mesmo com a ocorrência de chuva leve, predominaram dias ensolarados e períodos de sol entre nuvens, que favoreceram o aquecimento superficial do ambiente de estudo. Além das condições meteorológicas, o regime de marés também influenciou as variações de temperatura. A maré vazante, ao expor áreas maiores de sedimentos e águas rasas, pode facilitar o aquecimento da água, enquanto a maré enchente, ao trazer água mais fria do oceano, tende a moderar as temperaturas. Resultados semelhantes foram observados por Almeida (2024), que registrou temperaturas superiores a 30 °C na mesma área de estudo durante o ano de 2022.

Figura 5 - Boxplot das variáveis ambientais

Em relação à salinidade, os valores variam de 24,36 – 29,46 g kg⁻¹ em 2018 e 21,14 – 22,60 g kg⁻¹ em 2022 (Tabela 2), apresentando diferenças estatísticas significativas entre os anos amostrados ($p < 0,05$) (Figura 5). De acordo com os limites estabelecidos pela CONAMA Resolução Nº 357 (Brasil, 2005) — que classificam as águas como doce ($< 0,5$), salobra ($> 0,5$ e < 30) e salina (> 30) —, os valores observados em ambos os períodos se caracterizam como água salobra, ressaltando a presença de água doce no canal estuarino de Raposa.

A precipitação acumulada durante os meses de amostragem foi semelhante em ambos os períodos (Figura 3). A ausência de variações significativas na precipitação sugere que outros fatores, como o regime de marés e a vazão dos rios, tiveram maior impacto na dinâmica da salinidade. Além disso, o período chuvoso, contribuiu para a maior drenagem das bacias hidrográficas, aumentando o fluxo fluvial e, conseqüentemente, a diluição dos sais no estuário.

Em 2018, os maiores valores de salinidade foram registrados em pontos próximos à Baía de São Marcos, associados à ação da maré enchente, que promoveu a entrada de água salina no canal estuarino de Raposa. Entretanto, os pontos sob o efeito da maré vazante e aqueles mais próximos à descarga de água doce do Rio Paciência (Figura 2) apresentaram valores mais baixos de salinidade. Já em 2022, os valores de salinidade foram menores e mais homogêneos, resultado da predominância da maré vazante durante as coletas. Essa condição diminuiu a intrusão de água salina da Baía de São Marcos e ampliou a contribuição da água doce do Rio Paciência. O único ponto (P07) coletado durante a maré enchente, localizado mais próximo e sob a maior interação com o Rio Paciência (Figura 2), também apresentou salinidade baixa, confirmando que a diluição dos sais pela água fluvial superou o efeito da maré enchente trazendo águas mais salinas.

De modo geral, o regime de maré e o maior aporte fluvial foram os principais fatores na dinâmica da salinidade, sobressaindo-se até mesmo às temperaturas mais altas observadas em 2022, que normalmente aumentariam a evaporação e, conseqüentemente, a concentração de sais, porém se mostraram inversamente (Figura 5). Apesar disso, a predominância da maré vazante e a maior contribuição de águas continentais resultaram em salinidades mais baixas e homogêneas em 2022 e, também em 2018.

Em estudos realizados na Baía de São José, na zona costeira do estado do Maranhão, Serejo *et al.* (2020) observaram valores de salinidade variando de 18,20 a 32,50 g kg⁻¹. Os autores destacam que os valores mais baixos ocorreram durante a maré vazante e valores mais altos na maré enchente.

Quanto ao oxigênio dissolvido (OD), foram observadas diferenças temporais significativas ($p < 0,05$) entre os anos de 2018 e 2022 (Figura 5). As concentrações médias

foram de $2,29 \pm 1,32 \text{ mg L}^{-1}$ em 2018 e $5,62 \pm 0,29 \text{ mg L}^{-1}$ em 2022 (Tabela 2), com condições próximas à hipóxia durante a amostragem de 2018. As taxas maiores de precipitação nos meses de coleta (Figura 3) aumentou o transporte de matéria orgânica e nutrientes para o sistema estuarino, como o N-amoniacoal, que apresentou concentrações superiores em 2018 (Tabela 2). Esse aporte intensificou o consumo de OD durante a decomposição, impulsionado pela atividade microbiana aeróbica.

Os valores mais baixos de OD em 2018 estão relacionados às concentrações de material em suspensão (TSS) mais altos (Tabela 2), o que limitou a penetração de luz na coluna d'água e inibiu a fotossíntese, limitando a produção de oxigênio. A salinidade mais alta em 2018 também comprometeu a solubilidade do oxigênio na água. Além disso, a maioria das coletas foram realizadas durante a maré vazante, o que dificultou a renovação da água, contribuindo para as condições de quase hipóxia.

Em 2022, apesar da precipitação também elevada, os teores de OD foram mais altos, indicando um ambiente mais oxigenado. Esse cenário está associado à menor concentração de TSS, que permitiu maior penetração de luz e estimulou a atividade fotossintética. A salinidade média mais baixa em 2022 aumentou a capacidade de retenção de oxigênio na água ao mesmo tempo em que a entrada de nutrientes foi mais baixa.

Conforme Lozano (1978), os principais fatores que influenciam a concentração de OD na água incluem a temperatura, salinidade, atividade biológica e os processos de mistura decorrentes do movimento das águas. Em estudo realizado na zona estuarina de Raposa e Rio Paciência, Almeida (2024) encontrou valores semelhantes durante a estação chuvosa e destacou uma forte correlação entre o OD e a salinidade.

O percentual de saturação de oxigênio dissolvido (%OD) reflete o equilíbrio entre a produção e o consumo de oxigênio no ambiente aquático, sendo diretamente influenciado por processos como a fotossíntese, que libera oxigênio na água, pela respiração e degradação dos organismos, que consomem o oxigênio, e a troca gasosa com a atmosfera, que regula a entrada e saída de oxigênio no sistema. Macêdo & Costa (1978) propuseram uma classificação para ambientes estuarinos do nordeste brasileiro com base no percentual de saturação: 1) Zonas supersaturadas (valores acima de 100%); 2) Zonas saturadas (valores entre 50% e 100%); 3) Zona de baixa saturação (valores entre 25% e 50%); 4) Zona semipoluídas (valores entre 5% e 25%); e 5) Zona poluída (valores abaixo de 5%).

De acordo com essa classificação, o canal estuarino do presente estudo, apresentou características de zonas saturadas e de baixa saturação em 2018. As condições de menor incidência solar, temperaturas mais baixas, maior TSS e alta concentração de N-amoniacoal

(Tabela 2), limitaram a produção de oxigênio pela fotossíntese e aumentaram o consumo de oxigênio pela decomposição e respiração, resultando em zonas saturadas e de baixa saturação.

As condições de 2022 (temperaturas mais altas, menor TSS, menor concentração de nutrientes, e maior incidência solar) (Tabela 2), favoreceram a produção de oxigênio pela fotossíntese e diminuíram o consumo de oxigênio, resultando em zonas supersaturadas.

Os valores de pH apresentaram diferenças estatísticas significantes ($p < 0,05$) entre os anos analisados. Em 2018 os valores foram mais homogêneos, variando entre 8,27 e 8,49 (Tabela 2), corroborando o período de maré enchente durante as amostragens daquele ano, que foram maiores do que as registradas em 2022 (Figura 4). A intrusão de águas mais salinas propicia o pH mais básico. No entanto, o pH observado em 2022, variou entre 7,86 e 8,10 (Tabela 2). A predominância de maré vazante contribuiu para a maior entrada de água doce no estuário, diminuindo os valores de pH, embora este tenha se mantido levemente básico.

De acordo com Corrêa *et al.* (2019), os valores de pH observados no litoral do estado do Maranhão são influenciados pelas macromarés na região. Esse fenômeno explica, em parte, os valores encontrados no presente estudo.

O teor de TSS apresentou diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) entre os períodos analisados. A precipitação alta gerou o aumento do escoamento superficial e promoveram o transporte de sedimentos e matéria orgânica para o canal estuarino. No entanto, o comportamento do TSS foi distinto em cada ano, devido aos diferentes padrões de maré (Figura 3).

Em 2018, a maré enchente durante as amostragens foi o fator determinante para as concentrações de TSS, favorecendo o transporte de sedimentos de áreas adjacentes para o interior do estuário, acarretando em concentrações de TSS de até $87,45 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 2). A combinação entre o maior aporte de água doce, decorrente das chuvas, e o fluxo da maré enchente ampliou a entrada de sedimentos.

A maré vazante foi o fator principal durante as coletas de 2022. Essa condição limitou o transporte de sedimentos para o interior do canal e diminuiu a ressuspensão na coluna d'água, resultando em concentrações máximas de TSS de $15,64 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 2). A maré vazante, ao exportar sedimentos para áreas costeiras, atuou como um mecanismo de controle, diminuindo a retenção de partículas no sistema estuarino. Em estudo em um estuário de macromaré no estado do Maranhão, Santos *et al.* (2020) relataram que a maré apresenta relação direta na dinâmica dos sedimentos e nas concentrações de TSS na superfície.

O fosfato apresentou concentrações dentro de uma faixa semelhante nas duas amostragens, com médias de $0,69 \pm 0,46 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ em 2018 e $0,48 \pm 0,12 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ em 2022

(Tabela 2), sem diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$) (Figura 5). Apesar do aporte continental devido as taxas pluviométricas maiores registradas durante os meses de coleta, as concentrações de fosfato mantiveram-se relativamente constantes. Esse padrão está associado à sua dinâmica de ciclagem, ao equilíbrio biogeoquímico entre as formas particuladas e dissolvidas no sistema estuarino, além da influência das forçantes de maré.

De acordo com Eschrique (2011), o fósforo é importante para a fotossíntese, atuando como fator limitante para a produção primária. A autora destaca que o ciclo biogeoquímico do fosfato é marcado por uma característica singular: a fase dissolvida é normalmente tamponada devido à sua afinidade por partículas de argila. Essa interação promove a transição entre fases, mantendo baixas concentrações na forma dissolvida mesmo com aportes externos. Esse mecanismo de tamponamento justifica a estabilidade observada nos teores de fosfato dissolvido no canal estuarino de Raposa.

Esses resultados corroboram Gomes (2017) em estudo realizado no Complexo Estuarino do Arraial - MA, onde foram registrados valores menores de fosfato durante o período chuvoso, com média de $0,60 \mu\text{mol L}^{-1}$.

O silicato variou de $16,80 - 30,59 \mu\text{mol L}^{-1}$ em 2018 e $5,38 - 15,10 \mu\text{mol L}^{-1}$ em 2022 (Tabela 2), com diferenças significativas entre os anos amostrados ($p < 0,05$) (Figura 5). As maiores concentrações em 2018 estão associadas à maior ressuspensão do material de fundo pela dinâmica da maré enchente, que contribui para a liberação de frações dissolvidas. Machado (2017) corrobora esses resultados, afirmando, em estudo no estuário do Rio Anil - MA, que as altas concentrações de silicato decorrem de fluxo e refluxo das marés, que causam a ressuspensão de sedimentos.

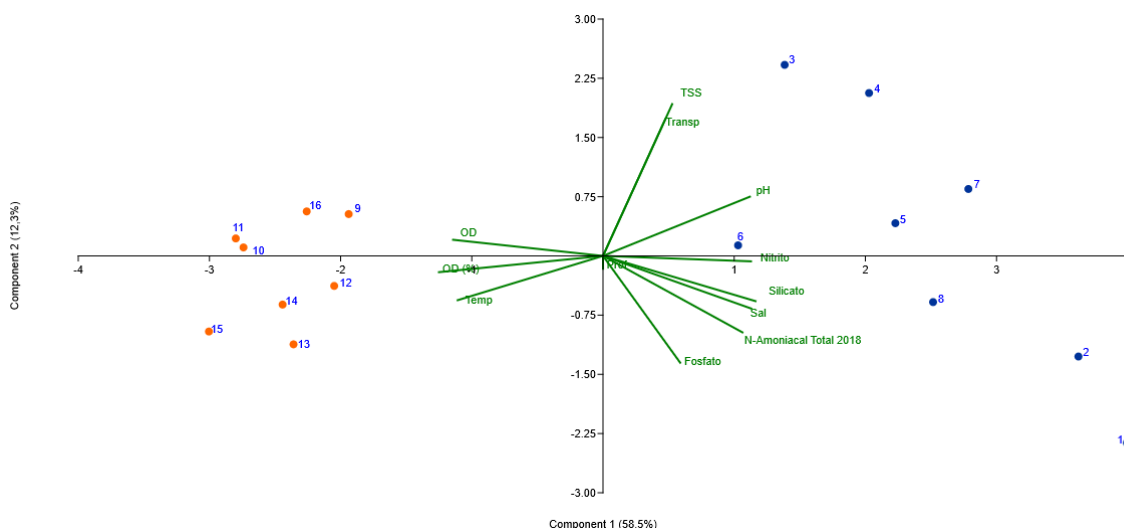
Os valores menores encontrados em 2022 podem estar relacionados à maior absorção pelos organismos e/ou à assimilação por diatomáceas, podendo também estar sendo depositados no fundo. Maranhão (2011), em estudo no Rio Paciência, corrobora valores baixos de silicato. Acredita-se que esse valor, muito baixo em relação aos demais, seja uma consequência do consumo por diatomáceas.

O nitrito, embora presente em baixas concentrações ($< 1,0 \mu\text{mol L}^{-1}$) (Tabela 2) em ambas as amostragens (2018 e 2022), mostrou diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) entre os dois períodos amostrados (Figura 5). Em 2018, os maiores valores de nitrito correlacionaram-se com concentrações de salinidade e N-amoniaco mais altos, o que favoreceu os processos de nitrificação (oxidação de amônia em nitrito), levando a concentrações mais altas de nitrito.

Em 2022, os valores de nitrito diminuíram, acompanhando a redução observada nos parâmetros salinidade e N-amoniacal. Essa diminuição está relacionada a um menor aporte de amônia no sistema, o que limitou a formação de nitrito por nitrificação, ou a condições ambientais que reduziram a atividade microbiana responsável por esse processo. Além disso, a menor salinidade em 2022 pode ter influenciado no ciclo biogeoquímico. Esse resultado corrobora o estudo de Farias (2019) realizado na região estuarina de Raposa, no qual também foram registrados valores de nitrito abaixo de $1,0 \mu\text{mol L}^{-1}$.

O N-amoniacal mostrou diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) entre as coletas realizadas em 2018 e 2022 (Figura 5). A maior precipitação observada em ambos os períodos aumentou a lixiviação no continente, aumentando a descarga fluvial e, consequentemente, o aporte de matéria orgânica para o estuário. Em 2018, os maiores valores de N-amoniacal resultaram do acúmulo de amônia no ambiente devido à decomposição da matéria orgânica e maior consumo de OD, o que inibiu o processo de nitrificação. Em 2022, as concentrações de N-amoniacal foram inferiores a $1,0 \mu\text{mol L}^{-1}$, não havendo o acúmulo de amônia. Esse valor sugere que o nitrogênio estava sendo transformado em formas menos tóxicas, possivelmente acumulando-se na forma de nitrato por meio do processo de nitrificação.

A Análise de Componentes Principais (PCA) (Figura 6) explica 70,8% da variabilidade total dos dados por meio dos dois primeiros componentes principais. O Componente 1 (58,5%) foi responsável pela maior parte da variação, enquanto o Componente 2 (12,3%) contribuiu de forma complementar para a diferenciação dos grupos. A salinidade (Sal), nitrito, silicato, N- amoniacal e fosfato mostraram forte correlação com o Componente 1. O TSS, transparência (Transp) e o OD tiveram maior influência no Componente 2, esses parâmetros estão associados a processos físicos e biológicos no ambiente. A salinidade, por sua forte correlação com o Componente 1, sugere que os processos de entrada de água doce (via descarga fluvial) ou intrusão marinha tiveram um impacto significativo na dinâmica da ZER. Da mesma forma, a correlação do fosfato, nitrito e N-amoniacal com o Componente 1 indica que esses nutrientes foram influenciados pelos mesmos processos hidrológicos, associados ao transporte de matéria orgânica a partir da descarga fluvial ou da mistura com águas marinhas.

Figura 6 - Análise de Componentes Principais (ACP)

4 CONCLUSÃO

Este estudo avaliou a distribuição de nutrientes dissolvidos e a qualidade da água em um canal estuarino de Raposa. Nas amostragens de 2018, a precipitação acima da média e a maré enchente aumentaram o aporte de nutrientes, como o N-amoniacoal, diminuindo os teores de oxigênio dissolvido, gerando condições próximas à hipóxia. Em 2022, a prevalência da maré vazante limitou a entrada de sedimentos e água salina, resultando em maior oxigenação, menores concentrações de TSS e uma distribuição mais equilibrada de salinidade.

O fosfato manteve-se estável, indicando um equilíbrio biogeoquímico entre as formas dissolvidas e particuladas, enquanto o silicato exibiu maiores concentrações em 2018, associadas à ressuspensão de sedimentos, e menores em 2022. Esses resultados mostram que os processos locais, como o regime de maré e a descarga fluvial, determinaram as variações na distribuição de nutrientes e na qualidade da água.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A.N. – Contribuição à Geomorfologia do Estado do Maranhão. Notícias Geomorfológicas: Campinas, Departamento de Geografia da UNICAMP, 3(5). Abril, 1960
- ALMEIDA, ANTONIO JEFERSON MUNIZ. Estudo do carbono inorgânico e orgânico na água, com ênfase na alcalinidade total, em dois estuários brasileiros (MA e SP) sob diferentes regimes de maré. 2024. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.
- AMINOT, Alain et al. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. 1983.
- APHA. American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, Port City Press. p. 34-38. 2001.
- ARUEIRA, Théo Dias et al. Emission load, flux and estuarine modulation of ammonium and phosphate from a small subtropical river basin to the coast. **Journal of Marine Systems**, v. 235, p. 103786, 2022.
- BARRETO, Helen Nébias; PARISE, Claudia Klose; DE ALMEIDA, Eduardo Bezerra. The cocaís forest landscape. **The Physical Geography of Brazil: Environment, Vegetation and Landscape**, p. 151-167, 2019.
- BERNARDES, Marcos Eduardo Cordeiro. Circulação estacionária e estratificação de sal em canais estuarinos parcialmente misturados: simulação com modelos analíticos. 2001. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), **Resolução nº 357/2005**. Estabelece a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento em todo o Território Nacional. Publicada no Diário Oficial da União nº 053, de 18 de março de 2005, e alterada pelas Resoluções 410/2009 e 430/2011. Brasília, 2005.
- CABOS, William; DE LA VARA, Alba; KOSEKI, Shunya. Tropical Atlantic variability: Observations and modeling. **Atmosphere**, v. 10, n. 9, p. 502, 2019.
- Castro, A.C.L.; Ferreira-Correia, M.M.; Nascimento, A.R., Piedade-Junior, R.N.; Gama, L.R.M.; Sousa, M.M.; Sena, A.C.S. & Sousa, R.C.C. Amazônia: Ci. & Desenv., Belém, v.3, n.6 p. 1-35, 2008.
- CASTRO, N. F.; FEITOSA, FA do N.; FLORES MONTES, M. de J. Avaliação das condições Ambientais do estuário do rio Carrapicho (Itamaracá-PE): Biomassa fitoplanctônica e Hidrologia. **Tropical Oceanography, Recife**, v. 42, n. 1, p. 77-93, 2014.
- CASTRO, R M.S.; PEREIRA, E.D. Análise geoambiental da porção superior da Bacia do Rio Paciência: subsídio para o planejamento ambiental. São Luís-MA. **XVIII Encontro Nacional de Geógrafos**. Departamento de Geociências/Universidade Federal do Maranhão p, 7-10.
- CHANDER, Shard et al. Remote sensing of inland water quality: A hyperspectral perspective. In: Hyperspectral Remote Sensing. **Elsevier**, 2020. p. 197-219.

CHEN, Xiaowei et al. Tide driven microbial dynamics through virus-host interactions in the estuarine ecosystem. **Water Research**, v. 160, p. 118-129, 2019.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). Serviço Geológico do Brasil. Ministério de Minas e Energia. Relatório diagnóstico do município de Pedro do Rosário: projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea no estado do Maranhão. 2011

COSTA CORRÊA, Mariana et al. Caracterização biogeoquímica da matéria orgânica em um estuário de macromaré localizado na interface Amazônia-semiárido no nordeste do Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 33, n. 1, 2019.

COUTINHO, Paulo da Nóbrega; MORAIS, Jader Onofre de. Distribuição de sedimentos na Baía de São José, no Estado do Maranhão (Brasil). 1976.

CZIZEWESKI, Anthea; PIMENTA, Felipe Mendonça; SAAVEDRA, Osvaldo Ronald. Numerical modeling of Maranhão Gulf tidal circulation and power density distribution. **Ocean Dynamics**, v. 70, n. 5, p. 667-682, 2020.

DE OLIVEIRA PIMENTEL, Franciele; ASSIS, Wellington Lopes. Análise da variabilidade climática no município de Petrolina–PE entre os anos de 1973-2021. **Revista de Geografia-PPGEO-UFJF**, v. 12, n. 2, p. 281-303, 2022.

DINIZ, Mylena Dias. **Avaliação de ostras comercializadas no município de Raposa (MA), sob as condições físicas, químicas e biológicas no ambiente estuarino de cultivo**. 2018.

DO MARANHÃO, GOVERNO DO ESTADO. **Situação Ambiental da Ilha do Maranhão**.

EICHLER, Patrícia PB; EICHLER, Beatriz B.; RODRIGUES, André Rosch. Comparação das associações de foraminíferos dos canais estuarinos Crumaú e Acari, no canal de Bertiooga, SP. In: IX Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário. 2003.

ENDRIS, Charlie et al. Lost and found coastal wetlands: Lessons learned from mapping estuaries across the USA. **Biological Conservation**, v. 299, p. 110779, 2024.

ESCHRIQUE, S. A. **Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarinos do nordeste e sudeste do Brasil**. [s.l.] Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2011.

FARIAS, Caíque Mateus do Nascimento de. INFLUÊNCIA DAS MARÉS DE QUADRATURA E SIZÍGIA NA CONCENTRAÇÃO DOS NUTRIENTES DISSOLVIDOS NA REGIÃO ESTUARINA DE RAPOSA-MA. 2020.

FEITOSA, A. C.; TROVÃO, J. R. **Atlas Escolar do Maranhão: espaço geo-histórico e cultural**. João Pessoa, Grafset, 2006.

FEITOSA, Antônio Cordeiro. Dinâmica dos processos geomorfológicos da área costeira a nordeste da ilha do Maranhão. **Rio Claro**, 1996.

FERREIRA, I. S. et al. O Município de Raposa–MA: do abandono ambiental as perspectivas de crescimento econômico e turístico. In: **VII Congresso Brasileiro de Geógrafos, Vitória/ES**. 2014.

FIALHO, L. C. V. 2002. Diagnóstico da pesca na praia da Raposa. São Luís. Monografia do curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Maranhão. 43p.

FRANCO, Isabelle; DA ROCHA ARAÚJO, Ana Rosa; FRANKE, Carlos Roberto. Aspectos Socioambientais da Aquicultura na Região do Baixo São Francisco, Sergipe, Brasil. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 14, n. 7, 2018.

GARCIA, K. S; OLIVEIRA, O. M. C; QUEIROZ, A. F.S; ARGÔLO, J. L. Geoquímica de sedimentos de manguezal em São Francisco do Conde e Madre de Deus - Ba. *Geochimica Brasiliensis*, v. 21. n. 2, p.167 - 179, 2007.

GILLANDERS, Bronwyn M. et al. Efeitos potenciais da mudança climática em estuários australianos e peixes que utilizam estuários: uma revisão. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, n. 9, p. 1115-1131, 2011.

GOMES, Carla Karine Soares. ESTUDO DOS NUTRIENTES DISSOLVIDOS NO COMPLEXO ESTUARINO DO ARRAIAL-MARANHÃO. 2017.

GRASSHOFF, Klaus; KREMLING, Klaus; EHRHARDT, Manfred (Ed.). **Methods of seawater analysis**. John Wiley & Sons, 2009.

GRATÃO, Ana Laura Araujo. Distribuição do Fosfato Dissolvido no Sistema Estuarino do Rio Paciência, Município de Raposa-Maranhão. 2023.

HAMMER, Øyvind; HARPER, David AT. Past: pacote de software de estatística paleontológica para educação e análise de dados. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 1, 2001.

IBGE. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 23 nov. 2023.

INMET. [S. l.], 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/noticias/zona-de-convergencia-intertropical-zcit>. Acesso em: 19 fev. 2025.

INMET. [S. l.], 2025. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/noticias/impactos-do-lan%C3%B1a-no-clima-brasileiro-o-que-esperar-em-2025>. Acesso em: 19 fev. 2025.

LEFÈVRE, N.; DA SILVA DIAS, F. J.; DE TORRES, A. R.; NORIEGA, C.; ARAUJO, M.; DE CASTRO, A. C. L.; ROCHA, C.; JIANG, S.; IBÁNHEZ, J. S. P. A source of CO₂ to the atmosphere throughout the year in the Maranhense continental shelf (2°30'S, Brazil). *Continental Shelf Research*, v. 141, p. 38–50, 2017.

LOZANO, C. Oceaografia, biologia marina y pesca. Madri: Paraninfo, 1978. 445p.

MACEDO, L. A. A. Controle ambiental do Golfão Maranhense. Universidade Estadual do Maranhão- **DAE**. v, v. 48, 1989.

MACEDO, SJ de; COSTA, K. M. P. Estudo ecológico da região de Itamaracá Pernambuco-Brasil, condições hidrológicas do estuário do rio Botafogo. **Ciência e Cultura**, v. 30, n. 7, p. 346-368, 1978.

MEERSSCHE, V. E.; PINCKNEY, J. L. Nutrient Loading Impacts on Estuarine Phytoplankton Size and Community Composition: Community-Based Indicators of Eutrophication. *Estuaries and Coasts*, v. 42, n. 2, p. 504–512, 2018.

MONTELES, J. S. et al. Percepção sócio-ambiental das marisqueiras no município de Raposa, Maranhão, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 2, p. 34-45, 2009.

PINHEIRO, Maria do Socorro Saraiva. **Ciclo de vida e estrutura de uma assembleia de peixes teleósteos em um manguezal da Raposa, Maranhão, Brasil**. 2010. f. Tese - (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2010.

POOLE, H.H. & ATKINS, W.R.G. **Photo-electric measurements of submarine illumination through-out the year**. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, v. 16, n. 1, p. 297-324. 1929.

POTTER, Ian C. et al. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries*, v. 16, n. 2, p. 230-239, 2015.

RIOS, Luiz. Estudos de geografia do Maranhão. São Luís: Gráphis Editora, 2001. SILVA, Josirene França da et al. Risco hidrometeorológico em área urbana do município de São Luís-MA: vulnerabilidade, perigo e suscetibilidade associados. 2022.

SANTOS, Paula Verônica Campos Jorge et al. PERFIL SÓCIOECONÔMICO DE PESCADORES DO MUNICÍPIO DA RAPOSA, ESTADO DO MARANHÃO. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 6, n. 1, p. I-IVX, 2011.

SANTOS, Thays Thayanne Luz et al. Dissolved Nutrient Fluxes in Macrotidal Estuary in the Amazonian Region, Brazil. **Tropical Oceanography**, v. 48, n. 1, p. 1-19, 2020.

SEREJO, Jefferson HF et al. Fortnightly variability of total suspended solids and bottom sediments in a macrotidal estuarine complex on the Brazilian northern coast. **Journal of Sedimentary Environments**, v. 5, n. 1, p. 101-115, 2020.

Shaeffer-Novelli, Y. O Papel Ecológico e Socioeconômico dos Manguezais, p. 46-47, In: - Campos, A.A. A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada, AQUASIS, 293 p., Fortaleza, 2003.

SILVA JÚNIOR, Milton Gonçalves da. **Ecologia da ictiofauna do estuário do rio Paciência, Ilha do Maranhão - Brasil**. 2012. 165 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca. Belém, 2012.

SILVA, D. B. Feições Geomórficas da Bacia Hidrográfica do Paciência – Ilha do Maranhão. Monografia (Graduação em Geografia). São Luís. 2013. 112p.

SOLORZANO, Lucia. DETERMINATION OF AMMONIA IN NATURAL WATERS BY THE PHENOLHYPOCHLORITE METHOD 1 1 This research was fully supported by US Atomic Energy Commission Contract No. ATS (11-1) GEN 10, PA 20. **Limnology and oceanography**, v. 14, n. 5, p. 799-801, 1969.

SOUZA, U. D. V.; FEITOSA, A. C. Ocupação e uso da zona costeira do Estado do Maranhão. Encontro de Geógrafos da América Latina (EGAL), v. 12, p. 2415-2430, 2009.

STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R.A. **Practical handbook of seawater analysis**. Bull. Fish Res Board of Canada. 2 ed. Ottawa: Bulletin 167. 31 p. 1972.

TEIXEIRA, S. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M. E. Mapeamento de ambientes costeiros tropicais (Golfão Maranhense, Brasil) utilizando imagens de sensores remotos orbitais. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 27, p. 69–82, 2009.

TRÉGUER, P.; LE CORRE, P. Manuel d'analysis des sels nutritifs dans l'eau de mer. 2ème éd. **Brest, Université de Bretagne Occidentale**, p. 110, 1975.

VAN MEERSSCHE, Elise; PINCKNEY, James L. Nutrient loading impacts on estuarine phytoplankton size and community composition: community-based indicators of eutrophication. **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 2, p. 504-512, 2019.

WANG, Xiaolu et al. Organic carbon production and nutrients consumption revealed by mixing model in the energetic Changjiang Estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 260, p. 107491, 2021.

WHITFIELD, Alan K. Estuaries—how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, n. 4, p. 517-528, 2021.

WINKLER, Ludwig Wilhelm. Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes. **Berichte der deutschen chemischen Gesellschaft**, Budapest, v. 21, n. 2, p. 2843–2854, 1888.

WOOD, Elwyn Devere; ARMSTRONG, F. A. J.; RICHARDS, Francis A. Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite. **Journal of the marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 47, n. 1, p. 23-31, 1967.

ANEXO

OBS: O texto será posteriormente formatado de acordo com as normas da revista, após aprovação pela banca avaliadora.

A seguir estão as normas da revista:

Revista	Revista Brasileira de Climatologia
ISSN	2237-8642
DOI	10.5380/abclima
Meio de divulgação	ONLINE
Site	https://ojs.ufgd.edu.br/rbclima/index
Diretrizes para autores	https://docs.google.com/document/d/1_JR0IVSx3slisEmLdGtniu4dRoMJj87-/edit?usp=sharing&oid=105835513344628670831&rtpof=true&sd=true
Qualis CAPES	A3 - Quadriênio 2017 - 2020 área de Ciências Ambientais