



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

FERNANDA DA SILVA MACEDO

**RIACHO DAS PORTEIRAS: Qualidade da água, indicadores
limnológicos e sua relação com elementos do saneamento em
Petrolina, PE**

**PETROLINA (PE)
2023**

FERNANDA DA SILVA MACEDO

**RIACHO DAS PORTEIRAS: Qualidade da água, indicadores
limnológicos e sua relação com elementos do saneamento básico
em Petrolina, PE**

Trabalho apresentado na Universidade Federal do
Vale do São Francisco – UNIVASF, Campus
Ciências Agrárias , como requisito para obtenção
do título de Bacharel de Ciências biológicas.

Orientadora: Prof. Dra. Miriam Cleide
Cavalcante de Amorim

**PETROLINA(PE)
2023**



UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO - UNIVASF

Gabinete da Reitoria

Sistema Integrado de Bibliotecas (SIBI)

Av. José de Sá Maniçoba, s/n, Campus Universitário – Centro CEP 56304-917
Caixa Postal 252, Petrolina-PE, Fone: (87) 2101- 6760, biblioteca@univasf.edu.br

Macedo, Fernanda da Silva

M141r Riacho das porteiras: qualidade da água, indicadores limnológicos e sua relação com elementos do saneamento em Petrolina, PE/ Fernanda da Silva Macedo.– Petrolina-PE, 2023.

81 f.: il.; 29 cm

Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Ciências Agrárias, Petrolina-PE , 2023.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Miriam Cleide Cavalcante de Amorim.

1. Rio São Francisco – Qualidade da água - Estudo. 2. Saneamento básico - Petrolina-PE 3. Índice de Qualidade da Água - IQA. I. Título. II. Amorim, Miriam Cleide Cavalcante de (Orient.). III. Universidade Federal do Vale do São Francisco.

CDD 628.16098134

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Integrado de Biblioteca SIBI/UNIVASF

Bibliotecário: Fábio Santiago

CRB5/1785

UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

FOLHA DE APROVAÇÃO

FERNANDA DA SILVA MACEDO

**RIACHO DAS PORTEIRAS: Qualidade da água, indicadores
limnológicos e sua relação com elementos do saneamento
em Petrolina, PE**

Trabalho apresentado à Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, Campus Ciências Agrárias, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovado em: 27 de novembro de 2023.

Banca Examinadora

Miriam Cleide Cavalcante De Amorim

[Miriam Cleide Cavalcante De Amorim \(Nov 27, 2023 19:46 GMT-3\)](#)

Profa. Dra. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim, UNIVASF - Orientadora

Paula Tereza de Souza e Silva

[Paula Tereza de Souza e Silva \(Nov 28, 2023 08:10 GMT-3\)](#)

Dra. Paula Tereza de Souza e Silva, EMBRAPA – Examinadora Externa

Carolina Tonizza

[Carolina Tonizza \(Nov 28, 2023 12:08 GMT-3\)](#)

Profa. Dra. Maria Carolina Tonizza Pereira, UNIVASF – Examinadora Interna

Ao meu Criador e à minha família, especialmente, ao meu esposo, pais e irmãos
dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus por até me guiar, ajudar e fornecer forças para prosseguir e não desistir; por ser meu socorro bem-presente nas horas de tribulação e conceder sua graça e auxílio em cada desafio, me dando sabedoria e inteligência;

À minha família pela rede de apoio que foram em minha jornada acadêmica;

Aos meus pais por me impulsionar e incentivar, sempre se esforçando para dar o seu melhor, mostrando os estudos como um caminho a seguir, essa conquista é de vocês também;

Ao meu esposo por seu apoio, compreensão e, principalmente, tornar a minha rotina de estudos mais leve;

À minha irmã, Ana Flávia, pela torcida e por adoçar meus dias;

À minha tutora, Miriam, pelos aprendizados que transcendem o campo teórico-prático e atingem a mente e a ética profissional, sua dedicação é um exemplo para mim;

À comunidade PET-Saneamento Ambiental, pelas conexões neurais e afetivas e pela ajuda em cada análise que possibilitou a execução dessa pesquisa; vou sentir falta de vocês;

Ao petiano Wesley pela elaboração dos mapas, enriquecendo esse trabalho;

À petiana Bianca pela agradável amizade e companhia nas análises e estudos;

Ao petiano Guilherme pela parceria e prestatividade nas análises de clorofila-a;

À petiana Aricélia, pelos encorajamentos e carinho;

Ao PET-MEC e FNDE pela concessão de recursos;

Às “biogirls”: Isabel, Eduarda e Manu pelas risadas compartilhadas e dores atenuadas;

À Isabel, por sua parceria além dos muros da universidade, sendo uma amiga e irmã em quem posso contar e confiar, conhecer você foi uma dádiva;

À Eduarda, minha querida amiga, é uma alegria concluir contigo essa fase, caminhar ao seu lado me ensinou sobre ser paciente em meio aos desafios;

À Manu, por me animar na rotina universitária, com sua espontaneidade e alegria;

Aos professores do Colegiado de Ciências Biológicas pelos aprendizados transmitidos na minha formação acadêmica;

Por fim, agradeço a todos àqueles que sonharam e vibraram comigo no encerramento dessa fase.

"Um pouco de ciência nos afasta de Deus, muita nos aproxima."
- Louis Pasteur

RESUMO

O rio São Francisco é considerado um rio da integração nacional. A Região Integrada de Desenvolvimento Econômico (RIDE) Petrolina-Juazeiro está localizada na região fisiográfica do Submédio São Francisco, sendo o rio fornecedor de água para essa região, do mesmo modo, ele é o receptor para todo o efluente produzido através de seus tributários. A RIDE é constituída por rios e riachos que desde a década de 1960 tem atividades voltadas para a produção de energia e atividades agrícolas e agroindustriais. De acordo com a Agência Pernambucana de Águas e Clima, o grupo de bacias de pequenos rios interiores 8 (GI8), é formado por riachos que deságuam na margem esquerda do rio São Francisco e drenam a porção sul do município de Petrolina-PE, o riacho das Porteiras integra essa categoria. Esse riacho recebe águas do perímetro irrigado Nilo Coelho, resíduos domésticos da zona urbana e agrícolas, como também sedimentos das áreas agricultáveis. Nessa situação, torna-se um riacho tributário perene do rio São Francisco, onde flui efluentes em vez de águas. Assim, o riacho participa no processo de eutrofização do rio, comprometendo a qualidade hídrica e afetando o equilíbrio natural do ecossistema aquático. No contexto dos elementos do saneamento, a poluição dos corpos hídricos está associada ao lançamento de resíduos sólidos e esgoto sem tratamento. Desse modo, é necessário o monitoramento da qualidade das águas. Com essa finalidade, tem sido utilizado o Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET), instrumentos de avaliação da qualidade dos recursos hídricos. Diante desse contexto, o presente estudo visa avaliar a qualidade hídrica do riacho das Porteiras empregando o Índice de Qualidade da Água e Índice de Estado Trófico e indicadores limnológicos, tais como macrófitas e fitoplâncton, analisando a influência de elementos do saneamento sobre esses fatores, para um diagnóstico da condição do corpo hídrico, tendo em vista seu impacto como afluente do rio São Francisco. Esse Trabalho de Conclusão de Curso foi dividido em dois capítulos, o primeiro sendo referente ao referencial bibliográfico e o segundo com a metodologia empregada, resultados encontrados e discussão dos mesmos.

Palavras-chave: IQA. IET. Macrófitas. Fitoplâncton. Efluentes.

ABSTRACT

The São Francisco River is considered a river of national integration. The Petrolina-Juazeiro Integrated Economic Development Region (RIDE) is located in the physiographic region of the São Francisco Submedium, and the river supplies water to this region, as well as receiving all the effluent produced by its tributaries. The RIDE is made up of rivers and streams that since the 1960s have been used for energy production and agricultural and agro-industrial activities. According to the Pernambuco Water and Climate Agency, the small inland river basin group 8 (G18) is made up of streams that flow into the left bank of the São Francisco river and drain the southern part of the municipality of Petrolina-PE. The Porteiras stream is part of this category. This stream receives water from the Nilo Coelho irrigation perimeter, domestic waste from the urban area and agricultural waste, as well as sediment from agricultural areas. In this situation, it becomes a perennial tributary stream of the São Francisco River, where effluent flows instead of water. Thus, the stream participates in the river's eutrophication process, compromising water quality and affecting the natural balance of the aquatic ecosystem. In the context of the elements of sanitation, the pollution of water bodies is associated with the dumping of solid waste and untreated sewage. It is therefore necessary to monitor water quality. To this end, the Water Quality Index (WQI) and the Trophic State Index (TSI) have been used to assess the quality of water resources. Given this context, this study aims to assess the water quality of the Porteiras stream using the Water Quality Index and Trophic State Index and limnological indicators such as macrophytes and phytoplankton, analyzing the influence of sanitation elements on these factors, for a diagnosis of the condition of the water body, in view of its impact as a tributary of the São Francisco River. This Course Conclusion Paper was divided into two chapters, the first referring to the bibliographic reference and the second to the methodology used, the results found and their discussion.

Keywords: WQI. TSI. Macrophytes. Phytoplankton. Effluents.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1 - Divisões fisiográficas do rio São Francisco. 16
- Figura 2 - Municípios da RIDE Petrolina-Juazeiro. 17
- Figura 3 - Localização do riacho das Porteiras. 18
- Figura 4- Formas biológicas de acordo com a classificação de Esteves. 25

CAPÍTULO 2

- Figura 1 - Localização do riacho das Porteiras. 35
- Figura 2 - Imagem satélite da localização dos cinco pontos amostrais no riacho das Porteiras. 36
- Figura 3 - Localização do P2(L) lagoa de estabilização e sistema de tratamento P3(L). 41
- Figura 4- Aspectos colorimétricos dos cinco pontos do riacho das Porteiras. 43
- Figura 5 - Resíduos sólidos próximo às margens do P2 do riacho das Porteiras. 44
- Figura 6 - Elementos externos presente no P3 do riacho das Porteiras. 44
- Figura 7 - Presença de entulho e resíduos no entorno do P5 com supressão de vegetação nas margens. 45
- Figura 8 - Margens desmoronadas como sinal de erosão no P5. 46
- Figura 9 - Resíduos sólidos no P5 do riacho das Porteiras durante a terceira coleta. 48
- Figura 10 - Classificação do IQA no riacho das Porteiras nos meses de abril e julho do ano 2022. 51
- Figura 11 - Classificação do IQA no riacho das Porteiras nos meses de outubro do ano 2022. 52
- Figura 12 - Macrófitas aquáticas no riacho das Porteiras em abril de 2022 a) e b): *T. domingensis* no P1 e P2, acompanhada de *Ludwigia sp.*, c) *T.domingensis* no P3; d)*E.crassipes* no P3; e) e f) ausência de vegetação no P4 e P5. 60

Figura 13 - Macrófitas aquáticas no riacho das Porteiras em julho de 2022. a), b) e c) <i>T.domigensis</i> nos pontos 1, 2 e 3, acompanhada de <i>Ludwigia sp.</i> em “a” e “b”; d) <i>R. communis</i> no P4; e) <i>T. domingensis</i> e <i>E.crassipes</i> no P5.	61
Figura 14 - Macrófitas aquáticas no riacho das Porteiras em outubro de 2022. a), b) e c) <i>T.domigensis</i> nos pontos 1, 2 e 3, acompanhada de <i>Ludwigia sp.</i> em “a” e “b”; d) <i>T.domigensis</i> , <i>Ludwigia sp.</i> e <i>E.crassipes</i> no P4; e) <i>E.crassipes</i> no P5.	62
Figura 15 - a) <i>Phacus sp.</i> e <i>Euglena sp.</i> no P2; b) <i>Microcystis sp.</i> no P2.	68
Figura 16 - <i>Phacus sp.</i> e <i>Euglena sp.</i> no P2, respectivamente.	68
Figura 17 - a) <i>Microcystis sp.</i> no P3 e b) P4.	69
Figura 18 - a) <i>Phacus sp.</i> no P3; b) <i>Phacus sp.</i> no P5; c) <i>Euglena sp.</i> no P3.	69
Figura 19 - Aspecto visual do P2, lagoa P2(L), P3 e sistema P3(L).	74
Figura 20 - <i>Lepocinclis sp.</i> presente na lagoa de estabilização.	75
Figura 21 - <i>Microcystis sp.</i> (“a” e “b”), <i>Phacus sp.</i> (“a” e “c”), <i>Pseudanabaena sp.</i> em “c”.	76
Figura 22 - <i>Phacus sp.</i> no P3.	76
Figura 23 - <i>Lepocinclis sp.</i> no P3(L).	76
Figura 24 - <i>Arcella sp.</i> no P3.	77
Figura 25 - <i>Paramecium sp.</i> no P2(L).	77
Figura 26 - <i>Paramecium sp.</i> no P3(L).	77
Figura 27 - Rotífera no P2(L).	77

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água.	22
Tabela 2 - Variação de IQA nos estados brasileiros.	22
Tabela 3 - Índice de Estado Trófico Médio e classificação para ambientes lóticos.	23

CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos cinco pontos amostrais do riacho das Porteiras.	36
Tabela 2 - Características do Protocolo de Avaliação Rápida.	37
Tabela 3 - Classificação da qualidade de água de acordo com o IQA para o estado de PE.	39
Tabela 4 - Limites para diferentes níveis de trofia segundo as modificações de Lamparelli (2004).	39
Tabela 5 - Protocolo de Avaliação Rápida para o riacho das Porteiras no mês de abril de 2022.	42
Tabela 6 - Protocolo de Avaliação Rápida para o riacho das Porteiras no mês de julho de 2022.	46
Tabela 7 - Protocolo de Avaliação Rápida para o riacho das Porteiras no mês de outubro de 2022.	47
Tabela 8 - Resultados dos parâmetros e do IQA no riacho das Porteiras em três coletas.	50
Tabela 9 - Concentrações de clorofila-a e fósforo com cálculo do IET e nível trófico para o riacho das Porteiras	56
Tabela 10 - Resultados físico-químicos e de nutrientes para o P2, P2(L), P3 e P3(L).	73
Tabela 11 - Concentrações de clorofila-a e fósforo com o IET _M calculado e respectivo nível trófico para os pontos P2, P2(L), P3 e P3(L).	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CE	Condutividade elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
IET	Índice de Estado Trófico
IET CL	Índice de Estado Trófico para clorofila-a
IET_M	Índice de Estado Trófico Médio
IET PT	Índices de Estado Trófico para fósforo
LabMet	Laboratório de Meteorologia da UNIVASF
NSF	National Sanitation Foundation
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
PPI	Projeto Público de Irrigação
PT	Fósforo Total
RIDE	Região Integrada de Desenvolvimento Econômico
ST	Sólidos Totais
UP27	Unidade de Planejamento Hídrico 27

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	14
1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	15
2.1 OBJETIVO GERAL.....	15
2.1.1 Objetivos específicos	15
3.REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1 RIO SÃO FRANCISCO.....	16
3.2 RIACHOS URBANOS E O RIACHO DAS PORTEIRAS.....	18
3.3 ELEMENTOS DO SANEAMENTO BÁSICO.....	19
3.4 INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	20
3.4.1 Índice de Qualidade da Água (IQA)	21
3.4.2 Índice de Estado Trófico (IET)	22
3.5 INDICADORES LIMNOLÓGICOS.....	23
3.5.1 Macrófitas	24
3.5.2 Fitoplâncton	26
REFERÊNCIAS	27
CAPÍTULO 2	32
1 INTRODUÇÃO	34
2 METODOLOGIA	35
2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	35
2.1.1 Definição dos pontos de amostragem no riacho	35
2.2 LEVANTAMENTO IN LOCO DOS ELEMENTOS DO SANEAMENTO BÁSICO..	36
2.3 PROCEDIMENTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA.....	37
2.4 DETERMINAÇÃO DO IQA.....	38

2.5 DETERMINAÇÃO DO IET.....	39
2.6 IDENTIFICAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	40
2.7 ANÁLISE E IDENTIFICAÇÃO DO FITOPLÂNCTON.....	40
2.8 COLETA E ANÁLISE DE AMOSTRAS DE ÁGUA DO RIACHO E LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	40
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
4 CONCLUSÃO	77
REFERÊNCIAS.....	77

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO

O rio São Francisco é considerado como o rio da integração nacional, perpassa por sete unidades da Federação brasileira, sendo o maior rio totalmente brasileiro, uma vez que nasce e desagua em área brasileira. Devido a tamanha dimensão e mudanças de características físicas e de relevo, o rio tem quatro divisões fisiográficas regionais: Alto São Francisco, Médio São Francisco, Submédio São Francisco e Baixo São Francisco (Portal São Francisco, 2023). O aumento da exploração econômica na Bacia do São Francisco por meio da agricultura irrigada teve intensificação a partir de 1976 (Ons, 2004), principalmente no Submédio e Baixo São Francisco (Rodrigues e Holtz, 2003).

A Região Integrada de Desenvolvimento Econômico (RIDE) Petrolina-Juazeiro está localizada na região do Submédio São Francisco, sendo constituída por rios e riachos que desde a década de 1960 tem atividades voltadas para a produção de energia e atividades agrícolas e agroindustriais (Andrade, 2014); o rio São Francisco fornece água para essa região, do mesmo modo, ele é o receptor para todo o efluente produzido através de seus tributários.

De acordo com a Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), o grupo de bacias de pequenos rios interiores 8 (GI8) é formado por riachos que deságuam na margem esquerda do rio São Francisco e drenam a porção sul do município de Petrolina-PE, o riacho das Porteiras integra essa categoria.

Os riachos são elementos do sistema de macrodrenagem funcionando para drenagem de águas pluviais, bem como receptor das águas servidas (esgotos domiciliares) devidamente tratadas, completando o ciclo natural das águas.

Contudo, no cenário atual, os riachos urbanos foram transformados em canais receptores de esgoto doméstico (Nigro, 2017). A maior parte dos riachos urbanos estão em situação de degradação e poluição, por conta da ausência de serviços adequados de esgotamento sanitário e drenagem (Silva, 2018). O riacho das Porteiras recebe águas do perímetro irrigado Nilo Coelho, resíduos domésticos da zona urbana, e agrícolas e/ou agroquímicos, como também sedimentos das áreas agricultáveis (Barreto, 2015).

Nessa situação, torna-se um riacho tributário perene do rio São Francisco

participando no processo de eutrofização e, assim, comprometendo a qualidade hídrica e afetando o equilíbrio natural do ecossistema aquático.

O emprego do Índice de qualidade da água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET) são instrumentos de avaliação da qualidade dos recursos hídricos (Andriett *et al.*, 2016), sendo utilizados para orientar com base em classificações com um conjunto de parâmetros.

Os indicadores biológicos proporcionam informações quanto aos efeitos ecológicos de poluentes (Branco, 1986), entre os bioindicadores de qualidade da água, são utilizados as macrófitas aquáticas e fitoplâncton.

Diante desse contexto, esse trabalho visa avaliar a qualidade hídrica do riacho das Porteiras empregando o Índice de Qualidade da Água e Índice de Estado Trófico e indicadores limnológicos, tais como macrófitas e fitoplâncton, analisando a influência de elementos do saneamento sobre esses fatores, para um diagnóstico da condição do corpo hídrico, tendo em vista seu impacto como afluente do rio São Francisco.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a qualidade hídrica do riacho das Porteiras empregando o Índice de Qualidade da Água e Índice de Estado Trófico e indicadores limnológicos, tais como macrófitas e fitoplâncton, analisando a influência de elementos do saneamento sobre esses fatores.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar o Índice de Qualidade de Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico do Riacho (IET);
- Levantar *in loco* os elementos de saneamento básico que tenham influência no riacho;
- Correlacionar a qualidade hídrica, obtida a partir do IQA e IET, com os elementos do saneamento identificados *in loco* e comunidades aquáticas (macrófitas e fitoplâncton) presentes no riacho.

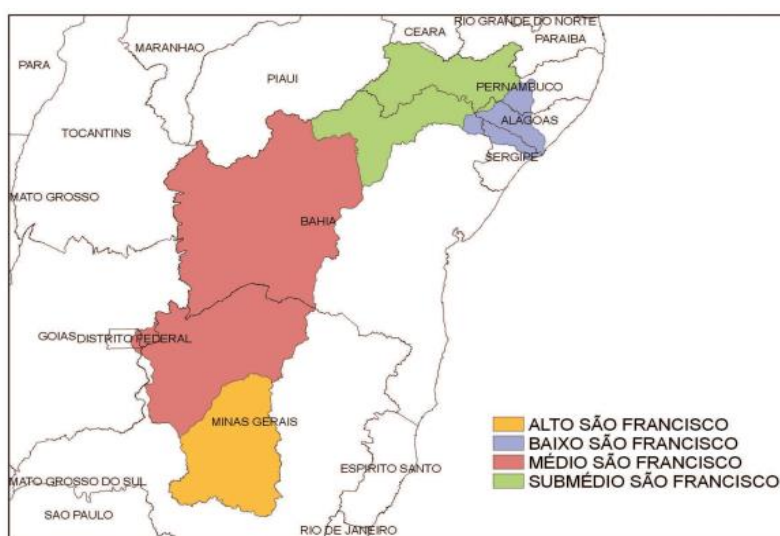
3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 RIO SÃO FRANCISCO

O rio São Francisco possui 2.700 km de extensão, com a nascente na serra da Canastra, na cidade de São Roque, em Minas Gerais. O escoamento das águas segue o trajeto sentido Sul-Norte pela Bahia e Pernambuco, tendo a desembocadura no Oceano Atlântico, entre os estados de Alagoas e Sergipe (ANA, 2016).

O rio percorre quatro divisões fisiográficas: região do Alto São Francisco, Médio São Francisco, Submédio São Francisco e região do Baixo São Francisco, conforme a Figura 1:

Figura 1– Divisões fisiográficas do rio São Francisco.



Fonte: Embrapa.

A Região Hidrográfica do São Francisco integra 521 municípios, nos estados da Bahia, Minas Gerais, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Goiás e Distrito Federal (Portal do São Francisco, 2023). O submédio São Francisco, área de abrangência deste estudo, engloba os estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe.

A ocorrência de temperaturas medianas a elevadas durante a maior parcela do período anual, com temperatura média por ano variando entre 18 a 27 °C, baixo índice de nebulosidade, grande incidência de radiação solar e a presença de duas estações distintas e definidas, uma seca e outra chuvosa caracteriza o clima (Brasil, 2003).

Por conta das elevadas temperaturas e baixos índices de nebulosidade, a evapotranspiração potencial é acentuada, consideravelmente na parte do Submédio São Francisco, em alguns períodos os registros mostram valores de até 3.000 mm por ano. As altas taxas de evapotranspiração potencial quando não compensadas pelas

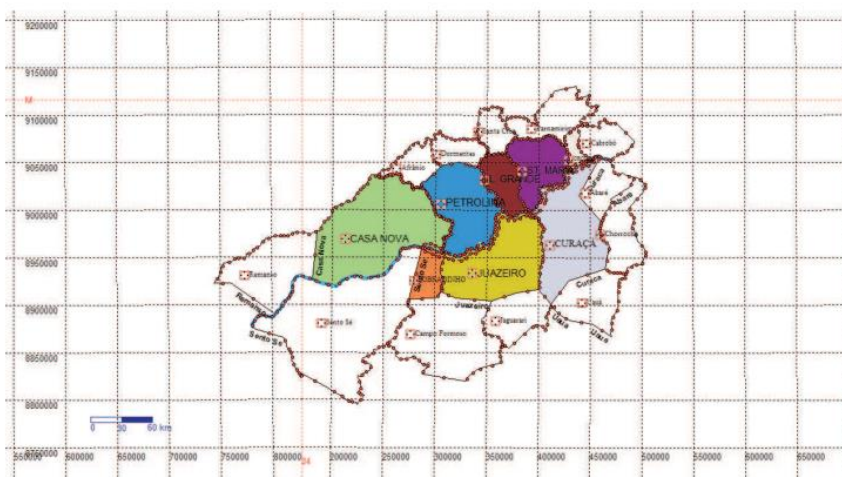
chuvas influencia acentuadamente o balanço hídrico dos solos (Ioris, 2001).

Entre os municípios banhados pelo rio São Francisco, encontram-se Petrolina -PE e Juazeiro -BA, localizados no Submédio São Francisco, reconhecidos no cenário nacional, como um dos principais polos exportadores de uva e manga e o segundo maior produtor de vinhos finos (Agrifocus, 2006).

O crescimento da região está diretamente associado ao rio São Francisco, o qual fornece água para consumo e possibilita a manutenção dos sete Projetos Públicos de Irrigação (PPI): Senador Nilo Coelho e Bebedouro, em Petrolina, e Curaçá, maniçoba, Tourão, Mandacaru e Salitre, em Juazeiro (Cruz, 2013).

As cidades de Juazeiro e Petrolina são as principais da Região Integrada de Desenvolvimento Econômico (RIDE), que também são constituídas pelos municípios de Lagoa Grande, Orocó e Santa Maria da Boa Vista, no Estado de Pernambuco e pelos municípios de Casa Nova, Curaçá e Sobradinho, no Estado da Bahia (Brasil, 2006), conforme a Figura 2

Figura 2– Municípios da RIDE Petrolina-Juazeiro.



Fonte: Embrapa

Em relação às localidades de Juazeiro e Petrolina, 42% da carga poluente da bacia hidrográfica do rio São Francisco são advindas dessas regiões. As maiores parcelas são do parque industrial de Petrolina, principalmente, as indústrias alimentícias, em que as porções contaminantes são formadas de nutrientes e efluentes orgânicos.

As indústrias químicas e farmacêuticas nos dois municípios são potenciais fontes poluentes, suscetíveis em conter substâncias tóxicas e metais pesados, contribuindo para a contaminação hídrica do rio São Francisco (Rodrigues, 2004).

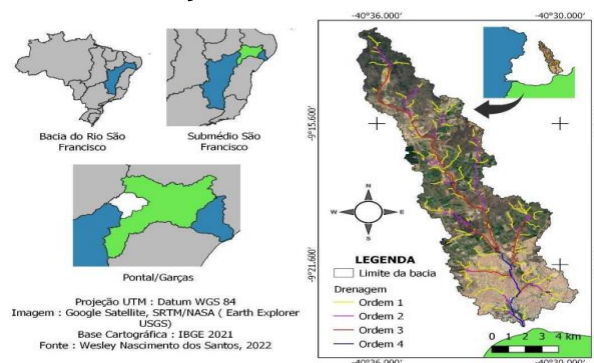
Pesquisas têm sido realizadas para verificar e avaliar a qualidade hídrica do rio São Francisco nos municípios de Juazeiro e Petrolina, demonstrando a urgência e importância dessa temática, como o estudo realizado por Peres (2012), Silva et. al. (2010), Amorim et. al. (2011), Menezes et. al. (2013), Coelho et. al. (2021).

3.2 RIACHOS URBANOS E O RIACHO DAS PORTEIRAS

Os riachos são integrantes do sistema de macrodrenagem com a finalidade primária em realizar a drenagem pluvial para evitar enchentes e inundações na zona urbana. Contudo, à medida que os riachos foram incorporados às cidades no esgotamento sanitário, tornaram-se artificiais, em decorrência da degradação ocasionada pelas atividades antrópicas. Os riachos urbanos estão descaracterizados e foram transformados em receptores de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, sendo conhecidos popularmente como "canais de esgoto" (Nigro, 2017), como ocorre no riacho das Porteiras.

O Riacho das Porteiras é um afluente do rio São Francisco, inserido no município de Petrolina-PE, portanto, na região do Submédio São Francisco e na microrregião Pontal/Garças (IBGE, 2021), conforme Figura 3.

Figura 3–Localização do riacho das Porteiras.



Fonte: Santos (2022)

O grupo de bacias de pequenos rios interiores 8 - GI8, da Unidade de Planejamento Hídrico 27 (UP27), ao qual o riacho das Porteiras, juntamente com outros riachos faz parte, está situado no extremo oeste do Estado de Pernambuco com limitações ao norte com a bacia do rio Pontal (UP13), ao sul e a leste com o rio São

Francisco, e a oeste com o Estado da Bahia.

A nascente do riacho das Porteiras está localizada dentro do perímetro irrigado Nilo Coelho e a foz na calha do rio São Francisco, ao lado do porto fluvial que se encontra dentro do Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco. O referido riacho é um elemento da macrodrenagem natural do município de Petrolina, realizando o dreno da porção sul da região (Apac, 2023).

A área de drenagem do riacho é igual a 107,12 km², tendo a extensão do corpo hídrico aproximadamente 40 quilômetros. Com referência no mapa municipal estatístico na escala de 1:150.000 (IBGE, 2010), o riacho é considerado como intermitente, contudo, devido ao recebimento de grande aporte de efluentes doméstico e agrícola-industrial, torna-se um tributário “perenizado” do rio São Francisco, em que flui esgotos em vez de águas (Barreto, 2015), influenciando na eutrofização do rio, e assim, comprometendo o equilíbrio natural do ecossistema aquático e acarretando em impactos negativos na qualidade hídrica.

Segundo Barreto (2015), o riacho das Porteiras recebe as águas servidas do perímetro irrigado Senador Nilo Coelho e resíduos domésticos de bairros da zona norte e Distrito Industrial Paulo Coelho, atuando dessa forma como receptor de resíduos domésticos, da zona urbana e agrícolas, como também de sedimentos das áreas agricultáveis.

Por toda extensão do riacho, o mesmo possui indícios de intervenção antrópica, as margens foram desmatadas, sujeitando o corpo hídrico ao carreamento de sedimentos e ainda como receptor dos esgotos domésticos da zona norte e oeste da cidade. Além disso, ao passar pelas Zona Industrial e de Serviços, incorpora os efluentes industriais (Barreto, 2015).

3.3 ELEMENTOS DO SANEAMENTO BÁSICO

A Lei Nacional de Saneamento Básico (nº11.445/2007) estabelece as diretrizes brasileiras para o saneamento básico, considerando saneamento como o conjunto de ações, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos com o objetivo de alcançar salubridade ambiental e garantir qualidade de vida e saúde dos habitantes.

No contexto dos corpos hídricos, a poluição das águas está associada ao lançamento de resíduos sólidos e esgoto sem tratamento (Cordeiro *et al.*, 2016). A

maior parte dos riachos urbanos estão em situação de degradação e poluição, por conta da ocupação do solo não planejada e ausência de serviços adequados de esgotamento sanitário e drenagem (Silva, 2018).

A poluição originária do aporte de esgoto bruto e resíduos sólidos apresentam-se como um fator de desequilíbrio ambiental dos riachos (Cometti *et al.*, 2019). O lançamento de efluentes sem tratamento fornece para o meio aquático uma entrada elevada de matéria orgânica, por isso, o consumo do oxigênio dissolvido (OD) presente na água aumenta, para que ocorra o processo de decomposição.

Com isso, os níveis de OD diminuem, tendo como consequência o comprometimento da biodiversidade dos riachos (Esteves, 2011), estes são elementos do sistema de macrodrenagem funcionando para drenagem de águas pluviais, bem como receptor das águas servidas (esgotos domiciliares) devidamente tratadas, completando o ciclo natural das águas. Dessa forma, os elementos do esgotamento sanitário, drenagem e manejo dos resíduos sólidos estão diretamente associados à qualidade hídrica dos ecossistemas.

3.4 INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade da água reporta às características físico-químicas e biológicas, as quais derivam do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (Rego *et.al*, 2009). De acordo com a Agência Nacional de Águas, para evitar prováveis contaminações da água e solo, é premente realizar o monitoramento da qualidade hídrica nas bacias.

A partir do final do século XIX e início do século XX, a classificação da qualidade da água passou a ser foco do interesse público, efeito dos avanços no entendimento da relação entre a água contaminada e veiculação de doenças, ocasionadas pelos impactos negativos das ações humanas. A formulação de medidas são apontadas como necessárias para a proteção do uso sustentável das águas (Souza, 2014).

Os dados químicos, físicos e biológicos mensurados no corpo d'água dão indicativo do nível de contaminação do meio hídrico e fornece base para a gestão, mostrando o foco da manutenção, proteção e biorremediação do ecossistema aquático (Brasil, 2005). Nesse contexto, os Índices de Qualidade de Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET) são ferramentas para analisar a qualidade dos recursos hídricos (Andrietti *et al.*, 2016).

Estes índices representam razões matemáticas designadas para avaliar a qualidade hídrica por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos combinados (Silva *et.al.*, 2020). O conjunto de fatores são empregados para encaminhar classificações, indicando as condições do ecossistema aquático e tendências em um intervalo de tempo (Sreedhar *et al.*, 2017).

3.4.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

O Índice de Qualidade da Água (IQA) desenvolvido em 1970 nos Estados Unidos, pela National Sanitation Foundation (NSF), com a finalidade de comparar e monitorar a qualidade dos cursos, passou a ser implementado no Brasil pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) após modificações propostas pela mesma em 1975.

O resultado do IQA é obtido pelo produto de nove indicadores ou parâmetros: temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes (CTT), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), sólidos totais (ST) e turbidez (Turb), cada qual com um peso definido (Tabela 1). Em conjunto, indicam a contaminação pelo lançamento de efluentes domésticos.

Tabela 1—Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água.

Parâmetros de Qualidade da Água	Peso (w)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico- pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio-DBO5	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: Cetesb.

O resultado do IQA aponta para uma classificação de qualidade da água entre “ótima” a “péssima” , possuindo variações nos valores entre os estados brasileiros (Tabela 2).

Tabela 2–Variação de IQA nos estados brasileiros.

Faixas de IQA usada nos Estados de AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	Faixas de IQA usada nos Estados de BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	Avaliação de Qualidade da Água
91-100	80-100	Ótima
71-90	52-79	Boa
51-70	37-51	Razoável
26-50	20-36	Ruim
0-25	0-19	Péssima

Fonte: ANA (2018).

3.4.2 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

O Índice de Estado Trófico (IET) atua como uma maneira de observar as atividades humanas em diferentes bacias hidrográficas, ele contribui para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos em médio e longo prazo (Fia *et al.*, 2009), foi elaborado em 1977 por Carlson, passou por adaptações ao longo dos anos, sendo mais aplicado o de Lamparelli (2004).

Esse índice avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e a correlação com a proliferação excessiva de algas e cianobactérias. O Índice de Estado Trófico médio (IET_M) é composto pelos Índices de Estado Trófico para fósforo – IET (PT) e Índice de Estado Trófico para clorofila-a – IET (CL), segundo as modificações empregadas por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos.

A partir das concentrações de fósforo e clorofila-a é classificado o nível trófico do corpo hídrico com a possibilidade de ser ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico ou hipereutrófico (Tabela 3), avaliando o grau de eutrofização.

Tabela 3– Índice de Estado Trófico Médio e classificação para ambientes lóticos.

IET _M	Faixas
≤ 47	Ultraoligotrófico
47 < IET ≤ 52	Oligotrófico
52 < IET ≤ 59	Mesotrófico
59 < IET ≤ 63	Eutrófico
63 < IET ≤ 67	Supereutrófico
≥ 67	Hipereutrófico

Fonte: Lamparelli (2004)

O IET abrange causa e efeito da eutrofização, pois o fósforo é o agente causador do processo, tendo como fontes principais os efluentes; as quantidades de clorofila-a são consideradas como agente resposta, isto é, trata-se de como o corpo hídrico reage ao agente causador.

3.5 INDICADORES LIMNOLÓGICOS

Para tornar a avaliação de qualidade da água completa, parâmetros biológicos, como os organismos fitoplâncton e macrófitas (Pizella e Souza, 2007), têm sido incluídos nos programas de monitoramento a fim de acompanhar as respostas das comunidades aos impactos.

A Diretiva Quadro da Água da União Europeia considera a qualidade hídrica como a interação entre os fatores biológicos (fitoplâncton, macrófitas, fitobentos, invertebrados bentônicos, peixes), hidromorfológicos, físicos e químicos, que dão subsídios aos elementos biológicos, como uma demonstração do funcionamento das comunidades.

Os indicadores biológicos são retratados como espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas, em que a presença e abundância dão indicativos de um determinado estado ambiental, pois estabelecem a relação dos fatores antrópicos no ecossistema aquático (Cabecinha *et al.*, 2008).

3.5.1 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

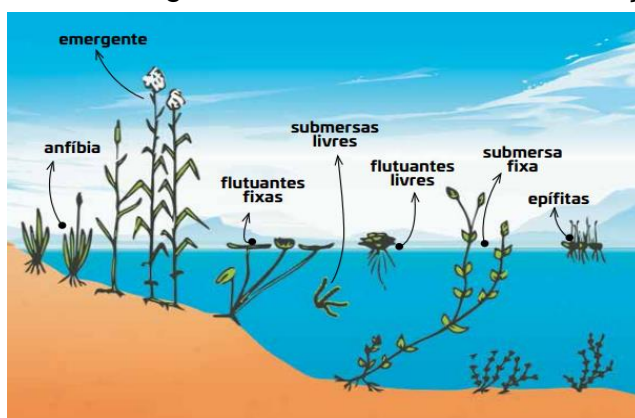
As macrófitas aquáticas, como a etimologia da palavra revela: macro = grande e fita = planta, representa a vegetação aquática macroscópica, essa categoria

tem como base os aspectos ecológicos independentes do contexto taxonômico e inclui as macroalgas, briófitas, pteridófitas e angiospermas, essas últimas com adaptações para o meio aquático.

Na literatura especializada são usados outros termos para descrever a vegetação macroscópica: hidrófitas, limnófitas, plantas aquáticas e macrófitos aquáticos. Contudo, no Brasil, a nomenclatura macrófitas aquática é frequentemente empregada comparada aos sinônimos citados (Hoehne, 1948; Pedralli, 1990; Wetzel, 1993; Esteves, 2011).

A classificação sucede de acordo com o biótipo (forma biológica, pois as macrófitas apresentam heterogeneidade filogenética e taxonômica, não sendo um critério de agrupamento. O modo de vida ou forma biológica considera a morfologia e crescimento com referência à superfície da água. Esteves (2011) reconhece diferentes modos de vida como anfíbia, emergente, flutuante fixa, flutuante livre, submersa fixa, submersa livre, epífita, como ilustra a Figura 4.

Figura 4—Formas biológicas de acordo com a classificação de Esteves.



Fonte: Esteves (2011).

As frações fotossinteticamente ativas estão permanentemente ou de maneira temporária submersas em água ou flutuando na superfície (Cook, 1974). Para as regiões tropicais, as macrófitas desempenham o papel de fornecer matéria orgânica para a cadeia detritívora, além de fornecer a maior parcela de matéria orgânica que adentra no ecossistema aquático pelos mecanismos de ciclagem de nutrientes e decomposição.

Pesquisadores como Pedralli & Teixeira (2003), descrevem a relevância no uso das macrófitas aquáticas como indicadores biológicos da água para ambientes

lóticos e lênticos. As concentrações de nitrogênio e fósforos são determinantes na distribuição de macrófitas aquáticas.

Os teores elevados desses nutrientes aumentam a produtividade primária, com o aumento do nível de eutrofização, corroborando para o crescimento desses organismos (Esteves, 2011), em conjunto com a ausência de predadores, nessas condições de alterações do ambiente físico e químico, poucas espécies sobrevivem (Mocelin, 2021).

A redução do teor de oxigênio na água provocado pelo aumento copioso de matéria orgânica acarretado devido às elevadas densidades de macrófitas aquáticas, encontra-se como um aspecto de interesse sanitário referente a presença e abundância de macrófitas aquáticas (Pômpeo, 2017).

A Diretiva (2000/60/CE) Quadro da Água (DQA) da União Europeia considera as macrófitas como um dos grupos principais da biota para o monitoramento de águas doces (Gebler *et al.*, 2014).

O monitoramento empregando plantas aquáticas podem ser realizadas pela sinalização de presença ou ausência desses organismos, análise de parâmetros, como tamanho populacional, quantificação de forma e atributos funcionais com fácil visualização e medição em campo.

No panorama dos corpos d'água inseridos no submédio São Francisco, o estudo realizado por Macedo *et al.* (2022) prospectando artigos científicos na vertente do uso de macrófitas como indicadores biológicos em riachos, demonstrou que os trabalhos nessa temática são escassos, sobretudo, na região semiárida, sendo a maioria dos estudos com macrófitas voltados às propriedades de biorremediação em corpos hídricos, demonstrando a importância no desenvolvimento de estudos empregando o potencial indicador desses organismos.

3.5.2 FITOPLÂNCTON

O fitoplâncton é constituinte da base da cadeia alimentar e funciona como fonte alimentar para o zooplâncton, fauna bentônica e peixes, gerando biomassa na produção primária. Este grupo polifilético compreende um agrupamento de algas e cianobactérias variadas na taxonomia e fisiologia, assim, respondem de maneira diferente às alterações físicas e químicas na água, estas são percebidas pela abundância ou não de espécies, devido à rápida taxa de reprodução.

A composição da comunidade fitoplanctônica afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, por isso a relevância em conhecer as condições que controlam sua dinâmica (Brasil e Huzsar, 2011), nesse sentido, as flutuações espaciais e temporais na biomassa indicam alterações por causas naturais ou antrópicas (Branco, 1986).

A distribuição das espécies caracteriza a situação ambiental, dessa forma, a ocorrência de determinadas espécies do fitoplâncton permite inferências quanto à qualidade hídrica do ecossistema. Desde o século XIX, estudos têm sido desenvolvidos para ponderar a correlação entre a qualidade da água e os organismos fitoplanctônicos (Dokulil, 2003).

Os autores têm buscado a ligação das comunidades fitoplanctônicas em diferentes circunstâncias ambientais. Na década de 1960, Hutchinson (1967) buscou definir as grandes classes taxonômicas do fitoplâncton para diferentes graus tróficos em conjunto com outras variáveis físicas e químicas.

O processo de eutrofização tem sido considerado como um dos principais causadores da degradação de qualidade da água, dentre seus efeitos, atuam alterando a comunidade fitoplanctônica, assim, há o aumento na densidade, produção primária, número de espécies e indivíduos.

Com o avanço no nível de eutrofização, algumas espécies que toleram o estresse no sistema predominam em número sobre outras, como ocorre com as cianobactérias (Esteves, 2011).

REFERÊNCIAS

AGRIANUAL. **Anuário Brasileiro da Uva e Vinho**. Santa Cruz do Sul: Editora Gazeta Santa Cruz; 2006.128p.

AMORIM, M. C. C. *et.al.* **Estudos limnológicos do Rio São Francisco em Trecho urbano do Município de Petrolina-PE**. In: XIV IWRA World Water Congress, 2011, Porto De Galinhas. XIV IWRA World Water Congress, 2011.

ANA–AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Região Hidrográfica do São Francisco. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/SaoFrancisco.aspx>>. Acesso em: 20 jun.2023

ANDRIETTI, G. *et al.* Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 162-175, 2016.

ANDRADE, R. S. **Competitividade territorial e federalismo na região Integrada de**

Desenvolvimento Econômico (RIDE) Petrolina-Juazeiro. 410f. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana-BA. 2014.

APAC. **Agência Pernambucana de Águas e Clima.** Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=34. Acesso em: 15 de junho de 2023.

BARRETO, R. D. **Uso e Ocupação do Solo às Margens do Rio São Francisco no Município de Petrolina-PE:** impactos ambientais no canal fluvial. 110f. Dissertação (Pós-Graduação em Geografia). Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 2015.

BRANCO, S. M. (1986). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. In Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária** (pp. 1214-1214).

BRASIL, J. *et.al.* (2011). O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis* 15(4), 799-834.

BRASIL (2005). Resolução nº 357/2005, de 17/03/2005 –Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

BRASIL. Lei nº 11.455 de 5 de janeiro de 2007. Lei de Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico. Disponível em: www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 22 ago. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Planos de ações estratégicas para o desenvolvimento do turismo sustentável na Bacia do Rio São Francisco. Brasília, DF, 2006. 340 p

BRASIL. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Documento base de referência. Brasília: MMA/SRH/ANA, 2003. 373p.

BUZELLI, G.M. *et.al.* Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, p. 186-205, 2013.

SÁNCHEZ, J.C; ÁLVAREZ, M.C.; SANJURJO, M.A. Lista florística y bibliográfica de los clorófitos (Chlorophyta) de la Península Ibérica, Islas Baleares e Islas Canarias. **Asociación Española de Limnología, Burgos**, 1998.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*.v. 22, p-361-369, 1977.

COELHO, P. B. et al. Qualidade da água do Rio São Francisco na cidade de Petrolina: Uma análise no perímetro urbano. 2021.

COMETTI, J. L. S.; CABRAL, J. J. P. S.; CONCEIÇÃO, T. M. Indicadores de pressão-estado-resposta para avaliação da conservação ambiental de riachos urbanos. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.10, p.194-205, 2019.

COOK, C.D.K. 1974. Water plants on the world. The Hague: Dr. Junk Publisher. 1974.561p.

CORDEIRO, G. G. et al. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, 2016.

CRUZ, P.F.S. Reestruturação urbana em Petrolina (PE): um olhar a partir da implantação dos novos produtos imobiliários. 2013.

DOKULIL, M.T. (2003). "Algae as ecological bio-indicators". In: Markert, B.A.; Breure, A.M.; Zechmeister, H.G. (eds.). Bioindicators and biomonitors, Elsevier Science Ltd., 285-327.

ESTEVES, F. A. (2011). Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência. 826p

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. *Revista Ambiente e Água*, v. 4, n.1, p. 132 - 141, 2009.

HOEHNE, F. C. Plantas aquáticas. São Paulo: Secretaria de Agricultura de São Paulo, 1948, 167p.

HUTCHINSON, G.E. 1967. A Treatise on Limnology. Volume II: Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton. John Wiley & Sons, New York, NY. 1115p

IORIS, A. A. R. Water resource development. In: São Francisco river basin (Brazil): Conflicts and management perspectives. International Water Resources Association, Aberdeen, v.26, n.1, p.24-39, 2001.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 238 p. Dissertação (Doutorado em Tese Ecologia) -Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

MACEDO, F.; BRAGA, L; AMORIM, M. C. C. Prospecção Científica sobre Estudos com Macrófitas e Qualidade da Água em Riachos. *In: SEMANA DE ENSINO E EXTENSÃO DA UNIVASF*, 2022, Juazeiro-BA. **Anais da Semana de Ensino, Pesquisa e Extensão da UNIVASF**, 2022.

MENEZES, FJ de S. et al. Avaliação da concentração dos metais pesados na água do Lago de Sobradinho-BA.

MITCHELL, D. S. Aquatic Vegetation and its use and control. Unesco, Paris, 1974.135p.

MOCELIN, Chaiane Mara. Potencial emprego de macrófitas na remoção de nitrogênio e fósforo em águas residuárias no Rio Grande do Sul. 2021.

NIGRO, M. **Dos Riachos aos Canais: o Desprezo pela Natureza na Cidade em Ambiente Semiárido no Brasil (Juazeiro-BA)**. 2017. 298f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, Salvador-BA,

2017.

ONS; FAHMA; DREER. Estimativa das vazões para atividade de uso consuntivo da água nas principais bacias do sistema interligado nacional. In: Braga, R. S.; Gomes, M. P. (coord.). Metodologia e resultados consolidados. [S.l.: s.n.], 2004. 209p. Relatório Final

PEDRALLI, G. 2003. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: EDUEM, cap. 8:171-188.

PEDRALLI, G. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. Estudos de Biologia, v.26, p.5-24, 1990.

PERES, Janaina de Moraes. **Avaliação da qualidade da água do rio São Francisco nos municípios de Petrolina-PE e Juazeiro-BA.** 2012. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

POMPÊO, Marcelo. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. São Paulo; Instituto de Biociências da USP, 2017.

PORTAL SÃO FRANCISCO. Hidrografia do Brasil. 2023. Disponível em: <<http://www.portalsaofrancisco.com.br/alfa/meio-ambiente-agua/hidrografia-do-brasil.php>>. Acesso em: 15 de junho de 2023

REGO, N. A. C., SANTOS, J. W. B., TEIXEIRA, A. Estudos quali-quantitativos da condutividade elétrica das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Cachoeira – Sul da Bahia. Série Águas da Bahia, Salvador, v.3. p. 65-76. 2009.

RODRIGUES, G. S. et al. Diagnóstico ambiental das fontes pontuais de poluição das águas nas bacias hidrográficas do norte de Minas e do submédio São Francisco. 2004.

RODRIGUEZ, F. A.; Holtz, G. P. Subprojeto 4.5.A – Diagnóstico analítico da bacia e sua zona costeira. In: ANA; GEF; PNUMA; OEA. Projeto gerenciamento integrado das atividades desenvolvidas em terra na bacia do São Francisco. Viçosa, 2003. 190p. Relatório Final

SILVA, D.F.; GALVÍNCIO, J. D.; CARVALHO, H.R.R.A. Variabilidade da qualidade de água na bacia hidrográfica do Rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. **Qualitas Revista Eletrônica**, v. 9, n. 3, 2010.

SILVA, R.P. ; SOUZA, R.G. ; MACEDO, A.P.B.A.; ROCHA, J.C.S.; ALEXANDRE, M.R. Avaliação da Qualidade da Água dos Reservatórios da Rede de Monitoramento do Estado de Sergipe. III Simpósio da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, 2020, Belo Horizonte, Minas Gerais.

SILVA, S. P. O uso da wetland paisagística como elemento para despoluição de rios e requalificação urbana. 2018. 93 f. Dissertação.

SIQUEIRA FILHO, José Alves. **Flora das Caatingas do Rio São Francisco:**

história natural e conservação. Andrea Jakobsson Estúdio, 2012.

SOUZA, Marielle Medeiros de; GASTALDINI, Maria do Carmo Cauduro. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, p. 263-274, 2014.

SOUZA, V.C. & LORENZI, H. Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. 2ª Ed. São Paulo: Nova Odessa, Instituto Plantarum. 2008, 704p.

SREEDHAR, Y.; NAGARAJU, A. Groundwater quality around Tummalapalle area, Cuddapah District, Andhra Pradesh, India Applied Water Science, v. 7, n. 7, p. 4077-4089, 2017.

VONDRACEK, Bruce; KOCH, Justine D.; BECK, Marcus W. A comparison of survey methods to evaluate macrophyte index of biotic integrity performance in Minnesota lakes. **Ecological indicators**, v. 36, p. 178-185, 2014.

WETZEL, R.G. Limnologia. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 1993, 919.

CAPÍTULO 2

Riacho das Porteiras: Qualidade da água, indicadores limnológicos e sua relação com elementos do saneamento

RESUMO

Os riachos urbanos estão descaracterizados e foram transformados em receptores de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, sendo conhecidos popularmente como "canais de esgoto" (Nigro, 2017), como ocorre no riacho das Porteiras, este corpo hídrico é um afluente do rio São Francisco, inserido no município de Petrolina-PE. Esse trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade hídrica do riacho das Porteiras empregando o Índice de Qualidade da Água e Índice de Estado Trófico, juntamente com indicadores limnológicos, tais como macrófitas e fitoplâncton, analisando a influência de elementos do saneamento sobre esses fatores, para um diagnóstico da condição do corpo hídrico. Além disso, foi avaliado a influência de lagoa de estabilização e sistema de tratamento sobre pontos do riacho. Os resultados do IQA mostraram uma água com classificação "razoável, ruim e péssimo". Os níveis tróficos com base no IET foram predominantemente "hipereutrófico" acompanhado de outros níveis "supereutrófico", "mesotrófico", "eutrófico". Para os indicadores limnológicos foram atestados a presença das macrófitas *Typha sp.*, *Ludwigia sp.*, *E. crassipes* apontando para estágio final de deterioração e pressão antropogênica e os gêneros de fitoplâncton como *Phacus sp.*, *Euglena sp.*, *Microcystis sp* indicando poluição orgânica. Os elementos do saneamento, como lançamento de efluentes e resíduos sólidos, apresentam-se como fatores contribuintes na má qualidade hídrica e enriquecimento de nutrientes. Quanto à influência da lagoa de estabilização sobre o P2 e sistema de tratamento sobre o P3, notou-se uma possível interferência, dado os maiores valores de fósforo, nitrogênio, turbidez nos pontos do riacho. A comunidade de fitoplâncton presente no riacho não coincidiu com os grupos da lagoa e sistema, dessa maneira, para um entendimento aprofundado precisa estudos abrangendo mais coletas e análises.

Palavras-chave: IQA. IET. Macrófitas. Comunidades aquáticas. Efluentes.

ABSTRACT

Urban streams are de-characterized and have been transformed into recipients of domestic, industrial and agricultural effluents, being popularly known as "sewage channels" (Nigro, 2017), as occurs in the Porteiras stream, this water body is a tributary of the São Francisco River, inserted in the municipality of Petrolina-PE. This work aimed to assess the water quality of the Porteiras stream using the Water Quality Index and the Trophic State Index, along with limnological indicators such as macrophytes and phytoplankton, analyzing the influence of sanitation elements on these factors, for a diagnosis of the condition of the water body. In addition, the influence of the stabilization pond and treatment system on points in the stream was assessed. The WQI results showed water classified as "reasonable, poor and very poor". The trophic levels based on the EIT were predominantly "hypereutrophic" accompanied by other levels "supereutrophic", "mesotrophic" and "eutrophic". The limnological indicators included the presence of the macrophytes *Typha* sp. *Ludwigia* sp. *E. crassispes*, indicating a final stage of deterioration and anthropogenic pressure, and phytoplankton genera such as *Phacus* sp., *Euglena* sp. and *Microcystis* sp., indicating organic pollution. The elements of sanitation, such as the discharge of effluents and solid waste, are seen as contributing factors to poor water quality and nutrient enrichment. As for the influence of the stabilization pond on P2 and the treatment system on P3, a possible interference was noted, given the higher values of phosphorus, nitrogen and turbidity at the points in the stream. The phytoplankton community present in the creek did not coincide with the groups in the lagoon and system, so for a more in-depth understanding, studies are needed covering more collections and analyses.

Keywords: WQI. TSI. Aquatic communities. Effluents.

1 INTRODUÇÃO

Os riachos são integrantes do sistema de macrodrenagem com a finalidade primária em realizar a drenagem pluvial para evitar enchentes e inundações na zona urbana. Contudo, à medida que os riachos foram incorporados às cidades no esgotamento sanitário, tornaram-se artificiais, em decorrência da degradação ocasionada pelas atividades antrópicas. Os riachos urbanos estão descaracterizados e foram transformados em receptores de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, sendo conhecidos popularmente como "canais de esgoto" (Nigro, 2017), como ocorre no riacho das Porteiras.

O Riacho das Porteiras é um afluente do rio São Francisco, inserido no município de Petrolina-PE, sendo considerado como intermitente, porém, devido ao recebimento de grande aporte de efluentes doméstico e agrícola-industrial, torna-se um tributário "perenizado" do rio São Francisco, onde flui esgotos em vez de águas, influenciando na eutrofização do rio, e assim, comprometendo o equilíbrio natural do ecossistema aquático e acarretando em impactos negativos na qualidade hídrica.

No contexto dos corpos hídricos, a poluição das águas está associada ao lançamento de resíduos sólidos e esgoto sem tratamento (Cordeiro *et al.*, 2016). A maior parte dos riachos urbanos estão em situação de degradação e poluição, por conta da ocupação do solo não planejada e ausência de serviços adequados de esgotamento sanitário e drenagem (Silva, 2018). A poluição originária do aporte de esgoto bruto e resíduos sólidos apresentam-se como um fator de desequilíbrio ambiental dos riachos (Cometti *et al.*, 2019)

A qualidade da água reporta às características físico-químicas e biológicas, as quais derivam do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica (Rego *et al.*, 2009). Nesse contexto, os Índices de Qualidade de Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET) são ferramentas para analisar a qualidade dos recursos hídricos (Andrietti *et al.*, 2016). Para tornar a avaliação de qualidade da água completa, parâmetros biológicos, como os organismos fitoplâncton e macrófitas, têm sido incluídos nos programas de monitoramento a fim de acompanhar as respostas das comunidades aos impactos.

Com isso, esse trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade hídrica do riacho das Porteiras empregando o Índice de Qualidade da Água e Índice de Estado

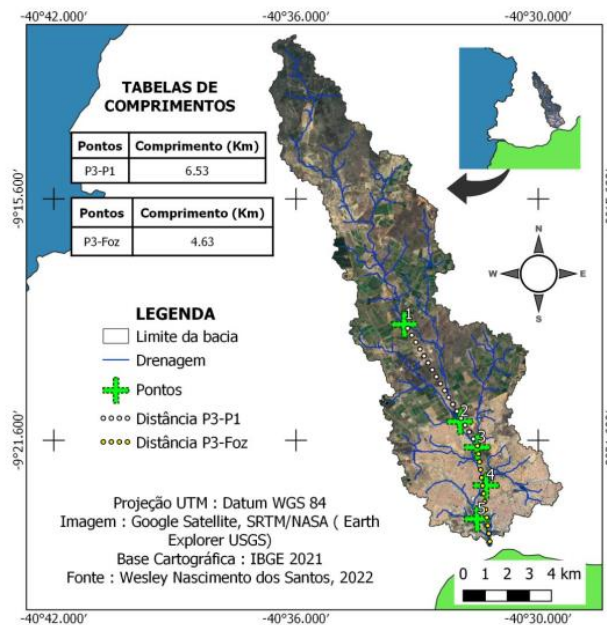
Trófico e indicadores limnológicos, tais como macrófitas e fitoplâncton, analisando a influência de elementos do saneamento sobre esses fatores, para um diagnóstico completo da condição do corpo hídrico.

2 METODOLOGIA

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em cinco pontos, denominados como P1, P2, P3, P4 e P5, do riacho das Porteiras, tributário do rio São Francisco, inserido em Petrolina-PE, município da mesorregião São Francisco Pernambucano e componente da Região Administrativa de Desenvolvimento Integrado (RIDE) Petrolina, PE-Juazeiro, BA. A área de drenagem do riacho corresponde a 107, 12 km² com localização entre as longitudes -40°36.000' e -40°30.000' e entre as latitudes -9°21.600' e -9°15.600', conforme a Figura 1.

Figura 1 –Localização do Riacho das Porteiras.



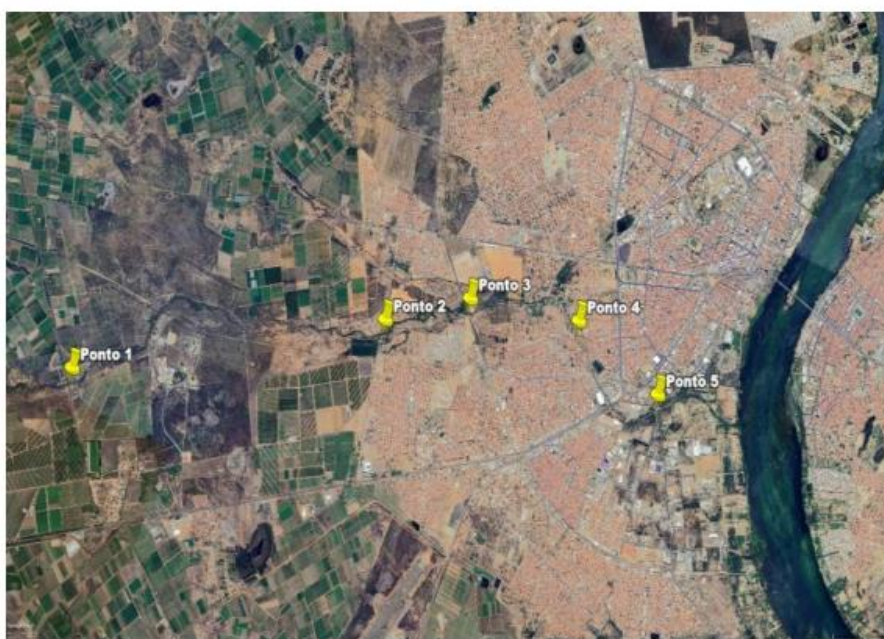
Fonte: Santos (2022).

2.1.1 Definição dos pontos de amostragem no riacho

Os cinco pontos de amostragem do riacho das Porteiras foram definidos (P1, P2, P3, P4 e P5) de acordo com a localização e interferência antrópica. O primeiro ponto está localizado na zona agrícola do Projeto de Irrigação Nilo Coelho. O P2 é o ponto receptor dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto João de Deus; o P3 recebe influência de duas ETEs do município; o P4 encontra-se na área residencial e o P5 corresponde à foz do riacho, situado no distrito industrial.

Com suporte do Google Maps, verificou-se o curso d'água e juntamente com as visitas prévias *in loco* foram definidos os cinco pontos amostrais, consoante a imagem de satélite da Figura 2 e as coordenadas geográficas da Tabela 1.

Figura 2 – Imagem satélite da localização dos cinco pontos amostrais no riacho das Porteiras.



Fonte: Adaptado do Google Maps.

Tabela 1 –Coordenadas geográficas dos cinco pontos amostrais do riacho das Porteiras.

Pontos amostrais	Coordenadas geográficas
P1	S 09°18.675' W 40°31.513'
P2	S 09°21.099' W 40°31.935'
P3	S 09°21.739' W 40°31.506'
P4	S 09°22.686' W 40°31.289'
P5	S 09°23.520' W 40°31.513'

Fonte: Aatoria própria

2.2 LEVANTAMENTO IN LOCO DOS ELEMENTOS DO SANEAMENTO BÁSICO

O levantamento de elementos do saneamento básico que interferem no riacho, foi efetuado empregando o Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PAR) adaptado de Lemos *et. al* (2014), por meio de observações *in loco* e registros fotográficos. O PAR agrupa elementos de aspectos visuais da água e das margens (uso e ocupação do solo). Cada característica recebe uma nota de 0, 5 e 10 pontos, estes correspondem a classificação ruim, média e boa, respectivamente, como mostra a Tabela 2.

Tabela 2 – Características do Protocolo de Avaliação Rápida.

Características da água
Cor
Odor
Presença de resíduos sólidos (margem e leito)
Materiais em suspensão (flutuantes)
Presença de óleos e graxas
Características das margens
Trecho retificado
Presença de erosão
Ausência de vegetação ciliar
Presença de elementos externos
Obstrução a fluidez
Interconexão com a rede de esgoto e/ou lançamento indevidos
Pontuação final

Fonte: Autoria própria (2023).

Uma característica com alta representatividade no local, recebe a pontuação 0; o valor 05 é atribuído quando a característica está presente no ambiente, mas não em evidência; a pontuação 10 corresponde a uma característica ausente. Os somatórios são agrupados em três categorias: o cômputo de 0 a 31 pontos equivale a um ambiente com elevado grau de degradação e perturbação ambiental; 32 a 78 pontos, representam trechos com alterações intermediárias; 79 a 110 pontos, correspondem a um local em estado de conservação. Desse modo, quanto mais próximo a soma final for de 110 pontos menos degradado o trecho se encontra.

2.3 PROCEDIMENTOS DE COLETA DE AMOSTRAS DE ÁGUA

A coleta de amostra de água aconteceram em três campanhas: 30 de abril, 27 de julho e 13 de outubro de 2022 nos cinco pontos do riacho das Porteiras, no período matutino.

As coletas sucederam em diferentes períodos, pois a variação climática possui interferência nos parâmetros monitorados. As amostras, depois de coletadas com auxílio de um balde e funis higienizadas, foram acondicionadas em garrafas apropriadas para cada tipo de análise e abrigadas em uma caixa térmica.

Posteriormente, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Engenharia Agrícola e Ambiental (LEA), localizado na Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF), no campus de Juazeiro, BA, onde foram processadas as análises pelos bolsistas do Programa de Educação Tutorial (PET) Saneamento Ambiental.

2.4 DETERMINAÇÃO DO IQA

Todas as análises seguiram os padrões determinados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2012), as medidas foram realizadas em triplicata, sendo utilizada a média aritmética como o resultado final. Para a determinação do oxigênio dissolvido, foi aplicado o método de Winkler. O cálculo do IQA seguiu a metodologia proposta pela CETESB (2015), por meio da Equação 1:

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

Sendo:

IQA = Índice de Qualidade da Água, um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do parâmetro i , obtido com base na curva média específica de qualidade;

w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

A partir dos resultados calculados, é possível classificar a qualidade da água em diferentes faixas conforme o IQA, segundo a ANA (2023), apresentando-se entre “péssima” a “excelente”, cujos valores variam entre os estados brasileiros. Dessa forma, o riacho da Porteiras será classificado de acordo

com a faixa adotada para a região pernambucana, consoante a classificação da Tabela 03:

Tabela 3– Classificação da qualidade de água de acordo com o IQA para o estado de PE.

Valores de IQA	Avaliação
80-100	Ótima
52-79	Boa
37-51	Razoável
20-36	Ruim
0-19	Péssima

Fonte: ANA, 2018.

2.5 DETERMINAÇÃO DO IET

O Índice de Estado Trófico médio (IET_M) foi calculado segundo as modificações empregadas por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos, consoante as equações 2, 3 e 4:

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times \ln \ln (CL)) / \ln 2) - 20 \quad \text{Equação 2}$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - ((\frac{0,42 - 0,36 \times \ln \ln (PT)}{\ln 2})) - 20 \quad \text{Equação 3}$$

$$IET_M = (IET (CL) + IET (PT)) / 2 \quad \text{Equação 4}$$

Em que:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g/L}^{-1}$;

CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em $\mu\text{g/L}^{-1}$;

ln: logaritmo natural;

IET_M : Índice de estado trófico modificado por Lamparelli (2004).

De acordo com essas prescrições foi obtido o IET_M para o riacho das Porteiras. O valor atribuído ao Índice de Estado Trófico utilizando as concentrações de fósforo total e clorofila corresponde a uma categoria de classificação em diferentes níveis de trofia, como demonstrado na Tabela 4.

Tabela 4 – Limites para diferentes níveis de trofia segundo as modificações de Lamparelli (2004).

Critério	Estado Trófico	Fósforo Total ($\mu\text{g/L}^{-1}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}^{-1}$)
IET \leq 47	Ultraoligotrófico	\leq 0,013	\leq 0,74
47 < IET \leq 52	Oligotrófico	0,012 – 0,035	0,74 – 1,31
52 < IET \leq 59	Mesotrófico	0,035 – 0,137	1,31 – 2,96
59 < IET \leq 63	Eutrófico	0,137 – 0,296	2,96 – 4,70
63 < IET \leq 67	Supereutrófico	0,296 – 0,640	4,70 – 7,46
< 67	Hipereutrófico	>0,640	>7,46

Fonte: Lamparelli (2004).

2.6 IDENTIFICAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

A identificação das macrófitas presentes no riacho das Porteiras foi realizada com base em observações *in loco* no local e registros fotográficos, pois não foi possível o acesso às macrófitas para coleta e elaboração de exsicatas, visto que devido a localização das mesmas (embaixo de pontes, sem acesso a barcos) a coleta de espécime apresentava riscos e, por isso, mostrou-se inviável.

A classificação de Esteves (2011) foi adotada para as formas biológicas, com o intuito de descrever os gêneros e famílias botânicas fanerogâmicas, especialistas foram consultados em conjunto com referências bibliográficas como o Center for Aquatic and Invasive Plants da Universidade da Flórida, o portal Trópicos da Missouri Botanical Garden, os livros Plantas Daninhas do Brasil (Lorenzi, 2008), A flora das caatingas do rio São Francisco (Siqueira Filho, 2012), Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira (Souza e Lorenzi, 2008). Para classificação foi adotado o sistema APG III.

2.7 ANÁLISE E IDENTIFICAÇÃO DO FITOPLÂNCTON

Para visualização do fitoplâncton existente na água do riacho, as amostras foram analisadas no microscópio óptico comum no Laboratório de microscopia da UNIVASF, no campus Juazeiro.

Com essa finalidade, as amostras de água foram gotejadas com uso de uma pipeta de Pasteur descartável em lâminas, onde as lamínulas foram adicionadas. Posteriormente, as lâminas foram observadas no microscópio óptico comum nas lentes objetivas de 4x, 10x e 40x de amplitude. A identificação das microalgas foi realizada de acordo com literaturas específicas, como o Atlas de Cianobactérias e Algas (Tucci *et*

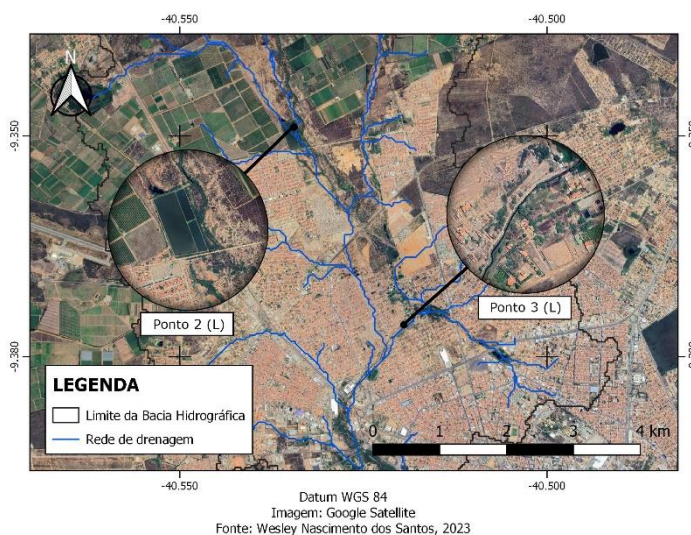
al., 2019), Algas de águas continentais brasileiras: chave ilustrada para identificação de gêneros (Bicudo, 1970).

2.8 COLETA E ANÁLISE DE AMOSTRAS DE ÁGUA DO RIACHO E LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A fim de averiguar a influência que a lagoa de estabilização do bairro João de Deus exerce sobre o P2 e a atuação do sistema de tratamento do bairro Antônio Cassimiro sobre o P3 (conforme a imagem de satélite na Figura 3), foram realizadas duas coletas de amostras de água nesses lugares nos meses de maio e setembro de 2023 e nos pontos 2 e 3 do riacho. O ponto de coleta na lagoa de estabilização foi denominado P2(L) e o ponto do sistema de tratamento no bairro João de Deus P3(L).

Para tanto, as amostras foram submetidas às análises de temperatura (*in loco* com termômetro), pH, turbidez, condutividade elétrica, cor, fósforo, nitrogênio, clorofila-a, seguindo o proposto pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2012); como também foram realizadas a microscopia das amostras para investigar os grupos de fitoplâncton presentes, a fim de verificar se os grupos coincidiam entre o riacho e as lagoas.

Figura 3 – Localização do P2(L) lagoa de estabilização e sistema de tratamento P3(L)



Fonte: Santos (2023).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 LEVANTAMENTO *IN LOCO* DOS ELEMENTOS DO SANEAMENTO BÁSICO

O saneamento básico tem quatro colunas principais: drenagem, resíduos sólidos, abastecimento de água e esgotamento sanitário, sendo os lançamentos de resíduos sólidos e efluentes sem tratamento (Cordeiro *et al.*, 2016) associados aos corpos hídricos, influenciando em sua gestão e qualidade. No riacho das Porteiras, por meio da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), foi realizado um levantamento dos eixos que interferem diretamente ou indiretamente no panorama ambiental do riacho, bem como o levantamento da interferência do uso e ocupação do solo.

Durante a primeira coleta, realizada em abril de 2022, foi obtida a seguinte pontuação:

Tabela 5 – Protocolo de Avaliação Rápida para o riacho das Porteiras no mês de abril de 2022.

Características da água	P1	P2	P3	P4	P5
Cor	10	0	5	5	5
Odor	10	10	5	0	10
Presença de resíduos sólidos (margem e leito)	5	0	5	0	5
Materiais em suspensão(flutuantes)	5	0	5	0	0
Presença de óleos e graxas	10	10	10	10	10
Características das margens	P1	P2	P3	P4	P5
Trecho retificado	0	0	0	0	0
Presença de erosão	0	0	0	0	0
Ausência de vegetação ciliar	10	10	0	0	0
Presença de elementos externos	5	0	5	0	0
Obstrução a fluidez	0	0	0	10	10
Interconexão com a rede de esgoto e/ou lançamento indevidos	10	0	0	0	10
Pontuação final	65	30	35	25	50

Fonte: Autoria própria (2023).

O riacho das Porteiras, na campanha realizada em abril, apresenta trechos altamente impactados (P2 e P4) e alterados (P1, P3, P5). O ponto 1 tem a pontuação mais alta com 40 pontos para características da água como coloração límpida e ausência de odor, presença de resíduos, mas não em grande quantidade. Para as margens, obteve-se o somatório de 25 pontos com vegetação ripária incipiente, predominando as gramíneas, como ocorre também no P2. Para o P1, não foi

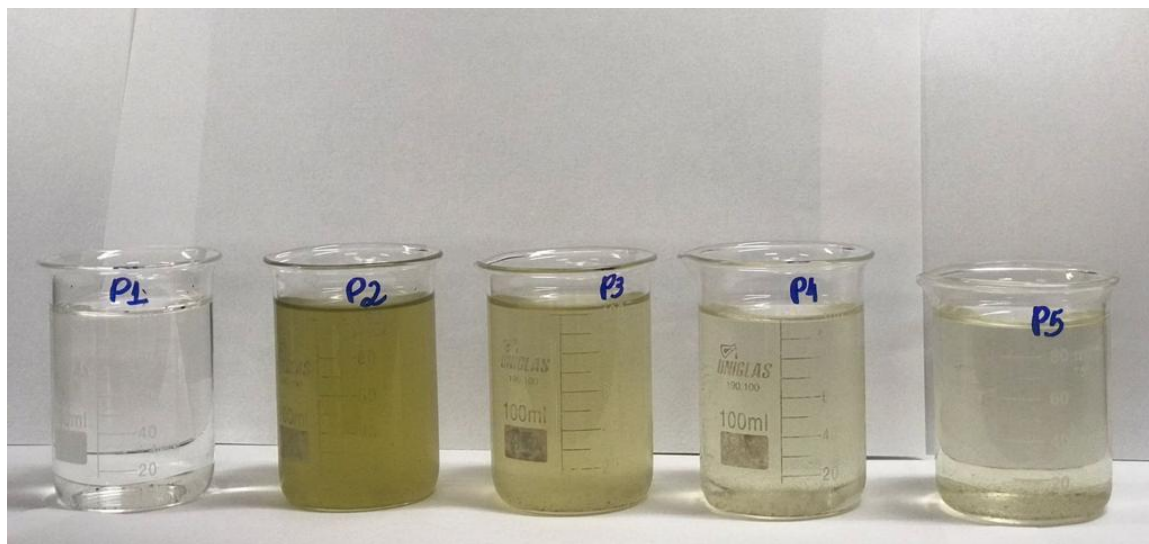
constatado lançamentos indevidos de esgotos.

As observações *in loco* mostram este ponto em estado mais conservado, isto porque encontra-se em localização agrícola e, assim, não sofre interferência das atividades urbanas. Construções de residências e indústrias próximas do curso d'água mostram-se ausentes.

Elementos externos como cercas e postes a menos de 2 metros são notados nos pontos 1 e 2. As macrófitas aquáticas presentes dentro do leito obstrui o fluxo d'água nos pontos 1, 2 e 3.

O ponto 2 apresenta coloração mais escura, quando comparado aos outros pontos (Figura 4), dado que há grande aporte de matéria orgânica com o recebimento de efluentes da ETE do bairro João de Deus.

Figura 4 – Aspectos colorimétricos dos cinco pontos do riacho das Porteiras.



Fonte: Autoria própria (2022).

Devido as residências próximas ao riacho no ponto 2, há uma quantidade elevada de resíduos sólidos depositadas perto das margens, a aproximadamente 4 metros de distância, participando na degradação da qualidade hídrica, conforme a Figura 5.

Figura 5 – Resíduos sólidos próximo às margens do P2 do riacho das Porteiras.



Fonte: Autoria própria (2022).

No ponto 3 há elementos externos próximo ao leito, como colchão, chapéu, entre outros itens que representam vestígios de alguém morando nessa localidade (Figura 6).

Figura 6– Elementos externos presente no P3 do riacho das Porteiras.



Fonte: Autoria própria (2022).

O ponto 4 demonstra menor pontuação, visto que demarcou presença para a maioria das características: odor, resíduos sólidos, materiais em suspensão, trecho retificado, erosão e elementos externos, ausência de vegetação ciliar e interconexão

com a rede de esgoto, o classificando como um ambiente altamente impactado. Este ponto apresentou vários agravantes como deposição de entulhos e resíduos próximo às margens e resíduos no leito, interconexão indevida com esgotos com presença de tubulações, desmatamento da vegetação ripária (Figura 7). No entorno do riacho, há casas e estabelecimentos comerciais, como lanchonete e borracharia.

Figura 7—Presença de entulho e resíduos no entorno do P5 com supressão de vegetação nas margens.



Fonte: Autoria própria (2022).

Os pontos 4 e 5 exibiram remoção da mata ciliar. O ponto 5 tem o somatório de 30 pontos para características da água e 20 para as margens. O ponto 5 apresenta margens desmoronadas com plantação ao lado (Figura 8). Em todos os pontos foi registrado a presença de erosão com retificação dos trechos.

Figura 8–Margens desmoronadas como sinal de erosão no P5.



Fonte: Autoria própria (2022).

Para a coleta efetuada em julho, o somatório obtido está exibido na Tabela 6.

Tabela 6– Protocolo de Avaliação Rápida para o riacho das Porteiras no mês de julho de 2022.

Características da água	P1	P2	P3	P4	P5
Cor	10	0	5	5	5
Odor	10	0	0	0	10
Presença de resíduos sólidos (margem e leito)	5	0	5	0	5
Materiais em suspensão (flutuantes)	5	0	0	0	0
Presença de óleos e graxas	10	10	10	10	10
Características das margens	P1	P2	P3	P4	P5
Trecho retificado	0	0	0	0	0
Presença de erosão	0	0	0	0	0
Ausência de vegetação ciliar	10	10	0	5	5
Presença de elementos externos	5	0	5	0	0
Obstrução a fluidez	0	0	0	0	10
Interconexão com a rede de esgoto e/ou lançamento indevidos	10	0	0	0	10
Pontuação final	65	20	25	20	55

Fonte: Autoria própria (2023).

Nessa campanha, observa-se um aumento de pontos para o P5 e uma redução em P2, P3 e P4; o ponto 1 permanecem com o mesmo somatório e características da coleta anterior. Dessa maneira, os pontos 2, 3 e 4 manifesta-se altamente impactados, com uma pontuação menor que 31. Os pontos 1 e 5, mostraram

situação intermediária de alterações. A causa da redução de pontos em P2, P3 atribui-se a presença de odor nessa coleta. No caso do P4, ocorre devido ao surgimento da obstrução a fluidez na água em consequência do crescimento de plantas, outrora ausentes. Observa-se que o crescimento da planta invasora *Ricinus communis* às margens deste ponto. O aumento do somatório em P5 sucede pela presença de vegetação ciliar, antes ausente. Para as demais características, foi verificado similaridades com a coleta anterior para todos os pontos.

A pontuação apresentada na terceira coleta, realizada em outubro, encontra-se na Tabela 7.

Tabela 7– Protocolo de Avaliação Rápida para o riacho das Porteiras no mês de outubro de 2022.

Características da água	P1	P2	P3	P4	P5
Cor	10	0	5	5	5
Odor	10	10	10	0	10
Presença de resíduos sólidos (margem e leito)	10	0	5	0	0
Materiais em suspensão (flutuantes)	10	5	5	0	0
Presença de óleos e graxas	10	10	10	10	10
Características das margens	P1	P2	P3	P4	P5
Trecho retificado	0	0	0	0	0
Presença de erosão	0	0	0	0	0
Ausência de vegetação ciliar	10	10	0	5	5
Presença de elementos externos	5	0	0	0	0
Obstrução a fluidez	0	0	0	0	10
Interconexão com a rede de esgoto e/ou lançamento indevidos	10	0	0	0	10
Pontuação final	75	35	35	20	50

Fonte: Autoria própria (2023).

O diagnóstico exibido na terceira coleta apresenta uma melhoria referente à todas as campanhas, pois apenas um ponto (P4) mostra-se altamente impactado com os demais pontos afetados de modo intermediário, o P1 e P2, atingem as maiores pontuações de todas as coletas. O P3 e P5, exibem a mesma pontuação da primeira coleta e o P4 da segunda coleta. Contudo, apesar do aumento no somatório, nenhum ponto amostral demonstrou estado de preservação (78 pontos), sendo P1, o que mais chegou próximo dessa pontuação. O ponto 5 apresentou maior quantidade de resíduos sólidos comparado as coletas anteriores (Figura 9). A erosão presente em todos os pontos inclui sinais como margens desmoronadas e solo exposto. Além disso, nenhum ponto exibiu óleos e graxas durante as coletas realizadas.

Figura 9– Resíduos sólidos no P5 do riacho das Porteiras durante a terceira coleta.



Fonte: Autoria própria (2022).

A vegetação ciliar margeia os cursos d'água e desempenha várias funções ecológicas, como atuação na intervenção da erosão e depósito de sedimentos, reduzindo o assoreamento, o qual é intensificado em função das construções impróprias e supressão da vegetação ripária em áreas marginais, reduzindo a qualidade da água (Cunha, 2008).

Tendo em vista sua importância, o Código Florestal brasileiro, pela lei nº 12.727/2012 (Brasil, 2012) confere proteção às margens dos corpos hídricos como APP's (Áreas de Proteção Permanente), estipulando uma largura mínima de 30 metros com variações, conforme a largura do corpo hídrico. No caso do riacho das Porteiras, os pontos visitados apresentaram largura entre 10 e 50 metros.

Contudo, de acordo com o monitorado no presente diagnóstico foi verificado discrepância com a legislação vigente, as margens estão assoreadas com vegetação suprimida, além da presença de resíduos sólidos nas margens e leitos d'água, situação vetada pela Resolução CONAMA 307/02, segundo esta, os resíduos de construção civil pertencentes a Classe A, tais como tijolos, blocos, telhas, entre outros, (encontrados no ponto 4), devem ser destinados a reutilização, reciclagem ou, em terceira opção, encaminhados à localidades alocadas para resíduos de construção civil.

Esse panorama presente no riacho das Porteiras, está presente em vários municípios do Brasil, como verificado por Cordeiro *et.al* (2016) em riachos urbanos no centro-oeste e Sutil *et.al* (2018), no rio Tega no Rio Grande do Sul. Apesar dos vários aparatos legais, como a lei do uso e ocupação de solo, os planos diretores e os planos municipais de saneamento para direcionar a gestão, o acelerado processo de urbanização acarreta em desequilíbrio ambiental e impactos negativos sobre os sistemas hídricos (Moscarelli e Kleiman, 2017).

Segundo Callisto e Moreno (2006), a diminuição da área de drenagem das bacias hidrográficas, resultantes das retificações acarretam na redução da diversidade aquática. Outros autores assinalam como repercussão o aumento da entrada de sedimentos com aumento nas taxas de assoreamento e redução da infiltração da água no solo. A retificação de trechos foi verificada para todos os pontos no riacho.

- **Análise do Índice de Qualidade da Água (IQA) na perspectiva do saneamento básico**

O IQA tem como objetivo comparar e monitorar a qualidade dos cursos hídricos com base no produto de nove variáveis com peso definido. Em conjunto, indicam a contaminação pelo lançamento de efluentes domésticos.

Os resultados dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos que compõem o Índice de Qualidade da Água, bem como o resultado do Índice para os cinco pontos de amostragem do riacho das porteiras nas três campanhas, realizadas em 30 de abril, 27 de julho e 13 outubro do ano 2022, estão expostos na Tabela 8.

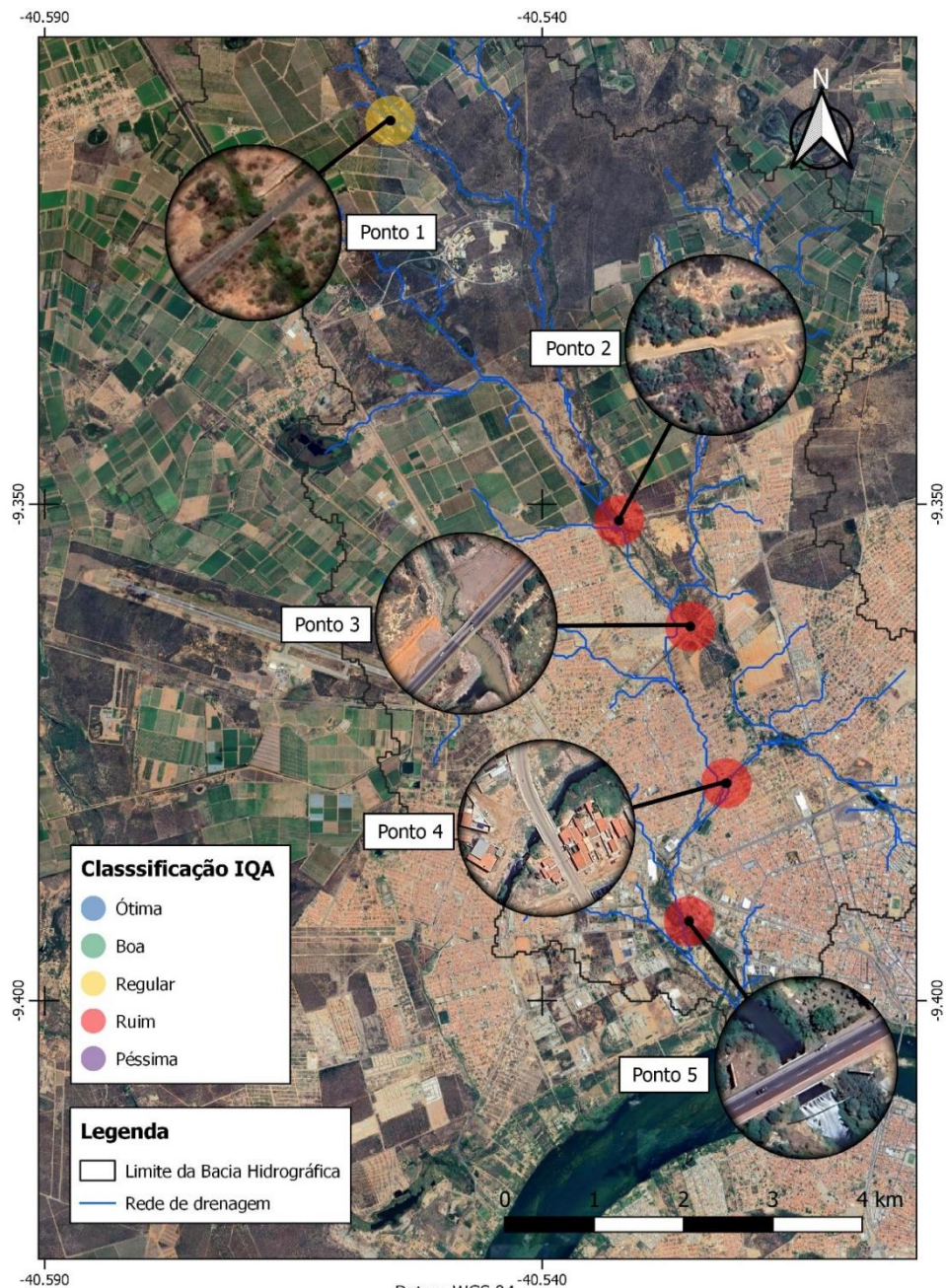
Parâmetros	OD (mg/L)	E.coli (NMP/100ml)	pH	1º coleta (30/04/2022)					IQA	
				DBO (mg/L)	T(°C)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	Turb. (NTU)		ST (mg/L)
P1	0,5	<1.800	6,75	3	24,5	8,96	2,33	2,13	372,70	46,99
P2	0,5	280.000	7,41	40	25,5	22,03	1,69	338,33	260	20,18
P3	0,5	480.000	7,59	50	25,3	22,03	2,43	304	285	20,90
P4	0,5	>1.600.000	7,69	36	25,1	17,55	1,78	42,17	242	24,24
P5	0,5	47.000	7,67	45	24,1	22,77	1,88	28,73	271	25,91
2º coleta (27/07/2022)										
P1	0,5	<18.000	7,16	2	24	16,43	0,31	2,92	92	49,94
P2	0,5	>16.000.000	6,86	40	24	24,64	1,31	505	367,33	22,21
P3	0,5	6.400.000	7,19	30	29	24,08	2,22	794	180	25,1
P4	0,5	9.200.000	7,69	40	25	23,15	1,99	42,17	127,33	26,79
P5	0,5	16.000.000	7,32	40	25	16,8	1,37	67,80	211,33	26,37
3º coleta (13/10/2022)										
P1	0,5	20.000	7,69	5,67	25	75,79	0,83	555	175,33	27,90
P2	0,5	490.000	7,56	56,65	26	33,6	6,28	520	302,7	17,03
P3	0,5	2.800.000	7,39	56,65	26	38,83	5,97	614	347,33	16,69
P4	0,5	9.200.000	7,51	39,66	26	39,57	2,74	39,1	125,33	21,88
P5	0,5	9.200.000	7,45	45,32	29	30,24	2,89	40,1	173,33	22,46

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 8 – Resultados dos parâmetros e do IQA no riacho das Porteiras em três coletas

A partir do IQA, classificou-se o riacho das porteiras de acordo com a faixa encontrada em cada ponto, como mostram as Figuras 10 e 11.

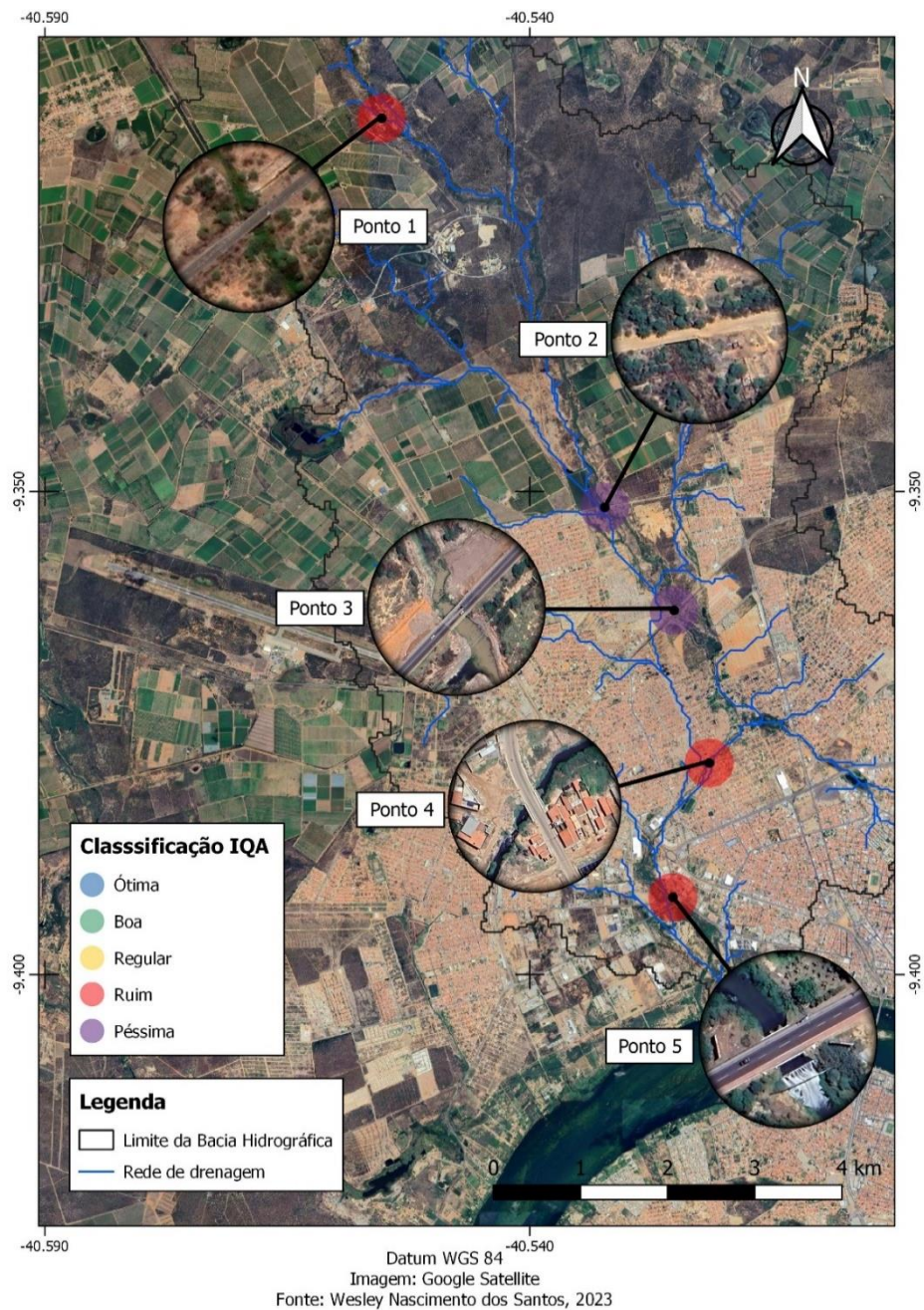
Figura 10 – Classificação do IQA no riacho das Porteiras nos meses de abril e julho do ano 2022.



Datum WGS 84
Imagem: Google Satellite
Fonte: Wesley Nascimento dos Santos, 2023

Fonte: Santos (2023).

Figura 11 – Classificação do IQA no riacho das Porteiras no mês de outubro do ano 2022.



Fonte: Santos (2023).

A primeira e a segunda coleta apresentaram a mesma classificação para a qualidade da água em todos os pontos variando entre razoável (P1) a ruim (P2, P3, P4, P5). Tal categoria também foi encontrada em uma pesquisa efetuada por Medeiros *et.al* (2016) no Riacho da Bica (Portalegre, RN) em duas campanhas de

coleta onde o ponto 1, recebeu a classificação “razoável” e os demais pontos, classificados como “ruim”, devido a influência do recebimento de efluentes.

Assim como foi verificado por Soares *et.al* (2018), no rio Beem (Humaitá, AM), em que apresentou a mesma classificação, os autores relataram as atividades antrópicas no corpo hídrico como os despejos clandestinos de esgotos domésticos, em todos os casos essa classificação é atribuída ao lançamento de efluentes. Do mesmo modo, acontece no Riacho das Porteiras, em que o corpo hídrico é receptor de esgotos domésticos de bairros da zona norte e resíduos agroquímicos do Perímetro de Irrigação Senador Nilo Coelho (Barreto, 2015).

Na primeira e segunda coleta, os altos valores de coliformes, DBO, nitrogênio e turbidez influenciaram na redução do IQA, os pontos 2, 3, 4 e 5 são alocados na categoria “ruim”; o ponto 1 classificado como “razoável” apresentou menores valores para essas variáveis. Notadamente, a variável *E.coli* contribuiu mais nesta classificação, uma vez que possui maior peso no cálculo (0,15) quando comparado com DBO, nitrogênio (ambos com peso 0,10) e turbidez (peso 0,08).

Nesses pontos, os valores de coliformes demonstraram a presença de contaminação fecal causada por lançamento de esgoto *in natura*. Por conseguinte, a maior entrada de matéria orgânica requer consumo de oxigênio para degradação da mesma, assim, os valores de DBO mostram-se como elevados, representando o aumento de atividade bacteriológica no corpo hídrico. Desse modo, a matéria orgânica e OD são consumidos (Álvares *et al.*, 2010; Morais *et al.*, 2012).

As elevadas concentrações de nitrogênio apontam para o recente lançamento de esgoto doméstico para aquele momento. Os altos valores de turbidez revelam uma quantidade considerável de sólidos suspensos e/ou dissolvidos, diminuindo a atividade fotossintética, resultando em aumento de DBO redução de OD.

Na terceira coleta, realizada em outubro, há uma degradação na qualidade hídrica nos pontos 1, 2 e 3. O ponto 1, passa de razoável a ruim, o que pode estar associado às atividades agrícolas concentradas em torno do riacho. Apesar disso, mostra-se como ponto de amostragem com IQA mais alto, uma vez que se refere a nascente e por estar localizado em área agrícola não sofre intervenção das atividades urbanas.

Os pontos 2 e 3, outrora categorizados como ruins, apresentaram a condição “péssima” na terceira coleta. Tal condição pode estar relacionado ao maior recebimento por fontes pontuais de contaminação, uma vez que os pontos 2 e 3

recebem lançamentos das estações de tratamento de esgoto do bairro João de Deus (P2) e Antônio Cassimiro (P3), como indicado pelas maiores concentrações de DBO (56,65 mg/L para P2 e P3) atingidas na terceira coleta. Com o despejo de esgoto há grande aporte de matéria orgânica, aumentando os níveis de DBO, esses altos valores apontam para poluição orgânica por meio de esgotos afetando negativamente a qualidade da água.

Além disso, o P2 e P3, destacam-se na terceira campanha com as maiores concentrações de DBO, fósforo, sólidos totais e turbidez (com exceção do P1, que apresentou maior turbidez), esses parâmetros elevados relacionam-se entre si. Os principais constituintes responsáveis pela turbidez são os sólidos em suspensão, estes têm origem em atividades naturais (processos erosivos, orgânicos e detritos orgânicos) ou antrópicas (lançamento de lixo e esgoto), afetando a qualidade organoléptica da água. Os sólidos totais indicam o grau de poluição na água, quanto maior concentração de sólidos, mais elevada está a poluição (Almeida e Schwarzbald, 2003). No corpo hídrico foi verificado elevada quantidade de resíduos no leito e na margem do riacho das Porteiras.

A presença do fósforo na água ocorre na forma de ortofosfato, polifosfato e fosfato orgânico em função dos sólidos em suspensão e dissolvidos, a fonte antropogênica encontra-se nos despejos domésticos, industriais, detergentes, excrementos de animais e escoamento de fertilizantes, dessa forma, a agricultura é uma grande contribuinte (Sperling, 2005). O riacho das Porteiras também recebe resíduos agroquímicos e águas servidas de irrigação (Barreto, 2015), como evidenciado pelos valores elevados de fósforo.

Quanto à classificação, resultado semelhante foi encontrado no estudo efetuado por Amorim *et.al* (2022), em que o IQA obtido para o riacho das Porteiras no ponto 3 corresponde a uma classe “péssima” para a qualidade da água, como sucede neste estudo. Lima *et.al* (2018) ao analisar o IQA do rio Mendes (Niterói, RJ) encontrou a mesma classificação para dois pontos amostrais. Por outro lado, Alves *et.al* (2019), ao analisar o rio Camarajipe em Salvador-BA, por meio do IQA, encontra a classificação “péssima” imputada aos elevados valores de DBO, fósforo e coliformes, similar ao que ocorreu no riacho das Porteiras.

O ponto 4 e 5 permanecem com a mesma classificação ao longo das três coletas como “ruim”, o que pode estar relacionado a diluição e autodepuração da água. Contudo, apesar de não regredir para a condição “péssima”, como acontece nos

pontos 2 e 3, ainda assim manifestam um enquadramento “ruim”. Ao observar os pontos 4 e 5, é verificado que ambos estão em locais urbanizados e povoados, na zona residencial e industrial, respectivamente. Dessa forma, como relatado por Barreto (2015), o Riacho das Porteiras recebe efluentes domésticos do Distrito Industrial Paulo Coelho e efluentes industriais oriundos da zona industrial, caracterizando o impacto negativo no corpo hídrico.

Em relação a pluviometria, durante as três campanhas, o Laboratório de Meteorologia da UNIVASF (LabMet) registra que não houve chuvas nos dias das coletas. Como percebido por Santos *et.al* (2020), os baixos índices pluviométricos em conjunto com o grande aporte de matéria orgânica resultam na redução do IQA, assim sucedendo no riacho das Porteiras.

Pontes (2012), registra uma melhoria do IQA quando há altas precipitações e uma diminuição com a escassez das chuvas. Igualmente, Lima *et.al* (2020) estudando o IQA em um reservatório no semiárido brasileiro menciona que a estiagem favorece a deterioração na qualidade hídrica. Desse modo, as classificações “razoável”, “ruim” e “péssima” designadas ao riacho das Porteiras ao longo das coletas podem estar associadas também aos baixos índices pluviométricos.

Portanto, as classificações atribuídas ao riacho das Porteiras com base no IQA, constam como “regular” (P1), ‘ruim “(P2, P3, P4 e P5) durante a primeira e segunda campanha; “ruim” (P1, P4, P5), “péssima” (P2 e P3) na terceira coleta. Essas categorias estão associadas à elementos do saneamento como o recebimento de efluentes e resíduos agrícolas.

- **Índice de Estado Trófico Médio e influência do saneamento**

O Índice de Estado Trófico (IET) atua como uma maneira de observar as atividades humanas em diferentes bacias hidrográficas, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e a correlação com a proliferação excessiva de algas e cianobactérias. De acordo com as concentrações de clorofila-a e fósforo, o IETM de cada ponto foi calculado com o respectivo estágio trófico, sendo demonstrado na Tabela 9.

Tabela 9 – Concentrações de clorofila-a e fósforo com cálculo do IET e nível trófico para o riacho das Porteiras.

1º coleta (30/04/2022)					
Ponto amostral	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}^{-1}$)	Fósforo ($\mu\text{g/L}^{-1}$)	IET _M	Nível trófico	
P1	1450,8	2,33	74,72	Hipereutrófico	
P2	390,6	1,69	69,19	Hipereutrófico	
P3	1711,2	2,43	70,15	Hipereutrófico	
P4	706,8	1,78	71,63	Hipereutrófico	
P5	158,1	1,88	65,48	Supereutrófico	
2º coleta (27/07/2022)					
P1	46,5	0,31	55,47	Mesotrófico	
P2	768,8	1,31	71,03	Hipereutrófico	
P3	937,4	2,22	73,69	Hipereutrófico	
P4	1088,1	1,99	73,62	Hipereutrófico	
P5	117,8	1,37	62,28	Eutrófico	
3º coleta (13/10/2022)					
P1	0,44	0,83	66,69	Supereutrófico	
P2	514,6	6,28	73,65	Hipereutrófico	
P3	328,6	5,97	70,70	Hipereutrófico	
P4	378,2	2,74	67,56	Hipereutrófico	
P5	204,6	2,89	66,99	Supereutrófico	

Fonte: Autoria própria (2023).

O fósforo é considerado como principal agente no processo de eutrofização em ecossistemas aquáticos, tendo procedência natural as rochas, decomposição da matéria orgânica e escoamento de água da chuva (Esteves, 2011).

As concentrações de fósforo variaram entre 0,31 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 6,28 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e as de clorofila-a oscilaram de 0,44 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 1450,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Entre as principais fontes antropogênicas de fósforo no corpo hídrico, destaca-se o lançamento de esgoto doméstico e industrial, carreamento de fertilizantes transportados por água da chuva e ausência de vegetação ciliar (Esteves, 2011). Essas atividades observadas no riacho das Porteiras também por Barreto (2015), somadas à ausência de chuvas contribuíram para as elevadas concentrações de fósforo.

Na primeira e segunda coletas, o ponto 3 apresentou os maiores valores de fósforo; quanto a terceira campanha, o ponto 2 expressou números mais elevados. O P3 é ponto receptor de efluentes da ETE do bairro Antônio Cassimiro e o P2 da ETE do bairro João de Deus, sendo assim, o recebimento de esgoto é constante, como demonstrado pelos altos valores de fósforo. No ponto 3, não há vegetação ripária, aumentando assim a entrada de fósforo na água.

Silva (2022), analisando o riacho das Porteiras, constata maiores concentrações de fósforo para os pontos 2 e 3, como manifestado neste estudo. Amorim *et al.* (2021) relatou a interconexão com a rede de esgotos e lançamentos indevidos para o ponto 3. Esses pontos também apresentaram os menores valores no IQA (conforme a Tabela 05), isto é, exibiram uma qualidade hídrica classificada como “ruim” e “péssima”.

Quanto aos resultados de clorofila-a, as concentrações elevadas em todos os pontos apontam para uma elevada produtividade primária, exemplificada pelas modificações na composição e fisiologia do fitoplâncton no corpo hídrico. Entretanto, esse acréscimo está relacionado também a ampliação de biomassa de cianobactérias, refletindo as condições do ecossistema aquático ao longo do tempo (Maia *et al.*, 2015). Ressalta-se que, pela Portaria nº 2914/2011, a clorofila-a deve ser considerada como indicador do aumento da densidade de cianobactérias. Conforme, Souza *et al.* (2009), a abundância de clorofila-a decorre da disponibilidade de nutrientes inorgânicos dissolvidos. Acrescentado a isso, os nutrientes em excesso aumentam a concentração de algas e, conseqüentemente, de clorofila-a.

Outro fator contribuinte para maiores níveis de clorofila-a na água é a maior incidência de radiação solar, crucial para o processo fotossintético. O riacho está inserido na região semiárida brasileira, caracterizada por radiação solar intensa e constante ao longo do ano. O LabMet registra a radiação global como 21,7 MJ/m²; 19,5 MJ/m²; 26,2 MJ/m², para os três dias de coletas, respectivamente. Dessa forma, esses elementos em conjunto participaram no aumento de clorofila-a no riacho das Porteiras.

Os teores de clorofila-a na primeira coleta são maiores no P3 e P1, respectivamente. No entanto, o P4 e P2 apresentaram os maiores números na segunda e terceira coletas, sequencialmente. A clorofila-a tem como função principal a atuação na fotossíntese, representando o peso seco do material orgânico das algas, desta maneira, funciona como indicadora de biomassa algal, sinalizando o crescimento de algas e cianobactérias como resposta ao enriquecimento por fósforo e nitrogênio (Esteves, 2011).

A Tabela 9 mostra a predominância de quatro estágios tróficos nas três campanhas, sendo eles “hipereutrófico”, acompanhado de “mesotrófico”, “eutrófico” e “supereutrófico”, sendo o primeiro nível trófico o mais frequente.

Segundo a Cetesb (2012), os corpos d’água “hipereutróficos”, encontrados em P1 (somente na primeira coleta), P2, P3 e P4 (para todas as coletas), são

caracterizados por elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, está vinculado a florações de algas e cianobactérias, não sendo recomendado para uso algum, sobretudo para a atividade pecuária. O nível “supereutrófico” encontrado no ponto 5 na primeira e terceira coletas e no P1 na última coleta, representa cursos hídricos com alta produtividade, baixa transparência e afetados por atividades antrópicas com alterações indesejáveis na qualidade da água e interferência nos múltiplos usos.

O P1 mostrou-se como “mesotrófico” na segunda coleta, este estágio trófico é caracterizado por produtividade intermediária com implicações aceitáveis na qualidade hídrica, na maioria das vezes. Na segunda campanha, o P5 recebe a classificação de “eutrófico”, este recebe as mesmas considerações do estágio trófico “supereutrófico”. Saliencia-se que os estágios tróficos de baixa produtividade não foram encontrados neste estudo.

Os resultados dos valores do IET nos pontos foram predominantemente hipereutróficos e de estágios tróficos elevados, denotando o aporte elevado de nutrientes pelo lançamento de esgotos e recebimento de sedimentos das áreas agricultáveis, tendo em vista sua localização no Perímetro Irrigado (Barreto, 2015), sendo mais um fator participante.

No estudo empreendido por Lins *et.al* (2020) no rio Tapacurá em Vitória de Santo Antão/PE, os níveis tróficos “supereutrófico” e “hipereutrófico” ocorrem no período de estiagem. A ausência de chuvas está associada aos maiores teores de fósforo e clorofila-a, como descrito por Gomes e De Paula (2019) ao analisar o IETM no rio Acaraú no Ceará.

Semelhante ao observado neste estudo, no riacho das Porteiras, esses estados tróficos são encontrados na maioria dos pontos durante as três coletas, em que, conforme o LabMet, não houve percentuais de chuvas, o que explica os valores elevados de fósforo e clorofila-a no corpo hídrico. Como explicado por Zarzar e Souza (2018), isso acontece devido a menor diluição dos nutrientes, por conseguinte, o nível de trofia no corpo d’água tende a ser maior.

Silva *et.al* (2021) ao acompanhar estações de monitoramento da bacia do rio São Francisco em Sergipe, encontraram os estágios “hipereutrófico”, “supereutrófico” e “eutrófico” concomitantemente, do mesmo modo como ocorreu no riacho das Porteiras. A designação do tipo “mesotrófico” já foi atribuída ao riacho das Porteiras por Silva *et. al* (2021) ao empregar o IET usando fósforo. Macedo *et. al* (2022)

classifica o referido corpo hídrico como hipereutrófico usando o IET com base nos teores de clorofila-a em duas campanhas de coleta. Amorim *et.al* (2021), classifica o ponto 1 e 3 do riacho como “mesotrófico”.

Portanto, esses níveis tróficos são recorrentes no riacho das Porteiras, considerando as enquadrações tróficas nos estudos anteriores, entende-se a relação marcante da eutrofização, visto que o mesmo recebe classificações características de estágios tróficos elevados. Dentre os efeitos nocivos da eutrofização, processo que consiste no enriquecimento de nutrientes nos corpos hídricos, estes, por sua vez, adquirem coloração turva e apresentam níveis baixos de oxigênio dissolvido. Como consequência, há a mortandade de peixes, acarretando grande impacto ao ecossistema aquático (Barbosa *et.al*, 2017).

Ademais, ocorrem outras alterações na água, tais como modificações no sabor, odor, cor, elevação de turbidez, floração de algas com cianotoxinas. Desse modo, o recebimento constante de nutrientes e matéria orgânica, acarreta no comprometimento da qualidade da água e em seus distintos usos (Decker *et al.*, 2018). Tendo em vista que o riacho das Porteiras é um tributário do rio São Francisco, as condições eutróficas desse afluente irão corroborar/impactar de maneira negativa na qualidade hídrica do rio, afetando seu equilíbrio e diversidade biológica.

Dentre os efeitos nocivos que afetam o riacho, destaca-se a eutrofização, processo caracterizado pelo enriquecimento de nutrientes nos corpos hídricos, estes, por sua vez, adquirem coloração turva e apresentam níveis baixos de oxigênio dissolvido. Como consequência, diversas espécies animais e vegetais morrem, acarretando grande impacto ao ecossistema aquático (Barbosa *et.al*, 2017).

Portanto, a classificação trófica para o riacho das Porteiras apresenta-se como “hipereutrófica”, “supereutrófica”, “eutrófica” e “mesotrófica”, esse enriquecimento de nutrientes sucede devido ao lançamento de esgoto doméstico e industrial, carreamento de fertilizantes transportados por água da chuva somadas à ausência de chuvas contribuíram para as elevadas concentrações de fósforo.

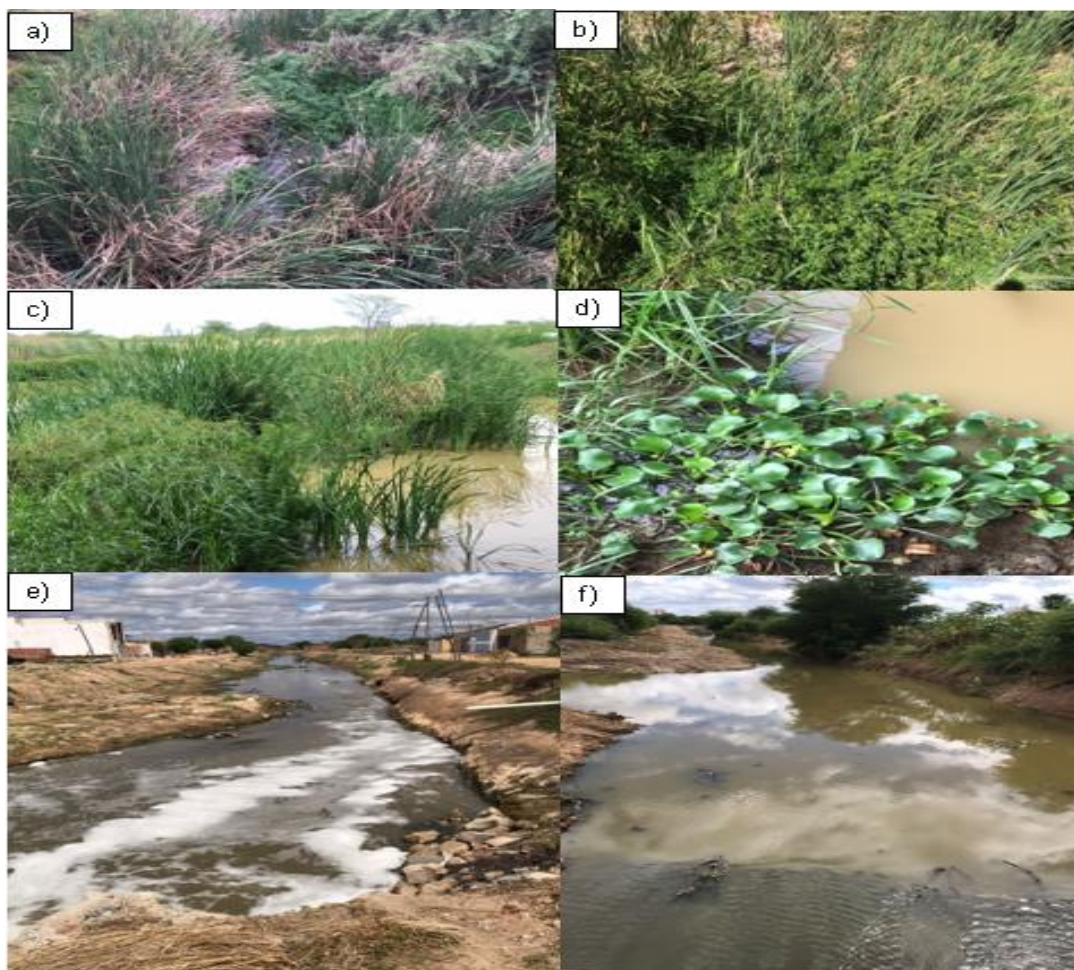
- **Macrófitas aquáticas como indicadores limnológicos**

As macrófitas encontradas no riacho das Porteiras foram analisadas sob a perspectiva de seu potencial bioindicador de qualidade da água de acordo com informações buscadas na literatura. As macrófitas aquáticas encontradas no riacho

das Porteiras durante as três campanhas de coleta foram *Typha domingensis* Pers., *Ludwigia sp* L., *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms e *Ricinus communis* L.

A primeira coleta exibiu *T. domingensis* nos pontos 1, 2 e 3. Em P1 e P2 houve ainda a presença *Ludwigia sp*. O ponto 3 foi o único que apresentou *E. crassipes* nessa coleta. Os pontos 4 e 5 não manifestaram macrófitas aquáticas, através de observações visuais, é possível identificar que a vegetação ripária foi retirada, como apresenta Figura 12.

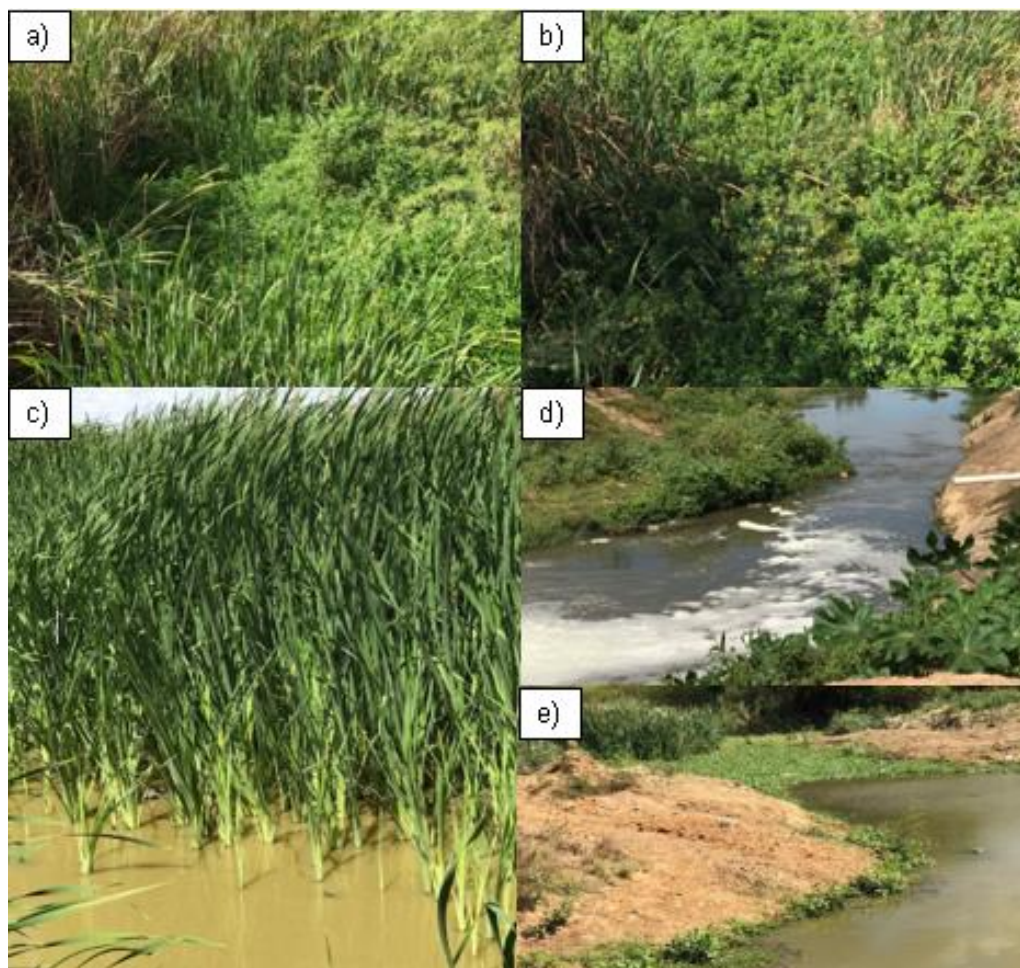
Figura 12– Macrófitas aquáticas no riacho das Porteiras em abril de 2022 a) e b): *T. domingensis* no P1 e P2, acompanhada de *Ludwigia sp.*, c) *T. domingensis* no P3; d) *E. crassipes* no P3; e) e f) ausência de vegetação no P4 e P5.



Fonte: Autoria própria (2022).

A segunda coleta manifestou a mesma ocorrência de *T. domingensis* (presente em P1, P2 e P3) e *Ludwigia sp.* (presente em P1 e P2) da primeira campanha. O ponto 4 e 5, outrora sem macrófitas aquáticas, apresentaram *Ricinus communis* (P4), *E. crassipes* e *T. domingensis*, ambas no P5 (Figura 13).

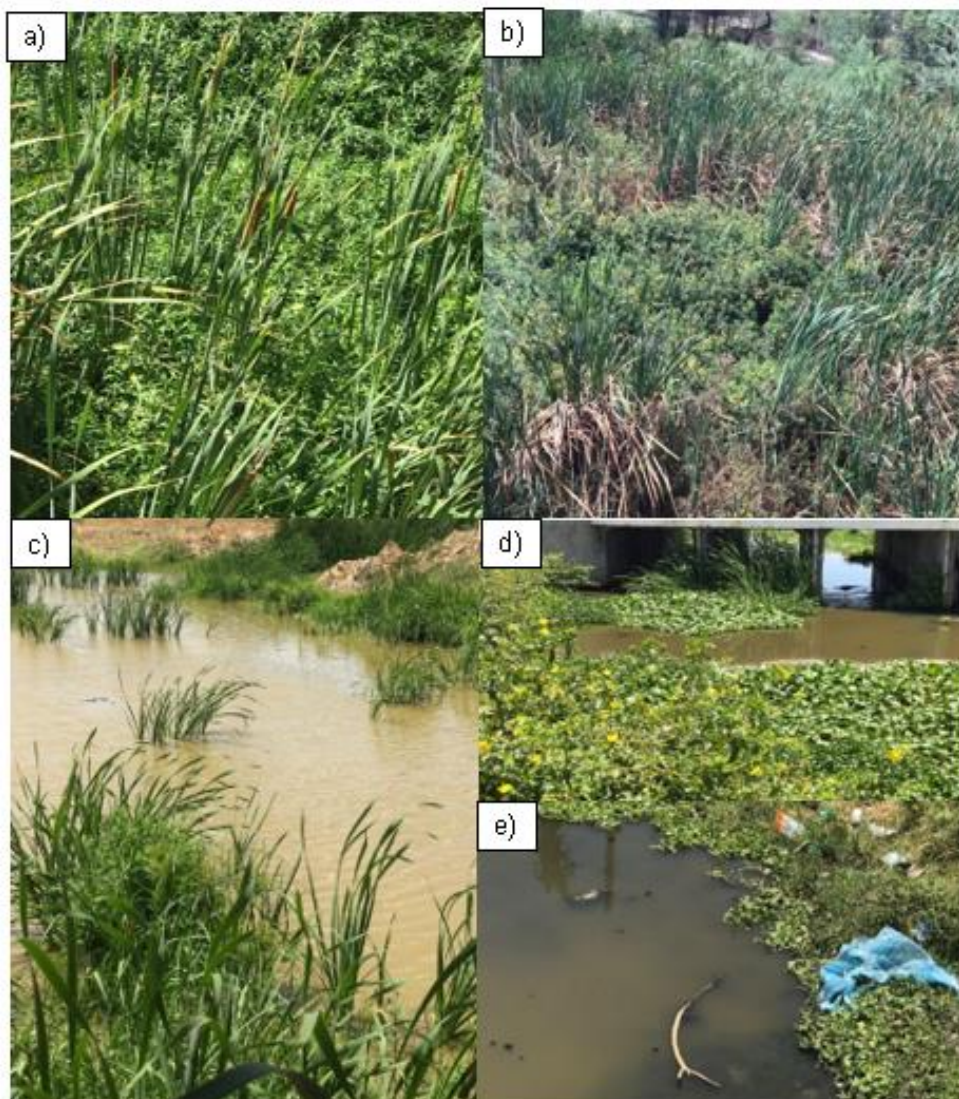
Figura 13– Macrófitas aquáticas no riacho das Porteiras em julho de 2022. a), b) e c) *T.domingensis* nos pontos 1, 2 e 3, acompanhada de *Ludwigia sp.* em “a” e “b”; d) *R. communis* no P4; e) *T. domingensis* e *E.crassipes* no P5.



Fonte: Autoria própria (2022).

Na terceira campanha, *T. domingensis* e *Ludwigia sp.* estiveram presentes também no P4. Do mesmo modo, este ponto apresentou também *E.crassipes* e *Ricinus communis*. O P5 demonstrou somente *E. crassipes* (Figura 14).

Figura 14– Macrófitas aquáticas no riacho das Porteiras em outubro de 2022. a), b) e c) *T. domigensis* nos pontos 1, 2 e 3, acompanhada de *Ludwigia sp.* em “a” e “b”; d) *T. domigensis*, *Ludwigia sp.* e *E. crassipes* no P4; e) *E. crassipes* no P5.



Fonte: Autoria própria (2022).

A presença de macrófitas aquáticas no corpo hídrico indica diferentes características a respeito da condição hídrica, por isso, são usadas como indicadores de qualidade da água (bioindicadoras). Por meio delas, pode ser feita uma análise qualitativa do ambiente, sendo uma alternativa de baixo custo. As espécies bioindicadoras têm o desenvolvimento adequado em ambientes contendo poluentes específicos (Pompêo, 2008; Rodrigues, 2011).

Com base na caracterização e identificação dessas plantas, é possível conhecer o acúmulo de poluentes e os efeitos resultantes da sua exposição (Coutinho, 2018), devido a capacidade de bioacumulação que as macrófitas possuem, processo que ocorre em algum nível trófico, consistindo na fixação de substâncias lipossolúveis

(tóxicas, em sua maioria) nos tecidos; com o acúmulo de compostos químicos constituídos de moléculas cíclicas, aromáticas ou cloradas não metabolizadas pelos organismos (Fericola, Bohrer-Morel, Bainy, 2003; Montone, 2015).

A investigação de quais plantas aquáticas ocorrem em ambientes poluídos são úteis também para conhecer quais espécies são adequadas para remediar um poluente específico (Barreto, 2011), dessa forma, são usadas como fitorremediadoras (Hegel, 2016). Segundo Rodrigues *et.al* (2016), as macrófitas apresentam respostas diferentes aos poluentes, exibem toxicidade quando são sensíveis ou emitem resposta de tolerância, para isso, desenvolvem mecanismos para evitar os efeitos deletérios. Em excesso, as macrófitas implicam em prejuízos ao corpo hídrico, pois impedem a penetração eficiente de luz solar.

Os nutrientes fósforo e nitrogênio são essenciais para o metabolismo das macrófitas aquáticas, as elevadas concentrações desses elementos acarretam na eutrofização (Sperling, 2014). Os níveis tróficos mostram que as concentrações de fósforo são altas, uma vez que o riacho apresentou as classificações “hipereutrófico”, “supereutrófico”, “eutrófico” e “mesotrófico”. Os teores de nitrogênio (explanados na Tabela 9), mostram-se proeminentes. O lançamento de esgotos favorece a proliferação das plantas aquáticas (Sperling, 2014), essa situação foi identificada no riacho ao analisar os dados do IQA e IET. Assim, esses resultados corroboram a abundância de macrófitas presente no riacho.

Por outro lado, apesar do riacho das Porteiras manifestar elevada ocorrência de macrófitas aquáticas, essas não apresentaram riqueza em espécies, pois apenas quatro gêneros foram registrados neste estudo. Camargo *et. al* (2003) relata que alta ou baixa disponibilidade de nutrientes diminui a diversidade de espécies, somente plantas que toleram o estresse ou são competitivas permanecem na comunidade. Uma maior riqueza em espécies sucede em um ambiente com nível intermediário de nutrientes (Bornette e Puijalon, 2010).

Nos pontos 1, 2, 3 e 4, foi constatado a presença de *Typha domingensis* Pers., conhecida popularmente como “taboa”, pertence à família Typhaceae e ordem Poales, é nativa da América do Sul e possui distribuição em todos os domínios fitogeográficos brasileiros. Possui rápida multiplicação e crescimento, com facilidade de sobrevivência em ambientes deteriorados. Sua presença é tida como um sinal de assoreamento e estágio final de degradação ambiental (Santos, 2004). Quando estão

em povoamento abundante, torna-se predominante, sendo considerado como infestante, acarretando desequilíbrio (Flora do Brasil, 2023).

De acordo com a classificação de Esteves (2011) tem forma biológica emersa, por isso, apresenta grande quantidade de tecidos de sustentação, esse aspecto, juntamente com sua elevada produtividade, confere a essa planta a capacidade de estocar nutrientes e carbono por longos períodos (Ferreira, 1998). No estudo de Camargo et.al (2003), foi mostrado um alto crescimento para essa planta aquática em um ambiente próximo à entrada de efluentes domésticos.

Outrossim, o povoamento dessa espécie fornece condições favoráveis para a reprodução de mosquitos, como o vetor transmissor da dengue, *Aedes Aegypti*. Outro atributo de *T. domingensis* é a sinalização de metais pesados, como o cobre, sendo capaz de acumulá-los em seus tecidos e realizar a remoção (Freitas, 2007).

No riacho das Porteiras, quando *T. domingensis* não está sozinha (em P3), encontra-se acompanhada de apenas uma espécie, sendo *Ludwigia sp.* em P1, P2 e *E. crassipes* (P4 e P5). Isso ocorre porque quando *T. domingensis* está em povoamento, torna-se predominante, acarretando desequilíbrio. Além disso, como mostra as Figuras 12,13 e 14, observa-se que *T. domingensis* encontra-se como infestante no ponto 1 e 2.

E. crassipes (Mart.) Solms, encontrada nos pontos 3, 4 e 5, está agrupada na família Pontederiaceae e ordem Commelinales, conhecida popularmente como “baronesa” ou “aguapé”, tem forma biológica flutuante (Esteves, 2011). A sua distribuição originária remonta a bacia do Amazonas e rio Prata, apesar de estar presente em todos os domínios fitogeográficos nacionais (Sousa, 2020). Amorim et.al (2022), também relatou a presença de *E. crassipes* no riacho das Porteiras em um diagnóstico preliminar do corpo hídrico.

E. crassipes possui propriedade de bioacumulação, por isso, é considerada uma macrófita bioindicadora com desenvolvimento prolífico em ambientes eutrofizados e contaminado por poluentes específicos (Santos et.al, 2020). A disponibilidade de nitrogênio e fósforo, advindos do lançamento de esgotos, possibilita o crescimento populacional extensivo dessa macrófita (Pitelli et.al, 2011). Desse modo, propaga-se de forma invasora (Lisboa, 2003), afetando os ciclos dos nutrientes, cadeia trófica e bloqueando a propagação da luz na água. Como consequência, os organismos fitoplanctônicos, zooplanctônicos e macroinvertebrados bentônicos são comprometidos (Beyruth, 1992).

Por outro lado, pode ser utilizada em tratamento de resíduos e efluentes, desempenhando papel na absorção de nutrientes, em concentrações superiores às necessidades fisiológicas. Também, assimilam elementos químicos que não participam de seu metabolismo, essa capacidade confere a fitorremediação de compostos tóxicos como cádmio, arsênico, cobalto, níquel, mercúrio e chumbo. Também, atua na remoção de nitratos e fosfato em efluentes (Adelodun *et.al*, 2020; Mees *et al.*, 2009; Nazir *et al.*, 2020).

T. domingensis e *Eichornia crassipes* são espécies indicadoras de ambientes em progressiva eutrofização, por conta da alta demanda de biomassa e aumento de matéria orgânica quando atingem elevadas densidades com consequente déficit de oxigênio dissolvido (Petralli, 2003; Pômpeo, 2008). O excedente de nutrientes advindos dos resíduos domésticos, industriais e agrícolas interfere na qualidade da água, ocasionando a proliferação das macrófitas, as quais absorvem esses elementos (Hegel e Melo, 2016).

Tais espécies são consideradas excelentes filtradoras de minerais e metais pesados. Contudo, com a concentração de fósforo, nitrogênio e potássio, *T. domingensis* e *E. crassipes*, tendem a superabundância. A alta densidade altera a qualidade da água, tornando o corpo hídrico eutrofizado devido à redução de penetração da luz (Santos e Boina, 2017).

No estudo de Silva *et.al* (2020), realizado no rio Poxim (São Cristóvão, Sergipe), os autores perceberam uma pressão frente ao saneamento por conta da quantidade elevada de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé) e de *Typha domingensis* Pers., indicando um ambiente eutrofizado com elevado aporte de matéria orgânica.

Ludwigia L., detectado nos pontos 1, 2 e 4, pertence à família Onagraceae Juss. e agrupa 83 espécies, sendo um gênero pantropical, ocorre em diferentes domínios fitogeográficos e habitats, mas a maioria das espécies estão associadas a ambientes alagados por possuir tecido arenquimatoso (Pott e Pott, 2000). De acordo com Zeferino (2019), 43 espécies estão distribuídas no Brasil.

Algumas espécies têm potencial para o gerenciamento de resíduos agrícolas na água, como a *Ludwigia peploides* com concentração de cobre, zinco, cromo, chumbo e remoção destes, com exceção do zinco (Salawu *et.al*, 2018). Folhas e raízes de *Ludwigia stolonifera* podem ser usadas como biofiltros para metais residuais (Khalifa *et al.*, 2017). Segundo o estudo de Prochnow *et.al* (2000), o gênero *Ludwigia sp.*

é bioindicadora de ferro, manganês e tem a tendência em acumular cromo e chumbo (Prochnow *et.al*, 2000).

A espécie *Ricinus communis* L., está família Euphorbiaceae e ordem Malpighiales, com origem no continente africano, é conhecida popularmente como “mamona”, considerada como exótica invasora no Brasil (Flora do Brasil, 2023). Essa planta foi verificada às margens do P5. De acordo com as informações descritas na literatura, no território brasileiro, ela é característica de áreas degradadas, como margens de estradas, terrenos baldios e pilhas de lixo.

No ponto em questão, *R. communis* aparece uma coleta após a retirada da vegetação das margens, evidenciando as perturbações no corpo hídrico. Ressalta-se a presença da planta no ponto (P5) que mais apresenta intervenção urbana, como deposição de entulhos, construções comerciais e residenciais. Essa planta compete com a vegetação nativa causando impacto negativo na biodiversidade local; como também apresenta toxicidade, a ingestão de 2 a 3 sementes conduz o indivíduo a óbito.

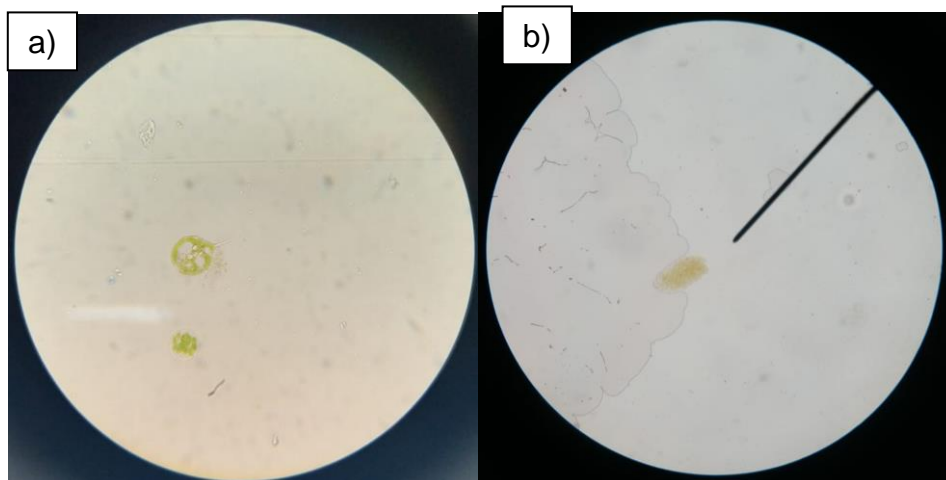
Destaca-se que as macrófitas presentes no riacho das Porteiras nesse monitoramento, não são espécies nativas da caatinga, implicando na descaracterização da flora natural do ecossistema aquático.

Portanto, as macrófitas aquáticas (*T. domingensis*, *Ludwigia* sp., *Eichhornia crassipes*) encontradas no riacho das Porteiras estão associadas a uma qualidade hídrica “razoável”, “ruim” e “péssima”, conseqüentemente, a um baixo Índice de Qualidade da Água. O IET revela que os pontos amostrais onde elas estão presentes, apresentam condições “eutrófica”, “mesotrófica”, “supereutrófica” e “hipereutrófica”, indicam um corpo hídrico eutrofizado com enriquecimento de nutrientes.

- **Fitoplâncton com indicador biológico**

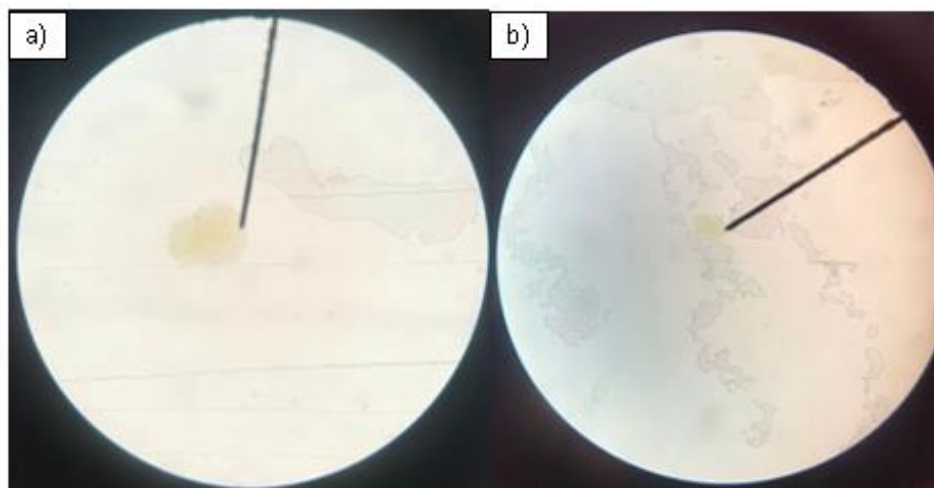
A primeira coleta apresentou os gênero *Phacus* Dujardin e *Euglena* Ehrlich no ponto 2, *Microcystis* Kützing no ponto 2, 3 e 4, como mostram as Figuras 15 e 16.

Figura 15– a) *Phacus sp.* e *Euglena sp.* no P2; b) *Microcystis sp.* no P2.



Fonte: Autoria própria (2022).

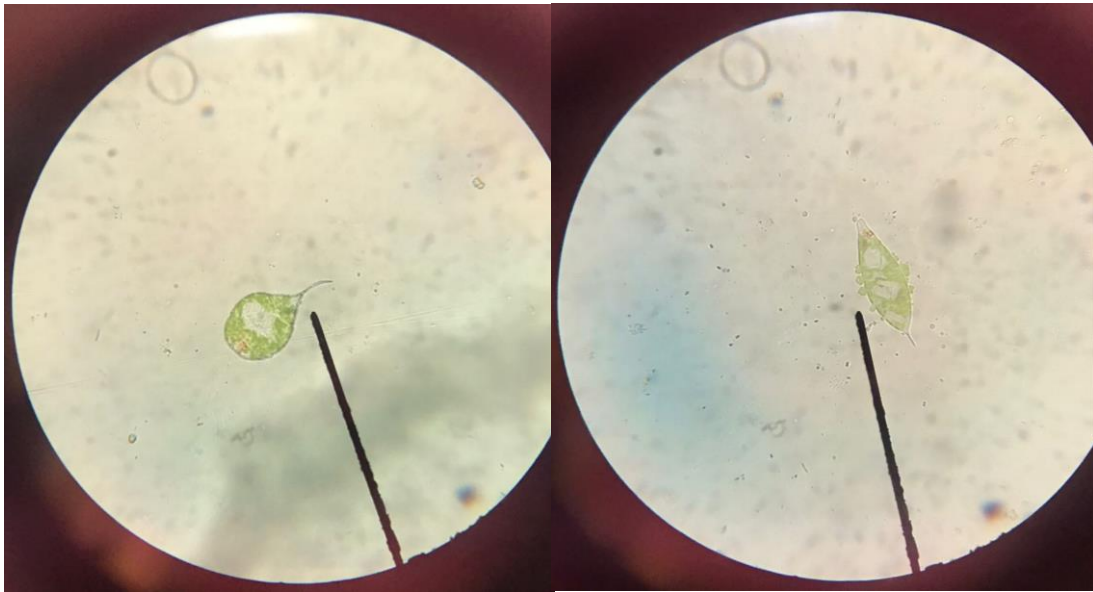
Figura 16– a) *Microcystis sp.* no P3 e b) P4.



Fonte: Autoria própria (2022).

Na segunda campanha, o ponto 2 exibiu os gêneros *Phacus sp.* e *Euglena sp.* Para os demais pontos, não foi registrado fitoplâncton (Figura 17).

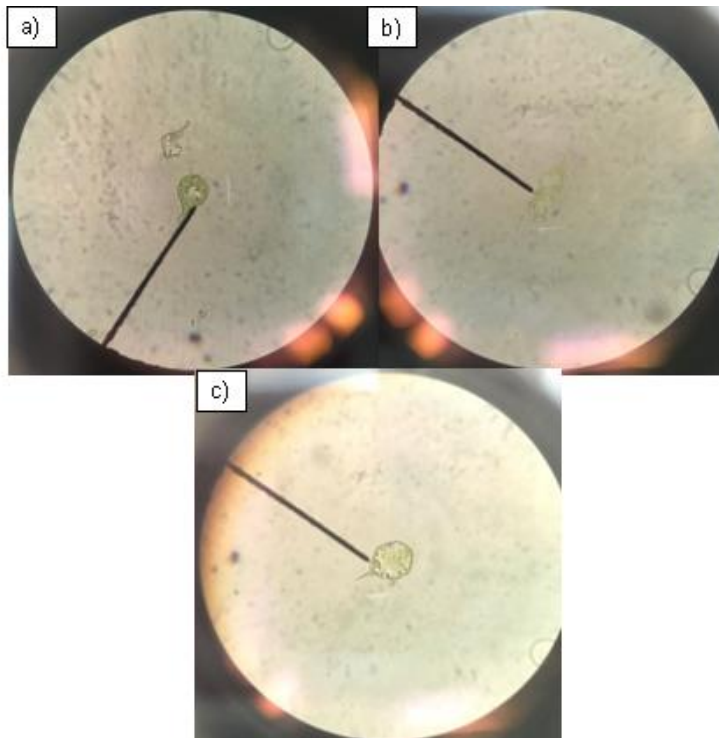
Figura 17– *Phacus sp.* e *Euglena sp.* no P2, respectivamente.



Fonte: Autoria própria (2022).

A terceira coleta demonstrou o gênero *Phacus sp.* nos pontos 3 e 5, e *Euglena sp.* no P3 (Figura 18).

Figura 18– a) *Phacus sp.* no P3; b) *Phacus sp.* no P5; c) *Euglena sp.* no P3.



Fonte: Autoria própria (2022).

Os gêneros *Phacus* Dujardin e *Euglena* Ehrlich encontrados no riacho das Porteiras, pertencem a divisão Euglenophyta, ordem Euglenales e família Euglenophyceae. O gênero *Microcystis* Kützing está agrupado na divisão Cyanophyta, ordem Chroococcales, família Microcystaceae e engloba 25 espécies (Komárek e Hauer, 2012).

A família Euglenophyceae tem preferência por elevadas concentrações de amônia, com desenvolvimento ampliado em condições de alta DQO e elevado aporte de matéria orgânica, sendo considerada indicadora de poluição orgânica e amplamente usada na Hidrobiologia sanitária. Por possuir metabolismo heterotrófico alternativo, as euglenóides sobrevivem em situação de elevada turbidez e baixo OD (Riediger et al., 2014). Essa condição justifica a presença desses táxons no riacho das Porteiras, uma vez que exibiu baixos teores de OD e turbidez, com valor menor do que o recomendado pela resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente para águas doces de classe 3, de 4 mg/L O₂ para OD (em todos os pontos) e ultrapassando 100 UNT em alguns pontos.

Os indivíduos de *Phacus* sp. são unicelulares, compostos por células nuas, achatadas (foliáceas), com a presença de flagelo (conferindo mobilidade) e estiramentos longitudinais ou helicoidais (Alves-da-Silva, 2011). Esse táxon reúne 150 espécies de água doce, possui maior ocorrência em corpos hídricos ricos em matéria orgânica, está associado a outros gêneros de Euglenophyta, como *Euglena*, *Lepocinclis*, *Strombomonas* e *Trachelomonas* (Pochmann 1942; Round 1983; Wetzel 1993), como ocorreu no presente estudo, o gênero *Phacus* sp. apresentou-se acompanhado de *Euglena* sp. Os gêneros *Phacus*, *Euglena* e *Trachelomonas* podem ser encontrados em abundância nos ambientes contaminados por fezes e urina (Pereira e Azeiteiro, 2003).

Estudos de Azeiteiro (2003), Alves et al. (2007) e Sladecék (1973) citam espécies de *Phacus* sp. como indicadoras de ambientes poluídos por matéria orgânica. A pesquisa de Alves-da-Silva et al. (2011), demonstra que ambientes eutrofizados, seja de modo natural ou antropogênico, possui maior riqueza de espécies do gênero *Phacus*. Von Sperling (1996), considera esse gênero como um táxon característico de lagoas de estabilização.

Euglena sp. e *Phacus* sp. são descritos na literatura como resistentes a degradação e bioindicadoras de poluição (Bastos et al., 2006; Hobold, 2007; Freitas,

2010; Silva *et al.*, 2011; Tucci *et. al.*, 2011).

Os membros de *Euglena sp.* têm células em formatos esférico, cilíndrico ou fusiforme, que podem ser alterados pelo movimento euglenoide; são organismos autotróficos ou heterotróficos, de vida livre, com variedade de ambientes: solo, água doce, salobra, salgada. Esse gênero é considerado como a microalga com maior tolerância a poluição (Mendonça, 1990), sendo característica de águas com expressiva matéria orgânica, como as lagoas de estabilização (Branco, 1978).

No trabalho de Freitas (2010), o gênero *Euglena sp.* foi encontrado em ambientes com maior degradação, tendo crescimento somente em locais com altos teores de sulfato e ferro, considerado assim como bioindicador desses elementos. Estudos de alterações celulares e bioquímicos que ocorrem em *Euglena sp.* em diferentes condições ambientais tem sido usados como parâmetros sinalizadores de mudanças ambientais ocasionadas por matéria orgânica, metais pesados e outros contaminantes.

Euglena sp. tem capacidade de adaptação a situação de *stress*, como escassez de nutrientes ou iluminação indevidas, conferidas pela mobilidade e estigma (Valente, 2004). Os autores Andrade e Giroldo (2014), relatam em sua pesquisa a presença de *Euglena sp.* nas águas mais poluídas.

Microcystis sp. encontrado na primeira coleta nos pontos 2,3 e 4, está entre os gêneros de cianobactérias mais associado a florações. Esse gênero é formado por arranjos de células cocoides envoltas em envelope mucilaginoso, com três planos perpendiculares de divisão celular e presença de aerótopos (Komárek, 2003).

No território brasileiro, é conhecido por produz microcistina, uma hepatoxina inibitória de fosfatases do metabolismo animal, causando câncer em mamíferos, quando expostos a longo prazo a doses subletais. A toxicidade ocorre devido ao acúmulo de metabólitos secundários, impactando outros seres vivos, como algas, zooplâncton, homem e afetando a qualidade da água (Codd, 2000). Por isso, a Portaria 1469 de 29 de dezembro 2000 (Brasil, 2000), referente ao controle de qualidade da água para consumo humano e padrão de potabilidade, prevê o monitoramento de microcistina como obrigatório.

Esse táxon apresenta ampla tolerância a intensidade luminosa em consequência da produção de pigmentos fotoprotetores por aclimatação. A floração de *Microcystis sp.* fornece sombreamento sobre outras espécies de fitoplâncton, reduzindo a riqueza e diversidade (Tucci & Sant'Anna 2003). O gênero está distribuído em corpos

hídricos eutrofizados (Silva, 2005).

Assim, os grupos de microalgas presentes no riacho das Porteiras (*Phacus sp.*, *Euglena sp.*, *Microcystis sp.*) são característicos de um ambiente poluído por matéria orgânica e outros contaminantes, aponta para um corpo hídrico em condição de degradação.

● Influência do lançamento de efluentes das lagoas sobre o P2 e P3

Para avaliar a interferência do lançamento dos efluentes da lagoa de estabilização do bairro João de Deus sobre o P2, bem como o sistema de tratamento de efluentes do bairro Antônio Cassimiro sobre o P3, foram analisados os teores de fósforo, nitrogênio e clorofila-a, juntamente com as variáveis físico-químicas: temperatura, turbidez, pH e condutividade elétrica nos meses de maio e setembro de 2023. Os resultados encontrados estão expressos na Tabela 10.

Tabela 10–Resultados físico-químicos e de nutrientes para o P2, P2(L), P3 e P3(L).

Pontos amostrais	1º coleta (30/04/2022)						
	Nitrogênio	Fósforo	Clorofila		Turbidez	Temperatura	Condutividade elétrica
			A	pH			
P2	23,52	4,93	99,2	6,81	515	27,20	708,70
P2(L)	18,29	6,28	948,6	6,25	370	26,40	804,70
P3	19,79	5,97	117,8	6,77	625	26,90	916,40
P3(L)	22,03	2,73	37,2	6,83	623	29,90	774,50
2º coleta (27/07/2022)							
P2	25,39	5,36	186	6,46	384	26	784
P2(L)	27,25	6,20	520,8	7,85	424,33	26,40	750,3
P3	30,99	5,46	37,2	7,77	602,33	25	817,1
P3(L)	26,13	5,31	279	8,09	69,60	27	748,5

Fonte: Autoria própria (2023).

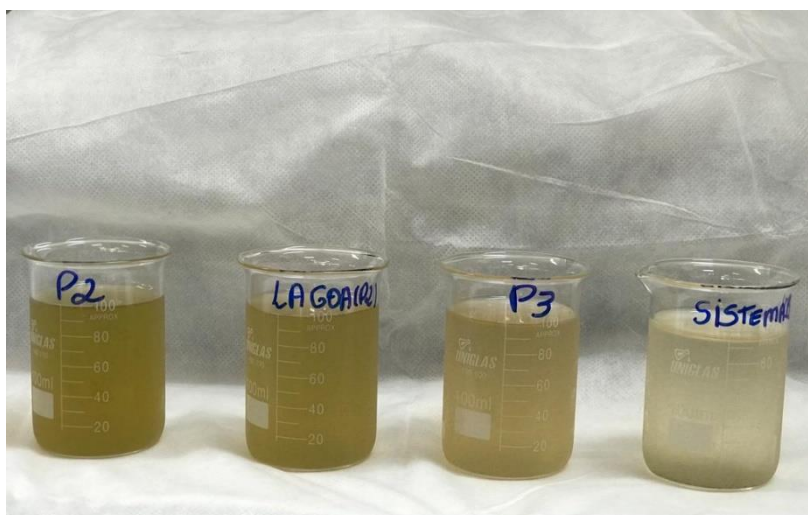
O P2 apresentou maiores concentrações de nitrogênio e turbidez quando comparados ao P2L. Para os parâmetros de fósforo, clorofila-a e condutividade elétrica P2L mostrou maiores valores, na primeira campanha. Quanto à segunda coleta, os valores de condutividade elétrica foram maiores no P2. Os teores de nitrogênio, fósforo, clorofila-a e turbidez foram maiores em P2L. Apesar de P2 apresentar maior pH e temperatura na primeira coleta, os valores não foram destoantes de P2L, este, na segunda coleta, apresentou maiores valores dessas variáveis. Dessa maneira, as maiores concentrações de nitrogênio no P2, mostra que pode haver uma possível contribuição dos lançamentos da lagoa sobre esse ponto.

O P3 demonstrou maiores concentrações de fósforo, clorofila-a, turbidez e

condutividade elétrica; P3L apresentou maior valor de nitrogênio, na primeira campanha. Na segunda coleta, o P3 exibiu maiores concentrações para nitrogênio, fósforo, turbidez e CE. Os teores de clorofila-a foram maiores em P3L. Em relação às demais variáveis pH e temperatura, os resultados foram similares entre esses pontos (P3 e P3L) para ambas coletas. Assim, observou-se uma influência do sistema sobre o P3.

Com relação à cor, esta demonstrou similaridade no aspecto visual entre P2-P2L, como demonstra a Figura 19.

Figura 19– Aspecto visual da amostra coleta no P2 e P3 do riacho das Porteiras, lagoa de estabilização P2(L) e sistema de tratamento P3(L).



Fonte: Autoria própria (2022).

A partir das concentrações de fósforo e clorofila-a, foi calculado o Índice de Estado Trófico com sua respectiva classificação de nível trófico, mostrados na Tabela 11.

Tabela 11-Concentrações de clorofila-a e fósforo com o IET_M calculado e respectivo nível trófico para os pontos P2, P2(L), P3 e P3(L).

1º coleta (30/04/2022)				
Ponto amostral	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}^{-1}$)	Fósforo ($\mu\text{g/L}^{-1}$)	IET _M	Nível trófico
P2	99,2	4,93	68,35	Hipereutrófico
P2(L)	948,6	6,28	78,01	Hipereutrófico
P3	117,8	5,97	69,61	Hipereutrófico
P3(L)	37,2	2,73	64,47	Supereutrófico
2º coleta (27/07/2022)				
P2	186	5,36	69,00	Hipereutrófico
P2(L)	520,8	6,20	68,08	Hipereutrófico
P3	37,2	5,46	61,46	Supereutrófico
P3(L)	279	5,31	70,73	Hipereutrófico

O nível “hipereutrófico” é atribuído ao P2, P3 e lagoa de estabilização; o sistema de tratamento do bairro Antônio Cassimiro recebe a classificação “supereutrófico” na primeira coleta.

Na segunda campanha, P2 e P3 recebem a mesma classificação da coleta anterior. A lagoa de estabilização, exibe o nível “supereutrófico” e o sistema apresenta classificação “hipereutrófico”. Os estágios tróficos encontrados apontam para corpos hídricos em alto grau de eutrofização.

Ademais, foi analisado a comunidade fitoplanctônica presente nos pontos 2 e 3 do riacho, como também na lagoa e sistema, com o intuito de verificar se os grupos eram os mesmos. O ponto 2 apresentou o gênero *Lepocinclis* (Figura 20), ele está presente em águas poluídas, ricas em matéria orgânica e nutrientes, sendo frequente em lagoas de estabilização (Branco, 1986).

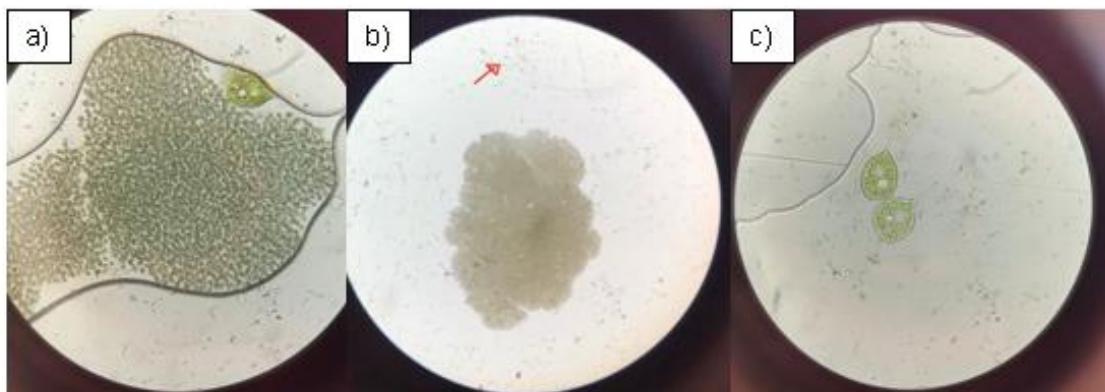
Figura 20– *Lepocinclis* sp. presente na lagoa de estabilização.



Fonte: Autoria própria (2023).

Na lagoa foi verificado: *Phacus sp.*, *Microcystis sp.* e *Pseudanabaena sp.* (seta em vermelho), exibidos na Figura 21. O gênero *Microcystis*, como citado antes, tem implicação sanitária com fiscalização prevista pela legislação brasileira, esse grupo e *Phacus sp.* são indicadores de poluição orgânica e presentes em lagoas de estabilização (Branco, 1986). O táxon *Pseudanabaena sp.* tem ampla distribuição com ocorrência em ambientes aquáticos eutrofizados (Acinas et al. 2009), algumas espécies são citadas na literatura como produtoras de microcistinas, como *P. mucicola* (Oudra et al, 2001), *P. limnética* (Teneva, 2009) e *P. galeata* (Cunha et al. 2010, Pípole et al. 2010).

Figura 21– *Microcystis sp.* (“a” e “b”), *Phacus sp.* (“a” e “c”), *Pseudanabaena sp.* em “c”.



Fonte: Autoria própria (2023).

O ponto 3 mostrou a presença de *Phacus sp.* (Figura 22) e o sistema do bairro Antônio Cassimiro, exibiu o gênero *Lepocinclis sp.* na primeira coleta (Figura 23).

Figura 22–*Phacus sp.* no P3.



Figura 23– *Lepocinclis sp.* no P3(L).



Fonte: Autoria própria (2023).

A visualização microscópica das lâminas da segunda coleta apresentou resultados distintos, não foram registrados fitoplâncton, apenas protozoários como ameba (*Arcella sp.*) no P3, paramécio (*Paramecium sp.*) no P2L e P3L e rotífera em P2L, conforme as Figuras abaixo.

Figura 24– *Arcella sp.* no P3.

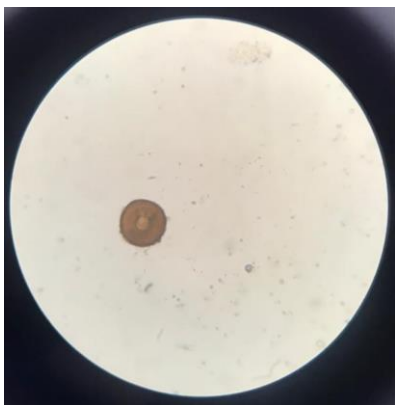


Figura 25– *Paramecium sp.* no P2(L).



Figura 26– *Paramecium sp.* no P3(L).

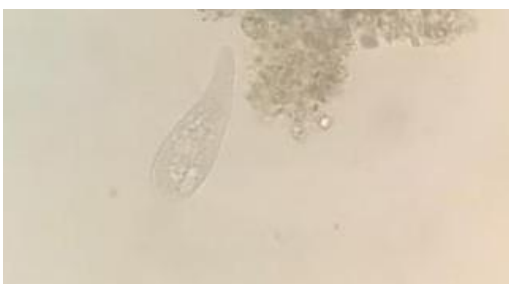


Figura 27– Rotífera no P2(L).



Fonte:Autoria própria (2023).

Paramecium sp. são organismos livres-natantes com distribuição mundial, estão presentes em águas ricas em matéria orgânica, tendo a função de atuar na decomposição, esse protozoário não é patogênico ao organismo humano. Os rotíferos desempenham papel na ciclagem de nutrientes com relevância na teia alimentar aquática, também contribuem na depuração de ambientes com poluição orgânica. Sua presença é considerada inofensiva, algumas espécies são indicadoras de águas com poluição orgânica (Roche e Silva, 2017). O gênero *Arcella sp.* agrupa amebas envolvidas por uma teca mineralizada, são comuns em água doce e exercem função na decomposição da matéria orgânica no sedimento, operando assim na ciclagem de nutrientes (Cunha, 2021).

Desse modo, os táxons encontrados no riacho das Porteiras no P2 não coincidiram com os grupos identificados na lagoa de estabilização do bairro João de Deus; de maneira similar, o fitoplâncton presente no P3 não coincidiu com os gêneros encontrados no sistema do bairro Antônio Cassimiro. Porém, os dados físico-químicos apontam para uma possível interferência, tendo em vista que o P2 apresentou maiores concentrações de nitrogênio quando comparado à lagoa e o P3 exibiu maiores concentrações para nitrogênio, fósforo, turbidez e CE, em relação ao sistema de tratamento de efluentes.

4 CONCLUSÃO

Conclui-se, com base nos resultados do IQA (razoável, ruim e péssimo), IET (predominantemente “hipereutrófico” acompanhado de outros níveis “supereutrófico”, “mesotrófico”, “eutrófico”) a deterioração na qualidade hídrica bem como o avanço no panorama da eutrofização.

Os indicadores limnológicos, como a comunidade macrofítica: *T.domingensis*, *Ludwigia sp.* *E. crassipes* apontando para estágio final de deterioração e pressão antropogênica. A presença dos gêneros *Phacus sp.*, *Euglena sp.*, *Microcystis sp* indicam poluição orgânica.

Os elementos do saneamento, como lançamento de efluentes e resíduos sólidos, apresentam-se como fatores contribuintes na má qualidade hídrica e enriquecimento de nutrientes.

Desse modo, o riacho das Porteiras, encontra-se descaracterizado como um corpo hídrico natural, em que flui efluentes em vez de águas, com a qualidade hídrica ruim e níveis tróficos apontando para um corpo d’água eutrofizado. Tendo em vista que são os afluentes do rio São Francisco que o mantem, as condições hídricas do riacho das Porteiras irão repercutir no rio. Por isso, é necessário o contínuo monitoramento com inserção de outros parâmetros físico-químico e biológicos, bem como ações que visem a preservação deste riacho.

Quanto à influência da lagoa de estabilização sobre o P2 e sistema de tratamento sobre o P3, notou-se uma possível interferência, dado os maiores valores de fósforo, nitrogênio, turbidez nos pontos do riacho. A comunidade de fitoplâncton presente no riacho não coincidiu com os grupos da lagoa e sistema, dessa maneira, são necessários estudos posteriores envolvendo outros parâmetros com abrangência

de um período maior de monitoramento para um entendimento aprofundado da influência que as lagoas exercem sobre o riacho das Porteiras.

REFERÊNCIAS

ACINAS, S.G. *et.al.* 2009. Phenotypic and genetic diversification of *Pseudanabaena* spp. (cyanobacteria). *ISME J* 3 (1): 31-46.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (Brasil). Índice de qualidade das águas. 2023. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#>. Acesso em: 23 set. 2023.

APHA. American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22^o ed., Washington, American Public Health Association Pub., 1935 p, 2012.

ANDRADE, Rodrigo da Rocha; GIROLDO, Danilo. Caracterização limnológica e variação sazonal do fitoplâncton em um lago raso subtropical (Lago Guaíba, Brasil): estudo de longa duração. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, p. 442-456, 2014.

ÁLVARES, M.L.P; MORAIS, L.R.S; SANTOS, M.E.P; PINHO, J.A.G; SANTOS, F.P; COSTA, N.C.A. Qualidade das águas dos rios de Salvador. *Revista Vera Cidade* 6, 2010.

ALVES-DA-SILVA, Sandra Maria et al. O gênero *Phacus* (Euglenophyceae) em lago urbano subtropical, no Jardim Botânico de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, p. 713-726, 2011.

AMORIM, Miriam Cleide C.; DE SOUZA SILVA, Iasmin; BRAGA FILHO, Leonardo José P. DIAGNÓSTICO PRELIMINAR E QUALIDADE DA ÁGUA DO RIACHO DAS PORTEIRAS EM TRECHO URBANO DE PETROLINA-PE.

BARRETO, R. D. **Uso e Ocupação do Solo às Margens do Rio São Francisco no Município de Petrolina-PE: impactos ambientais no canal fluvial.** 110f. Dissertação (Pós-Graduação em Geografia). Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 2015.

BASTOS, I. C. O. et al. Utilização de bioindicadores em uma indústria de papéis GOVERNADOR VALADARES – MG. **Eng. sanit. ambient.** Vol.11, Nº 3, p.203-211, 2006. BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente. 2005. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: Out. 2023.

Bicudo, C.E.M.; Bicudo R.M.T. 1970. Algas de águas continentais brasileiras: chave

ilustrada para identificação de gêneros Editora Universidade de São Paulo, São Paulo. 228pp.

BRANCO, S.M. 1978. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2º edição. CETESB, São Paulo, 620p.

BRASIL. Lei nº 12,651, de 12 de maio de 2012. Institui o novo Código Florestal Brasileiro. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília: 2012.

CALLISTO, M.; MORENO, P. Bioindicadores como ferramentas para o manejo, gestão e conservação ambiental. In: SIMPÓSIO SUL DE GESTÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL, 9, 2006, Erechim. Anais [...]. Erechim: URI-Erechim, 2006. p.67-78.

CODD, G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrophication control. *Ecological Engineering*, 16: 51-60.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 307 de 05 de julho de 2002.

COMETTI, J. L. S.; CABRAL, J. J. P. S.; CONCEIÇÃO, T. M. Indicadores de pressão-estado-resposta para avaliação da conservação ambiental de riachos urbanos. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.10, p.194-205, 2019.

CORDEIRO G.G. et al. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro Oeste do Brasil. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 11, n. 3, p. 702-710, 2016.

Cunha, L.C., Pípole, F., arjonilçla-de-Mattos, L.F., Rangel, M., Sant'Anna, C.L., Garcia, A.N. & Carvalho, L.R. 2010. Anais da Semana Científica Benjamin Eurico Malucelli, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia-USP, São Paulo Vol 4: 159-160.

DA SILVA ALVES, Luciano; MARTINS, Lorena Alencar; DE JESUS, Lucineide Bispo. Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Camarajipe (Salvador-Brasil): diagnóstico dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e determinação do IQA. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 6, n. 1, 2019.

FREITAS, A. P. P. Algas perifitas como indicadoras de qualidade em ambientes impactados pela drenagem ácida de Minas na região carbonífera de Santa Catarina. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/35630>> Acesso em: 30 de out 2023.

HOBOLD, Valdir. Avaliação de metodologias para análise toxicológica utilizando algas do tipo *Scenedesmus subspicatus* e *Daphnia magna*. Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 2007.

KOMÁREK, J. 2003. Coccoid and colonial Cyanobacteria. In: Wehr, J.D. & Sheath, R.G. (eds.). *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Elsevier, San Diego. Pp. 59-116

LEMOS, R. S.; CARVALHO, V. L. M.; MAGALHÃES, A.P. J.; POLIGNANO, M. V. Elaboração de um protocolo de avaliação rápida de cursos d'água e aplicação em sub-bacias hidrográficas do Ribeirão Pampulha, bacia do rio das Velhas, Minas Gerais – Brasil. In: Seminário nacional sobre tratamento de app em áreas urbanas, 3., 2014, belém. 2014. anais [...]. minas gerais: ufpa, 2014, [...].

LEONARDO, Albuquerque Lins; DE PAIVA, Anderson Luiz Ribeiro; LIMA, Suzana Maria Gico. XV Simpósio de recursos hídricos do nordeste índice de estado trófico com base em clorofila-a e fósforo total em uma estação no rio tapacurá em vitória de santo antão/pe.

LIMA, Gustavo Ross Ribeiro et al. O que comunicam os índices de qualidade de água e de estado trófico em um reservatório do semiárido brasileiro?. **Geosciences= Geociências**, v. 39, n. 1, p. 181-190, 2020.

LABMET. Laboratório de Meteorologia, 2022. Informações metereológicas do Vale do São Francisco. Disponível em:<http://labmet.univasf.edu.br/>. Acesso em 21 set.2023.

LIMA, Roberta Nascimento; LOPES, Luciana Neves; DA SILVA, Rafaela Cristina Landeiro. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO JOÃO MENDES LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE NITERÓI-RJ.

MACEDO, F.; BRAGA, L; AMORIM, M. C. C. Prospecção Científica sobre Estudos com Macrófitas e Qualidade da Água em Riachos. In: SEMANA DE ENSINO E EXTENSÃO DA UNIVASF, 2022, Juazeiro-BA. Anais da Semana de Ensino, Pesquisa e Extensão da UNIVASF, 2022.

MEDEIROS, Samylle Ruana Marinho de et al. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 711-730, 2016.

Mendonça, S.R. 1990. Lagoas de estabilização aeradas mecanicamente: novos conceitos. Ed Universitária da Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 388p
MORAES, L.R.S; ÁLVARES, M.L.P; SANTOS, F.P; COSTA, N.C.A. Saneamento e qualidade das águas dos rios em Salvador, 2007-2009. Revista Interdisciplinar de Gestão Social 1, 47-60, 2012.

MOSCARELLI, F.; KLEIMAN, M. Os desafios do planejamento e gestão urbana integrada no Brasil: análise da experiência do Ministério das Cidades. Urbe-Revista Brasileira de Gestão Urbana, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 157-171, 2017.

NIGRO, M. **Dos Riachos aos Canais:** o Desprezo pela Natureza na Cidade em Ambiente Semiárido no Brasil (Juazeiro-BA). 2017. 298f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, Salvador-BA, 2017.

Oudra, B., Loudiki, M., Sbiyyaa, B., Martins, R., Vasconcelos, V. & Namikoshi, N. 2001. Isolation, characterization and quantification of microcystins (heptapeptides hepatotoxins) in *Microcystis aeruginosa* dominated bloom of Lalla Takerkoust

lakereservoir (Morocco). *Toxicon* 39 (9): 1375-1381.

PEREIRA M. J.;AZEITEIRO, U.M.M. 2003. Ecological notes on the species *Phacus* Dujardin (Euglenophyta) from the central region of Portugal. **Acta Oecologica** 24: 33-48.

PÍPOLE, F., Arjonilla-de-Mattos, Garcia, A.N., Cunha, L.C., Rangel, m., Sant'Anna, C.L. & Carvalho, L.R. 2010. Avaliação dos possíveis efeitos tóxicos do extrato de *Pseudanabaena galeata* administrados via oral e intraperitoneal. XIII Congresso Brasileiro de Ficologia, Paraty, 19 a 23 de julho de 2010, pp. 1-75

POCHMANN, A. 1942. Synopsis des Gattung *Phacus*. *Archiv für Protistenkunde* 5: 121-252.

PONTES, P. P.;MARQUES, A. R.; MARQUES, G. F. Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na micro-bacia do Córrego Banguelo– Contagem. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 183-194, 2012.

REGO, N. A. C., SANTOS, J. W. B., TEIXEIRA, A. Estudos quali-quantitativos da condutividade elétrica das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Cachoeira – Sul da Bahia. *Série Águas da Bahia*, Salvador, v.3. p. 65-76. 2009.

RIEDIGER, Wiviany et al. Fitoplâncton de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no oeste do Paraná, Brasil: classes Chlorophyceae e Euglenophyceae. **Iheringia, Série Botânica.**, v. 69, n. 2, p. 329-340, 2014.

ROCHE, Kennedy Francis; SILVA, William Marcos da. Checklist dos Rotifera (Animalia) do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 107, 2017.

ROUND, F. 1983. *Biologia das Algas*. 2 ed. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara Dois.

SANTOS, Juliana Mattos Bohrer et al. VARIAÇÃO DO IQA E ICE NO RIBEIRÃO ESPÍRITO SANTO-MG. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 460-482, 2020.

SILVA, D. Dinâmica de populações de *Microcystis* (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil. **São paulo: IBOT**, 2005.

SILVA, IASMIN DE SOUZA; DA, para recuperação; urbanos, qualidade da água de riachos. bacharelado em ciências biológicas.

SILVA, S. M. A.-da; PEREIRA,V. C.; MOREIRA,C. S. e FRIEDRICH, F. O gênero *Phacus* (Euglenophyceae) em lago urbano subtropical, no Jardim Botânico de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta bot. bras.* 25(3): 713-726. 2011.

SILVA, S. P. O uso da wetland paisagística como elemento para despoluição de rios e requalificação urbana. 2018. 93 f. Dissertação.

SILVA, Rosianne Pereira et al. XIII Encontro de recursos hídricos em sergipe avaliação

da qualidade de água estações da requa na bacia do rio são francisco em sergipe.

SLADECÉK, V. 1973. System of water quality from biological point of view. **Archiv für Hydrobiologie** 7: 1-218.

SOUZA, L. F. M; EÇA, F. G.; SILVA, M. A. M.; AMORIM, C. A. F.; LÔBO, P. I. Distribuição de nutrientes dissolvidos e clorofila-a no estuário do Rio Cachoeira, Nordeste do Brasil. *Revista Atlântica Rio Grande, FURG, Rio Grande do Sul*, v.31, n.1, p. 107-121, 2009. Disponível em: <<https://periodicos.furg.br/atlantica/article/view/1537>> Acesso em: 08 out. 2023

SPERLING, Marcos Von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª Edição. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Editora da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG – Belo Horizonte, 2005.

SUTIL, T. *et al.* Análise da qualidade hídrica do Rio Tega, Caxias do Sul-RS, Brasil. **R. gest. sust. ambient.**, Florianópolis, v. 7, n. 2, 2018, p. 124-142. DOI: <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v7e22018124-142>.

TENEVA, I. M. R; DZHAMBAZOV, B. 2009. Toxic effects of extracts from *Pseudoanabaena galeata* (cyanoprokaryita) in mice and cell cultures in vitro. *Natural Sciences and the Humanities* 12: 237-243.

Tucci, A. *et.al.* Atlas de Cianobactérias e Microalgas de Águas Continentais Brasileiras. Publicação eletrônica, Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia.

TUCCI, A. *et. al.* Checklist das Cryptophyceae do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.*, Campinas , v. 11, p. 143-155, 2011.

TUCCI, A; SANT'ANNA, C.L. 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Suba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 26: 97-112.

VALENTE, Teresa Maria Fernandes. Modelos de caracterização de impacte ambiental para escombrelas reactivas: equilíbrio e evolução de resíduos de actividade extractiva. 2004.

WETZEL, R.G. 1993. *Limnologia*. 2 ed., Lisboa, Fundação Carlouse Gulbenkian.

