

Variáveis ambientais e composição da comunidade fitoplanctônica do rio Água Doce, Maranhão, Brasil

Giovanna Santos de Souza^{1*} , Ruceline Paiva Melo Lins² , Maria Helena Alves² , Ivanilza Moreira de Andrade^{1,2,3} 

1 Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente em Rede (PRODEMA)- Universidade Federal do Piauí – UFPI, Av. Universitária, Ininga, Teresina - PI, Brasil, 64049-550.

2 Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Delta do Parnaíba– UFDPAr, Av. São Sebastião, 2819 - Nossa Sra. de Fátima, Parnaíba - PI, Brasil, 64202-020.

3 Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia (BIOTEC), Av. São Sebastião, 2819, Parnaíba, PI, Brasil, 64.202-020.

*Autor para correspondência: gjh.ssouza@gmail.com

Recebido em 07 de dezembro de 2022.

Aceito em 27 de março de 2023.

Publicado em 30 de abril de 2023.

Resumo - Os estuários fornecem recursos alimentares e habitat para diversas espécies, oportunidades recreativas, experiências científicas e educacionais e outros serviços ecossistêmicos importantes. Objetivou-se avaliar, sazonal e espacialmente, as variáveis físicas, químicas e biológicas do rio Água Doce no município de Água Doce, estado do Maranhão. As coletas ocorreram mensalmente, de julho de 2017 a junho de 2018, em seis pontos, durante a preamar e baixamar. Registrou-se *in situ* dados de temperatura, pH, salinidade, turbidez, condutividade elétrica e transparência da água, e em laboratório os valores de N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais, oxigênio dissolvido, clorofila a, e composição da comunidade fitoplanctônica, e por banco de dados, a precipitação pluviométrica. As análises estatísticas de variância e correlação de Spearman foram aplicadas. Temporalmente, evidenciou-se um período seco, julho a dezembro de 2017, e outro chuvoso, janeiro a junho de 2018. O rio Água Doce apresentou águas quentes, salinas e com baixa concentração de nutrientes. A comunidade fitoplanctônica foi representada por 22 espécies de diatomáceas (Bacillariophyta), 8 de dinoflagelados (Dinophyta) e duas de cianofíceas (Cyanophyta). O período chuvoso foi o principal fator de interferência na dinâmica físico-química e na composição da comunidade fitoplanctônica, apesar das flutuações de marés e das ações antrópicas.

Palavras-chave: Delta do Parnaíba. Fitoplâncton. Sazonalidade.

Environmental variables and phytoplankton community composition of Água Doce River, Maranhão, Brazil

Abstract - Estuaries provide food resources and habitat for several species, recreational opportunities, scientific and educational experiences and other important ecosystem services. We aimed to evaluate, seasonally and spatially, the physical, chemical and biological variables of the Água Doce River in the municipality of Água Doce, state of Maranhão. The samples were collected monthly, from July 2017 to

June 2018, at six points, during high and low tide. In situ data of temperature, pH, salinity, turbidity, electrical conductivity and transparency of the water were recorded, and in the laboratory the values of N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, total nitrogen, total phosphorus, total solids, dissolved oxygen, chlorophyll a, rainfall and phytoplankton community composition were recorded. Statistical analyses of variance and Spearman correlation were applied. Temporally, a dry period, July to December 2017, and a rainy period, January to June 2018, were evidenced. The Freshwater River showed warm, saline waters with low nutrient concentration. The phytoplankton community was represented by 22 generic taxa and 32 species distributed in the divisions Bacillariophyta (22), Dinophyta (eight) and Cyanophyta (two). The rainy season was the main factor of interference in the physicochemical dynamics and composition of the phytoplankton community, despite tidal fluctuations and anthropic actions.

Key-words: Parnaíba Delta. Phytoplankton. Seasonality

Variables ambientales y composición de la comunidad de fitoplancton del río Água Doce, Maranhão, Brasil

Resumen - Los estuarios proporcionan recursos alimenticios y hábitat para varias especies, oportunidades de recreo, experiencias científicas y educativas y otros importantes servicios del ecosistema. El objetivo fue evaluar estacional y espacialmente las variables físicas, químicas y biológicas del río Água Doce en el municipio de Água Doce, Estado de Maranhão, Brasil. Las recogidas se produjeron mensualmente, de julio de 2017 a junio de 2018, en seis puntos, durante la marea alta y baja. Se registraron datos in situ de temperatura, pH, salinidad, turbidez, conductividad eléctrica y transparencia del agua, y en laboratorio los valores de N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, nitrógeno total, fósforo total, sólidos totales, oxígeno disuelto, clorofila a, precipitación y composición de la comunidad fitoplanctónica. Se aplicaron análisis estadísticos de varianza y de correlación de Spearman. Temporalmente, se evidenció un período seco, de julio a diciembre de 2017, y otro lluvioso, de enero a junio de 2018. El río de agua dulce presentaba aguas cálidas, salinas y con baja concentración de nutrientes. La comunidad de fitoplancton estaba representada por 22 taxones genéricos y 32 especies distribuidas en las divisiones Bacillariophyta (22), Dinophyta (ocho) y Cyanophyta (dos). La estación de lluvias fue el principal factor de interferencia en la dinámica y composición físico-química de la comunidad fitoplanctónica, a pesar de las fluctuaciones de las mareas y de las acciones antrópicas.

Palabras clave: Delta del Parnaíba. Fitoplancton. Estacionalidad.

Introdução

Os lagos e rios são utilizados para múltiplos fins, tais como pesca, lazer, via de transporte e harmonia paisagística, além de importantes depositários de biodiversidade com grande função ecológica e importância econômica e social (Vasistha e Ganguly 2020). Dentre os ambientes aquáticos costeiros, os estuários são considerados um dos mais heterogêneos tendo em vista os pulsos de

nutrientes na coluna d'água e outras condições ambientais, como os gradientes térmicos e a salinidade, influenciadas tanto por ação fluvial como marinha e pela dinâmica dos processos de circulação das massas d'água (Affe et al. 2018).

A retenção ou exportação de materiais dissolvidos e particulados para a zona costeira adjacente ofertam condições de abrigo e de suporte à reprodução e alimentação nas fases iniciais de vida de muitas das espécies que habitam a região costeira (Santana et al. 2018). Por outro lado, as atividades antropogênicas como o desmatamento, extração de sal, aquicultura, expansão agrícola, desenvolvimento de indústrias, urbanização, mudanças climáticas globais, aumento da temperatura global média, mudanças no padrão de precipitação e os padrões complexos de mudança ocorrentes ao longo do tempo podem ocasionar a eutrofização dos estuários, modificando o crescimento, dinâmica, distribuição, persistência e estrutura de suas comunidades, incluindo-se aqui a composição do fitoplâncton, o que pode influenciar, por efeito cascata, toda a cadeia trófica planctônica e bentônica local. (Cloern et al. 2014).

Informações sobre as variações sazonais na qualidade da água de estuários são importantes em processos de governança ambiental, uma vez que permitem um melhor gerenciamento das águas em si e uma utilização mais racional de seus recursos, sejam eles biológicos ou paisagísticos (Costa et al. 2017). Para qualquer iniciativa de gerenciamento de um sistema complexo como um estuário, se faz necessário compreender como o ambiente funciona, integrando conhecimentos dos meios físico, químico e biológico (Costa 2019).

No estado do Maranhão, especialmente na área de proteção (APA) do Delta do Parnaíba, dentre os estudos sobre variáveis ambientais e comunidade fitoplanctônica citam-se os de Teixeira et al. (1988) com abordagem na produtividade e os parâmetros hidrológicos no estreito dos Coqueiros; Alcântara et al. (2004) sobre a modelagem e a concentração de clorofila A no estuário do rio Anil; Azevedo e Cutrim (2007) que trataram a distribuição do teor de biomassa total e fracionada do fitoplâncton no litoral norte-nordeste da ilha de São Luís; Azevedo et al. (2008) sobre a biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais dos estuários do Golfão Maranhense; Carvalho et al. (2016) sobre a distribuição do fitoplâncton em um gradiente costeiro situado na zona pelágica da plataforma continental do Maranhão; Carvalho (2018) sobre a influência da dinâmica estuarina associada aos descritores ambientais sobre a distribuição da comunidade fitoplanctônica em período seco e chuvoso na Baía de São José; e Diniz et al. (2020) que caracterizou a comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais em áreas da costa norte do município de Raposa, com ênfase na investigação de espécies bioindicadoras potencialmente tóxicas e ou danosas para a saúde humana.

Diferente dos ambientes citados nos estudos na região do Delta do Parnaíba, o rio Água Doce com 4,3 km de extensão e profundidade média de aproximadamente 3 m, pertencente ao município de Água Doce do Maranhão no estado do Maranhão, é utilizado para múltiplos fins, como atividades de pesca de peixes, caranguejos, mariscos, ostras, além do cultivo comercial de camarões constituem-se em importante fonte de renda para os pescadores artesanais do Município (Maranhão 2013). Entretanto, por muitos anos, a extração de sal foi a atividade econômica dominante em seu curso, modificando sua paisagem natural, econômica e social. Essas atividades tanto pretéritas como atuais podem ter efeito na dinâmica e qualidade da água do rio, assim como na comunidade fitoplanctônica.

Dessa forma, objetivou-se analisar temporal e espacialmente a qualidade de água do rio Água Doce, município Água Doce do Maranhão, no estado do Maranhão, levando-se em consideração aspectos da composição da comunidade fitoplanctônica ao longo de um ciclo sazonal e suas relações com variáveis físicas e químicas da água.

Material e métodos

Área de estudo e delineamento amostral

O estudo foi realizado no município de Água Doce do Maranhão, que limita-se ao Norte com os municípios de Tutóia e Araiozes, ao sul com os municípios de Araiozes, Santana do Maranhão e São Bernardo, a leste com Araiozes e a oeste com o município de Tutóia (Correia Filho et al. 2011), compreendendo uma área de 443,267 km², altitude de 6 metros acima do nível do mar e faz parte da APA do Delta do Parnaíba. Esta abrange os estados do Ceará, Piauí e Maranhão, com sobreposição da APA Foz do Rio das Preguiças e a RESEX Marinha do Delta do Parnaíba. Apresenta solos do tipo Podzólico Vermelho-Amarelo, Gleissolos, Solos Aluviais, de Mangue e Areias Quartzosas (Embrapa 2018).

O clima é Tropical Semiúmido com ação da Zona Tropical Equatorial quente, apresentando dois períodos distintos: um chuvoso, de dezembro a maio e outro seco de junho a novembro (Nascimento et al. 2017). A densidade demográfica do Município é de 26,13 hab/km² e população de 11.581 habitantes, conforme dados censitários do IBGE (2011), sendo a vegetação representada pelo complexo vegetacional da zona litorânea, restinga, dunas e mangues (Correia Filho et al. 2011).

O rio Água Doce, objeto deste estudo, margeia a sede do município de Água Doce, localizado no litoral Oriental do Maranhão, sendo um dos subafluentes da zona de mistura do Delta do rio Parnaíba. A região é influenciada por processos costeiros de meso-marés semidiurnas, com amplitude de 3 m, que ocorrem na porção oriental do estado (Pereira et al. 2016). Ao longo do seu percurso, com extensão de aproximadamente 4,3 km, são encontradas áreas de extração de sal desativadas.

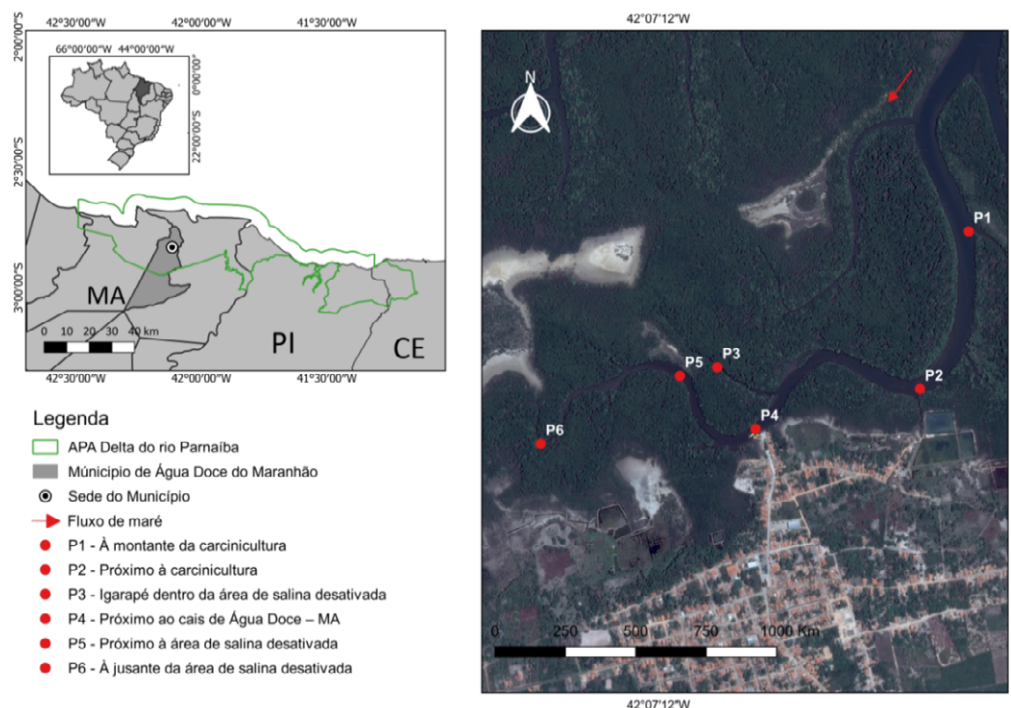
As amostras de água foram obtidas mensalmente em seis pontos do rio, separados entre si por uma distância de aproximadamente 500 m, entre julho de 2017 e junho de 2018, em períodos de preamar e baixamar (Tabela 1, Figura 1). Os pontos de coleta foram localizados próximos de interferências antrópicas, tais como: salina desativada, carcinicultura e atracadouros/piers/portos (Figura 2).

Tabela 1. Pontos de coleta no rio Água Doce, município de Água Doce do Maranhão, Maranhão, no período de julho de 2017 a junho de 2018.

Pontos	Localização	Latitude	Longitude	Profundidade Média (m)*
P1	À montante da carcinicultura	02°49'59,1" S	042°07'00,9" W	2,50
P2	Próximo à carcinicultura	02°49'54,5" S	042°06'42,0" W	2,84
P3	Igarapé dentro da área de salina desativada	02°49'52,0" S	042°07'05,3" W	1,90
P4	Próximo ao cais de Água Doce – MA	02°49'54,5" S	042°06'36,5" W	2,36
P5	Próximo à área de salina desativada	02°49'53,0" S	042°07'09,6" W	1,85
P6	À jusante da área de salina desativada	02°50'00,8" S	042°07'25,6" W	2,65

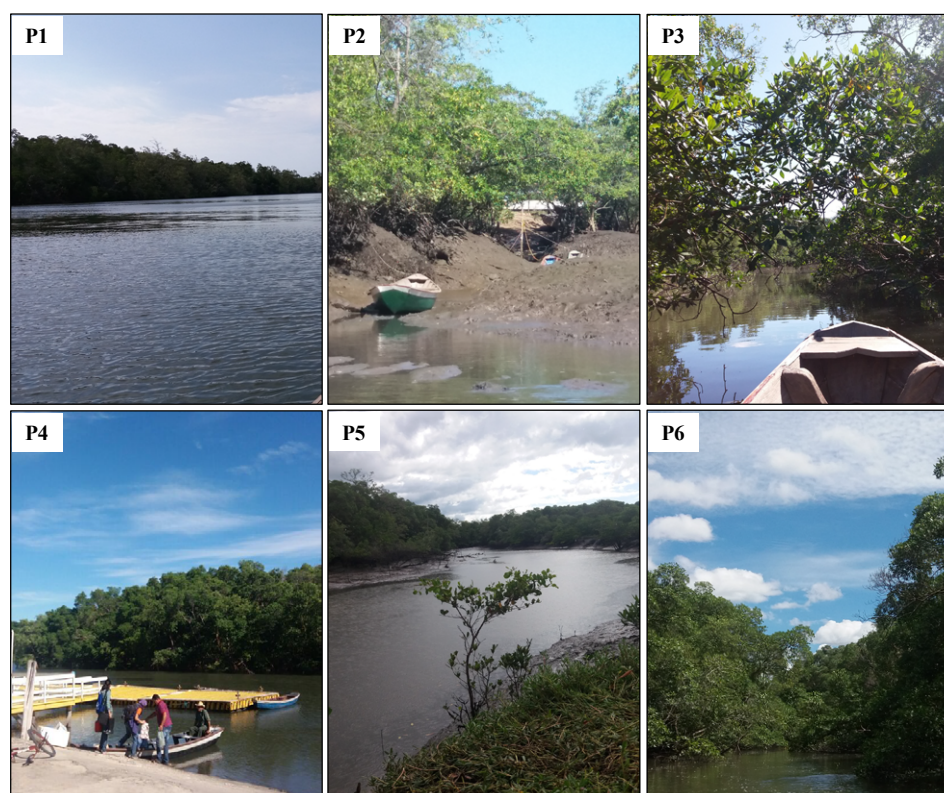
*Profundidade Média (m)= Média mensal dos valores de profundidade no momento da coleta.

Figura 1. Mapa demarcando os pontos de coleta de água no rio Água Doce, município de Água Doce do Maranhão, Maranhão, no período de julho de 2017 a junho de 2018.



Fonte: IBGE (2020), modificado por Glauber Carvalho (2022).

Figura 2. Vista geral dos pontos de coleta no rio Água Doce, município de Água Doce do Maranhão, Maranhão, no período de julho de 2017 a junho de 2018. P: À montante da carcinicultura; P2: Próximo à carcinicultura; P3: Igarapé dentro da área de salina desativada; P4: Próximo ao cais de Água Doce – MA; P5: Próximo à área de salina desativada; P6: À jusante da área de salina desativada.



Coleta e análise dos dados

A licença para a coleta do material biológico foi concedida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) com número 67592-1, como determinado pela Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014. O cadastro de acesso ao Patrimônio Genético/CTA recebeu o nº AE57515 no Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado (SisGen).

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos da série histórica de 20 anos (1998 a 2018), no *site* do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2022), coletados na estação pluviométrica localizada na cidade de Parnaíba, Piauí.

As variáveis físicas e químicas da água foram obtidas mediante coletas amostrais na subsuperfície durante a preamar e baixamar, mensalmente, em garrafas de polietileno, com capacidade para 500 ml. As amostras foram armazenadas em caixas de isopor, resfriadas e transportadas para o Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da Universidade Federal do Delta do Parnaíba (UFDPAr), onde posteriormente foram filtradas e analisadas.

As variáveis ambientais amostradas foram: temperatura da água (°C), pH com phmetro Digimed DM-2P, salinidade (‰) com refratômetro BRIX 0-90 ‰, turbidez (NTU) com Turbidímetro HI98703 e condutividade elétrica (mS.cm²) com condutivímetro Lucadema 150P, todos medidos *in situ*. A transparência da água (m) foi obtida com auxílio do disco de Secchi. Os nutrientes nitrogênio total (mg.L⁻¹), amônia (µg.L⁻¹), nitrito (µg.L⁻¹), nitrato (mg.L⁻¹) foram analisados a partir de amostras filtradas em microfiltro fibra de vidro GF-1 (47 mm). Enquanto o fósforo total (mg.L⁻¹), sólidos totais (mg.L⁻¹) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) em amostras não filtradas, seguiram a metodologia descrita em APHA (2017). A clorofila A (mg.L⁻¹) foi determinada com espectrofotômetro, seguindo a metodologia de Nush (1980) e Jespersen e Christoffersen (1987).

Para análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica foram coletadas, mensalmente, amostras de água subsuperfície, com auxílio de uma rede de plâncton com malha de 20 µm de abertura. A rede foi deixada na correnteza por três vezes, armazenado em garrafa de polietileno, com capacidade para 500 ml, em seguida o volume amostrado foi filtrado novamente na rede, fixado com formol 4%. Posteriormente, foi realizada a identificação dos espécimes utilizando o microscópio óptico *Zeiss Primo Star* com câmera *Axio cam 105* acoplada para a captura de imagens. Foram consultadas chave de identificação e comparação com a literatura especializada, Wood (1968) para Dinophyta, Bicudo e Menezes (2017) para Cyanophyta, Tomas (1997) e Round et al. (1990) para Bacillariophyta.

As atualizações de sinônimas foram feitas mediante a literatura utilizada na identificação taxonômica, bem como o Sistema de informação digital Algae Base (2022) e Flora e Funga do Brasil (2022). A nomenclatura das espécies seguiu o Código Internacional de Nomenclatura para algas, fungos e plantas - Código de Shenzhen (Greuter e Rodríguez 2018).

Para o cálculo da média aritmética das variáveis ambientais foram adotados medida de tendência central e o desvio padrão como medida de dispersão absoluta. Gráficos de *Box Plots* foram produzidos com a finalidade de interpretar a variabilidade e a discrepância dos dados. Os testes Shapiro-Wilk, Bartlett, Fligner-Killeen, Kruskal-Wallis e análise de variância (ANOVA) foram aplicados sobre os dados temporais, espaciais e de marés, onde considera-se como resultados estatisticamente significativos aqueles para os quais o valor da probabilidade (p) for igual ou menor que 0,05, com nível de confiança de 95 %.

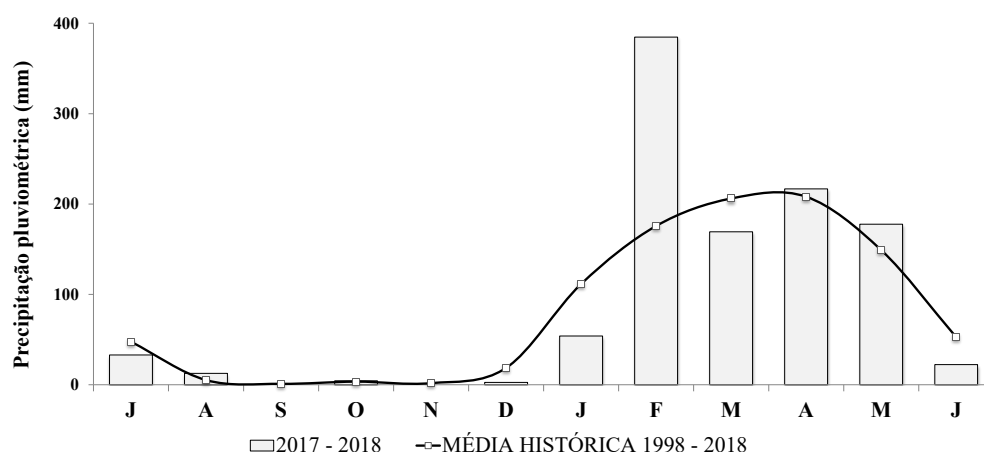
O coeficiente de correlação de *Spearman* (ρ) foi aplicado para analisar a intensidade da relação entre as variáveis físicas e químicas. Para as análises dos dados utilizou-se linguagem estatística R, versão 3.6.2 (R Core Team 2022). A lista de taxa está apresentada em ordem alfabética de família e espécie, bem como os dados de frequência de ocorrência, origem, endemismo e ocorrência no Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2022).

Para tabulação dos dados e elaboração do gráfico de precipitação foi utilizado o *software* Excel 2010.

Resultados

A precipitação pluviométrica para a área de estudo apresentou média mensal de 89,8 mm no período de julho/2017 a junho/2018, estando acima da média mensal histórica (1998 a 2018) que foi de 78 mm. Foram registrados dois períodos distintos: o período seco, abrangendo os meses de julho a dezembro de 2017, sendo que os meses de setembro e novembro não acumularam precipitação, enquanto período chuvoso foi registrado nos meses de janeiro a junho de 2018 (Figura 3).

Figura 3. Média da precipitação pluviométrica mensal histórica (1998-2018) e a do período de julho de 2017 a junho de 2018, na cidade de Parnaíba, Piauí.



Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2022).

O valor médio de salinidade no rio Água Doce foi de 34,47 ‰, o que conforme a Resolução nº 357/2005 CONAMA, entra na classificação de águas salinas (igual ou superior a 30 ‰) com referência de parâmetros da classe I, devido ausência de enquadramento do rio. O valor máximo de (43 ‰) foi registrado durante o período seco, em julho de 2017, e com o aumento das chuvas foi observada diluição da salinidade, chegando ao valor mínimo de 18 ‰ em abril de 2018 (Tabela 2, Figura 4).

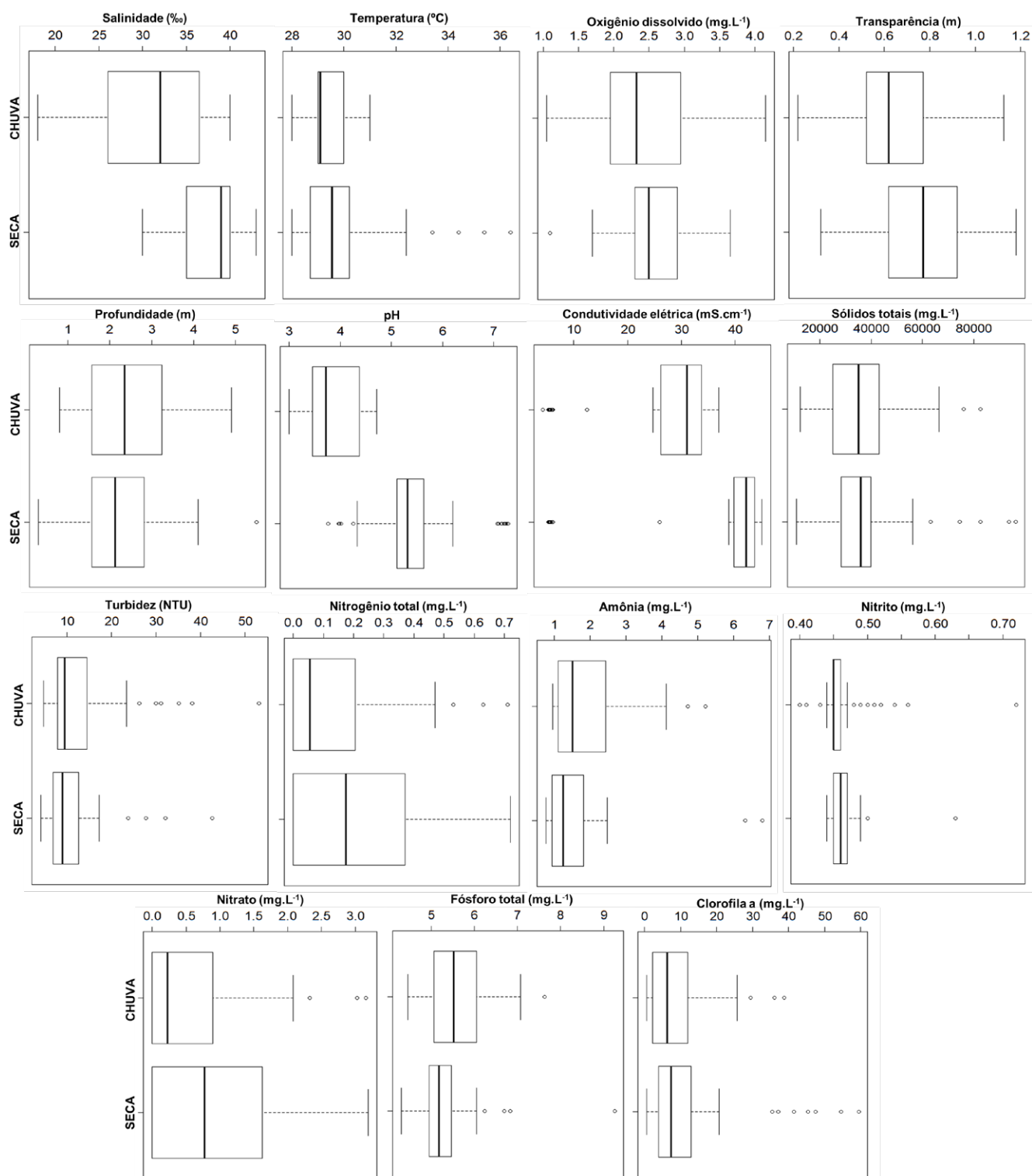
Tabela 2. Variáveis físico-químicas da água do rio Água Doce, Maranhão, no período de julho de 2017 a junho de 2018.

Variáveis	Mín	Méd	Máx	DP
PP (mm)	0,00	89,77	384,60	117,07
Sal (‰)	18,00	34,47	43,00	5,86
Temp (°C)	28,00	29,58	36,40	1,33
OD (mg.L ⁻¹)	1,05	2,49	4,15	0,61
Transp (m)	0,22	0,71	1,18	0,20
pH	3,00	4,67	7,28	1,09
Cond (mS.cm ⁻¹)	4,29	31,15	44,95	13,41
Sol (mg.L ⁻¹)	10.900	37.426	96.400	16.272
Tur (NTU)	4,10	11,97	53,20	7,97
NT (mg.L ⁻¹)	0,00	0,17	0,72	0,19
N-NH ₄ (µg.L ⁻¹)	0,77	1,71	6,80	1,02
N-NO ₂ (µg.L ⁻¹)	0,40	0,46	0,72	0,04
N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	0,00	0,74	3,19	0,84
PT (mg.L ⁻¹)	0,004	0,005	0,009	0,001
CIA (mg.L ⁻¹)	0,55	10,71	59,52	11,86

Legenda: CIA= Clorofila A; Cond= Condutividade elétrica; NT= Nitrogênio total; OD= Oxigênio dissolvido; PT= Fósforo total; Sal= Salinidade; Sol= Sólidos totais; Temp= Temperatura; Transp= Transparência; Tur= Turbidez. Mín= Mínimo; Méd= média; Máx= máximo, DP= desvio padrão.

Fonte: Dados da pesquisa (2022).

Figura 4. Boxplots das variáveis físico-químicas do rio Água Doce, Maranhão, em período seco e chuvoso, de julho de 2017 a junho de 2018.



Os resultados evidenciam correlação negativa significativa entre as variáveis estudadas com a precipitação pluviométrica (Tabela 2). Não foi observado gradiente de salinidade e diferenças estatísticas significativas ocorreram apenas entre os meses (Figura 4). A temperatura da água variou de 28 °C a 36,4 °C (Tabela 2), onde diferenças significativas foram registradas entre marés e meses

(Tabela 4) e o valor máximo de 36,4 °C foi registrado no período seco durante a preamar (Figura 4). A água do Rio apresentou oxigênio com valor médio de 2,60 mg.L⁻¹ no período seco e de 2,38 mg.L⁻¹ no período chuvoso (Figura 4), estando esses valores abaixo do limite de 5 mg.L⁻¹, preconizado pela Resolução nº 357/2005 CONAMA para corpos de águas salinas de classe I. Diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) ocorreram apenas entre os meses (Tabela 4).

Quanto às propriedades ópticas, a água apresentou transparência média de 0,71 m, com máxima de 1,18 m, em dezembro/2017 na baixamar (Tabela 2). A zona eufótica foi extensa (média=2,14 m) em relação à profundidade (média=2,37 m), com diminuição de valores em todos os meses chuvosos. Maiores valores de transparência foram observados no período seco (Figura 4), sendo evidenciadas diferenças estatísticas significativas entre os meses e pontos (Tabela 4) e uma correlação negativa significativa entre transparência e turbidez (Tabela 3).

Os resultados de pH mostraram que o rio Água Doce apresentou águas ácidas (média=4,67) com maior redução nos meses chuvosos, o que contribuiu para evidenciar correlação negativa significativa do pH com a precipitação pluviométrica (Tabela 3). Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas entre os pontos amostrados (Tabela 4).

Tabela 3. Variáveis físicas e químicas que apresentaram correlações estatísticas significativas, no rio Água Doce no período de julho de 2017 a junho de 2018 utilizando a correlação de Spearman.

Variáveis	PP (mm)	Transp (m)	NT (mg.L ⁻¹)
Sal (%)	-0,57	-	-
pH	-0,65	-	-
Cond (μS.cm ⁻¹)	-0,71	-	-
Tur (NTU)	-	-0,53	-
N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	-	-	1,00

Legenda: Cond= Condutividade elétrica; NT= Nitrogênio total; PPp= Precipitação pluviométrica; Sal= Salinidade; Transp= Transparência; Tur= Turbidez.

Tabela 4. Variáveis físicas e químicas do rio Água Doce, no período de julho de 2017 a junho de 2018, com Shapiro-Wilk, Bartlett, Fligner-Killeen, Kruskal-Wallis e Anova com $p < 0,05$.

Variáveis	Estatística	Shapiro-Wilk	Bartlett		Anova	
			Meses	Pontos	Meses	Pontos
OD (mg.L ⁻¹)	f	0,985	36,451	12,259	4,912	2,949
	p	0,227	<0,001*	0,199	<0,001*	0,004*
Transp (m)	f	0,985	21,151	10,240	7,895	3,122
	p	0,204	0,032*	0,331	<0,001*	0,002*

Variáveis	Estatística	Shapiro-Wilk	Fligner-Killeen		Kruskal-Wallis	
			Meses	Pontos	Meses	Pontos
Temp (°C)	f	0,781	40,219	9,178	39,895	7,963
	p	<0,001	<0,001*	0,421	<0,001*	0,538
Sal (‰)	f	0,894	36,126	5,481	82,580	6,151
	p	<0,001	<0,001*	0,791	<0,001*	0,725
pH	f	0,924	23,683	5,359	107,749	1,847
	p	<0,001	0,014*	0,802	<0,001*	0,994
Cond (mS.cm ⁻¹)	f	0,799	49,006	2,710	106,361	0,755
	p	<0,001	<0,001*	0,975	<0,001*	1,000
Sol (mg.L ⁻¹)	f	0,886	12,827	6,914	18,495	10,573
	p	<0,001	0,305	0,646	0,071	0,306
Tur (NTU)	f	0,706	30,389	13,488	73,509	7,190
	p	<0,001	0,001*	0,142	<0,001*	0,617
NT (µg.L ⁻¹)	f	0,835	50,303	11,159	86,009	3,546
	p	<0,001	<0,001*	0,265	<0,001*	0,939
N-NH ₄ (µg.L ⁻¹)	f	0,740	26,837	6,440	48,504	5,865
	p	<0,001	0,005*	0,695	<0,001*	0,753
N-NO ₂ (µg.L ⁻¹)	f	0,656	34,116	6,976	29,198	7,660
	p	<0,001	<0,001*	0,640	0,002*	0,569
N-NO ₃ (µg.L ⁻¹)	f	0,832	51,392	10,070	85,971	3,456
	p	<0,001	<0,001*	0,345	<0,001*	0,943
PT (µg.L ⁻¹)	f	0,829	17,089	5,479	45,458	8,487
	p	<0,001	0,105	0,791	<0,001*	0,486
Cla (mg.L ⁻¹)	f	0,744	20,942	15,732	17,490	10,956
	p	<0,001	0,034*	0,073	0,094	0,279

Legenda: Cla= Clorofila a; Cond= Condutividade elétrica; NT= Nitrogênio total; OD= Oxigênio dissolvido; PT= Fósforo total; Sal= Salinidade; Sol= Sólidos totais; Temp= Temperatura; Transp= Transparência; Tur= Turbidez; * = p<0,05.

Para a condutividade elétrica foi registrado valor mínimo de 4,29 mS.cm⁻¹ no mês de março/2018 durante a baixamar e valor máximo de 44,95 mS.cm⁻¹ em janeiro durante a preamar, ambos no período

chuvoso (Tabela 2). Houve correlação negativa dessa variável com a precipitação pluviométrica (Tabela 3) e diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) entre os meses amostrados (Tabela 4).

Os sólidos totais apresentaram valor máximo de 96.400 mg.L^{-1} em julho/2018 e valor mínimo de 10.900 mg.L^{-1} em outubro/2017 (Tabela 2), ambos na preamar. Os valores médios do período seco (37.699 mg.L^{-1}) e chuvoso (37.151 mg.L^{-1}) foram similares (Figura 4), sendo essa a única variável onde diferenças significativas ($p < 0,05$) não foram observadas nos pontos, meses e marés (Tabela 4).

A turbidez teve maior média durante o período chuvoso (13,08 NTU), sendo o valor máximo de 53,20 NTU registrado em P5, durante o mês de maio/2018, na baixamar, enquanto o valor mínimo de 4,10 NTU foi observado em novembro/2017 durante a preamar, no período seco (Tabela 2). Diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) foram observadas entre os meses (Tabela 4).

Em relação aos nutrientes, o nitrogênio total apresentou maiores valores durante o período seco, com máximo de $0,72 \text{ mg.L}^{-1}$ em dezembro/2017. Correlação positiva significativa foi evidenciada entre essa variável e o nitrato (Tabela 3) e diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) ocorreram apenas entre os meses amostrados (Tabela 4). A amônia mostrou maiores valores no período chuvoso, com média de $1,71 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 2), assim como o nitrito, com valor máximo de $0,72 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro/2018 e mínimo de $0,40 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de março/2018 (Figura 4). Já o nitrato teve valor máximo de $3,19 \text{ mg.L}^{-1}$ no período seco (Tabela 2) e redução de valores durante todo o período chuvoso, assim como o nitrogênio total (Figura 4). As frações inorgânicas de nitrogênio apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) apenas entre os meses amostrados (Tabela 3 e 4).

O fósforo total apresentou o valor máximo de $9,26 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ no ponto 2, próximo à carcinicultura e o mínimo de $4,31 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, registrado em dezembro/2017 no ponto 3, dentro da área de salina desativada, no período seco (Tabela 2). Durante as chuvas foram observados os maiores valores de fósforo total (Figura 4). Com relação à clorofila A, o valor médio foi de $0,55 \text{ mg.L}^{-1}$, com pico de $59,52 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 2), durante o mês de novembro/2017, no período seco.

Com relação a comunidade fitoplanctônica, foram registradas 27 gêneros e 32 taxa distribuídas em três divisões: Bacillariophyta (22 taxa), Dinophyta (oito taxa) e Cyanophyta (dois taxa). Conforme a lista de espécies da Flora e Funga do Brasil (2022) para o Maranhão estão registrados 12 classes, 132 gêneros e 225 espécies. As espécies identificadas neste estudo e já registradas para o Maranhão foram *Coscinodiscus radiatus* Ehrenb., *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Lewin & Reimann, *Gyrosigma balticum* (Ehrenb.) Rabenh., *Triplos furca* (Ehrenb.) F.Gómez, *Prorocentrum micans* Ehrenb., *Peridinium willei* Huitfeldt-Kaas e *Protoperdinium globulus* (F.Stein) Balech. Todas as espécies são nativas e duas são endêmicas: *Trieres chinensis* (Grev.) M.P.Ashworth & E.C.Theriot e *T. mobiliensis* (J.W.Bailey) Ashworth & Theriot (Tabela 5). Baseado nestas informações, são listadas, neste estudo, 25 espécies como novos registros para o estado do Maranhão.

Tabela 5. Lista de espécies da comunidade fitoplanctônica do rio Água Doce, município de Água Doce do Maranhão, Maranhão, entre o período de julho de 2017 a junho de 2018.

Classes/Espécies	Origem	Endemismo	Ocorrência
Baccilariophyta			
<i>Actinopterychus vulgaris</i> Schum.	NA	NE	PA, PE, PR, RS, SC
<i>Bacteriastrum delicatulum</i> Cleve	NA	NE	AL, PA, PE, PR, RJ, RS, SE, SP

Classes/Espécies	Origem	Endemismo	Ocorrência
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D. G. Mann. T.	NA	NE	DF, MG, PR, RJ, RS, SP
<i>Coconeis scutellum</i> Ehrenb.	NA	NE	PE, SP
<i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehrenb.	NA	NE	AL, AM, ES, MA, PA, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SE, SP
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenb.) Lewin & Reimann	NA	NE	AL, ES, MA, PB, PE, PR, RJ, RS, SE, SP
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb. ex Kütz.) Van Heurck	NA	NE	GO, PR, RJ, RS, SC
<i>Diploneis gruendleri</i> (A.W.F.Schmidt) Cleve	NA	NE	PR, SP
<i>Entomoneis alata</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	NA	NE	PE, PR, RN, RS, SP,
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	NA	NE	GO, PE, PR, RJ, RS, SP
<i>G. balticum</i> (Ehrenb.) Rabenh.	NA	NE	ES, MA, PE, PR, RJ, RS, SP
<i>Lithodesmium undulatum</i> Ehrenb.	NA	NE	AL, BA, PB, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SE, SP
<i>Pinnularia</i> sp.	-	-	-
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> (Cleve) H.Perag.	NA	NE	ES, PA, PE, SP
<i>Rhizosolenia setigera</i> Brightwell	NA	NE	AL, BA, ES, PA, PE, PR, RJ, RS, SC, SP
<i>Stenopterobia curvula</i> (W.Sm.) Krammer	NA	NE	ES, PR
<i>Surirella</i> sp.	-	-	-
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Moreschkowsky	NA	NE	AL, BA, ES, PA, PB, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SE, SP
<i>Triceratium</i> sp.	-	-	-
<i>Trieres chinensis</i> (Grev.) M.P.Ashworth & E.C.Theriot	NA	EN	PA, RJ, RS, SC, SP
<i>T. mobiliensis</i> (J.W.Bailey) Ashworth & Theriot	NA	EN	AM, BA, ES, PA, PB, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SP
<i>Trybionella</i> sp.	-	-	-
Cyanophyta			
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	-	-
<i>Planktothrix</i> sp.	-	-	-
Dinophyta			
<i>Metadinophysis cf. sinensis</i> Niew & Wang	-	-	BA

Classes/Espécies	Origem	Endemismo	Ocorrência
<i>Peridinium willei</i> Huitfeldt-Kaas	NA	NE	MA, MG, RJ, RS, SP
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenb.	NA	NE	BA, ES, MA, PA, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SP
<i>Protoperidinium depressum</i> (Bailey) Balech	NA	NE	AM, BA, ES, RJ, RN, RS, SC, SP
<i>P. globulus</i> (F.Stein) Balech	NA	NE	MA, PA, RS, SC
<i>P. pacificum</i> (Kof. & J.R.Michener) F.J.R.Taylor & Balech	NA	NE	RS
<i>Tripos furca</i> (Ehrenb.) F.Gómez	NA	NE	BA, ES, MA, PA, PB, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SP
<i>T. trichoceros</i> (Ehrenberg) Gómez	NA	NE	AL, AM, BA, CE, ES, PA, PE, PR, RJ, RS, SC, SE, SP

Legenda: NA=Nativa, NE=Não endêmica, EN=Endêmica no Brasil.

Bacillariophyta foi a divisão mais representativa em número de táxons e em riqueza, tendo *Coscinodiscus radiatus* e *Gyrosigma acuminatum* como muito frequentes (>66,66%) durante todo o estudo, indicando sua capacidade adaptativa apesar das variações de salinidade, nutrientes e disponibilidade de luz. Já *Craticula cuspidata*, *Diploneis gruendleri*, *Gyrosigma balticum*, *Thalassionema nitzschioides* e *Metadinophysis cf. sinensis* que foram muito frequentes no período seco, passaram a ser apenas frequentes (>33,33% ≤ 66,66%) durante o período chuvoso. *Pinnularia* sp., *Pseudo-nitzschia seriata*, *Trieres mobiliensis* foram frequentes no período seco a pouco frequentes (<33,33%) no período chuvoso (Tabela 6).

Tabela 6. Frequência de ocorrência da comunidade fitoplanctônica nos pontos de coleta (P1, P2, P3, P4, P5, P6) e períodos seco (S) e chuvoso (C) do rio Água Doce, entre julho de 2017 a junho de 2018.

Divisões/Taxa	P1	P2	P3	P4	P5	P6	S	C
Bacillariophyta								
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	MF	MF	MF	MF	MF	MF	MF	MF
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	MF	MF	F	MF	MF	MF	MF	MF
<i>Diploneis gruendleri</i>	MF	F	MF	MF	F	F	MF	F
<i>Gyrosigma balticum</i>	F	MF	F	F	F	MF	MF	F
<i>Craticula cuspidata</i>	MF	F	F	F	F	F	MF	F
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	MF	F	F	F	F	F	MF	F
<i>Actinopterychus vulgaris</i>	F	F	F	F	F	F	F	F

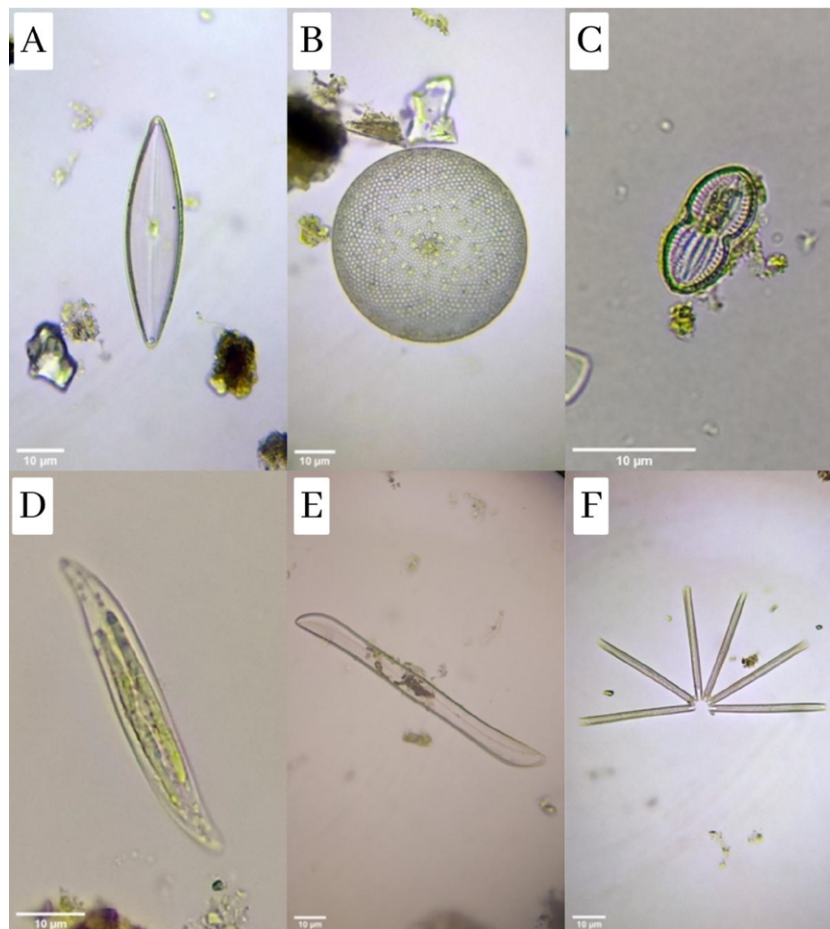
<i>Coconeis scutellum</i>	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Lithodesmium undulatum</i>	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Entomoneis alata</i>	F	MF	PF	F	F	F	F	F
<i>Stenopterobia curvula</i>	MF	F	PF	F	PF	PF	F	F
<i>Triceratium</i> sp.	PF	F	F	F	F	F	F	F
<i>Trybionella</i> sp.	F	F	PF	F	F	F	F	F
<i>Trieres chinensis</i>	PF	F	PF	F	F	F	F	F
<i>Surirella</i> sp.	F	F	PF	F	PF	PF	F	F
<i>Rhizosolenia setigera</i>	F	PF	PF	F	F	PF	F	F
<i>Pinnularia</i> sp.	F	F	PF	F	PF	PF	F	PF
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	F	F	PF	PF	PF	PF	F	PF
<i>Trieres mobiliensis</i>	PF	F	PF	PF	PF	F	F	PF
<i>Bacteriastrum delicatulum</i>	PF	PF	F	F	PF	PF	PF	PF
<i>Cylindrotheca closterium</i>	F	PF	PF	PF	PF	PF	PF	PF
<i>Cymbella tumida</i>	F	PF	PF	PF	PF	PF	PF	PF
Cyanophyta								
<i>Oscillatoria</i> sp.	F	F	F	F	F	PF	F	F
<i>Planktothrix</i> sp.	F	F	PF	F	F	F	F	F
Dinophyta								
<i>Metadinophysis cf. sinensis</i>	F	F	F	F	F	F	MF	F
<i>Peridinium willei</i>	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Tripos furca</i>	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Prorocentrum micans</i>	F	F	PF	PF	F	F	F	F
<i>Protoperidinium globulus</i>	PF	PF	F	F	F	F	F	F
<i>P. depressum</i>	F	PF	PF	PF	F	F	F	PF
<i>P. pacificum</i>	PF	PF	PF	PF	F	F	F	PF
<i>Tripos trichoceros</i>	PF	PF	F	PF	F	PF	PF	F

Legenda: PF= pouco frequente (<33,33%); F= frequente (>33,33% ≤ 66,66%); MF= muito frequente (> 66,66%).

Foram identificadas cianobactérias dos gêneros *Oscillatoria* e *Planktothrix* em todos os pontos e meses amostrados. No período chuvoso a frequência de ocorrência das espécies diminuiu, em

sua maioria, se mantendo apenas *Coscinodiscus radiatus* e *Gyrosigma acuminatum*, e aumentando apenas *Tripes trichoceros*. Essa diminuição pode estar associada a perturbação causada pela chuva e lixiviamento, que interferiu nas variáveis físicas e químicas do rio Água Doce, como observado na figura 4.

Figura 5 - Táxons com frequência de ocorrência acima de 66,66% (muito frequente) do rio Água Doce, no período de julho de 2017 a junho de 2018: A- *Craticula cuspidata* (Kützing) D. G. Mann. T.; B- *Coscinodiscus radiatus* Ehrenb.; C- *Diploneis gruendleri* (A.W.F.Schmidt) Cleve; D- *Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh.; E- *G. balticum* (Ehrenb.) Rabenh.; F- *Thalassionema nitzschioides* (Grunow) Moreschkowsky.



Discussão

O ciclo sazonal apresentado foi semelhante à série histórica (1998 – 2018) que, segundo Silva et al. (2015), é caracterizado por dois períodos, um chuvoso com rápido aumento na precipitação, nos meses de dezembro a janeiro, atingindo o máximo em abril, seguido do período seco, em que ocorre diminuição rápida até junho, com precipitação praticamente ausente nos meses de agosto, setembro, outubro e novembro. O mês de fevereiro de 2018 apresentou o maior valor de precipitação (384,6 mm), bem acima da média histórica registrada. Segundo o Infoclima (2018), neste mês o aumento das chuvas foi em decorrência da formação de episódios de Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) que ocorre nas regiões Norte, Nordeste e Sudeste do Brasil e vórtices ciclônicos na alta troposfera,

com atuação mais ao sul da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), e a passagem de pulsos de oscilações intrassazonais.

Apesar da variação nos valores de salinidade registrados no rio Água Doce, ocasionada pela precipitação pluviométrica, é possível notar maior influência das águas costeiras na planície do estuário em relação ao fluxo de água doce, pois o valor mínimo de 18 ‰ fica dentro do intervalo de águas salobras ($>0,5\%$ a $\leq 30\%$), conforme a Resolução nº 357/2005 CONAMA. Diferentemente desse estudo, Paula Filho et al. (2020) registraram para a foz do rio Parnaíba, valores de salinidade zero, em decorrência do aporte fluvial, com variação do nível de salinidade pelo influxo das marés. Na região da Plataforma Continental Norte do Brasil entre o Cabo Orange, Amapá e a Foz do rio Parnaíba, Piauí, Santos et al. (2017) registraram salinidade média de 35,27 ‰ no período seco.

O baixo influxo dos rios e a barreira natural da linha de praia tende a diminuir a taxa e o tempo de renovação da água dentro do sistema estuarino, elevando a salinidade das águas em áreas intermediárias entre a fonte de água doce e o oceano, podendo levar a condições de hipersalinidade em períodos de estiagem (Diniz e Oliveira 2016). Essa variação de salinidade, bem como a instabilidade de seus fatores ambientais devido a elevada capacidade de renovação periódica de suas águas e a drenagem continental, que influenciam na qualidade das águas, no transporte de nutrientes e material particulado, são aspectos inerentes aos estuários (Moura e Nunes 2016).

No litoral do Maranhão, as temperaturas mais altas geralmente ocorrem no período que antecede as chuvas, em que se verificam o aumento de insolação e menores médias de nebulosidade, dentro da estabilidade térmica que é típica de ambientes tropicais (Fogaça et al. 2018). Diniz et al. (2020), ao estudar áreas estuarinas da costa norte do município de Raposa, Maranhão, observou discreta variação sazonal na temperatura da água, com menores valores ocorrendo no período chuvoso (média=29,5 °C) e maiores no período seco (média=30,3 °C), corroborando com as médias registradas no rio Água Doce.

Em relação ao oxigênio dissolvido, os baixos valores evidenciados no rio Água Doce, principalmente no período chuvoso, corroboram com os obtidos por Fernandes et al. (2019). Estes registraram no estuário do rio das Conchas, Rio Grande do Norte, próximo a uma unidade de extração de sal, redução nos valores de OD na estação chuvosa, devido a menor incidência solar e velocidade dos ventos, com consequente diminuição da atividade fotossintética e entrada de oxigênio dissolvido por difusão, somado ao aumento e oxidação de matéria orgânica. Com menor aporte de água no período seco, os valores de oxigênio são influenciados pela movimentação das marés, elevando sua concentração como observado por Cavalcanti et al. (2018) na Baía de São Marcos, Maranhão e Paula Filho et al. (2020) na foz dos rios Igarçu e Parnaíba, ao estudarem as variações sazonais e de maré de variáveis hidrológicas.

Os maiores valores de transparência ocorreram no período seco devido a menor ressuspensão de partículas, bem como o menor fluxo de sedimentos e material particulado, o que pode ter sido favorecido pela estabilidade da coluna de água. No estuário do rio Bacanga, Maranhão, Santos et al. (2017) observaram que as variações pluviométricas causam mudanças na dinâmica do estuário, e entre elas está a redução nos valores de transparência e salinidade da água. Para Costa (2018) o aporte de água mais intenso e o aumento do nível de mistura da água, ambos comuns durante o período chuvoso, promovem diminuição da zona eufótica pelo carreamento e suspensão de partículas.

O pH valores abaixo dos preconizados pela Resolução nº 357/2005 CONAMA para corpos de águas salinas de classe I, principalmente no período chuvoso. Para Silva et al. (2017), valores baixos de pH ocorrem em meses de precipitação pluviométrica mais intensa, visto que a água doce é mais ácida que a água marinha. A elevada degradação da matéria orgânica e a redução de atividades

fotossintéticas aumentam a concentração de CO_2 , implicando também no aumento da acidificação da água em estuários (Mosley e Liss 2019).

Em relação a condutividade elétrica, os resultados registrados no presente estudo são semelhantes aos de Milazzo et al. (2016), registrados para os rios Jaguaripe e São Paulo na Baía de Todos os Santos, Bahia, onde os valores mais baixos ocorreram durante a estação chuvosa, possivelmente relacionados à diluição na concentração dos íons presentes na água. Jesus e Cruz (2019), ao estudarem os parâmetros físicos e químicos do rio Una, Bahia, registraram o valor máximo de CE de 21,20 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ e observaram que essa variável muda de acordo com a concentração, mobilidade iônica, produção primária, decomposição, fontes poluidoras e diferenças geoquímicas nos afluentes.

Tanto os valores de turbidez quanto de sólidos totais foram maiores no período chuvoso, corroborando com os resultados encontrados por Cavalcanti et al. (2018), na Baía de São Marcos, Maranhão e por Paula Filho et al. (2020), nos rios Igaracu e Parnaíba, Piauí. Estes autores associaram o aumento destes valores à ressuspensão de matéria orgânica e inorgânica na água, conseqüentemente interferindo no processo de fotossíntese, produção de oxigênio dissolvido e no metabolismo de organismos autotróficos e heterotróficos subaquáticos. Para Costa et al. (2017), o aumento das chuvas, escoamento de sólidos, aumento no fluxo de água e erosão das margens, bem como a ressuspensão do sedimento, aumentam os valores de turbidez e sólidos totais, mudando até a cor da água que, embora não seja característica necessariamente relacionada à qualidade da água, mas sim à estética, é uma variável importante quando a mesma é utilizada para fins públicos.

Os nutrientes foram encontrados em baixas concentrações. Este resultado também foi evidenciado por Cordeiro et al. (2018) ao estudarem a região estuarina da Baía de Suape, Pernambuco e por Cavalcanti et al. (2018), na Baía de São Marcos, Maranhão. Mesmo com a entrada da água das chuvas, os valores de fósforo total foram maiores no período chuvoso, o que, para Santos et al. (2017), pode indicar uma dificuldade na assimilação fitoplanctônica já que houve uma diminuição dos valores de clorofila a, em função do aumento da turbidez e conseqüente redução da luz solar na coluna de água.

O nitrito é a forma inorgânica de nitrogênio mais instável no ambiente, pois na presença de oxigênio dissolvido pode ser rapidamente convertido em nitrato, no processo de desnitrificação, com menores concentrações, quando comparadas a outras formas inorgânicas de nitrogênio (Zobbas 2016). Altos valores de nitrito e também de amônia no ambiente podem indicar a presença recente de fontes difusas de poluição, tais como os efluentes domésticos, o que contribui para a eutrofização do ambiente (Santos et al. 2017). A decomposição da matéria orgânica presente no sedimento e sua conseqüente ressuspensão, por correntes e turbulência, promovem a eutrofização do ambiente, enquanto a entrada de água do mar no estuário favorece os processos de diluição e nitrificação (Jesus e Cruz 2019).

Embora a clorofila a não tenha apresentado variação temporal significativa, foram observadas concentrações mais altas na estação seca. Moura e Nunes (2016), ao estudarem os efeitos das marés de sizígia na qualidade da água do estuário do Caeté no estado do Pará, observaram que as chuvas acarretam aumento na carga de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica particulada e dissolvida que entram no corpo d'água, o que pode reduzir a penetração de luz e, conseqüentemente, a atividade fotossintética, interferindo significativamente nos valores de clorofila a.

Para entender a funcionalidade dos ecossistemas, a caracterização da comunidade fitoplanctônica é uma ferramenta importante (Soria-Píriz et al. 2017). O número de espécies registrado para o rio Água Doce está abaixo dos valores registrados para outros ambientes estuarinos, como Baía de São Marcos, onde 178 taxa foram registrados por Cavalcanti et al. (2018), 201 por Affe et al. (2018) para

o estuário da Baía de Camamu, na Bahia e 90 por Carvalho (2018) para o estuário do rio São José em São Luís, no Maranhão. Essa diferença de valores pode estar relacionada a diferenças nas características morfológicas dos estuários. No entanto, ressalta-se o grande número de novos registros para o Estado, contribuindo assim para o conhecimento da diversidade e distribuição da comunidade fitoplanctônica.

A predominância de Bacillariophyta seguiu o padrão típico de águas costeiras, apresenta maior contribuição em termos de riqueza específica, por sua capacidade de suportar variações de salinidade e sua alta taxa de crescimento (Fernandes et al. 2017). Os processos físicos (por exemplo, correntes, marés e turbulência) e variações químicas (por exemplo, influxo de nutrientes) em rios estuarinos contribui para uma maior riqueza de diatomáceas no ambiente (Affe et al. 2018). Seu curto ciclo de vida, abundância, diversidade e a sensibilidade a alterações e distúrbios ambientais fazem das diatomáceas boas indicadoras da qualidade da água e dentre as identificadas neste estudo não foram observadas espécies potencialmente nocivas e/ou tóxicas.

A maior frequência de espécies ocorreu no período seco, com destaque para *Coscinodiscus radiatus*, *Diploneis gruendleri*, *Gyrosigma balticum* e *Thalassionema nitzschioides* de origem marinha e *Craticula cuspidata*, *G. acuminatum* e *Metadinophysis cf. sinensis* de água doce. A frequência de espécies no período seco pode estar associada a maior disponibilidade de luz, entrada de água do mar no rio e maior disponibilidade de nutrientes na coluna d'água, o que, para Fernandes et al. 2017, permite a dominância de algumas espécies em detrimento da variedade que ocorre durante o período chuvoso. O regime pluviométrico e conseqüentemente alteração dos valores de salinidade e outras variáveis ambientais, mostraram ser os principais agentes modificadores da estrutura da comunidade fitoplanctônica local.

Portanto, os resultados mostraram que a principal influência nas variáveis limnológicas do rio Água Doce é a sazonalidade. O período chuvoso interferiu na dinâmica físico-química da água e na composição da comunidade fitoplanctônica, que foi dominada por diatomáceas, com poucos gêneros de cianobactérias, e no período chuvoso a frequência de ocorrência da maioria das espécies diminuiu com o aumento das chuvas, mostrando uma maior diversidade no período seco. Com a ausência de diferenças significativas entre espacialmente e baixa concentração de nutrientes, percebe-se que os impactos antrópicos não interferem na dinâmica do rio, indicando um ambiente conservado em suas características ambientais, porém podem causar maiores interferências em longo prazo, sendo necessário monitoramento do corpo d'água visando à conservação do ambiente e dos múltiplos usos das águas do rio Água Doce.

Agradecimentos

As autoras agradecem aos srs. Francisco Rodrigues, Edino Sousa, Salomão Rocha e demais pescadores da colônia Z-78 do município de Água Doce do Maranhão, Maranhão. À FAPEPI, pela concessão de bolsa (Edital FAPEPI 005/2018) à primeira autora.

Participação dos autores: GSS – conceitualização, curadoria de dados, análise formal, investigação, visualização e redação – rascunho original; RPML – conceitualização, visualização, validação e redação – revisão e edição; MHA – visualização, validação e redação – revisão e edição; IMA - conceitualização, visualização, supervisão e redação – revisão e edição.

Aprovação ética ou licenças de pesquisa: Para o presente estudo não foi necessária aprovação ética. A licença para a coleta do material biológico foi concedida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) com número 67592-1, como determinado pela Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 e foi feito o cadastro de acesso ao

Patrimônio Genético/CTA de nº AE57515 no Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado (SisGen).

Disponibilidade dos dados: O manuscrito teve como base os dados do projeto de dissertação da primeira autora, disponível no repositório do programa de mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Piauí (https://sigaa.ufpi.br/sigaa/public/programa/portal.jsf?lc=pt_BR&id=340 ou https://drive.google.com/drive/folders/1pfpKTQq5syBZ2l_PCXDUDEy5feeWtAhR).

Fomento: As autoras agradecem à FAPEPI, pela concessão de bolsa (Edital FAPEPI 005/2018) à primeira autora.

Conflito de Interesses: As autoras declaram não haver conflito de interesses.

Referências

Affe HM, Menezes M, Castro JMN. 2018. Microphytoplankton in a tropical oligotrophic estuarine system: spatial variations and tidal cycles. *Brazilian Journal of Botany* 41(2): 337-349. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0447-y>.

ALGAEBASE. Listing the world's algae. 2022. Disponível em: <https://www.algaebase.org/>. Acesso em: 17 nov. 2022.

Alcântara EH, Mochel FR, Amorim A de JE, Thevand A. 2004. Modelagem da profundidade secchi e da concentração de clorofila a no estuário do rio Anil, São Luís - MA. *Caminhos da Geografia* 5(13):19-40. DOI: <https://doi.org/10.14393/RCG51315350>.

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater, 23rd edition edited by E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton and L. S. Clesceri. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, D.C., USA. 2017.

Azevedo ACG, Feitosa FAN, Koenig ML. 2008. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22(3): 870-877. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000300022>.

Azevedo ACG e Cutrim MVJ. 2007. Fitoplâncton costeiro das porções norte-nordeste da ilha de São Luís, MA, Brasil. In: *Diversidade biológica, uso e conservação de recursos naturais no Maranhão: Projetos e Ações em Biologia e Química*. São Luís: UEMA 2:67-92.

Bicudo CEM e Menezes M. 2017. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). 3. ed. São Carlos: RiMa, 554 p.

Carvalho RCQ, Cutrim Marco V.J, Eschrique Samara A, Azevedo-Cutrim Andrea C.G, Moreira Evaldeni G, Silveira Paula C.A et al. 2016. Microphytoplankton composition, chlorophyll-a concentration and environmental variables of the Maranhão Continental Shelf, Northern Brazil. *Latin american journal of aquatic research* 44(2):256-266. DOI: <http://dx.doi.org/10.3856/vol44-issue2-fulltext-7>.

Carvalho RCQ. 2018. Descritores ambientais da qualidade da água e comunidade fitoplanctônica da baía de São José, Maranhão, Brasil. Dissertação. Universidade Federal do Maranhão, São Luis. Disponível em: <https://tedebc.ufma.br/jspui/bitstream/tede/2259/2/RonnessaCarvalho.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2022.

Cavalcanti LF, Azevedo-Cutrim acg, Oliveira ALL, Furtado JA, Araújo BO, Sá AKDS, Ferreira FS, Santos NGR, Dias FJS, Cutrim MVJ. 2018. Structure of microphytoplankton community and environmental variables in a macrotidal estuarine complex, São Marcos Bay, Maranhão - Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 66(3):83-100. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-87592018021906603>.

Cloern JE, Foster SQ, Kleckner AE. 2014. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences* 11(9):2477. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014>.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução n 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

- Cordeiro IA, Feitosa FADN, Flores Montes MDJ, Otsuka AY, Costa Silva A. 2019. Environmental conditions of the Suape estuarine-port complex area (Pernambuco, Brazil): phytoplankton biomass and hydrological parameters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*; Cambridge 99(2): 291-301. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315418000176>.
- Correia Filho FL, Gomes ER, Nunes OO, Lopes Filho JB. 2011. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: estado do Maranhão: relatório diagnóstico do município de Água Doce do Maranhão, Serviço Geológico do Brasil. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/15305/rel-agua_doce_ma.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Costa CR, Costa MFC, Barletta M, Alves LHB. 2017. Interannual water quality changes at the head of a tropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment* 189(1):628. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6343-2>.
- Costa FWD. 2019. Aspectos geográficos e a gestão de ambientes costeiros: um enfoque na Resex do Delta do Parnaíba. *Regne* 5(Especial):1-16. DOI: <https://doi.org/10.21680/2447-3359.2019v5n0ID18406>.
- Diniz ALC, Sousa AKR, França AP, Freitas J, Batista WS, Lenz TM. 2020. O uso múltiplo da área de pesca do município de Raposa, Maranhão/Brasil/The multiple use of the fishing area in the municipality of Raposa, Maranhão/Brazil. *Brazilian Journal of Development* 6(2): 6999-7010. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n2-121>.
- Diniz MTM e Oliveira GP. 2016. Proposta de Compartimentação em Mesoescala para o Litoral do Nordeste Brasileiro. *Revista Brasileira Geomorfologia (Online)*, São Paulo 17(3): 565-590. DOI: <https://doi.org/10.20502/rbg.v17i3.844>.
- EMBRAPA. 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF : Embrapa, 356 p.
- Fernandes RTV, Oliveira JF, Fernandes RTV, Pinto ARM, Nascimento L, Oliveira JCD. 2019. Monitoramento ambiental das águas do estuário do rio das Conchas (RN) próximo a uma unidade de extração de sal. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental* 8(2):361-385.]. DOI: 10.19177/rgsav8e22019361-385. Disponível em: 15 nov. 2022.
- Flora e Funga do Brasil. 2022. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 18 nov. 2022
- Fogaça FHS, Furtado AAL, Silva, CA, Tavares-Dias M, Routledge EAB. 2018. Vida na água: contribuições da Embrapa. Objetivos de desenvolvimento sustentável. Embrapa. Brasília, DF. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/183493/1/ODS-14.pdf>>. Acesso em: 8 nov. 2022
- Greuter W e Rodríguez RR. 2018. Código Internacional de Nomenclatura para algas, hongos y plantas (Código de Shenzhen). *Occasional papers from the Herbarium Greuter-4*, Berlín, 377 p.
- IBGE. 2011. Censo Demográfico 2010, Área territorial brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 261 p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv49230.pdf>>. Acesso em: 02 nov. 2022.
- INFOCLIMA. 2018. *Boletim de informações climáticas do INPE/CPTEC*. INFOCLIMA 25(03). Disponível em: <http://infoclima.cptec.inpe.br/~rinfo/progclima/abr_2018.shtml>. Acesso em: 12 nov. 2022.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. 2022. Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática, Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 12 nov. 2022
- Jespersen AM e Christoffersen K. 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv für Hydrobiologie*, 109(3):445-454.
- Jesus SB e Cruz MJM. 2019. Caracterização geoquímica do estuário do rio Una, BA, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 33(3):286 – 302. DOI: <https://doi.org/10.21715/GB2358-2812.2019333286>.
- Maranhão. 2013. Inventário Turístico. Maranhão: Prefeitura Municipal de Água Doce do Maranhão, 68 p.
- Milazzo ADD, Cruz MJM, Melo EGV. 2017. Physicochemical parameters in estuarine zones of the Todos os Santos Bay in Bahia, Brazil. *Geochimica Brasiliensis*, 30(2):202. DOI: <https://doi.org/10.21715/GB2358-2812.2016302202>.

Mosley LM e Liss PS. 2019. Particle aggregation, pH changes and metal behaviour during estuarine mixing: review and integration. *Marine and Freshwater Research*, 71(3): 300-310. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF19195>.

Moura H e Nunes Z. 2016. Caracterização sazonal das águas do sistema estuarino do Caeté (Bragança-PA). *Boletim do Instituto de Pesca*, 42(4):844-854. DOI: <https://10.20950/1678-2305.2016v42n4p844>.

Nascimento FCA, Braga CC, Araújo FRCD. 2017. Análise Estatística dos Eventos Secos e Chuvosos de Precipitação do Estado do Maranhão. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 32(3):375-386. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-77863230005>.

Nusch E. 1980. Comparison of Different Methods for Chlorophyll and Phaeopigment Determination. *Archiv für Hydrobiologie*, 14(1):14-36.

Paula Filho FJ, Marins RV, Chicharo L, Souza RB, Santos GV, Braz EMA. 2020. Evaluation of water quality and trophic state in the Parnaíba River Delta, northeast Brazil. *Regional Studies in Marine Science*. 34(1):20-35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.101025>.

Pereira LCC, Nascimento Trindade W, Silva IR, Vila-Concejo A, Short AD. 2016. Maranhão beach systems, including the human impact on São Luís Beaches. In: *Brazilian Beach Systems*. Springer, Cham, 17(1):125-152. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9_5.

R CORE TEAM. 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org.com>. Acesso em: 2 nov. 2022.

Round FE, Crawford RM, Mann DG. 1990. *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge, 758 p.

Santana FM, Morize E, Labonne M, Lessa RP, Clavier J. 2018. Connectivity between the marine coast and estuary for white mullet (*Mugil curema*) in northeastern Brazil revealed by otolith Sr: Ca ratio. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 215(1):124-131. DOI: [10.1016/j.ecss.2018.09.032](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.032).

Santos AKD, Oliveira ALL, Furtado JA, Ferreira FS, Araújo BO, Corrêa JJM, Cavalcanti LF, Cutrim ACGA, Cutrim MVJ. 2017. Spatial and seasonal variation of microphytoplankton community and the correlation with environmental parameters in a hypereutrophic tropical estuary-Maranhão-Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 65(3):356-372. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1679-87592017134406503>.

Soria-Píriz SP, García-Robledo E, Papaspyrou S, Aguilar V, Seguro I, Acuña J, Morales A, Corzo A. 2017. Size fractionated phytoplankton biomass and net metabolism along a tropical estuarine gradient. *Limnology and Oceanography*, 62(1), 309-326. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.10562>.

Teixeira C, Aranha, FJ, Barbieri R, Melo O. T1988. Produção primária e clorofila-a do fitoplâncton e parâmetros físicos e químicos do Estreito do Coqueiros - Maranhão, Brasil. *Revista Brasileira Biologia*, 48(1):29-39.

Tomas CR. 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. New York: Academic Press, 858 p. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-693018-4.X5000-9>.

Vasistha P, Ganguly R. 2020. Assessment of spatio-temporal variations in lake water body using indexing method. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(33):41856-41875. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10109-3>.

Wood EJJ. 1968. *Dinoflagellates of the Caribbean Sea and Adjacent Areas*. Miami, University of Miami Press, 8(3):253. DOI: [https://doi.org/10.1016/0041-0101\(70\)90213-8](https://doi.org/10.1016/0041-0101(70)90213-8).



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.