

ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA E DO ESTADO TRÓFICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO PEQUIÁ – MA

Felipe Alexandre **Rizzo**¹, Liliane Moreira **Nery**², Paulo Sergio **Tonello**³, Darllan Collins da
Cunha e **Silva**⁴

(1 – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão, campus Açailândia, <https://orcid.org/0000-0001-5539-1414>, feliperizzo@ifma.edu.br, 2 – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus Sorocaba, <https://orcid.org/0000-0002-5352-5316>, liliane.nery@unesp.br, 3 – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus Sorocaba, <https://orcid.org/0000-0003-2774-9727>, paulo.tonello@unesp.br, 4 – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, campus Sorocaba, <https://orcid.org/0000-0003-3280-0478>, darllan.collins@unesp.br)

Resumo: O monitoramento da qualidade da água torna-se uma ferramenta útil e relevante para o planejamento e tomada de ações que garantam a conservação da água. Indicadores de qualidade da água são comumente utilizados por serem de fácil interpretação, subsidiando a tomada de decisão. Portanto, o presente estudo tem por objetivo analisar parâmetros físico-químicos e biológicos que compõem o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice do Estado Trófico (IET) do Córrego Pequiá e de seus afluentes, bem como obter tais índices. Para tal, cinco pontos foram amostrados e nove parâmetros foram analisados. Referente ao IQA, os resultados variaram entre “Regular” e “Ruim”, e quanto ao IET, os resultados variaram entre “Mesotrófico” e “Eutrófico”. Conclui-se que os resultados obtidos sofreram influência do período sazonal analisado, da presença de macrófitas e da carga de nutrientes provenientes do descarte de esgotos que contribuíram para o processo de eutrofização. Portanto, sugere-se que o monitoramento das águas superficiais na área estuda seja continuado.

Palavras-chave: Eutrofização. Antropização. Qualidade da água. Análise espacial.

WATER QUALITY AND TROPIC STATE INDEX OF THE PEQUIÁ WATERSHED – MA

Abstract: Monitoring water quality becomes a useful and relevant tool for planning and taking actions that guarantee water conservation. Water quality indicators are commonly used because they are easy to interpret, supporting decision-making. Therefore, the present study aims to analyze the physical-chemical and biological parameters from the Water Quality Index (WQI) and the Trophic State Index (TSI) of the Pequia Stream and its tributaries, as well as to obtain such indexes. For this, five points were sampled, and nine parameters were analyzed. Regarding the WQI, the results varied between "Medium" and "Bad", and as for the TSI the results varied between "Mesotrophic" and "Eutrophic". We concluded that the results obtained were influenced by the seasonal period analyzed, the presence of macrophytes, and a load of nutrients from sewage disposal that contributed to the eutrophication process. Therefore, it is suggested that the monitoring of surface waters in the area studied be continued.

Keywords: Eutrophication. Anthropization. Water quality. Spatial analysis.

ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA Y ESTADO TRÓFICO DE LA CUENCA PEQUIÁ – MA

Resumen: El monitoreo de la calidad del agua se convierte en una herramienta útil y relevante para la planificación y adopción de acciones que garanticen la conservación del agua. Los indicadores de calidad del agua se utilizan comúnmente porque son fáciles de interpretar y apoyan la toma de decisiones. Por lo tanto, el presente estudio tiene como objetivo analizar los parámetros fisicoquímicos y biológicos que conforman el Índice de Calidad del Agua (ICA) y el Índice de Estado Trófico (IET) del río Pequiá y sus afluentes, así como obtener dichos índices. Para ello, se tomaron muestras de cinco puntos y se analizaron nueve parámetros. En cuanto al ICA, los resultados variaron entre "Medio" y "Malo", y en cuanto al IET, los resultados variaron entre "Mesotrófico" y "Eutrófico". Se concluyó que los resultados obtenidos fueron influenciados por el período estacional analizado, la presencia de macrófitos y la carga de nutrientes provenientes de la eliminación de aguas residuales que contribuyeron al proceso de eutrofización. Por consiguiente, se sugiere que continúe la vigilancia de las aguas superficiales en la zona estudiada.

Palabras clave: Eutrofización. Antropización. Calidad del agua. Análisis espacial.

Introdução

Um dos grandes desafios do desenvolvimento socioeconômico sustentável é a gestão da

água, um recurso essencial para a sociedade e o ecossistema (DUAN et al., 2021). As demandas pelos múltiplos usos da água em conjunto com o crescimento da população têm aumentado a pressão sobre os recursos hídricos (GOONETILLEKE; VITHANAGE, 2017; CANTELLE; LIMA; BORGES, 2018; MARQUES; VERAS; RODRIGUEZ, 2022), de tal maneira que o aumento do uso consultivo da água cresceu 1,7 vezes mais rápido do que a população mundial (CANTELLE; LIMA; BORGES, 2018).

Por outro lado, mais de 600 milhões de pessoas ainda não tem acesso à água potável e mais de 2 bilhões não tem acesso ao saneamento básico adequado (CANTELLE; LIMA; BORGES, 2018), tornando a degradação da qualidade da água um grande problema ambiental (ZHANG et al., 2020). De acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, a gestão dos recursos hídricos deve priorizar a promoção do uso múltiplo da água, adotando a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da referida política (BRASIL, 1997), de modo que o gerenciamento dos recursos hídricos é uma ação indispensável para que se garanta disponibilidade de água, avaliando fatores como desperdício, poluição, contaminação e demanda (PASQUALETTO et al., 2019).

Dessa forma, compreende-se que os desafios relacionados à gestão da água não podem ser simplificados somente à problemas infraestruturais, requerendo uma abordagem holística e integrativa para o gerenciamento desse valioso recurso (KATUSIIME; SCHÜTTT, 2020). Portanto, considerando que atividades antrópicas desenvolvidas ao longo de uma bacia hidrográfica são capazes de impactar negativamente na qualidade dos recursos hídricos (LUO et al., 2020; ZHANG et al., 2020; AKHTAR et al., 2021), o monitoramento da qualidade da água torna-se uma ferramenta útil e relevante para o planejamento e tomada de ações que atendam as premissas e objetivos da PNRH.

Dentro desse contexto, índices e indicadores são considerados ferramentas de fácil interpretação durante o processo decisório, por simplificaram um número elevado e complexo de informações envolvidas no processo de análise ambiental (CETESB, 2020). Índices de qualidade da água têm sido usados em muitos países para determinar o estado geral da qualidade de águas superficiais e subterrâneas (AKHTAR et al., 2021; UDDIN; NASH; OLBERT, 2021).

Esses índices permitem a análise e a agregação de diferentes variáveis, que resultam em um único valor adimensional. Parâmetros de qualidade da água são selecionados, subíndices e pesos para cada parâmetro são gerados, os valores ponderados de cada parâmetro é calculado,

e por fim, há a agregação dos subíndices para obter o índice final de qualidade da água (AKHTAR et al., 2021; UDDIN; NASH; OLBERT, 2021).

O índice de qualidade de água da *National Sanitation Foundation*, mundialmente utilizado, foi adaptado no Brasil pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para a avaliação da característica da água em relação às fontes poluidoras em águas superficiais (CARVALHO et al., 2016; ROCHA et al., 2021). Contudo, os parâmetros do Índice de Qualidade da Água (IQA) proposto pela CETESB refletem de forma primordial os aspectos da contaminação da água por esgoto sanitário, com o intuito de avaliar a qualidade da água para fins de abastecimento público (CETESB, 2020), de modo que o uso de outros índices se faz necessário para complementar esse diagnóstico. Entre tais índices, destaca-se o Índice do Estado Trófico (IET) que indica grau de trofia de corpos d'água permitindo uma análise dedicada à preservação da vida aquática (CETESB, 2020).

Dessa forma, o presente estudo tem por objetivo analisar parâmetros físico-químicos e biológicos que compõem o IQA e o IET do Córrego Pequiá e de seus afluentes, bem como obter tais índices. A realização de estudos na bacia hidrográfica do Córrego Pequiá assume relevância em virtude de a citada bacia hidrográfica abranger três municípios do Estado do Maranhão, que se encontram em expansão e experimentam mudanças e termos de uso e ocupação da terra, com uma população estimada de mais de 149 mil habitantes interferindo direta e indiretamente no Córrego Pequiá.

Material e métodos

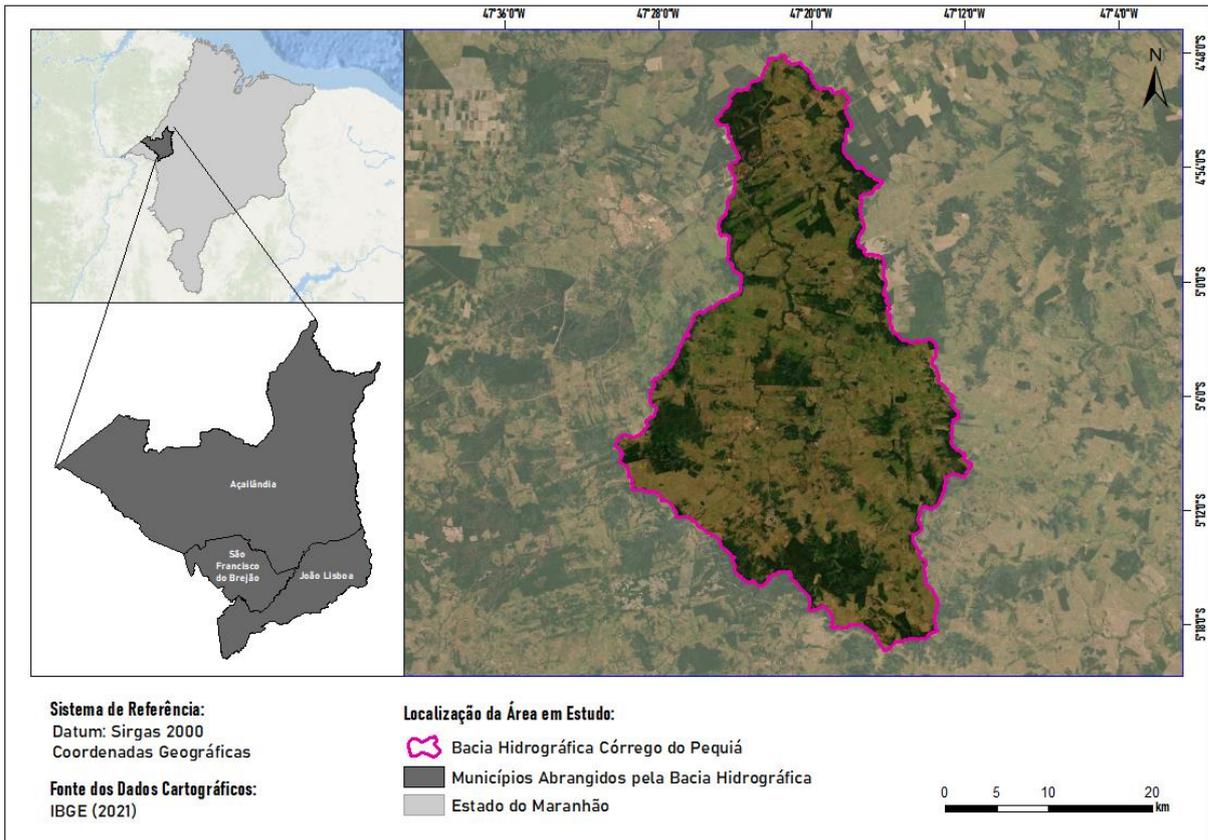
Área de estudo

A bacia hidrográfica do Córrego Pequiá está inserida em três municípios localizados no Estado do Maranhão, sendo eles: Açailândia; São Francisco do Brejão; e João Lisboa (Figura 1). A população total estimada para os municípios é de 149.542 habitantes (IBGE, 2021). O município de São Francisco do Brejão tem 80 % da sua área sobreposta à bacia hidrográfica.

As atividades socioeconômicas dos municípios se concentram no desenvolvimento da produção agrossilvipastoril, indústria siderúrgica e comércio. Apesar da bacia hidrográfica do Córrego Pequiá estar completamente inserida no bioma amazônico, com pequenas áreas transicionais de Cerrado, pode-se dizer que a expansão econômica na região acompanhou o desmatamento ao longo das estradas principais para extração de madeira, seguida da conversão de florestas nativas para áreas de pastagens e agricultura de subsistência, de modo que podemos

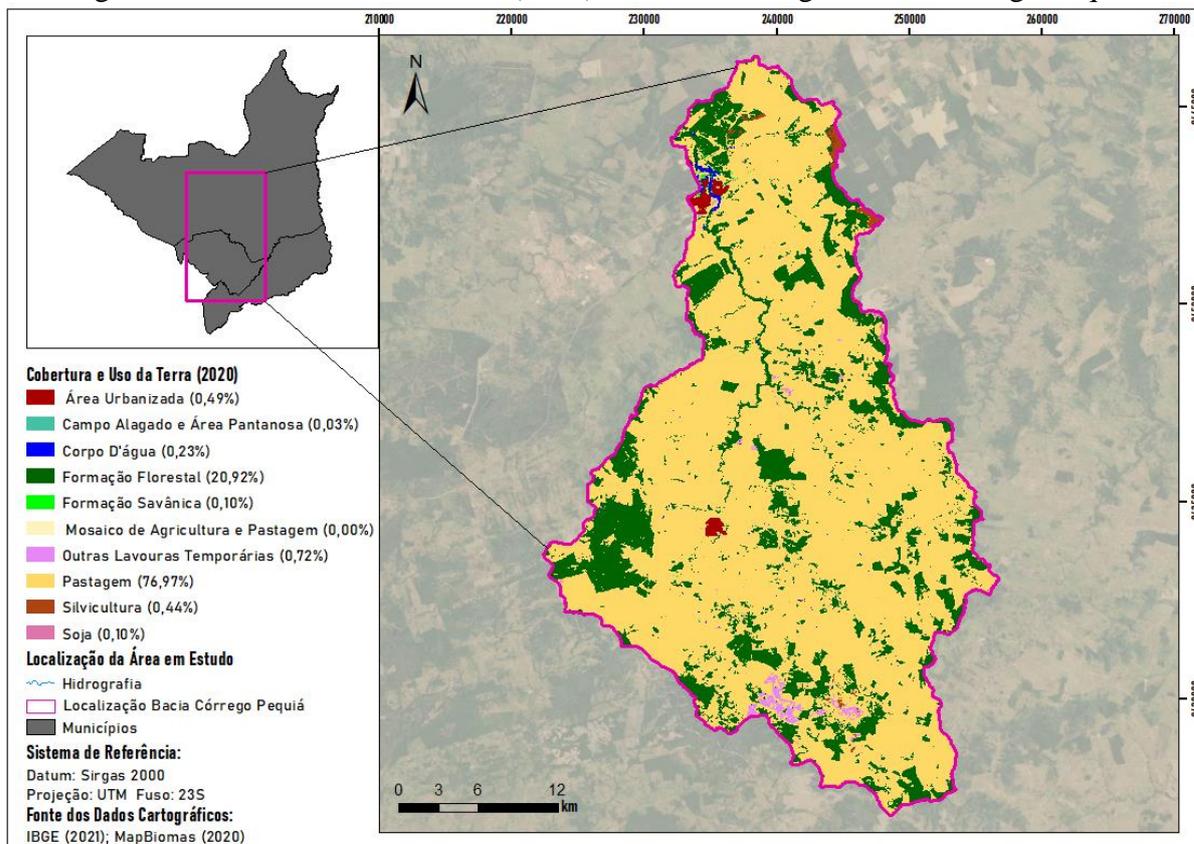
observar na Figura 2 o predomínio de pastagens na área em estudo. De acordo com os dados disponibilizados pelo “Projeto MapBiomias”, coleção 6 e ano 2020, 78,72% da bacia hidrográfica em estudo possuía áreas com intervenções antrópicas (Tabela 1).

Figura 1: Localização da Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 2: Cobertura e uso da terra (2020) na Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá.



Fonte: Elaborado pelos autores com base em MAPBIOMAS (2020).

Tabela 1: Percentual de áreas convertidas na bacia hidrográfica do Córrego Pequiá.

Classe de Cobertura e Uso da Terra	Área (ha)	Área (%)
Área Urbanizada	495,57	0,49%
Campo Alagado e Área Pantanosa	30,29	0,03%
Corpo D'água	231,65	0,23%
Formação Florestal	21.221,81	20,92%
Formação Savânica	102,06	0,10%
Mosaico de Agricultura e Pastagem	1,61	0,002%
Outras Lavouras Temporárias	732,71	0,72%
Pastagem	78.086,04	76,97%
Silvicultura	449,13	0,44%
Soja	104,33	0,10%

Fonte: Organizado pelos autores com base em MAPBIOMAS (2020).

Procedimento para coleta das amostras de água

Primeiramente, foram definidos cinco pontos para a coleta das amostras de água (Tabela 2). Essa definição foi possível através da delimitação da bacia hidrográfica da área em estudo, verificando os exutórios de cada uma das cinco sub-bacias que compõe a bacia hidrográfica do

Córrego Pequiá (Figura 3). As coletas foram realizadas no período seco (inverno – junho) e no sentido jusante-montante da bacia hidrográfica, de modo que não houvesse retirada da mesma água nos diferentes pontos. Os procedimentos da coleta seguiram a Resolução 724/2011 da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) (ANA, 2011).

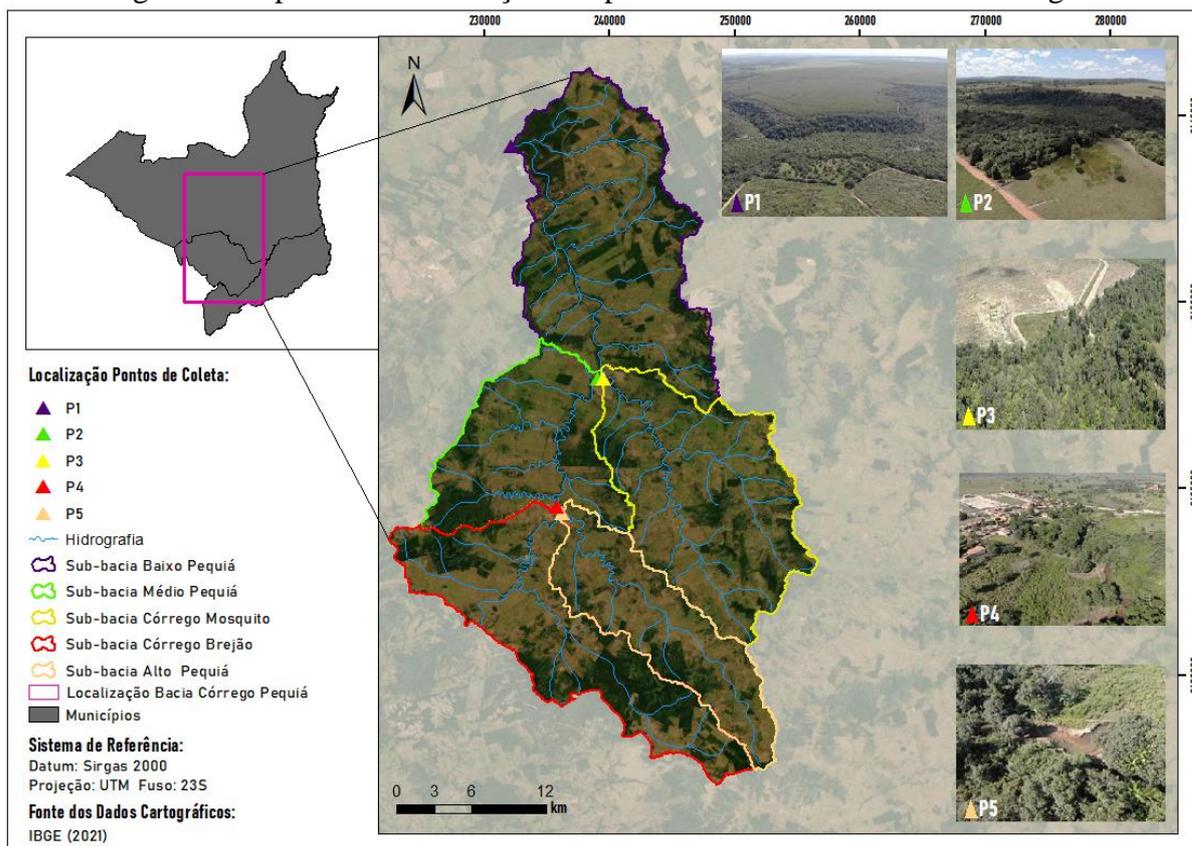
Tabela 2: Coordenadas dos pontos de coleta das amostras de água.

Ponto	Descrição	UTM (E)	UTM (N)	Altimetria (m)
P1	Baixo Pequiá	232185,386	9462564,343	160
P2	Médio Pequiá	239066,261	9443869,466	200
P3	Córrego Mosquito	239495,85	9443867,76	200
P4	Córrego Brejão	236243,03	9433048,88	230
P5	Alto Pequiá	236261,24	9433039,89	230

Datum: WGS 84 / Fuso: 23S

Fonte: Organizado pelos autores.

Figura 3: Mapa com a localização dos pontos de coleta das amostras de água.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Para o recolhimento das amostras de água para as análises físico-químicas foram utilizadas garrafas plásticas de 1,5 L, previamente ambientadas com a água a ser coletada, de modo que a coleta foi feita com a garrafa completamente submersa a 20 cm de profundidade

(Figura 4) (ABNT, 1987). Já para as amostras de água para análise microbiológica, foram utilizadas garrafas de vidro previamente esterilizadas (Figura 4).

Figura 4: a) Coleta da amostra da água; b) Garrafas de vidro utilizadas na coleta; c) Garrafas plásticas utilizadas na coleta.



Fonte: Elaborado pelos autores com base em acervo pessoal.

A coleta foi feita com a abertura das garrafas voltada para o sentido do fluxo da água, a fim de se evitar a entrada de corpos estranhos no recipiente. Em seguida, as garrafas foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo para preservar as propriedades físico-químicas na temperatura ideal média de 4°C (ANA, 2011).

Parâmetros analisados

Para a síntese do IQA e o do IET nove parâmetros foram analisados (Tabela 3). Os parâmetros: Clorofila (Cla); Oxigênio Dissolvido (OD); pH; e Turbidez (Figura 5), foram analisados em triplicata. A obtenção da temperatura da água “*in situ*”, não foi possível em virtude dos empecilhos no deslocamento da sonda multiparâmetro utilizada nesse estudo, de modo que se optou em utilizar para fins do cálculo de temperatura o valor igual 0°C, uma vez que a temperatura obtida na leitura da sonda não iria refletir a realidade de campo.

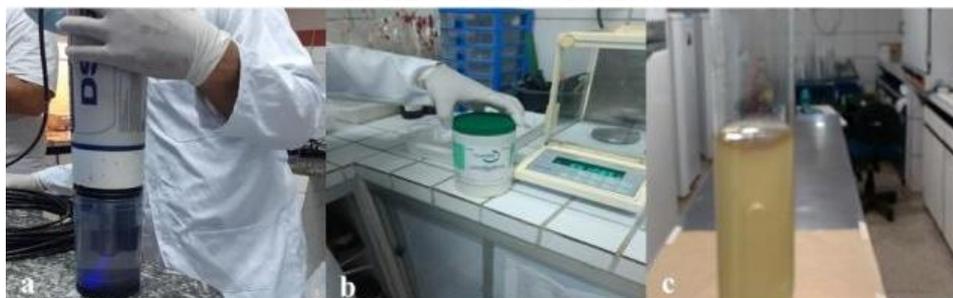
Tabela 3: Relação de métodos de análise por parâmetro.

Parâmetros	Método de Análise
Coliformes Termotolerantes	Tubos Múltiplos
Clorofila (Cla)	Sonda Multiparâmetros Hydrolab, Modelo DS5
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	APHA 2017 ¹
Fósforo Total (F _T)	APHA 2017 ¹
Nitrogênio Total (N _T)	APHA 2017 ¹
Oxigênio Dissolvido (OD)	Sonda Multiparâmetros Hydrolab, Modelo DS5
pH	Sonda Multiparâmetros Hydrolab, Modelo DS5
Sólidos Totais (ST)	APHA 2017 ¹
Turbidez	Sonda Multiparâmetros Hydrolab, Modelo DS5

¹Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA), 23th ed., 2017.

Fonte: Organizado pelos autores.

Figura 5: a) Sonda multiparâmetros utilizada; b) Preparação do caldo lactosado para a análise de Coliformes Termotolerantes; c) Método dos tubos múltiplos para a determinação de Coliformes Termotolerantes.



Fonte: Elaborado pelos autores com base em acervo pessoal.

Os parâmetros: Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$); Fósforo Total (F_T); Nitrogênio Total (N_T); e Sólidos Totais (ST) foram obtidos de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A determinação de Coliformes Termotolerantes foi obtida através do método dos tubos múltiplos (Figura 4) (CETESB, 2018). Para a obtenção da relação N/F (Nitrogênio/Fósforo) dividiu-se a concentração obtida do N_T pela F_T .

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Para a determinação da quantidade de oxigênio consumido durante a decomposição da matéria orgânica utilizou-se o equipamento *oxidirect*, que consiste em um sistema de medição respirométrico. As análises foram realizadas em duplicata utilizando-se 438 mL da amostra e 10 gotas de inibidor de nitrificação ATH (inibidor de nitrificação *B Allyl Thiureia*). Posteriormente o *oxidirect* foi incubado em estufa a 20 °C por cinco dias (APHA, 2017).

Fósforo total (F_T)

Para a determinação do F_T utilizou-se um espectrofotômetro UV-Visível a 725 nm, com uma cubeta de vidro 1 cm de percurso óptico (APHA, 2017). Primeiramente adicionou-se 10 mL da mistura 1:1 (v/v) de ácido nítrico (65%, m/v) e ácido perclórico (72%, m/v) em 50 mL de água amostrada. Posteriormente as amostras foram colocadas em chapas aquecedoras a 150 °C até quase secura (APHA, 2017). Após essa etapa, realizou-se a filtragem do conteúdo em papel filtro quantitativo, marca *Quanty JP* nº 41. Os filtrados foram vertidos em balões volumétricos de 50 mL com reagente de formação de cor para fosfato e 2 mL da solução de ácido ascórbico

a 2% (m/v) (APHA, 2017). Após 10 minutos da adição dos reagentes, as concentrações das amostras foram determinadas utilizando o espectrofotômetro (APHA, 2017).

Nitrogênio total (N_T)

A determinação de nitrogênio total foi realizada pelo método de Kjeldahl, através de três etapas: digestão; destilação; e titulação. Inicialmente, foi adicionado 10 mL de amostra de água no balão Kjeldahl com 0,3 g de ácido salicílico comercial, a mistura foi feita com movimentos circulares, seguida de repouso por 30 minutos (APHA, 2017). Posteriormente, foi adicionado 10 mL da mistura digestora de sulfato de potássio, sulfato de cobre e ácido sulfúrico, de modo que a digestão foi realizada em uma temperatura igual a 380 °C, até o extrato se tornar transparente e levemente esverdeado (APHA, 2017). Em seguida, digeriu-se por mais 30 minutos e após o resfriamento foi adicionada 50 mL da amostra de água lentamente (APHA, 2017).

Para a etapa de destilação, 10 mL da mistura de hidróxido de sódio (50%, m/v) e tiossulfato de sódio (2,5%, m/v) foram adicionados ao extrato digerido, em seguida, adicionou-se 50 mL de hidróxido de sódio (40%, m/v) a 50 mL do extrato digerido (APHA, 2017). Na saída do condensador, adaptou-se um frasco de Erlenmeyer de 125 mL com 10 mL de solução indicadora de ácido bórico (2%, m/v) (APHA, 2017). O tubo de saída foi mergulhado dentro da solução para que não houvesse perda de nitrogênio. Por arraste de vapor d'água, foi feita a destilação à vazão de 6 a 10 mL por minuto e à temperatura de até 35 °C. Após a obtenção de 75 mL de destilado, foi realizada a titulação do mesmo com a solução de ácido sulfúrico a 0,1 mol.L⁻¹, até o aparecimento da cor púrpura- avermelhada (APHA, 2017).

Sólidos totais (ST)

Primeiramente, cadinhos de 50 mL foram colocados em estufa em uma temperatura de 103-105 °C por uma hora (APHA, 2017). Em seguida, a massa inicial dos recipientes foi obtida utilizando uma balança analítica. Posteriormente, 50 mL de amostra de água foram adicionados nos cadinhos previamente pesados, que passaram por um processo de desidratação em banho maria (APHA, 2017). Por fim, os cadinhos foram novamente colocados em estufa para a secagem do material residual a 103-105 °C, por uma hora (APHA, 2017). Após decorrido esse tempo, os cadinhos foram retirados da estufa e colocados em dessecador para posterior determinação da massa em balança analítica (APHA, 2017).

Coliformes Termotolerantes

O método dos tubos múltiplos (TM) para determinação de Coliformes Termotolerantes ocorrem em duas etapas. Na primeira etapa 10 mL da amostra de água foram adicionados em 5 tubos de ensaio contendo caldo lactosado de concentração dupla, constituindo a concentração 1:1; 1 mL da amostra foram adicionados em 5 tubos de ensaio contendo caldo lactosado de concentração simples, constituindo a concentração 1:10; 0,1 mL de amostra de água foram adicionadas em 5 tubos de ensaio com caldo lactosado de concentração simples, constituindo a concentração 1:100 (CETESB, 2018). Após a inoculação, os tubos de ensaio foram colocados em incubação a $35 \pm 0,5$ °C durante 24/48 horas (CETESB, 2018).

Posteriormente, verificou-se se houve a formação de gás dentro do tubo de Durham contidos nos tubos de ensaio inoculados. Se verificada a formação de gás seguiu-se para o teste confirmativo, inoculando com o auxílio de uma alça de platina o conteúdo dos tubos positivos em tubos de ensaio contendo meio de cultura EC (CETESB, 2018). Os tubos inoculados foram deixados em banho-maria a $44,5 \pm 0,2$ °C durante 24 ± 2 horas (CETESB, 2018). Os tubos que tiveram novamente a formação de gás no tubo Durham foram considerados positivos para Coliformes Termotolerantes. Os resultados foram expressos em NMP (número mais provável), com limite de confiança de 95% (CETESB, 2018).

Índice de Qualidade da Água (IQA)

Para a determinação do Índice de Qualidade da água (IQA), utilizou-se os pesos e subíndices descritos pela CETESB para cada um dos nove parâmetros analisados (CETESB, 2020). A Equação 1 foi utilizada para o cálculo do IQA e a Tabela 4 contém a ponderação utilizada na classificação do índice (CETESB, 2020).

Tabela 4: Classificação e ponderação do Índice de Qualidade da Água (IQA).

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB (2020).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade da Água;

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida (CETESB, 2020);

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade (CETESB, 2020).

Índice de Estado Trófico (IET)

Para o cálculo do índice de Estado Trófico utilizou-se a metodologia proposta por Lamparelli (2004), a qual define que o IET deverá ser composto pelo Índice do Estado Trófico para o Fósforo – IET(PT) e o Índice do Estado Trófico para a Clorofila a – IET(CL), de modo que tais índices são estabelecidos para ambientes lóticos e lênticos (CETESB, 2020). A Equação 2 foi utilizada para o cálculo do IET(PT) e a Equação 3 foi utilizada para o cálculo do IET(CL), ambos para ambientes lóticos (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2020). O resultado do cálculo do IET se dá pela média aritmética dos dois valores obtidos, IET (PT) e IET (CL), conforme a Equação 4. A Tabela 5 contém a classificação do IET (CETESB, 2020).

$$IET (CL) = 10 * (6 - ((-0,7 - 0,6 * (\ln CL)/\ln 2)) - 20 \quad (2)$$

$$IET (PT) = 10x(6 - ((0,42 - 0,36x(\ln PT))/\ln 2)) - 20 \quad (3)$$

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)]/2 \quad (4)$$

Onde:

PT: concentração de Fósforo total em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

CL: concentração de Clorofila a em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural.

Tabela 5: Classificação e ponderação do Índice do Estado Trófico (IET).

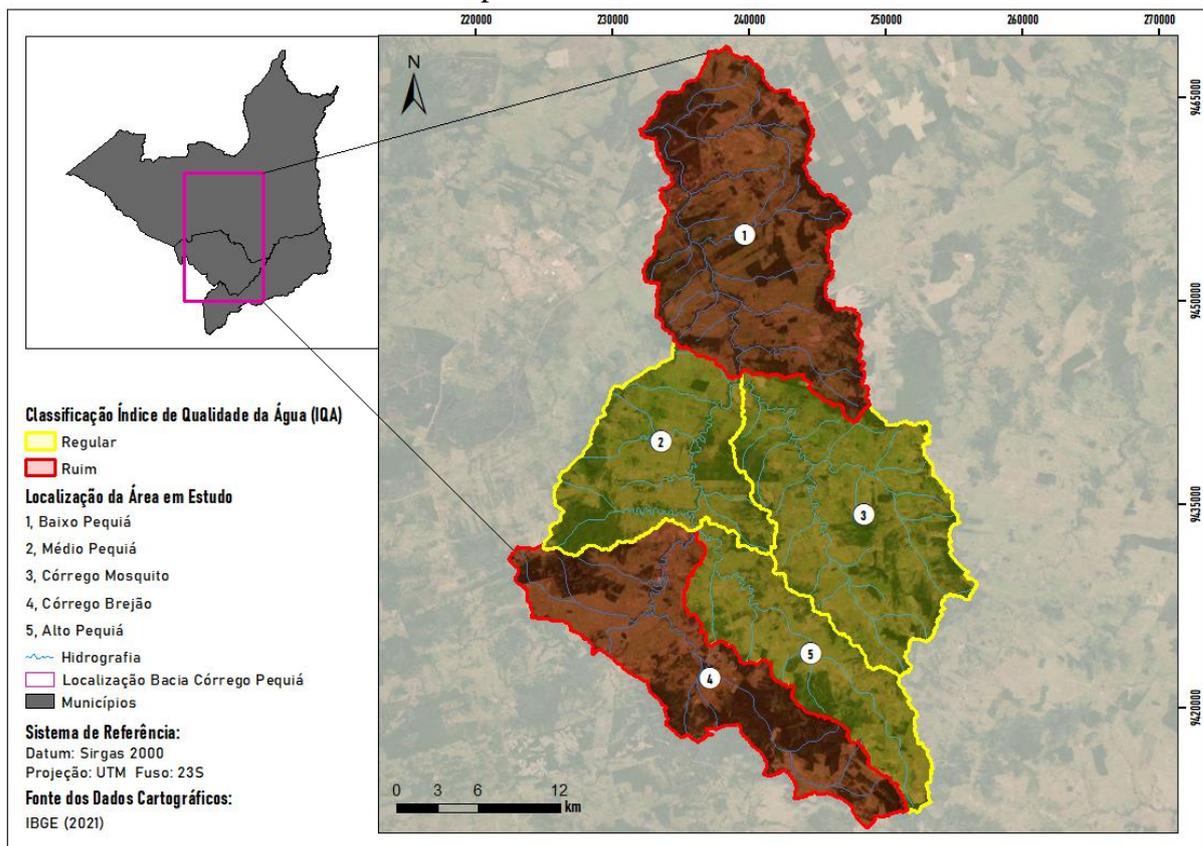
Categoria	Ponderação
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Fonte: CETESB (2020).

Resultados e discussão

Referente ao IQA, os resultados obtidos nos cinco pontos amostrais variaram entre “Regular” e “Ruim”, conforme observado na Figura 6 e na Tabela 6. Considerando que as alterações no uso e ocupação da terra degradam a qualidade da água (SILVA; CASÉ; LOPES, 2019; SIMONETTI et al., 2019), é possível inferir que os pontos amostrados que tiveram sua classificação como “Ruim” sofrem influência antrópica, uma vez que o Córrego Brejão percorre o perímetro urbano da cidade de São Francisco do Brejão, enquanto que o Córrego Pequiá, até se encontrar com o Rio Açailândia na porção baixa da bacia hidrográfica, percorre áreas residenciais, rurais e industriais.

Figura 6: Classificação do Índice de Qualidade da Água (IQA) em cada uma das sub-bacias e pontos amostrados.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 6: Classificação do Índice de Qualidade da Água (IQA) dos pontos amostrados.

Pontos	Descrição	IQA	Classificação
P1	Baixo Pequiá	35	Ruim
P2	Médio Pequiá	38	Regular
P3	Córrego Mosquito	38	Regular
P4	Córrego Brejão	36	Ruim
P5	Alto Pequiá	38	Regular

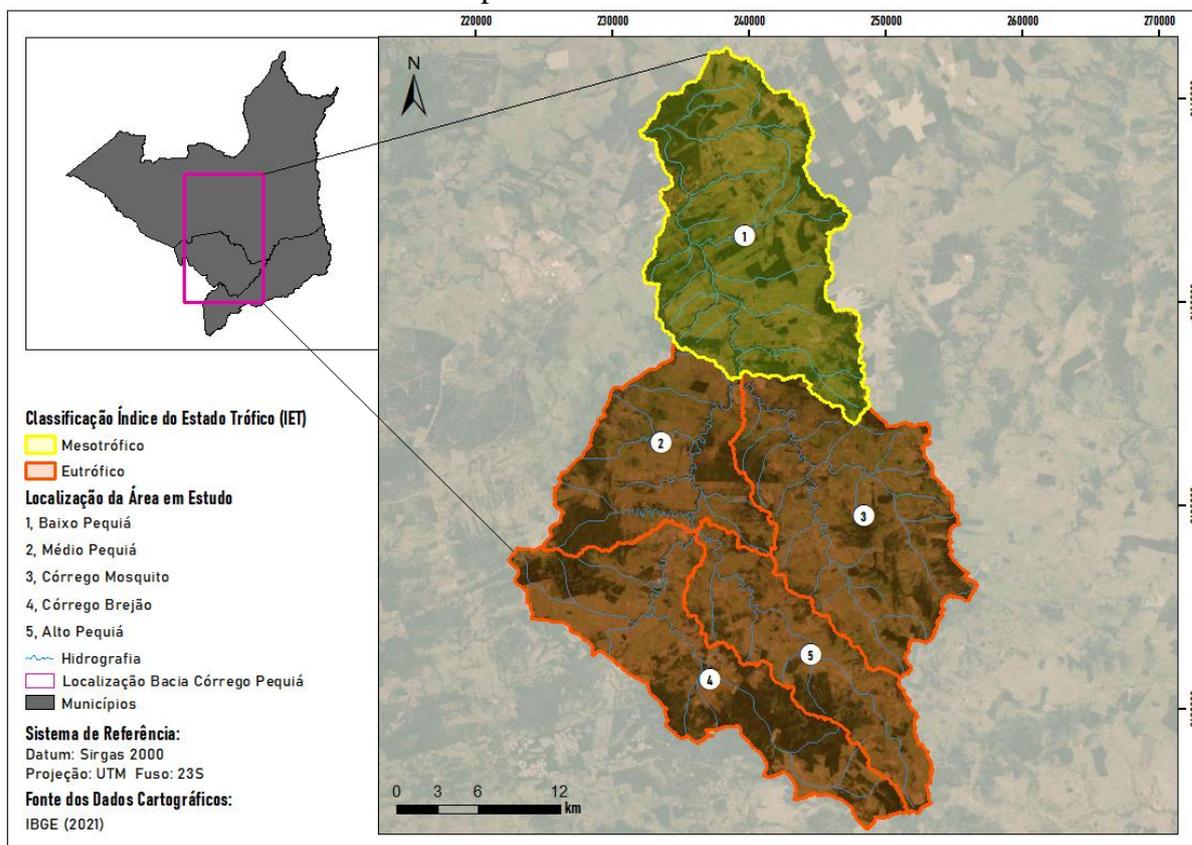
Fonte: Organizado pelos autores.

As porções alto e média do Córrego Pequiá, assim como no Córrego Mosquito, possuem predomínio da atividade agropecuária e silvicultural, sendo verificado a presença de mata ciliares em alguns pontos ao longo dos córregos. Desse modo, podemos deduzir que a presença da vegetação ripária contribui para a manutenção da qualidade da água, uma vez que matas ciliares desempenham funções ecológicas relevantes, como a filtragem de nutriente e sedimentos (SILVA et al., 2017; SALES et al., 2021). Contudo, considerando o predomínio do desenvolvimento de atividades econômicas do setor primário na região estudada, é recomendado que políticas públicas sejam desenvolvidas a fim de incentivar a conservação dessas áreas, uma vez que a integridade de matas ciliares pode estar correlacionada com o desenvolvimento socioeconômico de determinada região (SALES et al., 2021).

Quanto ao IET (Tabela 7), com exceção do ponto P1, todos dos pontos apresentaram estado “Eutrófico”, conforme observado na Figura 7. O estado trófico do ponto P1 provavelmente sofre influência da disponibilidade e concentração de matéria orgânica, assim como pela presença de macrófitas (Figura 8) (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2020; ANA, 2018). Todavia, corpos hídricos em que o processo de eutrofização esteja plenamente estabelecido, é esperado que o IET seja influenciado pelo índice de Clorofila (LAMPARELLI, 2004).

Contudo, caso esse processo seja limitado por fatores ambientais, o Fósforo atuará de forma mais significativa, de modo que o aumento no estado de trofia em ambientes aquáticos pode ser explicada pelos processos de lixiviação de nutrientes e carreamento dos mesmos para corpos d’água através do escoamento superficial (BEGHELLI et al., 2016), assim como em virtude do descarte de esgotos domésticos sem tratamento (PINHEIRO; SALDANHA; MONTE, 2019).

Figura 7: Classificação do Índice do Estado Trófico (IET) em cada uma das sub-bacias e pontos amostrados.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 7: Classificação Índice de Estado Trófico (IET) dos pontos amostrados.

Pontos	Descrição	Fósforo (mg/L)	Clorofila (µg/L)	IET	Classificação
P1	Baixo Pequiá	22,33	0,11	58	Mesotrófico
P2	Médio Pequiá	44,31	0,11	60	Eutrófico
P3	Córrego Mosquito	33,53	0,17	61	Eutrófico
P4	Córrego Brejão	29,3	0,14	60	Eutrófico
P5	Alto Pequiá	46,25	0,15	62	Eutrófico

Fonte: Organizado pelos autores.

Figura 8: (a) Presença de macrófitas nas sub-bacias hidrográficas do Córrego Brejão; (b) e Médio Pequiá.



Fonte: Elaborado pelos autores com base em acervo pessoal.

Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos analisados estão organizados na Tabela 8. De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces são consideradas em seu enquadramento como “Classe 2” (BRASIL, 2005), de modo que esse estudo se baseou na referida Resolução para comparar e discutir os resultados obtidos.

Tabela 8: Resultados obtidos para cada parâmetro físico-químico e ponto avaliado.

Parâmetros	VM					DP					CV				
	P1	P2	P3	P4	P5	P1	P2	P3	P4	P5	P1	P2	P3	P4	P5
Clorofila ($\mu\text{g/L}$)	0,11	0,11	0,17	0,14	0,15	0,02	0,01	0,03	0,03	0,01	13,48	9,09	18,33	21,12	3,94
DBO _{5,20}	5,35	5,83	5,76	5,62	5,92	0,04	0,02	0,02	0,01	0,01	0,71	0,26	0,30	0,10	0,20
F _T (mg/L)	22,33	44,31	33,53	29,30	46,25	0,03	0,03	0,03	0,02	0,01	0,13	0,06	0,09	0,07	0,01
N _T (mg/L)	22,06	21,06	27,97	23,00	48,62	0,04	0,01	0,01	0,01	0,02	0,17	0,05	0,04	0,04	0,04
OD (mg/L)	3,95	3,84	4,60	4,11	3,57	0,02	0,01	0,02	0,02	0,18	0,39	0,26	0,43	0,37	5,02
pH	5,52	5,50	4,98	5,26	5,26	0,02	0,01	0,05	0,03	0,03	0,28	0,10	0,90	0,58	0,61
ST (mg/L)	88,05	62,32	74,12	28,17	55,33	0,05	0,54	0,03	0,06	3,06	0,05	0,87	0,03	0,22	5,52
Turbidez (NTU)	15,90	16,43	16,40	16,30	16,30	0,10	0,06	0,00	0,00	0,00	0,63	0,35	0,00	0,00	0,00

Fonte: Organizado pelos autores.

Legenda: DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; FT = Fósforo Total; NT = Nitrogênio Total; OD = Oxigênio Dissolvido; ST = Sólidos Totais; VM = Valor Médio; DP = Desvio Padrão; CV = Coeficiente de Variação; P1 – Baixo Pequiá; P2 – Médio Pequiá; P3 – Córrego Mosquito; P4 – Córrego Brejão; P5 – Alto Pequiá.

De acordo como a Resolução CONAMA 357/05, o valor máximo permitido (VMP) para corpos d’água Classe 2 para Turbidez é de 100 NTU (CONAMA, 2005), de modo que todos os pontos analisados se enquadravam no VMP. Um estudo realizado na bacia hidrográfica do Rio Paciência, no município de São Luís no Estado do Maranhão, demonstrou que todos os valores analisados para Turbidez estiveram acima de 100 NTU, correlacionando o aumento da Turbidez com o aumento no consumo de OD, possivelmente pela decomposição da matéria orgânica

(ROCHA et al., 2021).

Em nosso estudo, os valores de OD para todas as médias amostrais estiveram abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, onde o valor mínimo necessário para o enquadramento nas Classes 2 é de 5 mg/L (BRASL, 2005). As baixas concentrações de OD indicam a presença de carga orgânica, provavelmente provenientes de efluentes domésticos (PINHEIRO; SALDANHA; MONTE, 2019), mesmo que os valores de Turbidez tenham se mostrado dentro do esperado. Há de se considerar também a presença de macrófitas em alguns dos pontos amostrados, pois elas podem influenciar na diminuição da concentração de OD em virtude do aumento na produção e consumo de matéria orgânica (PINHEIRO; SALDANHA; MONTE, 2019).

Em relação à DBO_{5,20}, todos os pontos analisados apresentaram concentrações superiores a 5 mg/L, conforme esperado para corpos d'água Classe 2 (BRASIL, 2009). Porém, esses valores se encontram próximos ao mínimo recomendado pela legislação vigente, alertando e voltando a trazer à tona a questão de que intervenções antrópicas podem estar contribuindo para a redução do OD e da DBO_{5,20} (SILVA; CASÉ; LOPES, 2019), uma vez que se verifica intensa atividade agropecuária na região em estudo em virtude das pastagens, que representam mais de 70% da área total da bacia hidrográfica. O carreamento de nutrientes dessas áreas para os corpos d'água pode contribuir para o aumento de consumo de oxigênio durante o processo de depuração da matéria orgânica (SILVA et al., 2016).

Os valores para ST podem ter sido influenciados pelo período sazonal em que as coletas foram realizadas (período seco), o que nos leva a inferir que ocorreu menor carreamento de particulados sólidos para o rio, mantendo os valores dentro do preconiza a resolução CONAMA 357/05 (VMP = 500 mg/L) (BRASIL, 2005). Um estudo realizado por Marques et al. (2017), na bacia hidrográfica do Rio São João no Estado do Rio Janeiro, verificou que uma maior concentração de material particulado ocorre no período chuvoso. Outros autores também apontam a relação da concentração de sólidos totais com a presença de sedimentos provenientes do transbordamento de caixas de retenção, da erosão de riachos e de estradas rurais (CARVALHO et al., 2015, CRISPIM et al., 2019).

Os valores de pH médios obtidos das amostras variaram entre 5,0 a 5,5, estando fora do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Apesar de rios amazônicos terem tendência de ser mais ácidos, devido ao acúmulo de matéria orgânica no leito dos rios e consequente decomposição por bactérias, onde ocorre a formação de ácidos que

alteram a solubilidade do pH (CORADI et al., 2009), os valores predominantemente ácidos também podem ser considerados indicativos de poluição, conforme sugere Santos et al. (2021) ao avaliarem a qualidade de balneários abastecidos pelo córrego Mosquito, em Açailândia-MA.

A diminuição do pH é influenciada pela formação de gás carbônico presente na água e pela elevada concentração de ácidos orgânicos dissolvidos (KOCH et al., 2017), processo comum em áreas onde há vegetação circundante existente nas margens de rios (COSTA et al., 2021; SILVA; GUTJAHR; BRAGA, 2021). Todavia, outros estudos que avaliaram corpos hídricos em áreas com densa ocupação e intervenção humana em outras localidades do Estado do Maranhão, também relataram valores de pH entre 5 e 6, sugerindo que tais resultados foram influenciados pelo plantio agrícola, assoreamentos (SILVA et al., 2017), desmatamento e descarte irregular de resíduos (BRAGA et al., 2022).

Considerando as concentrações de N_T e de F_T , todos os pontos amostrados estão acima do VMP recomendado na Resolução CONAMA 357/05, que define que corpos d'água Classe 2 devem possuir VMP para o N_T igual 3,7 mg/L, em $pH \leq 7,5$, e para o F_T o VMP é igual a 0,1 mg/L. Os altos valores podem ter sofrido influência da sazonalidade (MARQUES et al., 2017), pois no período analisado as concentrações nos pontos de coleta variaram entre 223,3 à 462,5 vezes acima do VMP. Quanto à concentração de Clorofila, os resultados mostraram que os pontos amostrados apresentaram valores abaixo de 10 $\mu\text{g/L}$, estando de acordo com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005).

A Relação N/F apresentou em todos os pontos amostrados a fração nitrogenada menor que 10. Razões N/F baixas podem favorecer o crescimento de florações de cianobactérias em virtude do aumento da concentração de Fósforo na água (VIDAL; NETO, 2014; RILEY et al., 2022). Considerando que os processos de lixiviação, escoamento superficial e taxas de diluição influenciam as cargas de nutrientes, e a sua relação com a sazonalidade (BEGHELLI et al., 2016), é possível que os efeitos do transporte de nutrientes que ocorreram no verão tenham sido potencializados pelo descarte de esgotos que ocorreram durante o período seco, impactando inclusive no estado trófico dos corpos hídricos no inverno (BEYRUTH, 2000).

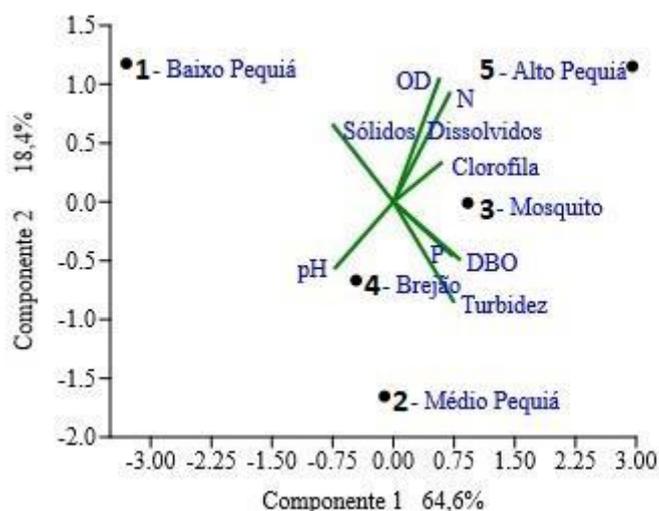
Quanto a análise de Coliformes Termotolerantes, em virtude da quantidade de tubos que apresentaram resultado positivo e da metodologia utilizada, todas as amostras brutas e diluídas (1:100) apresentaram valores maiores ou iguais a 1600 NMP. Ou seja, todos os pontos monitorados nesse estudo possuem densidade de coliformes, expressa em NMP de coliformes por 100 mL, maiores ou iguais a 1600. Esses resultados indicam a influência de despejos de

esgoto sem tratamento de residências, laticínios, indústrias e criatórios de animais nos corpos hídricos da bacia hidrográfica do Córrego Pequiá.

A contaminação por Coliformes Termotolerantes em 100% das amostras é considerada um dado alarmante, pois na região existem quatros balneários utilizados pela população local. Ferreira et al. (2017), sugerem que tal índice se deve à falta de saneamento básico na região. A pesquisa realizada por Santos et al. (2021), também constatou, em quatro diferentes balneários inseridos na bacia hidrográfica do Córrego Pequiá, valores de Coliformes Termotolerantes maiores ou iguais a 1600 NMP/100 mL, onde os autores consideraram tais corpos hídricos como impróprios para balneabilidade

A análise de componentes principais (ACP) foi aplicada para avaliação do conjunto de dados multivariados (Figura 9), de modo que a primeira componente principal permitiu representar 64,6% da variabilidade dos dados e a segunda componente 18,4%. A verificação de paridade ou desigualdade dentro do conjunto de dados das cinco amostras, demonstrou que parâmetro pH está negativamente correlacionado com as concentrações de F_T , $DBO_{5,20}$ e Turbidez (Figura 9). Na componente 1 a $DBO_{5,20}$ foi o parâmetro mais significativo; para a componente 2 o OD foi mais significativo, enquanto a componente 3 foi mais expressiva para F_T ; por fim, para a componente 4 o pH foi mais relevante (Tabela 9).

Figura 9: Representação gráfica da Análise de Componentes Principais (PCA).



Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 9: Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) para cada componente e parâmetro avaliado.

	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4
OD	0,29	0,53	0,32	0,47
N _T	0,35	0,47	0,17	-0,26
F _T	0,36	-0,23	0,48	0,04
DBO _{5,20}	0,41	-0,24	0,19	0,15
Clorofila	0,30	0,17	-0,64	0,46
pH	-0,36	-0,28	0,28	0,66
ST	-0,37	0,33	0,33	-0,12
Turbidez	0,37	-0,43	0,03	-0,17

Fonte: Organizado pelos autores.

Legenda: CP = Componente Principal; OD = Oxigênio Dissolvido; NT = Nitrogênio Total; FT = Fósforo Total; DBO_{5,20} = Demanda Bioquímica de Oxigênio; ST = Sólidos Totais.

Dessa forma, podemos inferir que os parâmetros mais significativos nas componentes 1, 2, 3 e 4 estão correlacionadas com o desenvolvimento das atividades socioeconômicas da região, caracterizadas pela produção agrossilvipastoril, uma vez que a diversidade nos usos e ocupações da terra contribuem para o aumento na carga de nutrientes e sedimentos nos corpos d'água (SILVA et al., 2017; SILVA; CASÉ; LOPES, 2019; SIMONETTI et al., 2019). O parâmetro Coliformes Termotolerantes não foi considerado na ACP devido ao seu alto valor e por não haver diferença nos resultados entre os pontos amostrados. Porém, os valores são altamente sugestivos para indicação de despejo irregular de esgoto sanitário na área estudada, intensificando os efeitos dos impactos da diversificação dos usos e ocupações da terra ao redor dos pontos amostrados, degradando a qualidade da água e evidenciando os efeitos da ação humana na bacia hidrográfica estudada, bem como em suas sub-bacias hidrográficas, impactando negativamente nos índices estudados.

Conclusão

- A ACP realizada para obter um comparativo dos parâmetros analisados, revela que DBO_{5,20}; OD; F_T; e pH foram os fatores mais significativos e influentes na qualidade da água, evidenciando os efeitos da ação humana na área estudada e impactando negativamente nos índices estudados. Dessa forma, concluímos que os pontos que tiveram sua classificação no IQA como “Ruim” sofrem influência antrópica, uma vez que os córregos desses pontos amostrados percorrem não apenas áreas com predomínio de uso da terra agrícola, mas também percorrem áreas urbanas.

- Também entendemos que os pontos amostrados que apresentaram IET igual a “Eutrófico”, sofreram influência do período sazonal analisado, da presença de macrófitas, e da carga de nutrientes provenientes do descarte de esgotos que contribuíram para o processo de eutrofização. Portanto, sugere-se que o monitoramento das águas superficiais ocorre em diferentes períodos sazonais, sendo recomendável a realização de novos levantamentos, uma vez que os parâmetros e os índices apontaram fontes antrópicas de contaminação.

Agradecimentos

Ao departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão, *Campus Açailândia*.

Referências

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1987). *ABNT NBR 9898:1987 Preservação e técnicas de amostragem de afluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento*. Rio de Janeiro: ABNT.

Akhtar, N., Ishak, M. I. S., Ahmad, M. I., Umar, K., Md Yusuff, M. S., Anees, M. T., Qadir, A., Ali Almanasir, Y. K. (2021). Modification of the Water Quality Index (WQI) process for simple calculation using the Multi-Criteria Decision-Making (MCDM) Method: A Review. *Water*, 13(7), 905. <https://doi.org/10.3390/w13070905>

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2011). *Resolução 724, de 03 de outubro de 2011*. Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação de amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, no âmbito do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA). Recuperado de: <https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2011/724-2011.pdf>

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2018). *Indicadores de qualidade – Índice de Estado Trófico (IET)*. Recuperado de: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>

APHA. American Public Health Association. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington: American Public Health Association.

- Beghelli, F. G. S., Pompêo, M. L. M., Páscoli, M., Lira, V. S., Lima, R., Carlos, V. M. (2016). Can a one-sampling campaign produce robust results for water quality monitoring? A case of study in Itupararanga Reservoir, SP, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28, 6. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3115>
- Beyruth, Z. (2000). Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, 424, 51–65. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1003944726346>
- Braga, F. H. R., Dutra, M. L. S., Lima, N. S., Silva, G. M., Miranda, R. C. M., Firmo, W. C. A., Moura, A. R. L., Monteiro, A. S., Silva, L. C. N., Silva, D. F., Silva, M. R. C. (2022). Study of the influence of physicochemical parameters on the Water Quality Index (WQI) in the Maranhão Amazon, Brazil. *Water*, 14(10), 1546. <https://doi.org/10.3390/w14101546>
- Brasil. (1997). *Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Recuperado de: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005). *Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Recuperado de: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>
- Cantelle, T. D., Lima, E. C., Borges, L. A. C. (2018). Panorama dos recursos hídricos no mundo e no Brasil. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente – RAMA*, 11(4), 1259-1282. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n4p1259-1282>
- Carvalho, A. P., Balduino, A. R., Maciel, G. F., Picanço, A. P. (2016). Avaliação da poluição em rios utilizando índices de qualidade da água: um estudo de caso no Ribeirão São João em Porto Nacional –TO. *Revista Geociências [online]*, 35(3), 472-484. Recuperado de: <http://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/9527/8875>
- Carvalho, K. Q., Lima, S. B., Passig, F. H., Gusmão, L. K., Souza, D. C., Kreutz, C., Arantes, E. J. (2015). Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(4), 96-106. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00413suppl>

- Cetesb. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2018). *Norma Técnica L5.202: Coliformes totais, coliformes termotolerantes e Escherichia coli - Determinação pela técnica de tubos múltiplos*. Recuperado de: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2018/01/Para-enviar-ao-PCSM -NTC-L5.202 5%C2%AAed- dez.-2018.pdf>
- Cetesb. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2020). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. Recuperado de: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>
- Duan, W., Maskey, S., Chaffe, P. L. B., Luo, P., He, B., Wu, Y., Hou, J. (2021). Recent advancement in remote sensing technology for hydrology analysis and water resources Management. *Remote Sensing*, 13(6), 1097. <https://doi.org/10.3390/rs13061097>
- Crispim, J. Q., Kreutz, C., Ciboto, D. E., Ribeiro, E. M., Souza, T. L., Sanches, E. A. R., Gonçalves E.V., Frâncica, L. S., Rocha, J. A. (2019). Avaliação da qualidade da água em rios da bacia hidrográfica Rio do Campo, município de Campo Mourão–PR. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 2(3), 1046-1052. Recuperado de: <https://brazilianjournals.com/index.php/BJAER/article/view/1913>
- Coradi, P. C., Fia, R., Pereira-Ramirez, O. (2009). Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 4(2), 46-56. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.85>
- Costa, J. S., Rodrigues, L. S., Silva, A. G. C., Reis, T. C., Melo, M. G. G., Liberato, M. A. R. (2021). Estado de conservação e qualidade da água em uma bacia hidrográfica periurbana na Amazônia Central. *Scientia Plena*, 17(9), 1-19. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2021.091701>
- Ferreira, F. S., Queiroz, T. M., Silva, T. V., Andrade, A. C. O. (2017). À margem do rio e da sociedade: a qualidade da água em uma comunidade quilombola no estado de Mato Grosso. *Saúde e Sociedade*, 26(3), 822-828. <https://doi.org/10.1590/S0104-12902017166542>
- Goonetilleke, A., Vithanage, M. (2017). Water resources management: Innovation and challenges in a changing world. *Water*, 9(4), 281. <https://doi.org/10.3390/w9040281>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). Cidades. Recuperado de: <https://cidades.ibge.gov.br/>
- Katusiime, J., Schütt, B. (2020). Integrated water resources management approaches to improve water resources governance. *Water*, 12(12), 3424. <https://doi.org/10.3390/w12123424>
- Koch, F. F., Kauffmann, C., Bica, J. B., Adami, F. S., Stevens, J. F., Eckhar, C. L., Marmitt, L. G., Oliveira, E. C. (2017). Análise de água superficial para consumo humano em um município

do Rio Grande do Sul. *Revista Caderno Pedagógico*, 14(1), 36-50.

<http://dx.doi.org/10.22410/issn.1983-0882.v14i1a2017.1398>

Lamparelli, M. C. (2004). *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento*. [Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo]. Repositório

Institucional da Universidade de São Paulo.

<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/pt-br.php>

Luo, Z., Shao, Q., Zuo, Q., Cui, Y. (2020). Impact of land use and urbanization on river water quality and ecology in a dam dominated basin. *Journal of Hydrology*, 584, 124655.

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124655>

Marques, A. C., Veras, C. E., Rodriguez, D. A. (2022). Assessment of water policies contributions for sustainable water resources management under climate change scenarios. *Journal of Hydrology*, 608, 127690. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127690>

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127690>

Marques, E. D., Silva, E. V., Filho, Souza, G. V. C., Gomes, O. V. O. (2017). Controle hidrogeoquímico e origem da carga dissolvida das águas da bacia do Rio São João: abordagem sobre as variações sazonais. *Revista Virtual de Química*, 9(5), 2100 – 2120. Recuperado de:

<https://rvq-sub.sbgq.org.br/index.php/rvq/article/view/2416>

Pasqualetto, A., Lo Presti, D., Rovai, M., Muro, A. (2019). Comparison of water resources policies between Brazil and Italy. *Laws*, 8(4), 32. <https://doi.org/10.3390/laws8040032>

Pinheiro, D. C., Saldanha, E. C., Monte, C. N. (2019). Índice de Estado Trófico e a proveniência do Fósforo e Clorofila-a em diferentes estações do ano em uma microbacia Amazônica. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, 10(5), 89-100. <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.005.0009>

Riley, M. C., Souza, S. A., Jesus, T. B., Santos, L. T. S. O. (2022). Análise da qualidade da água superficial das Lagoas Grande e Salgada em Feira de Santana-BA. *Caderno Prudentino de Geografia*, 1(44), 162-193. Recuperado de:

<https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/8117>

Rocha, M. C., Pinheiro, K. S. F., Sousa, C. J. D. S., Bezerra, J. F. R. (2021). Saneamento e qualidade das águas na bacia hidrográfica do rio Paciência, Ilha do Maranhão, Brasil. *Revista GEOTemas*, 11, 1-25, e02103. Recuperado de:

<http://periodicos.apps.uern.br/index.php/GEOTemas/article/view/3082>

- Sales, J. C. A., Silva, D. C. C., Simonetti, V. C., Nery, L. M., Lourenço, R. W. (2021). Relação entre a integridade da mata ciliar e a distribuição de renda na Bacia Hidrográfica do Rio Una. *Scientia Plena*, 17(7), 1 – 15. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2021.075301>
- Santos, C. A. A. S., Oliveira, L., Barbosa, M. A., Horster, T. R. Z., Nascimento, B. L. M., Serra, M. A. A. O., Costa, I. A., Orlanda, J. F. F. (2021). Analysis of the quality of the recreational water in spas in the city of Açailândia, Maranhão, Brazil. *Research, Society and Development*, 10(13), p. e264101321080. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i13.21080>
- Silva, A. M. C., Casé, M., Lopes, D. V. (2019). Qualidade da água como reflexo de atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. *Geosul*, 34(72), 102-123. <https://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p102>
- Silva, D. C. C., Luiz, J., Filho, Oliveira, R. A., Lourenço, R. W. (2017). Aplicação de indicadores ambientais para análise da água em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 10(2), 610-626. <http://dx.doi.org/10.5935/1984-2295.20170039>
- Silva, D. C. C., Sales, J. C. A., Albuquerque, J. L., Filho, Lourenço, R. W. (2016). Caracterização morfométrica e suas implicações no acúmulo de sedimentos em reservatórios: o caso da represa Hedberg, Iperó/SP. *RA'E GA: o Espaço Geográfico em Análise*, 36, 225-245. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v36i0.42324>
- Silva, E. C., Gutjahr, A. L. N., Braga, C. E. S. (2021). Physical-chemical characterization of water from an amazon urban river, Capanema, Pará, Brazil. *Research, Society and Development*, 10(16), e51101622866. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i16.22866>
- Silva, M. R. C., Silva, L. V., Barreto, L. N., Rodrigues, E. H. C., Miranda, R. C. M., Bezerra, D. S., Pereira, D. C. A. (2017). Qualidade da água da bacia do rio Pindaré, nos trechos correspondentes aos municípios de Pindaré- Mirim, Tufilândia e Alto Alegre no Estado do Maranhão. *Águas Subterrâneas*, 31(4), 347-354. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v31i4.28929>
- Simonetti, V. C., Frascareli, D., Gontijo, E. S. J., Melo, D. S., Friese, K., Silva, D. C. C., Rosa, A. H. (2019). Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. *International Journal of River Basin Management*, 19(2), 157-168. <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1672706>
- Uddin, M. G., Nash, S., Olbert, A. L. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

Vidal, T. F., Neto, J. C. (2014). Dinâmica de Nitrogênio e Fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(4), 402-407. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000400007>

Zhang, Y., Zhou, Z., Zhang, H., Dan, Y. (2020). Quantifying the impact of human activities on water quality based on spatialization of social data: a case study of the Pingzhai Reservoir Basin. *Water Supply*, 20(2), 688–699. <https://doi.org/10.2166/ws.2020.001>