

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**ESTUDO SAZONAL DA QUALIDADE DE ECOSSISTEMAS
AQUÁTICOS NO SUL DA AMAZÔNIA**

FERNANDA MOTA DA SILVA

ORIENTADOR: JORGE ALMEIDA DE MENEZES

**HUMAITÁ, AM
Junho/2025**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**ESTUDO SAZONAL DA QUALIDADE DE ECOSSISTEMAS
AQUÁTICOS NO SUL DA AMAZÔNIA**

FERNANDA MOTA DA SILVA

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amazonas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre Ciências Ambientais.

ORIENTADOR: JORGE ALMEIDA DE MENEZES

**Humaitá, AM
Junho/2025**

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

S586e Silva, Fernanda Mota da
 Estudo sazonal da qualidade de ecossistemas aquáticos no sul
 da Amazônia. / Fernanda Mota da Silva. - 2025.
 67 f. : il., color. ; 31 cm.

 Orientador(a): Jorge Almeida de Menezes.
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas,
 Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Humaitá,
 AM, 2025.

 1. Ecossistemas aquáticos. 2. Índice de qualidade da água. 3.
 Uso e ocupação da terra. 4. Ciclo hidrológico. 5. Impactos
 antrópicos. I. Menezes, Jorge Almeida de. II. Universidade Federal
 do Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Ciências
 Ambientais. III. Título

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
INSTITUTO DE EDUCAÇÃO, AGRICULTURA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

FOLHA DE APROVAÇÃO

ESTUDO SAZONAL DA QUALIDADE DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS NO SUL DA AMAZÔNIA (Linha de Pesquisa I - Componentes e dinâmicas dos ecossistemas com ênfase no bioma amazônico)

FERNANDA MOTA DA SILVA

Dissertação defendida e aprovada em 30 de junho de 2025, pela comissão julgadora:



Documento assinado digitalmente
JORGE ALMEIDA DE MENEZES
Data: 24/07/2025 12:42:46-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. JORGE ALMEIDA DE MENEZES
PPGCA-IEAA/UFAM – Orientador/Membro Titular Interno



Documento assinado digitalmente
BENONE OTAVIO SOUZA DE OLIVEIRA
Data: 23/07/2025 15:48:14-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador (a) interno
PROF. DR. BENONE OTÁVIO SOUZA DE OLIVEIRA



Documento assinado digitalmente
AMAZONINO LEMOS DE CASTRO
Data: 23/07/2025 18:36:00-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Examinador (a) externo
PROF. DR. AMAZONINO CASTRO LEMOS

DEDICATÓRIA

A Deus por me fortalecer nos momentos de dificuldade, aos meus pais pelo apoio incansável e por nunca poupar esforços para que eu alcance meus objetivos e ao meu esposo, pelo companheirismo ao longo desta jornada.

AGRADECIMENTOS

- A Deus, pela minha vida, pela força e inspiração durante todos os momentos desta jornada.
- À minha família, por sempre acreditar em mim, por seu apoio incondicional e por estarem presentes em cada etapa desta caminhada. Em especial, aos meus pais, pelo amor, dedicação e pelos inúmeros sacrifícios feitos para que eu pudesse conquistar meus sonhos. Ao meu esposo, pelo companheirismo, paciência e incentivo constantes, e ao meu filho Teodoro que é meu maior incentivador.
- Ao meu orientador, Prof. Dr. Jorge Almeida de Menezes, pela orientação, sabedoria e conhecimento no desenvolvimento da pesquisa.
- À instituição de ensino, Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente (IEAA/UFAM), e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), pela oportunidade e contribuição para a minha formação.
- À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM, pelo apoio financeiro, que foi fundamental para a execução deste trabalho. Sem esse incentivo, a realização desta pesquisa não teria sido possível.
- Aos técnicos dos laboratórios do IEAA/UFAM, em especial a técnica Harumy Noguchi do Laboratório de Engenharia/Saneamento pelo suporte técnico durante as análises em laboratório.
- Aos professores integrantes do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, técnicos administrativos e funcionários terceirizados por toda a ajuda durante esta pós-graduação.
- Em especial, aos parceiros do projeto pela condução da embarcação Carlos Barbosa e à Tatiana Acácio, pelo apoio e auxílio durante as coletas em campo e análises.
- Aos colegas de turma, pelo compartilhamento de momentos agradáveis e experiências ao longo das disciplinas.
- A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, meus mais sinceros agradecimentos.

EPÍGRAFE

“Quando tudo tiver parecendo ir contra você, lembre-se que o avião decola contra o vento, e não a favor dele”. (Henry Ford)

Sumário

1	INTRODUÇÃO	14
2	JUSTIFICATIVA	16
3	OBJETIVOS	17
3.1	Objetivo Geral	17
3.1.1	Objetivos Específicos.....	17
4	REVISÃO DE LITERATURA	18
4.1	Crise Hídrica e os Impactos das Atividades Antrópicas: Um Olhar sobre Rios e Lagos	18
4.2	Índice de Qualidade de Água – IQA	19
4.3	Indicadores Físico-Químicos e Biológicos de Qualidade da Água ...	21
4.3.1	Oxigênio Dissolvido	21
4.3.2	Coliformes termotolerantes	22
4.3.3	Potencial Hidrogeniônico-pH.....	22
4.3.4	Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	23
4.3.5	Nitrogênio	23
4.3.6	Fósforo Total	24
4.3.7	Temperatura	24
4.3.8	Turbidez.....	25
4.3.9	Sólidos Totais	25
4.3.10	Amônia	26
4.3.11	Fósforo	26
4.3.12	Potássio.....	27
4.3.13	Fosfato.....	27
4.3.14	Magnésio	28
4.3.15	Sulfato	28
4.3.16	Nitrito	29

4.3.17	Nitrato	30
4.3.18	Condutividade	31
4.3.19	Salinidade	31
4.4	Uso e Ocupação da Terra	32
5	MATERIAIS E MÉTODOS	33
5.1	Área de Estudo	33
5.2	Coleta de Amostras e Análise em Laboratório	34
5.2	Análise do Uso e Ocupação da Terra	35
5.3	Análise Estatística	35
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
6.1	Uso e Ocupação da Terra	36
6.2	Parâmetros Físico-Químicos e Biológico	37
6.3	Índice de Qualidade da Água – IQA	49
7	CONCLUSÃO	54
8	REFERÊNCIAS	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Localização da área de estudo.....	33
Figura 2 . Mapa de uso e ocupação da terra para o ano de 2023.....	37
Figura 3 Correlação de Sperman pareada entre os parâmetros no lago Pupunha (a), Puruzinho (b), Crato (c) e Beem (d).	38
Figura 4 Gráficos de boxplot e teste de Tukey para a temperatura (a), pH (b), turbidez (c), sólidos totais (d), salinidade (e) condutividade (f).....	42
Figura 5 Gráficos de boxplot e teste de Tukey para o fósforo (a), fosfato (b), nitrogênio (c), nitrato (d), nitrito (e) e amônia (f).....	45
Figura 6 Figura 6. Gráficos de boxplot e teste de Tukey para o oxigênio dissolvido (a), DBO (b), ferro (c), potássio (d), magnésio (e) e sulfato (f).....	46
Figura 7 Gráfico de box-plot e teste de Tukey para o IQA nos diferentes ambientes.	51
Figura 8 Plano fatorial entre o IQA e parâmetros de qualidade da água em diferentes ambientes.	52
Figura 9 Agrupamento entre os parâmetros avaliados para os diferentes ambientes.	53

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Pesos atribuídos para os parâmetros do IQA.....	20
Tabela 2. Classificação do IQA de acordo com a CETESB (2018).	20
Tabela 3. Faixas de IQA de acordo com os estados brasileiros.....	21
Tabela 4. Parâmetros e métodos utilizados.	34
Tabela 5. Estatística descritiva, valores do teste F e Anova para os parâmetros avaliados em cada ambiente de estudo.	40
Tabela 6. Valores de IQA para os diferentes ambientes durante o período de análise.	49

LISTA DE ABREVIações E/OU SÍMBOLOS

ACP– Análise de Componentes Principais

ANA– Agência Nacional de Águas

ANOVA– Análise de Variância

CERH– Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CETESB– Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA– Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO– Demanda Bioquímica de Oxigênio

GEE– Google Earth Engine

IBGE– Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IQA– Índice de Qualidade da Água

MAPBIOMAS-Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso da Terra do Brasil

NSF– National Sanitation Foundation

ODS– Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OD– Oxigênio Dissolvido

PERH/AM– Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas

pH– Potencial Hidrogeniônico

PNRH– Plano Nacional de Recursos Hídricos

QGIS– Quantum Geographic Information System

SEDECTI- Secretaria de Desenvolvimento, Ciência, Tecnologia e Inovação

SIG– Sistema de Informação Geográfica

UTM– Universal Transverse Mercator

RESUMO

SILVA, FERNANDA MOTA DA. **Estudo Sazonal da Qualidade de Ecossistemas Aquáticos no Sul Da Amazônia**. 2025. 68p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente, Universidade Federal do Amazonas.

A água é um recurso natural vital para a sobrevivência dos seres vivos, o desenvolvimento econômico e a manutenção da biodiversidade. Os ambientes lênticos, como lagos e lagoas, desempenham papéis cruciais na biodiversidade e nos ciclos biogeoquímicos e na manutenção de comunidades ribeirinhas. No entanto, atividades antrópicas, como mineração, desmatamento, queimadas, garimpo ilegal, construção de hidrelétricas e expansão urbana desordenada, tem ameaçado a integridade desses ecossistemas no sul da Amazônia. Este estudo avaliou a qualidade da água ao longo de um ciclo hidrológico em quatro ambientes distintos no município de Humaitá, no estado do Amazonas. As amostragens foram realizadas mensalmente entre julho de 2023 e outubro de 2024, em três pontos de cada corpo hídrico, totalizando 156 coletas. Foram analisados parâmetros físico-químicos e biológicos, com aplicação de estatística descritiva, análise multivariada e cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA). Também foi avaliado o uso e cobertura da terra para o ano de 2023, com objetivo de identificar possíveis influências antrópicas no entorno. Os resultados obtidos mostraram que a temperatura, condutividade, fosfato, amônia, DBO, nitrogênio, ferro, sulfato e nitrato não possuem diferenças significativas entre os ambientes, já o oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais, turbidez, fósforo, potássio, magnésio, nitrito e salinidade mostraram diferença significativa. O IQA variou entre as classificações "ruim" e "boa", com os menores valores registrados no Rio, refletindo maior impacto antrópico, conforme verificado na análise de uso e ocupação da terra. Os lagos apresentaram condições mais estáveis, com melhores índices durante a estiagem. A análise multivariada evidenciou alta similaridade entre os ambientes, sugerindo características ecológicas e hidrológicas semelhantes. A presença de pressões antrópicas, especialmente no Rio Beem, reforça a necessidade de ações imediatas, como tratamento de efluentes e gestão de resíduos, além da preservação da vegetação nativa para assegurar a sustentabilidade desses ecossistemas.

Palavras-chaves: Ecossistemas aquáticos. Índice de qualidade da água. Uso e ocupação da terra.

ABSTRACT

Water is a vital natural resource for the survival of living beings, economic development, and the maintenance of biodiversity. Lentic environments, such as lakes and ponds, play crucial roles in biodiversity and biogeochemical cycles, as well as supporting riparian communities. However, anthropogenic activities, such as minings, deforestation, and the construction of hydroelectric plants, threaten the integrity of these ecosystems. This study assessed water quality throughout a hydrological cycle in four distinct environments in the southern Amazon. Water sampling was conducted monthly between July 2023 and October 2024 at three points in each water body. Physical-chemical and biological parameters were analyzed and subjected to descriptive and multivariate statistical analysis, followed by the application of the Water Quality Index (WQI). Land use and land cover for the year 2023 were also evaluated to identify anthropogenic influences in the surrounding areas. The results showed that temperature, conductivity, phosphate, ammonia, BOD, nitrogen, iron, sulfate, and nitrate did not show significant differences among the environments, while dissolved oxygen, pH, total solids, turbidity, phosphorus, potassium, magnesium, nitrite, and salinity showed significant differences. The Water Quality Index (WQI) ranged from "poor" to "good," with the Beem River showing the lowest values, reflecting greater anthropogenic impact, as seen in land use and occupation. In summary, the lakes maintained more stable conditions, with better indices during the dry season. Multivariate analysis revealed high similarity among the environments, suggesting similar ecological and hydrological characteristics. In conclusion, human interference, especially in the Beem River, requires urgent measures, such as effluent treatment and waste management, while the preservation of native vegetation is essential for the sustainability of the lakes.

Keywords: Aquatic ecosystems, water quality index, land use and land cover.

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial para a sobrevivência de seres vivos, no desenvolvimento econômico e a manutenção da biodiversidade. Esse recurso encontra-se disponível de forma superficial (ambientes lênticos e lóticos) e subterrâneos. O Brasil é um dos países com maior abundância de recursos hídricos no mundo, comportando cerca de 12% de toda reserva mundial de água doce (ANA, 2024), com distribuição concentrada de forma predominante (78%) na região Norte, principalmente nas bacias Amazônica e do Tocantins (PEIXOTO, 2016).

Os ambientes lênticos, caracterizados pela renovação lenta da água, como lagoas, lagos, reservatórios, pântanos e zonas úmidas, desempenham um papel essencial na manutenção da biodiversidade. Além de fornecerem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos, eles atuam como habitats permanentes ou temporários para diversos organismos aquáticos, contribuindo significativamente para a biodiversidade regional. Ademais, esses ambientes funcionam como importantes sumidouros de carbono orgânico, influenciando os ciclos biogeoquímicos globais (HO & GOETHALS, 2021; SANTOS et al., 2021).

A relevância desses ambientes vai além da biodiversidade, abrangendo também aspectos econômicos e sociais. Eles representam uma fonte essencial de alimento e renda para as comunidades ribeirinhas, contribuindo para a fixação dessas populações em suas regiões de origem (IDAM, 2022). A exploração sustentável desses recursos é crucial para a manutenção dessas comunidades, que frequentemente dependem de uma combinação de atividades como pesca, extrativismo e coleta de recursos naturais. O desequilíbrio nessa dinâmica pode comprometer a sustentabilidade dessas populações e ameaçar sua permanência no território (CASTRO & MCGRATH, 2008).

Na região amazônica, os ambientes lênticos, como lagos e várzeas alagáveis, desempenham um papel fundamental na manutenção da biodiversidade e na regulação dos ciclos hidrológicos. Entretanto, a intensificação das atividades antrópicas, como extração de madeira, mineração e conversão da vegetação nativa em pastagens e áreas agrícolas, aliada à alta demanda pesqueira e a construção de hidrelétricas, tem representado uma ameaça crescente a sua estabilidade, interferindo não apenas a estrutura dos habitats, mas também nas condições físico-químicas dos

sistemas de água doce, comprometendo sua integridade (CASTRO & MCGRATH, 2008; ROY et al., 2003; SANTOS et al., 2021).

Nesse contexto, a falta de informações detalhadas sobre esses ambientes dificulta a implementação de ações eficazes de conservação, principalmente na região amazônica, em que a abundância de recursos se apresenta como falsa sensação de preservação. Assim, o conhecimento limitado sobre os atributos ambientais desses ecossistemas tem impactado diretamente seu manejo. A ausência de dados impede a avaliação adequada da vulnerabilidade desses sistemas, e consequentemente, a definição de estratégias prioritárias de conservação (HAAKONSSON et al., 2017).

Diante da importância desses recursos, torna-se essencial o desenvolvimento de estudos voltados para sua caracterização e preservação. A conservação desses ambientes está alinhada com as metas globais da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, especialmente no que se refere aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6, 10, 14 e 15. Assim, a análise detalhada dos indicadores ambientais desses ecossistemas é fundamental para compreender suas variações sazonais e subsidiar estratégias de manejo mais eficazes.

Ao investigar esses ecossistemas, é possível gerar dados que subsidiem políticas públicas e práticas de manejo sustentável, contribuindo diretamente para o ODS 6 (Água potável e saneamento), ao garantir a qualidade e disponibilidade de recursos hídricos. Além disso, esses estudos apoiam o ODS 14 (Vida na água) e o ODS 15 (Vida terrestre), ao promover a conservação da biodiversidade aquática e terrestre, e o ODS 10 (Redução das desigualdades), ao fortalecer a resiliência das populações tradicionais que dependem desses ambientes. Portanto, investir em pesquisas nesses ecossistemas é um passo estratégico para alinhar o desenvolvimento regional às demandas globais por sustentabilidade.

Considerando a importância do tema em questão, este estudo teve por objetivo avaliar a qualidade da água ao longo de um ciclo hidrológico no Rio Beem, lago do Puruzinho, Pupunha e Crato, localizado na região sul do estado do Amazonas.

2 JUSTIFICATIVA

A relevância deste estudo está diretamente relacionada à necessidade de compreender as dinâmicas dos ambientes lênticos na região amazônica, que desempenham papéis fundamentais na manutenção da biodiversidade, na regulação dos ciclos hidrológicos e no fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais. Esses ecossistemas são habitats críticos para diversas espécies aquáticas e terrestres, além de atuarem como sumidouros de carbono, influenciando os ciclos biogeoquímicos globais.

No entanto, a intensificação de atividades como a mineração, a extração de madeira, a conversão de áreas naturais em pastagens e a construção de hidrelétricas tem gerado impactos significativos sobre a integridade desses sistemas, comprometendo sua capacidade de fornecer serviços ambientais e ameaçando a biodiversidade local.

Além disso, a escassez de informações detalhadas sobre esses ecossistemas na região amazônica representa uma lacuna importante no entendimento de sua vulnerabilidade. A falta de dados dificulta a definição de prioridades para gestão e conservação adequadas.

Este estudo visa contribuir para o preenchimento dessa lacuna ao avaliar a qualidade da água ao longo de um ciclo hidrológico, oferecendo subsídios para a implementação de estratégias de manejo mais eficazes e alinhadas às necessidades locais e globais. A geração desse conhecimento científico é fundamental para garantir a preservação e o uso sustentável desses ecossistemas, beneficiando tanto a biodiversidade quanto as comunidades humanas que deles dependem.

Nesse contexto, torna-se essencial desenvolver pesquisas que analisem como esses ambientes respondem às mudanças provocadas por atividades antrópicas específicas na região, tais como o desmatamento, a poluição e a urbanização. O monitoramento sazonal da qualidade da água e de indicadores ambientais permitirá promover a exploração sustentável desses ambientes, apoiando a justiça social, o uso responsável dos recursos pesqueiros e o desenvolvimento sustentável da região.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar a qualidade da água ao longo de um ciclo hidrológico no Rio Beem, lago Pupunha, Lago Puruzinho e Lago Crato, no município de Humaitá, região Sul da Amazônia.

3.1.1 Objetivos Específicos

- Avaliar os parâmetros físico-químicos e biológicos da água entre os meses de julho de 2023 a julho de 2024;
- Determinar o Índice de Qualidade de Água (IQA);
- Aplicar testes paramétricos (ANOVA e Tukey) com vista a identificar a similaridade entre os ambientes amostrados.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Crise Hídrica e os Impactos das Atividades Antrópicas: Um Olhar sobre Rios e Lagos

A água é essencial para a existência da vida, uma vez que os elementos hidrogênio e oxigênio se combinam para formar esse componente vital. Sem a presença da água, o planeta não seria um ambiente propício para a vida (ALVES, 2020). No entanto, a água doce prontamente acessível no planeta representa apenas uma fração reduzida da água total disponível, e a busca por ela está crescendo de maneira notável (OLIVEIRA, 2017).

Apesar da ampla disponibilidade hídrica no Brasil, sua distribuição ocorre de forma irregular (PEIXOTO, 2016). A crise hídrica é uma realidade global, sendo seus impactos particularmente evidentes em regiões onde há escassez ou má gestão da água doce, resultando em limitações de acesso, quantidade e/ou qualidade da água (OLIVEIRA, 2017).

A importância que os recursos hídricos têm para o progresso econômico e a sustentabilidade ambiental é incontestável, entretanto, as ações desordenadas das atividades humanas no Rio e Lagos, está cada vez mais impactando tanto a quantidade quanto a qualidade desses recursos (SMITH & PETRERE, 2008; BRIGHENTI et al., 2016). De acordo com Brito (2007), em algumas partes do mundo, há uma séria crise de escassez de água, afetando não apenas o abastecimento da população, mas também o desenvolvimento social, devido à diversidade de formas de vida e à variação na agricultura e na vida dos seres vivos.

O crescimento urbano e a expansão desordenada das atividades industriais e agropecuárias tem exercido uma pressão sobre a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos, aumentando a poluição e o transporte de sedimentos em rios e lagos (CARVALHO, 2008; GLORIA et al., 2017). Esses fatores evidenciam a necessidade de abordagens integradas para mitigar os impactos negativos sobre os recursos hídricos.

As atividades antrópicas têm causado impactos adversos, resultando em modificações nas propriedades e na qualidade da água em corpos hídricos. Compreender essas ações é fundamental para propor boas práticas de uso e reduzir

seus impactos, promovendo uma relação mais equilibrada entre o ser humano e o ambiente (SMITH, 2014). A identificação das fontes poluidoras é fundamental para minimizar os desperdícios na gestão de recursos hídricos (MACHADO et al., 2018).

Lagos e rios são fundamentais no ciclo hidrológico, pois armazenam grande parte da água doce superficial. Embora representem menos de 0,02% da água na hidrosfera, os lagos possuem elevada importância ecológica e socioambiental (WILLIAMSON & DODDS, 2008; PRAKASH & TAYENG, 2015).

Contudo, os processos de uso e ocupação do solo nas áreas circundantes afetam diretamente esses ecossistemas. No entanto, as ações antrópicas realizadas nas proximidades têm levado a uma redução significativa na qualidade da água e da biodiversidade, devido às mudanças no ambiente físico, químico e biológico (SALTOS et al., 2017; DUTTA et al., 2018). Isso inclui as extensas atividades agrícolas e a urbanização (LIU, SHEN, e CHEN, 2018).

4.2 Índice de Qualidade de Água – IQA

De acordo com Peixoto (2016), o conceito de qualidade da água não está rigidamente vinculado à ideia de pureza, mas sim às suas propriedades físicas, químicas e biológicas. As águas doces continentais sofrem contaminação por diversas substâncias, sobretudo devido ao despejo de esgotos domésticos e industriais, o que favorece o acúmulo de poluentes nos sedimentos de rios, lagoas e represas.

A avaliação da qualidade da água está relacionada às suas características físico-químicas e biológicas, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que define os usos permitidos da água com base nesses parâmetros (BRASIL, 2005). Assim, a análise da água leva em conta diversas substâncias, conhecidas como parâmetros de qualidade da água (VON SPERLING, 2005; GLORIA et al., 2017).

Na década de 1970, a National Sanitation Foundation (NSF) desenvolveu um índice composto por nove parâmetros para determinar o Índice de Qualidade da Água (IQA), considerados os mais significativos para classificar a qualidade da água em um corpo hídrico (FERREIRA et al., 2015; ANDRIETTI, 2016).

Os parâmetros definidos pela NSF incluem Coliformes Termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo Total, Nitrogênio, Oxigênio Dissolvido, Potencial Hidrogeniônico (pH), Sólidos Totais Dissolvidos, Temperatura e

Turbidez. Cada um desses indicadores é associado a uma faixa de variação qualitativa entre 0 (péssima condição) e 100 (excelente condição) (MORETTO et al., 2012).

No Brasil, a Agência Nacional de Águas (ANA) recomenda o uso do Índice de Qualidade da Água (IQA) adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que calcula o índice de acordo com a Equação 1.

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

Onde:

IQA representa o Índice de Qualidade da Água, um valor sem unidade que pode variar de 0 a 100;

q_i refere-se à qualidade do parâmetro correspondente, expresso como um número entre 0 e 100, derivado da "curva média de variação de qualidade", de acordo com sua concentração ou medida;

E w_i é o peso relativo desse parâmetro, que varia entre 0 e 1, atribuído com base em sua relevância para a configuração geral da qualidade da água, conforme especificado na Tabela 1.

Tabela 1. Pesos atribuídos para os parâmetros do IQA

Parâmetro	Peso (w_i)
OD	0,17
CF	0,15
Ph	0,12
DBO _{5,20}	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fosfóro total	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos Totais	0,08

FONTE: Agência Nacional de Águas (2020).

Após a ponderação dos valores obtidos para cada parâmetro que compõe o IQA, os resultados são agrupados em cinco classes. O valor obtido no IQA determina a classificação da qualidade da água como ótima, boa, regular, ruim ou péssima, conforme descrito na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação do IQA de acordo com a CETESB (2018).

Categoria	Classes
Ótima	80-100

Boa	52-79
Regular	37-51
Ruim	20-36
Péssima	0-19

FONTE: Agência Nacional de Águas (2020).

Ainda de acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA), devido à grande diversidade de rios no Brasil, cada um com suas características únicas, os valores do Índice de Qualidade das Águas (IQA) podem variar entre os diferentes estados brasileiros, conforme Tabela 3.

Tabela 3. Faixas de IQA de acordo com os estados brasileiros.

Faixas de IQA		Faixas de IQA		Avaliação da Qualidade da água
Alagoas, Minas Gerais, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte e Rio Grande do Sul		Grosso do Sul, Paraíba, Pernambuco e São Paulo		
91 – 100		80 – 100		
71 – 90		52 – 79		
51 – 70		37 – 51		ÓTIMA
26 – 50		20 – 36		BOA
0 – 25		0 – 19		RAZOÁVEL
				RUIM
				PÉSSIMA

FONTE: Adaptado de ANA (2024).

Entretanto, conforme dados da Agência Nacional de Águas, no caso do estado do Amazonas ainda não existem valores próprios Índices de Qualidade das Águas (IQA) para seus corpos hídricos. Dessa forma, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) elaborou um Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas (PERH/AM) com o objetivo de monitorar a qualidade da água nas bacias hidrográficas de Manaus, analisando aspectos físicos, químicos e microbiológicos (SEMA, 2020).

4.3 Indicadores Físico-Químicos e Biológicos de Qualidade da Água

4.3.1 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é essencial para a manutenção da vida nos ambientes aquáticos, pois muitos organismos, como os peixes, dependem dele para respirar. Ele está presente nos ambientes aquáticos como gás dissolvido, vindo

principalmente da atmosfera ou da atividade de algas fotossintéticas (ESTEVES, 2011).

De acordo com Von Sperling (2014), a solubilidade do oxigênio na água é afetada por dois fatores principais: temperatura e pressão. À medida que a temperatura sobe e a pressão diminui, a capacidade da água de reter oxigênio reduz. Geralmente, a perda de oxigênio dissolvido é resultado da respiração dos organismos aquáticos, da transferência para a atmosfera e, especialmente, do consumo por oxidação durante a decomposição de matéria orgânica (AMORIM, 2017).

Segundo a Agência Nacional de Água (ANA), as águas eutrofizadas, ou seja, ricas em nutrientes, podem ter concentrações de oxigênio acima de 10 mg/L, uma condição conhecida como supersaturação. Isso geralmente acontece em lagos e represas, onde o excesso de algas faz com que os níveis de oxigênio aumentem significativamente durante o dia devido ao processo de fotossíntese (ANA, 2024).

4.3.2 Coliformes termotolerantes

Os coliformes termotolerantes são bactérias encontradas no intestino de animais de sangue quente e são indicativas de contaminação por esgotos domésticos. Embora essas bactérias não sejam patogênicas, ou seja, não causem doenças, sua presença em grande quantidade sugere a possibilidade de existirem microrganismos patogênicos transmitidos pela água, como os responsáveis pela desinteria bacilar, febre tifoide e cólera (ANA, 2024),

Os coliformes termotolerantes constituem um grupo de bactérias em forma de bastonetes que são gram-negativas, não formam esporos, e podem ser aeróbicas ou anaeróbicas facultativas. Elas têm a capacidade de fermentar a lactose gerando gás, especialmente em 24 a 44,5-45,5°C (VON SPERLING 1996; SALES et al., 2015).

4.3.3 Potencial Hidrogeniônico-pH

De acordo com Santos (2023), o pH indica a concentração de íons de hidrogênio em uma solução (H^+). Na água o pH indica o seu grau de acidez (pH entre 0 e 7), neutralidade (pH=7) e alcalinidade (pH entre 7 e 14). O pH é suscetível a variações devido a fatores naturais, como a decomposição de rochas, a absorção de gases da atmosfera, a oxidação de matéria orgânica e a fotossíntese. Além disso, atividades humanas, como o descarte inadequado de resíduos domésticos e

industriais em corpos d'água, também podem impactar os níveis de pH (ESTEVEES, 2011; VON SPERLING, 2014).

De acordo com a Resolução CONAMA 357, o pH em ambientes aquáticos deve se manter entre 6 e 9, pois valores fora dessa faixa podem levar a um aumento de substâncias tóxicas no ecossistema aquático (OLIVEIRA et al., 2010; SANTOS et al., 2018).

4.3.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) representa a quantidade de oxigênio necessária para a decomposição da matéria orgânica presente na água por meio da atividade de microrganismos aeróbios (ANA, 2024). O teste padrão de DBO padrão é conduzido em um ambiente escuro a uma temperatura de 20°C por um período de cinco dias, sendo conhecido como DBO_{5,20} (VON SPERLING, 2005).

Níveis elevados de DBO_{5,20} em um corpo d'água normalmente indicam a presença de grandes quantidades de matéria orgânica, geralmente decorrente do descarte de esgotos domésticos. Quando esse parâmetro está alto, ele tende a reduzir a concentração de oxigênio dissolvido na água, o que pode resultar em mortes de peixes e na eliminação de outros organismos aquáticos.

É relevante notar que a Demanda Bioquímica de Oxigênio não é uma medida de um poluente específico, mas sim uma estimativa da quantidade de oxigênio necessária para que bactérias e outros microrganismos decompõem matéria orgânica. Se a taxa de oxigênio estiver muito baixa, isso pode sugerir não apenas uma ausência de contaminação, mas também que os microrganismos não estão consumindo a matéria orgânica disponível, ou até mesmo que estão morrendo (VESILIND, 2011).

4.3.5 Nitrogênio

O nitrogênio é um componente fundamental para o metabolismo em ecossistemas aquáticos. Ele pode ser encontrado nesses ambientes sob várias formas, como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (como peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos), e nitrogênio orgânico particulado (incluindo bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos). As principais fontes de nitrogênio nos

ambientes aquáticos são a matéria orgânica e inorgânica, a fixação de nitrogênio molecular, e a precipitação atmosférica (ESTEVES, 2011; AMORIM, 2017).

Segundo a ANA (2024), compostos de nitrogênio funcionam como nutrientes em processos biológicos, mas seu descarte em grandes quantidades nos corpos d'água, junto com outros nutrientes, como o fósforo, pode resultar em um crescimento excessivo de algas, fenômeno conhecido como eutrofização. Há várias fontes de nitrogênio para os corpos d'água, com destaque para o descarte de esgotos sanitários e efluentes industriais. Em áreas agrícolas, o escoamento das chuvas em solos tratados com fertilizantes também é uma fonte significativa de nitrogênio, assim como a drenagem de águas pluviais em áreas urbanas.

4.3.6 Fósforo Total

O fósforo desempenha um papel crucial como nutriente nos processos biológicos, e seu excesso pode resultar na eutrofização dos corpos d'água. O fósforo está presente nos corpos hídricos nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sua introdução no meio aquático ocorre de duas maneiras: naturalmente e por influência antrópica (VON SPERLING, 1996).

Enquanto as fontes antrópicas do fósforo normalmente estão associadas ao despejo de efluentes doméstico e industriais, fertilizantes do solo lixiviados através do escoamento superficial. O aumento nas concentrações fósforo e nitrogênio em rios e lagos causam o processo de eutrofização (ESTEVES, 2011). A drenagem pluvial de áreas agrícolas e urbanas também contribui significativamente para a presença de fósforo nos corpos d'água. Além disso, os efluentes industriais, especialmente aqueles provenientes de indústrias de fertilizantes, alimentos, laticínios, frigoríficos e abatedouros, são fontes importantes de fósforo (ANA, 2024).

4.3.7 Temperatura

A temperatura tem um impacto em diversos aspectos físico-químicos da água, incluindo a tensão superficial e a viscosidade. Alterações na temperatura também afetam os organismos aquáticos, especialmente se estiverem fora dos limites de tolerância térmica desses organismos, podendo prejudicar seu crescimento e reprodução (ANA, 2024).

Nos ambientes aquáticos, a temperatura costuma variar entre 20°C e 30°C, mas em regiões mais frias, como no sul do Brasil, as temperaturas podem oscilar entre 5°C e 15°C durante o inverno (ESTEVEZ, 2011; AMORIM, 2017). Todos os corpos d'água sofrem variações de temperatura ao longo do dia e entre as estações do ano. No entanto, o descarte de efluentes com altas temperaturas pode ter um impacto significativo nesses ambientes, levando a alterações nos ecossistemas aquáticos (ANA, 2024; SANTOS et al., 2018).

4.3.8 Turbidez

A turbidez da água mede quanto um feixe de luz é atenuado ao atravessar a coluna de água, dado a existência de partículas em suspensão. A principal origem da turbidez é a erosão do solo, especialmente durante períodos chuvosos, quando as águas pluviais carregam uma quantidade significativa de material sólido para os corpos d'água. Além disso, atividades de mineração, bem como o descarte de esgotos e efluentes industriais, também representam fontes importantes de aumento da turbidez nas águas (ANA 2024).

Vanzela et al., (2010) afirmam que a turbidez da água pode ser impactada por atividades humanas, como o uso e a ocupação do solo, que afetam as taxas de transporte de sedimentos. Além disso, o lançamento de efluentes contribui para o aumento da concentração de sólidos nos corpos d'água, elevando a turbidez.

4.3.9 Sólidos Totais

A deposição de resíduos sólidos nos leitos dos corpos d'água pode resultar em assoreamento, causando problemas de navegação e aumentando o risco de enchentes. Além disso, esses resíduos podem prejudicar a vida aquática, pois ao se acumularem nos leitos, destroem os organismos presentes nos sedimentos, que servem como alimento para outras espécies, e danificam os locais de desova de peixes.

A expansão urbana leva a atividades humanas que resultam em descarte de lixo e esgoto nos rios, devido à falta de serviços adequados de saneamento. Essas ações alteram significativamente a qualidade da água, aumentando a presença de sólidos nos rios (OLIVEIRA et al., 2021; COSTA, 2016).

4.3.10 Amônia

A amônia é um composto que ocorre naturalmente em corpos d'água como resultado da decomposição de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no solo e na água, ela também é gerada pela excreção de organismos aquáticos, pela ação de micro-organismos na redução do nitrogênio gasoso presente na água ou por trocas gasosas com a atmosfera (REIS, 2009).

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que monitora a qualidade ambiental e define padrões para diversos parâmetros, destaca a amônia como um composto importante para avaliação da qualidade da água. De acordo com o relatório de qualidade das águas interiores de 2021, níveis elevados de amônia podem indicar poluição orgânica, decorrente de despejos de esgoto doméstico, efluentes industriais ou decomposição de material biológico. O monitoramento constante dos níveis de amônia é fundamental para detectar fontes de contaminação e adotar medidas para proteger a saúde pública e a integridade dos ecossistemas aquáticos (BRASIL, 2006).

4.3.11 Fósforo

O monitoramento desempenha um papel fundamental no crescimento das plantas aquáticas, na eutrofização (enriquecimento excessivo de nutrientes) e na saúde geral do ecossistema aquático. O fósforo é um dos principais nutrientes que podem causar problemas de qualidade da água quando está em excesso, levando a um crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, o que pode diminuir a qualidade da água e causar problemas como a diminuição do teor de oxigênio dissolvido (BRASIL, 2014).

O excesso de fósforo em lagos pode levar à eutrofização, que é o enriquecimento excessivo de nutrientes na água. Isso pode causar um crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, levando a problemas como proliferação de algas tóxicas microscópicas, fazendo com que haja a redução do teor de oxigênio dissolvido e morte de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2024).

O fósforo em excesso pode diminuir a qualidade da água, tornando imprópria para consumo humano, recreação e uso agrícola. Assim, ocasionado impactos

negativos na saúde pública e no bem-estar econômico das comunidades que dependem do lago para suas necessidades de água (BRASIL, 2014).

Desta forma avaliar o fósforo em lagos ajuda a identificar fontes de poluição e a implementar medidas de controle para reduzir a entrada de tais poluentes nos mananciais. Isso pode incluir práticas agrícolas sustentáveis, tratamento de esgoto e gestão de resíduos industriais.

4.3.12 Potássio

O potássio é um elemento essencial para o crescimento das plantas, incluindo as aquáticas que habitam os lagos. No entanto, o potássio em lagos é geralmente encontrado em concentrações baixas e não é normalmente monitorado como parte dos parâmetros de qualidade da água, a menos que haja preocupações específicas (CETESB, 2024).

O potássio é vital tanto para a nutrição das plantas quanto para a dos seres humanos. Em águas subterrâneas, sua presença resulta da dissolução de material vegetal em decomposição e do escoamento agrícola (PARRON, 2011). O potássio pode ser introduzido nos lagos por meio de processos naturais, como a erosão do solo e a decomposição de matéria orgânica. No entanto, em lagos naturais e equilibrados, as concentrações de potássio geralmente são mantidas dentro de faixas adequadas sem intervenção humana (SILVA, 2018).

Em áreas onde há poluição ou escoamento agrícola significativo, as concentrações de potássio podem ser aumentadas devido ao uso de fertilizantes agrícolas ricos em potássio. Isso pode afetar a qualidade da água e promover o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas (CETESB, 2024).

Embora o potássio não seja regularmente avaliado na qualidade da água de lagos, em contextos específicos de preocupação ambiental, é possível realizar análises químicas para determinar sua quantidade presente.

4.3.13 Fosfato

O fosfato em lagos é um parâmetro importante para monitorar, pois o fosfato é um nutriente essencial para o crescimento das plantas aquáticas. No entanto, em excesso, o fosfato pode causar eutrofização, o que leva a um crescimento excessivo

de algas e plantas aquáticas, diminuindo a qualidade da água e causando problemas como a diminuição do teor de oxigênio dissolvido (MORO, 2013).

O fosfato pode entrar nos lagos através de várias fontes, incluindo escoamento agrícola, esgoto não tratado, fertilizantes, detergentes e descargas industriais. Identificar e controlar essas fontes de poluição é fundamental para reduzir a entrada de fosfato nos lagos (BRASIL, 2014).

Portanto, identificar e controlar as fontes de poluição de fosfato é essencial para reduzir a entrada de fosfato nos lagos e melhorar sua qualidade. Isso pode incluir práticas agrícolas sustentáveis, tratamento de esgoto e gestão de resíduos industriais (FRAGA, 2020).

4.3.14 Magnésio

O magnésio é essencial para muitas formas de vida aquática, incluindo plantas aquáticas e organismos planctônicos. Ele desempenha um papel vital no metabolismo e no crescimento desses organismos (BRASIL, 2014).

O magnésio pode afetar a alcalinidade da água e influenciar a estabilidade do pH. Em lagos onde há variações significativas no pH da água, a presença de magnésio pode ajudar a manter o pH dentro de uma faixa adequada para a vida aquática (FRITZSON, 2009).

As concentrações de magnésio na água doce podem variar amplamente, geralmente entre 1 e mais de 100 mg/L, dependendo dos tipos de rochas presentes na água. Embora o magnésio seja usado em vários processos industriais, essas atividades contribuem apenas de forma limitada para o total de magnésio encontrado nas águas superficiais (CETESB, 2024).

Em resumo, o magnésio desempenha funções importantes nos ecossistemas aquáticos e sua presença em lagos é fundamental para a saúde geral do ambiente aquático. Embora geralmente não seja um parâmetro de monitoramento prioritário, sua concentração pode ser relevante em certos contextos e deve ser considerada em avaliações mais abrangentes da qualidade da água.

4.3.15 Sulfato

O sulfato é um dos íons mais comuns na natureza. Nas águas naturais, o sulfato provém da dissolução de solos e rochas, além da oxidação de sulfetos. Entretanto, a elevada concentração de sais, como o sulfato pode conferir um sabor desagradável à água e causar corrosão nos sistemas de distribuição (CETESB, 2024).

O sulfato pode alterar a qualidade da água, tornando-a imprópria para consumo humano e para uso agrícola. Além disso, o sulfato pode aumentar a condutividade elétrica da água, o que pode afetar negativamente certas espécies de peixes e outros organismos aquáticos (LIRA, 2014). O sulfato pode chegar aos lagos por diferentes meios. Segundo Soares (2007), as principais fontes identificadas de poluição por sulfatos nos rios são diversas, incluindo a utilização de fertilizantes agrícolas, os resíduos provenientes de atividades industriais e urbanas, a exploração de minerais contendo sulfatos e os efeitos da chuva ácida.

O sulfato em excesso pode levar a mudanças no sabor, cheiro e cor da água, além de impactar negativamente a vida aquática e os ecossistemas onde essa água é descarregada. O sulfato em lagos geralmente é monitorado como parte dos parâmetros de qualidade da água para avaliar a saúde do ecossistema aquático e identificar possíveis fontes de poluição. A análise química direta da água do lago pode ser realizada para medir a concentração de sulfato (LIMA, 2004).

4.3.16 Nitrito

O nitrito é geralmente encontrado em baixas concentrações, especialmente em ambientes ricos em oxigênio. No entanto, em locais anaeróbicos, como o hipolímnio de lagos eutróficos durante períodos de estratificação, é possível encontrar concentrações elevadas deste íon. O nitrito atua como uma fase intermediária entre a amônia na forma mais reduzida e o nitrato na forma mais oxidada (BRAGA, 2006).

O nitrito é altamente tóxico para muitas espécies de peixes e outros organismos aquáticos (BRAGA, 2006). Em concentrações elevadas, pode interferir no transporte de oxigênio no sangue dos peixes, causando sufocamento e até mesmo morte. Portanto, o nitrito é um indicador importante da qualidade da água em relação à saúde dos peixes (TAVARES, 2022).

Em águas sem contaminação, o íon nitrito (NO_2^-) é encontrado apenas em traços, com concentrações que não ultrapassam 0,001 mg/L. No entanto, a ausência de nitrito não significa que a água não esteja contaminada por amônia ou nitrato

(CABRAL, 2020). Em lagos, a quantidade de nitrito é geralmente menor quando comparada com os níveis de nitrogênio amoniacal e nitrato. A presença significativa de nitrito só é observada em lagos poluídos. Normalmente, em lagos oligotróficos ao longo do ano, não há estratificação significativa de nitrito (BRAGA, 2006).

4.3.17 Nitrato

Normalmente, o nitrato é encontrado em baixas concentrações em corpos d'água naturais, originando-se de diversas fontes, como efluentes domésticos, descarte de resíduos industriais, aterros sanitários e aplicação de fertilizantes nitrogenados (ANA, 2024; FEITOSA et al., 2008).

O nitrato em altas concentrações pode contribuir para a eutrofização, que estimula o crescimento de nutrientes nos corpos d'água, promovendo o crescimento descontrolado de algas e plantas aquáticas. Isso pode resultar na proliferação de algas, redução do teor de oxigênio dissolvido, morte de peixes e outros impactos negativos na qualidade da água (MOURA, 2017).

Elevadas concentrações de nitrato na água potável podem ser prejudiciais à saúde humana, especialmente para bebês e gestantes. O consumo de água contaminada por nitrato pode levar à metahemoglobinemia, uma condição grave que compromete a capacidade do sangue de transportar oxigênio (WHO, 2017).

Nitrato em lagos é outro parâmetro importante a ser monitorado, pois pode ter impactos significativos na qualidade da água e na saúde dos ecossistemas aquáticos. O uso excessivo de fertilizantes agrícolas ricos em nitrato é uma das principais fontes de poluição de nitrato em lagos (SILVA, 2018)

O nitrato em excesso pode afetar negativamente a vida aquática, causando mudanças na composição e na estrutura da comunidade aquática. Além disso, o aumento do crescimento de algas pode reduzir a penetração da luz solar na água, afetando as plantas subaquáticas e outros organismos que dependem da fotossíntese (SOUZA, 2018).

Portanto, é necessário o monitoramento e acompanhamento como parte dos parâmetros de qualidade da água, para identificar as origens da poluição e implementar medidas de prevenção e controle para evitar a entrada de nitrato nos lagos.

4.3.18 Condutividade

A condutividade elétrica da água refere-se capacidade da água de conduzir eletricidade e a condutividade em lagos é um parâmetro fundamental para avaliar a qualidade da água e compreender as características físico-químicas do ambiente aquático (GALVÃO, 2011). Löbler, Borda e Da Silva (2015) citam um aumento na quantidade de sais na água subterrânea resulta em um aumento na sua condutividade elétrica. Isso pode indicar a salinização ou a liberação de sais do solo devido à presença de elementos químicos.

A condutividade da água está diretamente relacionada à concentração de íons dissolvidos na água, como sais minerais (por exemplo, cloreto, sulfato, bicarbonato) e outros compostos iônicos, quanto maior a concentração desses íons na água, maior será a condutividade elétrica. Entretanto, esse parâmetro não identifica os íons específicos presentes na água, mas pode indicar a presença de fontes poluentes (ROSA, 2019).

A condutividade da água em lagos pode variar amplamente devido a fatores naturais, como geologia local, clima e sazonalidade. No entanto, atividades humanas, como atividades agrícolas, descargas industriais, desmatamento e urbanização, também podem influenciar significativamente a condutividade da água (BUZELLI, 2013). As águas naturais geralmente possuem níveis de condutividade entre 10 e 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto em locais contaminados por esgotos domésticos ou industriais, esses valores podem atingir até 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BRASIL, 2014).

4.3.19 Salinidade

A salinidade é um parâmetro que se refere à concentração total de sais dissolvidos na água. Enquanto a salinidade é mais frequentemente associada a corpos de água salgada, como oceanos, alguns lagos também podem apresentar níveis mensuráveis de salinidade, especialmente aqueles localizados em regiões áridas ou semiáridas (HOFF, 2022).

Nas regiões tropicais, é comum que se formem reservatórios com níveis elevados de sal, o que os torna inadequados para o crescimento saudável da vida aquática. Além disso, as chuvas nessas áreas podem conter tanto poluentes orgânicos quanto minerais (PINTO-COELHO, 2016).

As principais fontes de salinidade em lagos incluem a evaporação da água, que concentra os sais dissolvidos, e a influência de fontes terrestres, como a água subterrânea rica em sais minerais. Em algumas regiões, a atividade humana, como a irrigação agrícola, também pode contribuir para a salinidade dos lagos devido ao escoamento de águas de drenagem ricas em sais (SOARES, 2007; RIBOLI, 2023).

A salinidade pode afetar significativamente a vida aquática em lagos. Muitas espécies de peixes, plantas aquáticas e outros organismos são sensíveis a mudanças na salinidade e podem não ser capazes de sobreviver em condições de água salobra. Além disso, a salinidade pode influenciar a composição da comunidade de organismos presentes no lago (BARBOZA, 2023).

Assim, é crucial realizar uma monitorização periódica da salinidade para analisar as variações nas condições da água ao longo do tempo e detectar possíveis impactos ambientais.

4.4 Uso e Ocupação da Terra

O aumento populacional associado aos padrões atuais demandados pela sociedade moderna tem causado modificações substanciais na superfície terrestre. O reflexo dessa grande demanda reverbera na degradação dos recursos, sejam eles por meio da exploração desordenada, ou pelo descarte inadequado de dejetos.

Nesse sentido, os diversos usos da terra têm impactado de forma direta na qualidade da água dos mananciais. Diversos estudos mostram que a perda da vegetação natural em bacias hidrográficas resulta na perda em quantidade e qualidade da água em bacias. Os reflexos podem ser representados pelo aumento de material particulado em virtude da remoção da cobertura vegetal, causando erosão acelerada do solo, e por consequência, o transporte de sedimentos para os corpos hídricos, o que resulta no assoreamento de rios e lagos (SHIFERAW et al., 2025).

Além disso, o uso intensivo de fertilizantes químicos e agrotóxicos na agropecuária tem contribuído para a contaminação da água por nitratos, fosfatos e outros poluentes, que podem causar eutrofização e comprometer a biodiversidade aquática (CAJUCOM et al., 2025).

A expansão urbana desordenada, por sua vez, está associada ao lançamento de esgotos domésticos e industriais não tratados, introduzindo patógenos, metais

pesados e compostos químicos que afetam a qualidade da água e a saúde humana (LATIF et al., 2025).

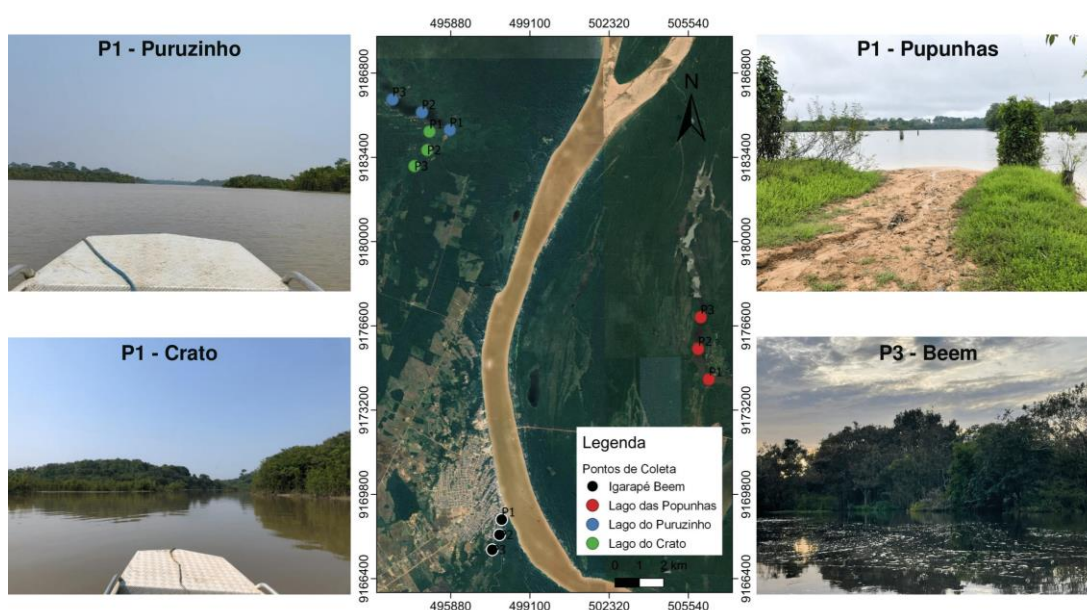
Essas alterações, combinadas com a impermeabilização do solo, reduzem a capacidade de infiltração da água, aumentando o escoamento superficial e a carga de poluentes nos corpos hídricos. Portanto, a gestão integrada do uso e ocupação da terra é essencial para minimizar esses impactos e garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em 3 lagos situados no perímetro rural e um rio no entorno da zona urbana do município de Humaitá-AM, localizado no sul do estado do Amazonas (Figura 1).

O município de Humaitá abrange uma área territorial total de 33.111,143 km², e a sede municipal encontra-se a uma distância de 696,4 km da capital do Estado do Amazonas, Manaus, e a 200 km da capital do estado de Rondônia, Porto Velho (IBGE, 2023).



FONTE: Elaborado pelo próprio autor

Figura 1 Localização da área de estudo

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Am (chuvas do tipo monção). Essa região apresenta uma precipitação anual média de 2.191mm, temperatura média entorno de 26,5 °C, e umidade relativa do ar entre 85% e 90% (MARTINS et al., 2006).

5.2 Coleta de Amostras e Análise em Laboratório

A amostragem de água para análise de parâmetros físico-químicos e biológicos foi realizada coletas das amostras de água mensalmente, uma vez ao mês no período de julho de 2023 a outubro de 2024, contemplando diferentes fases do ciclo hidrológico amazônico. Os ambientes estudados incluíram o rio Beem e os lagos Pupunha, Puruzinho e Crato, localizados no município de Humaitá (AM).

Em cada ambiente foram distribuídos três pontos estratégicos de amostragem, distribuídos ao longo do manancial, conforme mostra a Figura 1. A distribuição das amostras foi realizada da seguinte forma: O primeiro ponto foi uma amostra na entrada do rio/lago, local onde geralmente se observa maior influência de fluxos externos. O segundo e o terceiro pontos foram alocados mais ao centro do rio/lago permitindo captar a variação longitudinal da qualidade da água e possíveis gradientes físicos e químicos ao longo da massa hídrica.

As amostras foram condicionadas em frascos plásticos 1 litro previamente higienizado com água ultrapura, de forma manual com profundidade de aproximadamente 0,30 cm e condicionada para transporte após a coleta em uma caixa térmica em temperatura ambiente, conforme orientações descritas no Guia Nacional de Coletas e Preservação de Amostras da ANA (ANA, 2020).

Em seguida, a análise dos parâmetros foi realizada no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Amazonas-UFAM. A Tabela 4 mostra os parâmetros avaliados bem como o método utilizado para medição dos parâmetros.

Tabela 4. Parâmetros e métodos utilizados.

Parâmetros	Método
Turbidez	Turbidímetro
Temperatura	Sonda multiparâmetros
DBO	Diluição e incubação a 20°C - 5 dias.
pH	Sonda multiparâmetros (Akso combo basic)
Condutividade	Sonda multiparâmetros (Akso combo basic)

Sólidos Totais	Sonda multiparâmetros (Akso combo basic)
Salinidade	Sonda multiparâmetros (Akso combo basic)
Nitrogênio	Titulométrico
Coliformes Totais	Substrato (Colilert)
Amônia	Espectrofotômetro de Luz visível IRIS (HI801)
Fósforo	Espectrofotômetro de Luz visível IRIS (HI801)
Potássio	Espectrofotômetro de Luz visível IRIS (HI801)
Fosfato	Espectrofotômetro de Luz visível IRIS (HI801)
Magnésio	Espectrofotômetro de Luz visível IRIS (HI801)
Sulfato	Espectrofotômetro de Luz visível IRIS (HI801)
Nitrito	Espectrofotômetro de Luz visível IRIS (HI801)
Nitrato	Espectrofotômetro de Luz visível IRIS (HI801)

FONTE: O autor

Para realização das análises de DBO e de coliformes, as vidrarias foram autoclavadas a 120° por 15 minutos pressão 1 ATM, substrato cromogênio foi adicionado a 100 ml de amostra e encubado por 24 hora por 35°.

5.2 Análise do Uso e Ocupação da Terra

A representação espacial do uso e ocupação da terra para o ano de 2023 na área de estudo foi realizada considerando dados do projeto MapBiomass, Coleção 9, que corresponde a um mapeamento realizado por classificação pixel a pixel das imagens dos satélites Landsat (30 metros de resolução espacial) por meio do método de *Random Forest* na plataforma GEE (processamento em nuvem) (MAPBIOMASS, 2025).

Os dados foram tratados em ambiente SIG utilizando o software gratuito QGIS (versão 3.16.4 - Hannover). Foi realizada uma reprojeção para o sistema de coordenadas Universal Transversa de Mercator (UTM), DATUM SIRGAS 2000, Zona 19 Sul. Com base no shapefile da área de influência dos pontos de coleta de água, foi realizado a operação de recorte do plano de informação, em seguida, quantificado os percentuais de área em hectares e percentuais.

5.3 Análise Estatística

Os dados foram submetidos à análise de estatística descritiva, com o intuito de resumir e caracterizar o comportamento geral das variáveis ao longo do período de

estudo. Essa abordagem permitiu visualizar médias, desvios-padrão, valores máximos e mínimos, essenciais para uma leitura inicial dos dados.

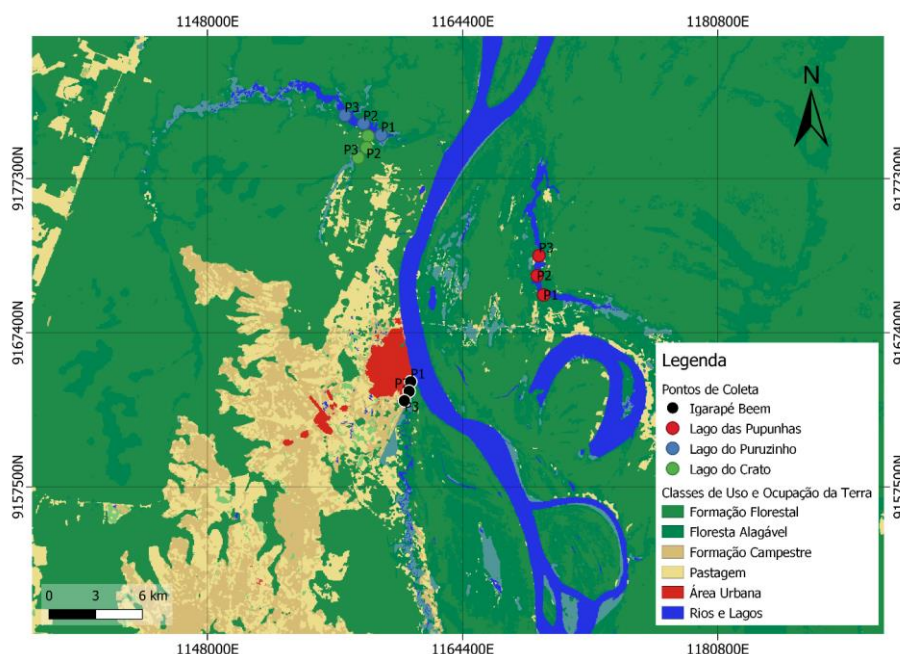
Em seguida, aplicou-se a correlação de Spearman, uma técnica não paramétrica adequada para verificar relações entre as variáveis que podem não seguir distribuição normal, bem como análise de variância (ANOVA) no modelo fatorial 13x4, referente aos 13 meses de coleta nos 4 ambientes analisados, a qual foi aplicada para verificar diferenças significativas entre os locais e os períodos de coleta, sendo o teste de Tukey (nível de significância de 5%), utilizado posteriormente para indicar quais médias diferiam entre si.

Todas as análises foram conduzidas no software R, utilizando o pacote estatístico *multcomp*, reconhecido por sua confiabilidade na execução de testes de comparação múltipla em experimentos fatoriais. E por fim, foi realizada uma análise multivariada, por meio da Análise de Componentes Principais (ACP). Essa técnica multivariada permitiu agrupar variáveis com comportamento semelhante, identificar quais parâmetros mais influenciaram na variação entre os ambientes amostrados, e visualizar a estrutura dos dados de forma integrada.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Uso e Ocupação da Terra

A Figura 2 apresenta o uso e ocupação da terra para o ano de 2023 para a de estudo.



FONTE: o autor

Figura 2 . Mapa de uso e ocupação da terra para o ano de 2023.

Nota-se que as áreas com maior influência antrópica estão localizadas no entorno do rio Beem, onde predominam as atividades agropecuárias, desmatamento, queimadas sazonais. Nos últimos anos, essa região tem apresentado um aumento de áreas utilizadas na agricultura, principalmente sobre os Campos Naturais (Formação Campestre). Segundo o SEDECTI (2022), a região sul do Amazonas, em especial, o município de Humaitá, tem se destacado no potencial para produção de grãos como a soja e milho.

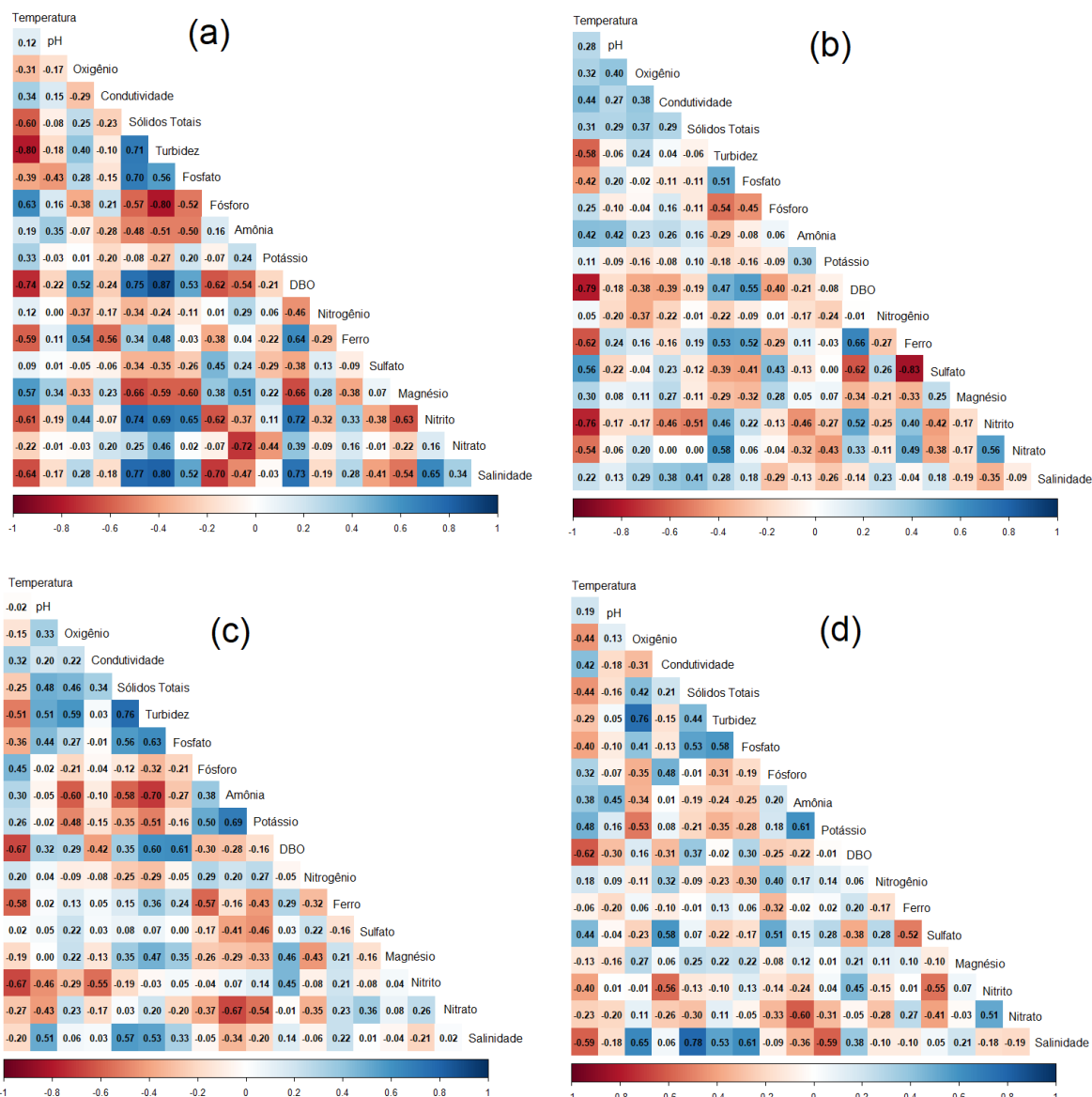
Por outro lado, ao longo do lago das Pupunhas existem poucas alterações na vegetação natural. Isso foi observado no entorno do lago Puruzinho e Crato. Nesses locais, a pouca atividade antrópica existente se dá em decorrência das atividades de subsistência dos ribeirinhos.

6.2 Parâmetros Físico-Químicos e Biológico

A análise dos parâmetros de qualidade da água nos diferentes corpos hídricos avaliados (Rio Beem, Lago Crato, Puruzinho e Pupunha) revelou variações significativas entre os ambientes. Embora alguns parâmetros não apresentem diferenças estatisticamente significativas, outros demonstram variações relevantes

que podem estar associadas a fatores ecológicos, pedológicos, hidrodinâmicos e antropogênicos específicos de cada sistema.

A Figura 3 apresenta a correlação de Spearman para os diferentes ambientes estudados.



FONTE: O autor

Figura 3 Correlação de Spearman pareada entre os parâmetros no lago Pupunha (a), Puruzinho (b), Crato (c) e Beem (d).

Conforme apresentado na Figura 3a, as maiores correlações observadas no lago Pupunha foram entre turbidez e DBO ($r = 0,87$), turbidez e salinidade ($r = 0,80$), temperatura e turbidez ($r = -0,80$), turbidez e fósforo ($r = -0,80$). Já no lago Puruzinho (Figura 3, b), as maiores correlações foram observadas entre o ferro e sulfato ($r = -0,83$), temperatura e DBO ($r = -0,79$), temperatura e nitrito ($r = -0,76$). No lago Crato

(Figura 3, c), as maiores correlações foram entre sólidos totais e turbidez ($r = 0,76$), turbidez e amônia ($r = -0,7$), e por fim, no rio Beem (Figura 3, d), as maiores correlações foram observadas entre os sólidos totais e salinidade ($r = 0,78$), oxigênio e turbidez ($r = 0,76$). Nos demais casos, as correlações observadas são inferiores a $\pm 0,7$, se caracterizando como de baixa relação.

A Tabela 5 apresenta os valores de estatística descritiva (média, desvios-padrão, valores máximos e mínimos) dos parâmetros avaliados neste estudo nos quatro corpos d'água (Rio Beem, Lago Crato, Lago Puruzino e Lago Pupunha), bem como a significância das diferenças entre os locais foi avaliada por meio de ANOVA a 5%, com p-valores indicados.

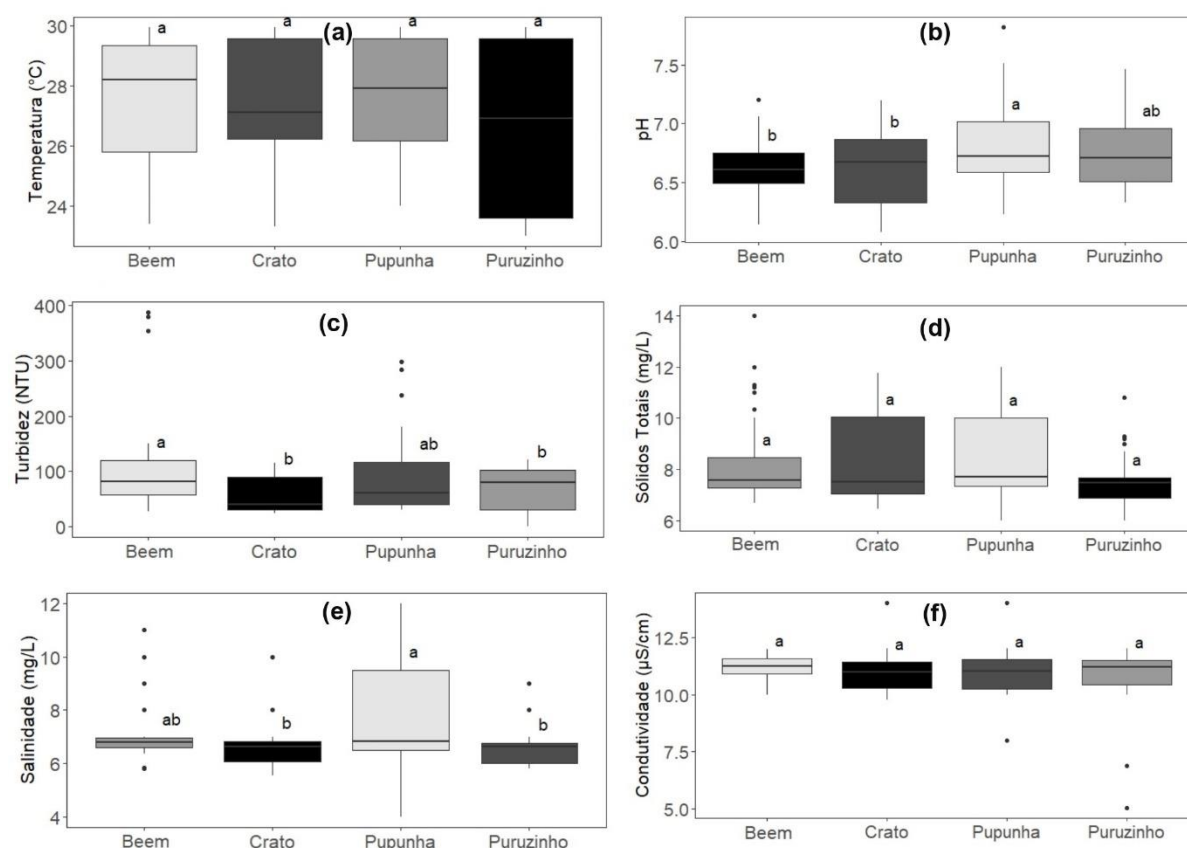
Tabela 5. Estatística descritiva, valores do teste F e Anova para os parâmetros avaliados em cada ambiente de estudo.

Parâmetro	Rio Beem				Lago Crato				Lago Puruzino				Lago Pupunha				Anova	
	ax	in	édia	d	ax	in	édia	d	ax	in	édia	d	ax	in	édia	d		p -valor
Temperatura	9,93	3,40	7,46	,01	9,93	3,30	7,52	,18	9,93	3,00	6,96	,60	9,93	4,00	7,73	,81	,768	,514
pH	,20	,14	,61	,26	,20	,08	,63	,33	,46	,33	,77	,29	,82	,23	,84	,36	,157	,00746
OD	,48	,04	,31	,65	,44	,77	,24	,72	,81	,31	,51	,64	,14	,33	,91	,94	,153	,00209
Condutividade	1,98	0,00	1,14	,61	4,00	,75	1,03	,98	2,00	,06	0,78	,31	4,00	,00	0,92	,05	,873	,457
Sólidos Totais	4,00	,70	,30	,77	1,76	,47	,30	,77	0,80	,00	,48	,95	2,00	,00	,47	,70	,95	,035
Turbidez	88,00	7,20	04,34	5,38	15,00	2,90	8,90	3,94	21,00	,00	6,64	8,53	98,00	0,12	4,44	8,27	,428	,00527
Fosfato	,94	,00	,03	,83	,44	,00	,82	,78	,75	,00	,76	,77	,30	,10	,96	,74	,961	,413
Fósforo	,89	,20	,94	,72	,20	,01	,74	,53	,73	,01	,64	,20	,73	,01	,54	,30	,167	,00736
Amônia	,40	,00	,06	,07	,20	,00	,04	,03	,50	,00	,06	,08	,20	,00	,04	,04	,134	,338
Potássio	,09	,01	,05	,04	,46	,01	,08	,11	,00	,01	,17	,26	,30	,01	,05	,07	,115	,0022
DBO	,79	,55	,39	,14	,29	,29	,14	,16	,46	,68	,12	,37	,37	,04	,50	,10	,815	,488

Nitrogênio	,96	,00	,22	,86	,80	,00	,14	,63	,86	,00	,44	,87	,80	,00	,46	,87	,313	,273	0
Ferro	,18	,00	,99	,86	,63	,42	,65	,88	,60	,47	,80	,77	,23	,63	,69	,71	,277	,285	0
Sulfato	2,00	,45	,62	,66	3,00	,00	,72	,11	2,00	,12	,52	,03	2,00	,00	,93	,33	,905	,44	0
Magnésio	,45	,19	,26	,04	,40	,20	,27	,04	,36	,13	,25	,03	,28	,01	,22	,06	,071	,000655	0
Nitrato	,64	,00	,06	,12	,42	,00	,06	,11	,41	,00	,06	,10	,46	,00	,15	,20	,633	,0146	0
Nitrato	,90	,00	,36	,31	,83	,00	,33	,28	,88	,00	,35	,31	,86	,00	,38	,33	,113	,952	0
Salinidade	1,00	,80	,18	,19	0,00	,55	,60	,76	,00	,80	,57	,67	2,00	,00	,71	,95	,617	,00033	0

Segundo Carvalho et al. (2018), nas planícies de inundação dos lagos da região, os níveis de água aumentam entre os meses de novembro e março, que dura até junho, quando começa a estação seca. Por outro lado, os volumes máximos de água transportados dos lagos para o rio Madeira são observados entre os meses de agosto e setembro. Esse padrão de residência e transporte é semelhante ao observado em outros lagos da Amazônia (VIONE et al., 2009), demonstrando os longos tempos de residência da água nessas planícies de inundação.

A Figura 4 apresenta o gráfico de boxplot e teste de Tukey a 5% de significância para temperatura (a), pH (b), turbidez (c), sólidos totais (d), salinidade (e) condutividade (f), sendo possível identificar a existência de similaridade ou discrepância entre eles.



*Letras iguais indicam não existir diferença significativa entre os ambientes.

FONTE: O autor

Figura 4 Gráficos de boxplot e teste de Tukey para a temperatura (a), pH (b), turbidez (c), sólidos totais (d), salinidade (e) condutividade (f).

Em relação a temperatura (Figura 4, a), os valores médios variaram entre 26,96 °C (Lago Puruzinho) e 27,73 °C (Lago Pupunha), sem diferenças estatisticamente significativas entre os ambientes ($F = 0,768$; $p = 0,514$). Esses resultados mostram que, a temperatura na coluna d'água avaliada nos diferentes corpos hídricos

(Puruzinho, Pupunha e Crato – lântico, Rio Beem – lótico) apresentam condições térmicas semelhantes.

Em estudo desenvolvido por Affonso et al. (2015) em um lago entre os rios Japurá e Solimões, os valores de temperatura em uma coluna d'água de 50 cm variaram entre 27,27 a 31,52 no período de seca e cheia. Valores próximos (mínimo de 27,8 e máximo de 30,1 °C) foram observados por Santos (1980) no lago Grande do Jutaí. Segundo o autor, o principal agente modelador desse parâmetro está relacionado aos fatores de origem climatológica, tais como insolação e precipitação.

No que tange aos valores ótimos para o desenvolvimento da vida aquática, Yauri et al. (2017), descrevem que a temperatura ótima para que as espécies de peixes venham realizar seus processos metabólicos e fisiológicos de forma adequada está entre 25 °C e 30°C, e fora dessa faixa, os peixes apresentam fadiga e estresse, levando a morte em e em alguns casos.

Por outro lado, o pH (Figura 4, b) apresentou diferenças significativas entre os corpos d'água ($F = 4,157$; $p = 0,00746$). O Lago Pupunha mostrou a maior média (6,84), enquanto o Rio Beem teve a menor (6,61). Os valores observados no rio Beem, lago Crato e Puruzinho não apresentaram diferença significativa pelo teste de Tukey, assim como o Lago Pupunha e Puruzinho. Por outro lado, observou-se diferença significativa entre o Lago Pupunha com o Rio Beem e o Lago Crato.

No geral, os valores médios observados são equivalentes a um ácido fraco, e indicam condições normais em comparação os valores observados em ambientes naturais da região amazônica (Santos, 1980; Affonso et al., 2015), refletindo as condições do pH dos solos. Ademais, ressalta-se que valores de pH inferiores a 6,5 impede o desenvolvimento adequado de peixes, devido ao conteúdo desproporcional de sais em se organismos. Por outro lado, valores abaixo de 4 e acima de 11 são nocivos para a vida aquática (YAURI et al., 2017). Neste estudo, os valores observados para o pH então dentro dos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005, que variam entre 6 e 9 para corpos hídricos de água doce.

Para a turbidez (Figura 4, c), os valores observados entre os ambientes foram significativamente diferentes ($F = 4,428$; $p = 0,00527$). O Rio Beem apresentou a maior turbidez média (104,34 NTU), enquanto o Lago Crato teve a menor (58,90 NTU). Conforme visto na Figura 4c, o teste de Tukey indicou que os valores observados no rio Beem não se diferem significativamente aos observados no lago Pupunha. Por

outro lado, apresentam diferenças significativas com os valores observados no lago Crato e Puruzinho.

Os valores da turbidez observados neste estudo para os diferentes ambientes podem refletir diferenças nos processos erosivos e na entrada de sedimentos, por exemplo, no Rio Beem, por ser um ambiente lótico, a alta turbidez pode ser atribuída a correnteza do rio, além das atividades antrópicas nas margens, intensificando erosão laminar, aumentando a entrada de partículas em suspensão. Já nos demais ambientes, por serem lênticos e de margens com menor antropização, possuem menor carregamento de sedimentos, e por sua vez menor turbidez.

Por outro lado, não foi observado diferença significativa na concentração de sólidos totais (Figura 4, d) entre os diferentes ambientes ($F = 2,95$; $p = 0,035$), com médias variando de 7,48 mg/L (Lago Puruzino) a 8,47 mg/L (Lago Pupunha). Este parâmetro reflete a estabilidade na entrada de material particulado nos lagos.

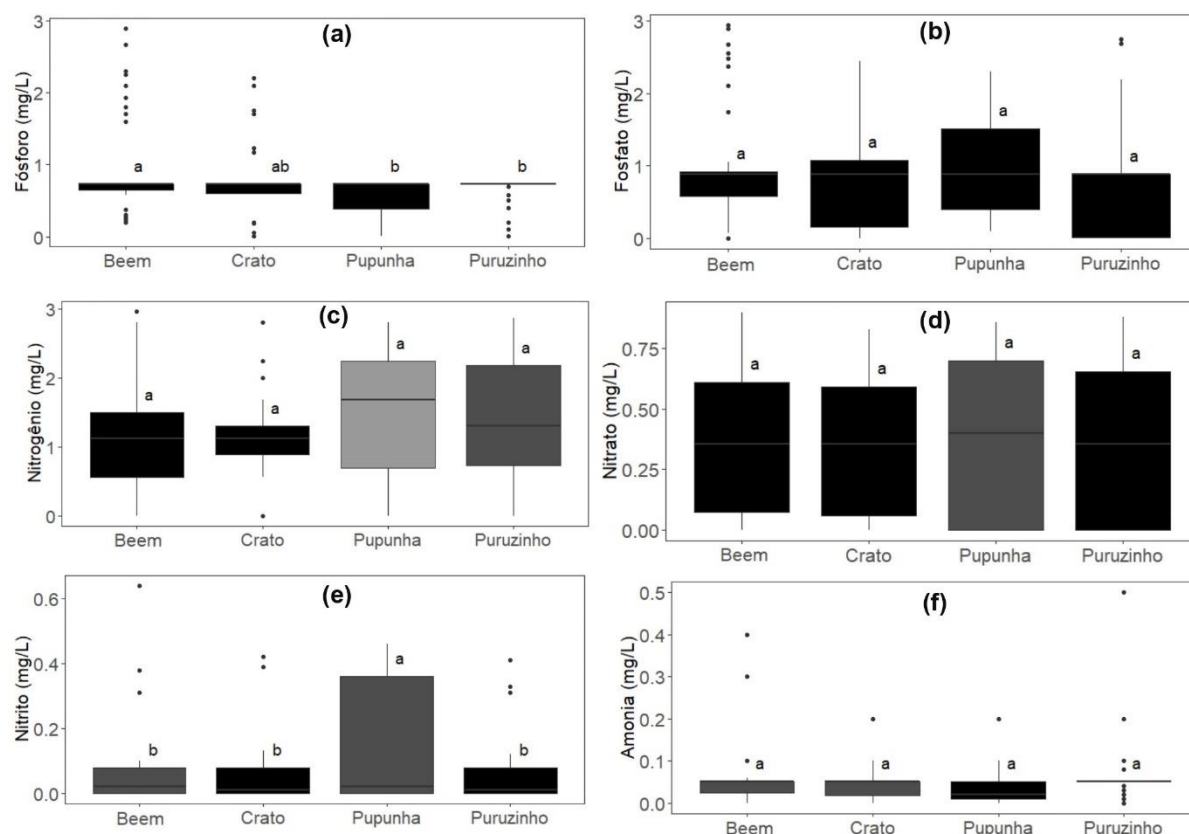
Para a salinidade (Figura 4, e), observou-se diferença significativa entre os diferentes ambientes ($F = 6,617$; $p = 0,00033$), com médias variando de 5,67 (Lago Puruzinho) a 7,71 (Lago Pupunha). Os valores observados no rio Beem não se diferem significativamente aos observados no lago Puruzinho, diferentemente dos valores observados entre o lago Pupunha em comparação com o lago Crato e Puruzinho, conforme teste de Tukey.

Em relação a condutividade elétrica (Figura 4, f), por sua vez, não apresentou diferenças significativas ($F = 0,873$; $p = 0,457$). Os valores mais altos foram observados no Lago Crato (média = 11,03 $\mu\text{S/cm}$) e no Lago Pupunha (média = 10,92 $\mu\text{S/cm}$), sugerindo maior concentração de íons dissolvidos nestes locais. Esses valores estão de acordo com os obtidos em demais estudos para a região amazônica, que apresentam valores entre 0 e 140 $\mu\text{S/cm}$ (Janicka et al., 2022; Nascimento et al., 2021).

A Figura 5 apresenta o gráfico de boxplot e teste de Tukey a 5% de significância para o fósforo (a), fosfato (b), nitrogênio (c), nitrato (d), nitrito (e) e amônia (f) para o Rio Beem, lago Crato, Pupunha e Puruzinho.

No que se refere aos nutrientes Fósforo, Fosfato e Nitrogênio (Figura 5, a, b, c), apenas o Fósforo apresentou diferença significativa entre os ambientes (p -valor $< 0,05$). Vale ressaltar que, com exceção para o nitrogênio, o rio Beem apresentou os maiores valores médios para o fósforo e fosfato, o que indica a influência da área

urbana sob o recurso hídrico. Ademais, ressalta-se que os valores médios observados para o Fósforo (média de 0,71 mg/L) estão acima dos definidos pela Conama 357/2005, uma vez que estabelece valores inferiores a 0,1 mg/L para ambientes lóticos, e 0,025 mg/L para ambientes lênticos para corpos hídricos Classe I.



*Letras iguais indicam não existir diferença significativa entre os ambientes.

FONTE: O autor

Figura 5 Gráficos de boxplot e teste de Tukey para o fósforo (a), fosfato (b), nitrogênio (c), nitrato (d), nitrito (e) e amônia (f).

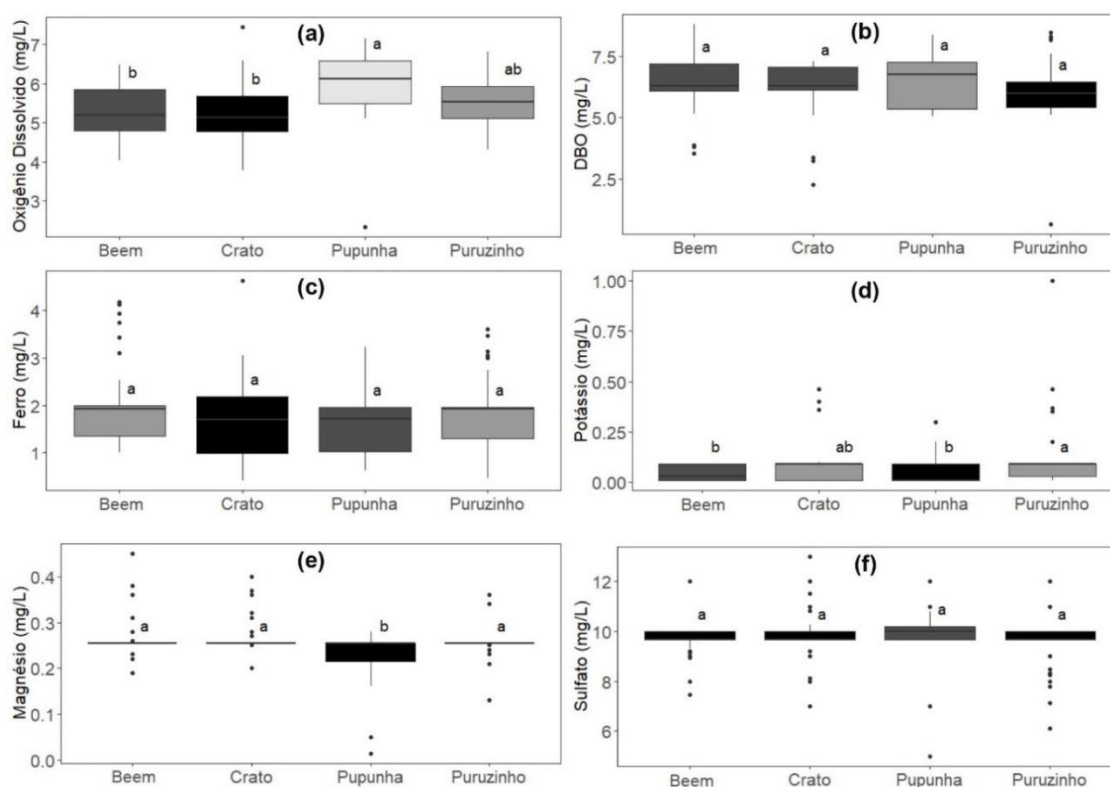
Além disso, vale ressaltar que, a montante da bacia hidrográfica do rio Beem e bacia do rio Puruzinho (que forma o lago Puruzinho), tem sido sofrido alterações significativas nos últimos anos devido o avanço de áreas das áreas de cultivo de grãos (arroz, soja e milho) sobre áreas de Campos Naturais. O avanço dessas práticas contribui para o aumento de fósforo e nitrogênio na água, principalmente por meio da poluição de fonte difusa causada pelo escoamento superficial. Esse escoamento transporta o excesso de fertilizantes e nutrientes para as águas superficiais e subterrâneas, levando à eutrofização (Quill et al., 2024).

Em relação ao nitrato (Figura 5, d), não foi observado diferenças significativas entre os ambientes ($F = 0,113$; $p = 0,952$), sugerindo que os processos de mineralização e assimilação desse composto estão equilibrados nos diferentes sistemas, o mesmo foi observado para a amônia (Figura 5, f), não apresentando

diferença significativa ($F = 1,134$; $p = 0,338$). Por outro lado, observou-se diferença significativa ($F = 3,633$; $p = 0,0146$) para o nitrito, com destaque para o Lago Pupunha, que apresentou a maior média (0,15 mg/L), se diferenciando significativamente com os demais ambientes. Esse resultado pode ser indicativo de condições de oxigenação distintas, que influenciam os processos de nitrificação.

Segundo Vione et al. (2009), o nitrito é um nutriente importante em águas superficiais, constituindo um intermediário chave na interconversão de nitrato em amônio, e uma fonte fotoquímica considerável de espécies reativas, como o radical hidroxila. Os valores médios observados neste estudo para o nitrato, nitrito e amônia estão em acordo com os estabelecidos na Resolução Conama 357/2005 para corpos hídricos classe I e II (1,0 mg/L para o nitrito e 10,0 mg/L para o nitrato, 3,7 mg/L de amônia para $pH < 7,5$).

A Figura 6 apresenta o gráfico de boxplot e teste de Tukey a 5% de significância para o oxigênio dissolvido (a), DBO (b), ferro (c), potássio (d), magnésio (e) e sulfato (f) para o Rio Beem, lago Crato, Pupunha e Puruzinho.



*Letras iguais indicam não existir diferença significativa entre os ambientes.

FONTE: O autor

Figura 6 Gráficos de boxplot e teste de Tukey para o oxigênio dissolvido (a), DBO (b), ferro (c), potássio (d), magnésio (e) e sulfato (f).

Em relação ao oxigênio dissolvido (Figura 7, a), os valores variaram significativamente entre os ambientes ($F = 5,153$; $p = 0,00209$). O Lago Pupunha apresentou a maior média (5,91 mg/L), enquanto o Lago Crato teve a menor (5,24 mg/L). Pelo teste de Tukey, observou-se diferença significativa entre o lago Pupunha com o lago Crato e rio Beem. Em relação ao lago Puruzinho, os valores observados no lago Pupunha não apresentaram diferença significativa.

Apesar de ser um ambiente lótico, o Rio Beem apresentou valores intermediários, se apresentando em condições semelhantes, no que se refere ao oxigênio dissolvido, com os ambientes lênticos avaliados. Vale ressaltar que, em ambos os ambientes, os valores médios observados estão em desacordo com os definidos pela Resolução Conama 357/2005, que estabelecem valores não inferiores a 6 mg/L.

Ademais, ressalta-se que concentrações de OD abaixo do estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 sugerem interferência antrópica, como o despejo de efluentes domésticos (NASCIMENTO et al., 2021). No entanto, apenas as amostras coletadas no rio Beem possuíam interferência antrópica, com o lançamento de resíduos sólidos e efluentes domésticos. Nas demais localidades, as amostras de água foram coletadas em áreas com pouca ou nenhuma interferência antrópica, então, essas características podem estar associadas à interface floresta-água, conforme descrito por Nascimento et al. (2021).

Darwich et al. (2005) citam que nos ambientes lênticos amazônicos, a variação do oxigênio dissolvido está muito relacionada com a área do lago, fase do ciclo hidrológico, hora do dia e profundidade da coluna de água. Já para ambientes lóticos, os fatores determinantes estão relacionados a agitação mecânica de cachoeiras e corredeiras, bem como a fase do ciclo hidrológico.

Segundo Carvalho et al. (2018), as características físicas e químicas das planícies de inundação são influenciadas pela inundação de vastas áreas cobertas por vegetação que produz grandes quantidades de matéria orgânica, que é gradualmente depositada no ambiente durante a estação seca. Dessa forma, à medida que os níveis de água sobem, a matéria orgânica é oxidada, ocorrendo o processo de consumo de oxigênio, e promovendo a hipóxia do ambiente aquático.

Para o DBO (Figura 7, b), os valores médios oscilaram entre 6,12 mg/L (Lago Puruzinho) e 6,50 mg/L (Lago Pupunha), com coeficientes de variação relativamente

baixos. A ausência de diferença significativa entre os corpos hídricos ($F = 0,815$; $p = 0,488$) sugere que os níveis de matéria orgânica biodegradável e a atividade microbiana estão em equilíbrio similar nos sistemas analisados, possivelmente devido a condições ecológicas comparáveis.

A Resolução Conama 357/2005 estabelece valores máximos de DBO de 3 mg/L para corpos hídricos Classe I, e 5 mg/L para Classe II. Neste estudo, os valores médios de DBO observado são superiores a 6 mg/L, se enquadrando em corpos hídricos Classe III. Vale ressaltar que o DBO é um indicador-chave de poluição orgânica, refletindo a quantidade de material orgânico biodegradável nos corpos de água (Latif et al., 2014). Entretanto, os altos valores de DBO observados podem estar relacionados ao aporte natural de matéria orgânica provenientes da vegetação densa no entorno dos lagos, e quando esse material é decomposto, aumentam a demanda por oxigênio, aumentando a DBO, conforme descrito por (ZHANG et al., 2024).

Em relação as concentrações de ferro (Figura 7, c), os valores médios variaram de 1,65 mg/L (Lago Crato) a 1,99 mg/L (Rio Beem), sem diferenças significativas entre os sistemas ($F = 1,277$; $p = 0,285$). Apesar disso, os valores máximos observados (até 4,63 mg/L no Lago Crato) podem ser indicativos de fontes localizadas ou relacionado as variações sazonais. Em ambos os casos, os valores médios observados são superiores aos limites máximos definidos na Resolução Conama 357/2005 para corpos hídricos Classe I e II (0,3 mg/L).

A alta concentração de ferro observada em ambos os ambientes pode ser explicada pelo aspecto pedológico da bacia hidrográfica do Rio Madeira, pois essa região é caracterizada por latossolos, que naturalmente contêm altos níveis de óxidos de ferro presente em seus sedimentos. A alta concentração de ferro presente nos solos da bacia hidrográfica contribui para suas elevadas concentrações na água, conforme descrito por Gomes et al. (2008) e Carvalho et al. (2018).

Para o potássio (Figura 7, d), observou-se diferença estatisticamente significativa entre os ambientes ($F = 5,115$; $p = 0,0022$). Os maiores valores médios foram observados no lago Puruzino (0,17 mg/L), enquanto os menores ocorreram no Rio Beem e Lago Pupunha (0,05 mg/L em ambos). Pelo teste de Tukey, os valores observados no Puruzinho não se diferem estatisticamente aos observados no Crato, por outro lado, as médias observadas no rio Beem, Crato e Pupunha podem ser considerados significativamente iguais.

No que se refere ao magnésio (Figura 7, e), observou-se valores significativamente diferentes entre os ambientes ($F = 6,071$; $p = 0,000655$), com os menores valores médios no Lago Pupunha (0,22 mg/L), sendo o único ambiente com que apresentou diferença significativa em relação aos demais. Essas diferenças podem estar relacionadas à variabilidade nas fontes pedológicas e nos processos de troca iônica que ocorrem nos lagos. Segundo Carvalho et al. (2018), os rios de águas brancas como o Madeira e o Solimões apresentam altos níveis de cátions como o cálcio e magnésio, que representam cerca de 48% e 28% da concentração total de cátions nesses corpos hídricos.

Quanto aos valores médios de sulfato (Figura 7, f), observou-se pequenas variações, oscilando entre 9,52 mg/L (Lago Puruzino) e 9,93 mg/L (Lago Pupunha). A análise de variância ($F = 0,905$; $p = 0,44$) reforça a ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os ambientes, indicando possível uniformidade nos processos de entrada e remoção desse íon nos sistemas avaliados. Em ambos os ambientes, os valores observados são inferiores aos limites máximos definidos na Resolução Conama 357/2005 para corpos hídricos Classe I (250 mg/L).

Em relação aos Coliformes Totais, para os quatro ambientes estudados durante o período, os resultados mostraram presença pelo teste de substrato (Colilert). Ressalta-se que nos quatro ambientes, os efluentes domésticos são lançados nos corpos hídricos sem tratamento, o que pode justificar o resultado observado. Ademais, fezes de animais silvestres, gado ou animais domésticos que são carreados pelos processos erosivos também podem ser a causa da presença do poluente, principalmente nos ambientes mais preservados.

6.3 Índice de Qualidade da Água – IQA

A Tabela 6 apresenta os valores de IQA observado nos diferentes ambientes ao longo dos meses de estudo.

Tabela 6. Valores de IQA para os diferentes ambientes durante o período de análise.

Mês	Lago Pupunha	Lago Crato	Lago Puruzinho	Rio Beem
07/23	-	44	55	45
09/23	-	46	57	48
10/23	-	54	64	52
12/23	-	57	52	54
01/24	53	59	62	58

02/24	53	53	59	44
03/24	51	51	52	53
04/24	53	50	53	47
05/24	51	63	49	49
06/24	58	68	61	59
07/24	70	75	72	51
08/24	76	55	58	52
09/24	66	56	59	58

Fonte: O autor

A qualidade da água no lago Pupunha variou entre 51 e 76, alcançando a classificação “boa” na maior parte do período, conforme valores estabelecidos pela CETESB. O valor máximo foi registrado em agosto de 2024 (76), indicando melhora significativa nos meses finais, em comparação aos demais meses avaliados. Segundo a CETESB, valores acima de 70 indicam água de boa qualidade, sugerindo condições ambientais favoráveis.

No lago Crato, observou-se um aumento gradual de IQA de 44 (julho de 2023) para 75 (julho de 2024), com oscilações mensais. Em agosto de 2024, houve uma redução para 55, possivelmente relacionada a fatores externos, como o nível reduzido de água no lago. Em geral, a água foi classificada como “razoável” a “boa”.

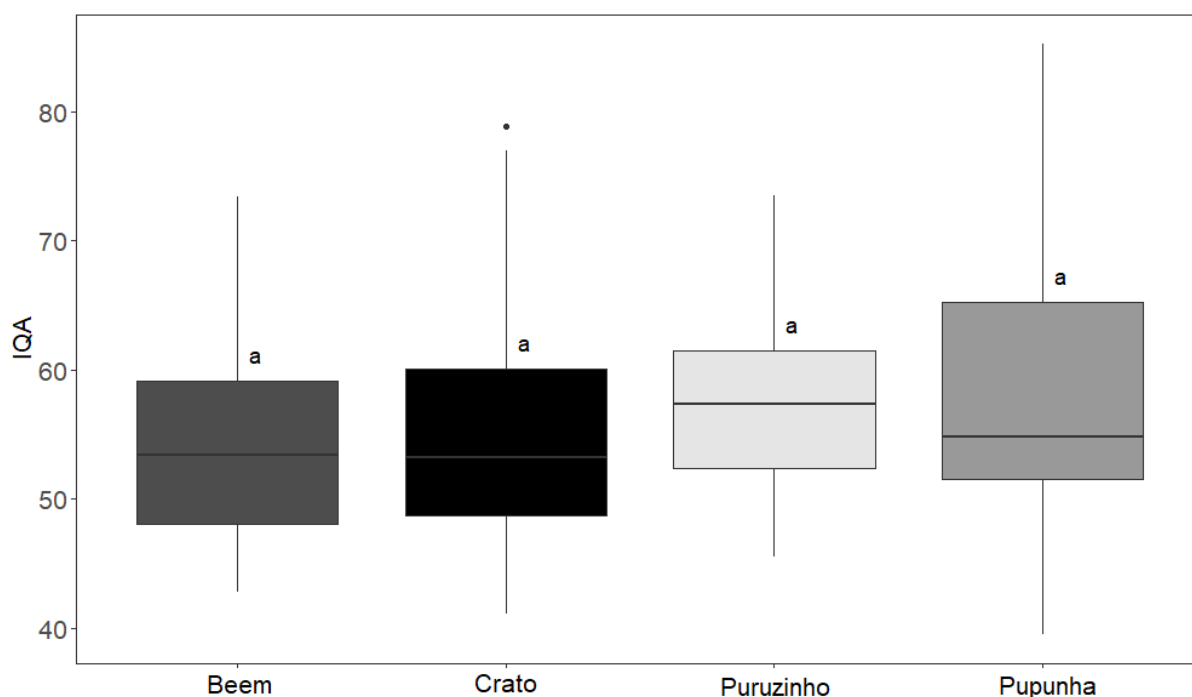
Já no lago Puruzinho, os valores de IQA variaram entre 49 e 72. Nesse ambiente os valores de IQA se manteve predominantemente na classificação “razoável”. O pico de qualidade ocorreu em julho de 2024 (IQA de 72), indicando melhora sazonal.

Por outro lado, o rio Crato foi o corpo hídrico que apresentou os valores mais baixos de IQA, variando de 44 a 59. A água foi frequentemente classificada como “ruim” ou “razoável”. Apesar de ligeiras melhorias em alguns meses (como julho de 2024, com 59), o Rio Beem destaca-se como o ambiente com maior vulnerabilidade ambiental.

Pela análise temporal, observou-se padrões sazonais claros em todos os ambientes. Os melhores índices foram observados durante os meses de julho e agosto de 2024 (com exceção para o rio Beem), coincidindo com períodos de estiagem na região. Por outro lado, os valores mais baixos, especialmente no Rio Beem, ocorreram durante o mês de fevereiro de 2024 (IQA de 44), possivelmente associados ao aumento do escoamento superficial durante as chuvas.

Assim, observa-se que os lagos mantiveram, na maioria das vezes, condições de IQA entre “razoável” e “boa”. Contudo, o Rio Beem apresentou condições preocupantes, com frequência na faixa do IQA classificada como “razoável” e “ruim”.

A Figura 4 apresenta o gráfico de box-plot e o resultado do teste de Tukey (nível de significância de 5%) para o IQA nos diferentes ambientes de estudo.



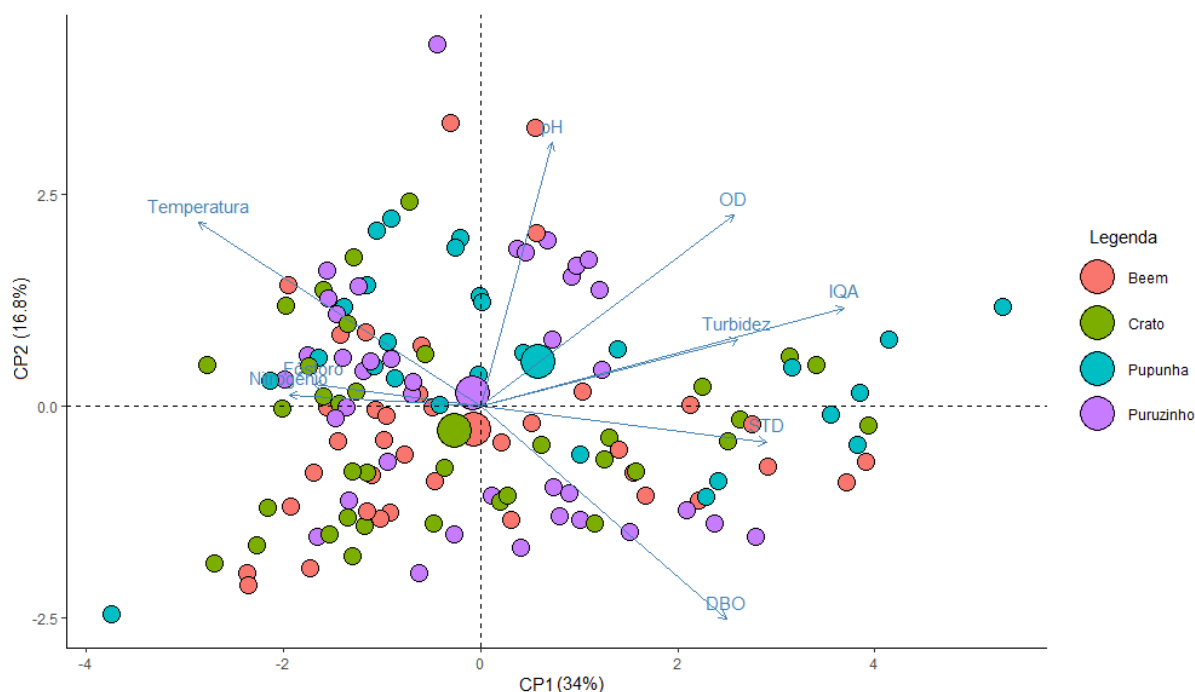
FONTE: O autor

Figura 7 Gráfico de box-plot e teste de Tukey para o IQA nos diferentes ambientes.

Com base no teste de Tukey é possível observar que não existe diferença significativa no IQA entre os ambientes estudados. Também é possível notar a menor qualidade observada no rio Beem, bem como a menor variação no IQA do lago Puruzinho, e a maior variação no lago Pupunha.

Os menores valores de IQA observados no rio Beem pode ser explicado em virtude da interferência antrópica em seu entorno, conforme relatado por Peixoto et al., (2014). Entretanto, apesar da menor qualidade observada, o resultado do teste de Tukey mostrou que inexistência de diferença significativa entre os demais ambientes, o que indica alta resiliência do manancial quanto a assimilação dos efluentes domésticos e resíduos sólidos que são descartados de forma inadequada em seu entorno.

A Figura 8 apresenta o gráfico de plano fatorial entre o IQA e os parâmetros de qualidade da água nos diferentes ambientes estudados.

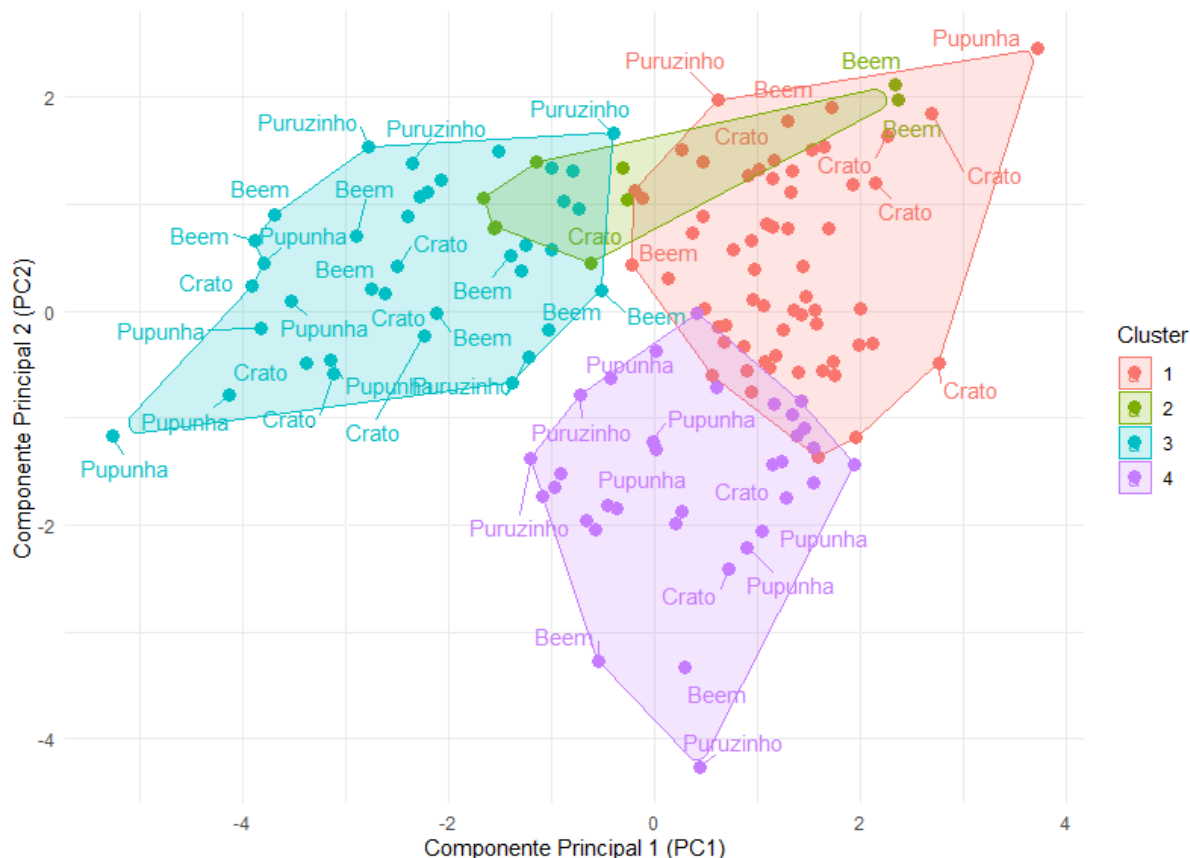


FONTE: O autor

Figura 8 Plano fatorial entre o IQA e parâmetros de qualidade da água em diferentes ambientes.

Como visto na Figura 8, a somatória das componentes CP1 e CP2 não atingiram percentual de explicação superior a 70% da variância, o que impede a explicação da variabilidade do conjunto de dados nos diferentes ambientes, conforme descrito por Rencher (2002). Além disso, a baixa explicação das componentes CP1 e CP2 indicam a alta similaridade entre os ambientes.

Assim, tendo em vista a baixa explicação das componentes CP1 e CP2, foi realizado uma análise de agrupamento (*clustering*) com vista a identificar a similaridade do conjunto de dados avaliado. A Figura 9 apresenta o gráfico de *clusters* que mostra o agrupamento entre os diferentes ambientes para os parâmetros avaliados.



Fonte: O autor

Figura 9 Agrupamento entre os parâmetros avaliados para os diferentes ambientes.

O gráfico apresentado na Figura 9 revela que quais locais apresentam características similares, ou seja, apesar do agrupamento distinguível em pelo menos três grupos, cada grupo possui parâmetros altamente relacionados. Por exemplo, o grupo 3 se difere totalmente dos demais. No entanto, neste grupo estão incluídos os quatro ambientes estudados. Essa análise mostra que, a princípio, existem parâmetros que podem ser agrupados, o que pode auxiliar na interpretação das variações sazonais e espaciais desses corpos hídricos.

Ressalta-se que os locais identificados com menor qualidade da água podem impactar diretamente as comunidades ribeirinhas que dependem desses recursos hídricos para atender às suas necessidades básicas. Nessas áreas, o uso predominante da água inclui navegação, pesca, diluição de esgotos domésticos e, em alguns casos, consumo humano. Embora a maior parte dessas populações utilize água proveniente de poços tipo cacimba, a exposição direta a corpos d'água superficiais ocorre frequentemente por meio de atividades como navegação, pesca e banho (COSTA et al., 2023). Ademais, estudos realizados nos rios e lagos da

Amazônia brasileira demonstraram a contaminação por metais pesados, como mercúrio proveniente de atividades de garimpo, eleva os riscos à saúde dessas comunidades, especialmente em áreas onde a água superficial é utilizada para consumo ou atividades diárias (BASTOS et al., 2020; VIANA et al., 2024).

Destaca-se que, excetuando o rio Beem, que sofre influência direta da área urbana de Humaitá, essas regiões apresentam baixa pressão antrópica sobre os recursos hídricos. Contudo, apesar da baixa densidade demográfica, esses ecossistemas figuram entre os mais vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas, conforme evidenciado em avaliações recentes do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (PARMESAN et al., 2022). Nesse contexto, os resultados deste estudo assumem relevância ao estabelecer uma linha de base para comparações com outros conjuntos de dados provenientes de áreas da Amazônia ou de ambientes tropicais semelhantes (BONNET et al., 2023; NASCIMENTO et al., 2021). Tais comparações podem elucidar variações regionais na qualidade da água e seus fatores determinantes.

Além disso, esses ambientes encontram-se em transformação contínua devido à expansão de atividades agropecuárias, desmatamento, alterações no uso e ocupação da terra e construção de barragens (SANTOS et al., 2020). Esses processos intensificam a pressão antrópica sobre os recursos hídricos, comprometendo sua qualidade e funcionalidade ecológica. Assim, os dados aqui apresentados contribuem para o monitoramento de potenciais alterações na qualidade da água ao longo do tempo, oferecendo subsídios para a gestão sustentável desses ecossistemas em um cenário de crescente impacto humano.

7 CONCLUSÃO

O estudo avaliou a qualidade da água ao longo de um ciclo hidrológico em quatro ambientes diferentes (Rio Beem, Lago Pupunha, Lago Puruzinho e Lago Crato), no município de Humaitá, região Sul da Amazônia.

Os resultados obtidos mostraram variações significativas entre os parâmetros físico-químicos e biológico nos ambientes estudados. Enquanto a temperatura e condutividade elétrica, não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, o pH, turbidez, salinidade e oxigênio dissolvido, mostraram variações significantes entre

os ambientes. Essas diferenças podem ser atribuídas a fatores ecológicos, pedológicos, hidrodinâmicos e antropogênicos específicos de cada sistema.

O Índice de Qualidade da Água (IQA) indicou variações entre "ruim" e "boa" ao longo do ciclo hidrológico, além de padrões sazonais marcantes. A análise revelou que o Rio Beem, apresentou os menores valores de IQA, frequentemente classificados como "ruim" ou "razoável", indicando maior vulnerabilidade ambiental devido à interferência antrópica, como o despejo de efluentes domésticos e resíduos sólidos. Os lagos, por outro lado, mantiveram condições de qualidade da água entre "razoável" e "boa", com melhores índices observados durante os meses de estiagem.

A análise de agrupamento (*clustering*) evidenciou que os ambientes estudados compartilham características ecológicas e hidrológicas semelhantes, sendo agrupados conforme suas condições de qualidade da água ao longo das estações. Essa similaridade indica que, mesmo com diferenças pontuais, os ambientes mantêm padrões próximos de funcionamento ambiental.

Com base nos resultados, destaca-se a importância de ações voltadas à melhoria da qualidade da água, especialmente no Rio Beem, onde a interferência humana é mais evidente. Medidas de controle de poluição, como o tratamento de efluentes domésticos e a gestão adequada de resíduos sólidos, são essenciais para melhorar a qualidade da água nesse ambiente, principalmente para o rio Beem, pois é o corpo hídrico que sofre maior interferência antrópica.

Nos lagos, a preservação das áreas de vegetação natural no entorno pode ser uma estratégia eficaz para minimizar os impactos das atividades humanas. Sugere-se a criação de políticas públicas que promovam a conservação dos recursos hídricos e a conscientização das comunidades locais sobre a importância da preservação ambiental são fundamentais para garantir a sustentabilidade desses ecossistemas.

Em suma, este trabalho demonstrou que, embora os corpos hídricos estudados apresentem variações na qualidade da água, a maioria dos ambientes mantém condições adequadas para a vida aquática e o uso humano. No entanto, a interferência antrópica, especialmente na bacia hidrográfica do Rio Beem, representa um desafio significativo que requer ações imediatas para garantir a sustentabilidade desses recursos hídricos essenciais para a região.

Além disso, este estudo estabelece uma linha de base para futuras comparações e monitoramento da qualidade da água na região Sul da Amazônia. Os

dados coletados podem ser utilizados para avaliar tendências de longo prazo e os impactos das mudanças climáticas e das atividades humanas sobre os recursos hídricos.

8 REFERÊNCIAS

- AFFONSO, A. G.; QUEIROZ, H. L.; NOVO, E. M. L. M. **Abiotic variability among different aquatic systems of the central Amazon floodplain during drought and flood events.** Brazilian Journal of Biology, [S.l.], v. –, p. –, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.04214>.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Portal Nacional de Qualidade de Águas.** Disponível em: <https://portalpnqa.ana.gov.br/default.aspx>. Acesso em: 04 maio 2024.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Reflexões sobre a gestão dos recursos hídricos no Brasil.** Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/noticias-antigas/reflexaues-sobre-a-gestapso-dos-recursos-hadricos>. Acesso em: 31 jan. 2024.
- ALVES, A. R. V. **Análises físico-químicas e microbiológicas realizadas na água do rio Apodi-Mossoró: uma revisão narrativa.** Mossoró, 2020.
- AMORIM, P. E. C. **Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA).** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, n. 2, p. 251-259, 2017.
- ANDRIETTI, G. et al. **Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT.** Ambi-Agua, [S.l.], v. –, p. –, [s.d.]. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1769>. Acesso em: 23 jul. 2025.
- BARBOZA, D. F. **Biodiversidade e vulnerabilidade de Ascidiacea no litoral do Rio de Janeiro frente aos cenários de introdução de espécies e mudanças climáticas.** 2023. Tese (Doutorado em Biologia Marinha) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.
- BASTOS, W. R. et al. **Mercúrio na Amazônia: contaminação e impactos ambientais.** Revista Brasileira de Estudos Ambientais, v. 25, n. 3, p. 123-135, 2020.

BONNET, M.-P. et al. **Surface water quality (2013-2017) - Curuai floodplain, Brazil, Pará.** Disponível em: <https://doi.org/10.23708/SNGQHV>.

BRAGA, E. A. S. **Determinação dos compostos inorgânicos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) e fósforo total, na água do açude Gavião, e sua contribuição para a eutrofização.** 2006.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS.** Brasília, DF: Funasa, 2014.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005.** Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRIGHENTI, T. M.; BONUMÁ, N. B.; CHAFFE, P. L. B. **Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica catarinense.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 21, n. 1, p. 53-64, 2016.

BRITO, L. T. L.; SILVA, A. S.; PORTO, E. R. **Disponibilidade de água e a gestão dos recursos hídricos.** In: EMBRAPA SEMIÁRIDO. Capítulo em livro científico. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. **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.

CAJUCOM, E. L. et al. **Assessing nitrate and phosphate contaminants in agricultural soils and groundwater: implications for MLGU restoration and eutrophication management.** Mindanao Journal of Science and Technology, v. 22, 2025. DOI: <https://doi.org/10.61310/mjst.v22iS1.2212>.

CABRAL, G. A. J. **Comportamento dos compostos nitrogenados, amônia, nitrito e nitratos, em águas subterrâneas**. 2020.

CARVALHO, D. P. et al. **Dynamics of metals in lacustrine sediments: case study of the Madeira River, Amazon region**. DOI: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.231820170026>.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2. ed. rev. atual. e ampl. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CASTRO, F.; MCGRATH, D. **O manejo comunitário de lagos na Amazônia**. Parcerias Estratégicas, v. 12, p. 112-126, 2008.

CETESB. **Índices de qualidade das águas**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso em: 02 maio 2024.

COSTA, F. S.; MELO, G. S.; SILVA, L. C. **Sustentabilidade da agricultura familiar na região Sul do Amazonas: o caso da comunidade Alto Crato (Humaitá – AM)**. Acta Scientiarum. Human and Social Sciences, v. 45, e68621, 2023. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascihumansoc.v45i1.68621>.

COSTA, T. G. A. et al. **Impactos ambientais de lixão a céu aberto no Município de Cristalândia, Estado do Piauí, Nordeste do Brasil**. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, v. 3, p. 79-86, 2016. DOI: <https://doi.org/10.21438/rbgas.030408>.

DARWICH, A. J. et al. **Limnologia do Lago Tupé: dinâmica espaço-temporal do oxigênio dissolvido**. Manaus: Editora INPA, 2005.

DUTTA, S.; DWIVEDI, A.; SURESH, K. M. **Uso de índice de qualidade da água e técnicas estatísticas multivariadas para avaliação de variações espaciais na qualidade da água de um pequeno rio**. Environmental Monitoring and Assessment, v. 190, p. 1-17, 2018.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 771 p.

FEITOSA, F. A. C. et al. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM; LABHID, 2008.

FERREIRA, K. C. D. et al. **Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro**. Revista Ciência Agronômica, v. 46, n. 2, p. 277-286, 2015.

FRAGA, R. S. **Modelagem empírica e mapeamento de parâmetros de qualidade de água em uma lagoa subtropical utilizando dados de sensoriamento remoto**. 2020. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2020.

FRITZSONS, E. et al. **A influência das atividades mineradoras na alteração do pH e da alcalinidade em águas fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 14, n. 3, p. –, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000300012>.

GALVÃO, J. A. **Rastreabilidade da cadeia produtiva do pescado: avaliação de parâmetros ambientais e sua influência na qualidade da matéria-prima destinada à indústria**. 2011. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

GLORIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M. **Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do índice de qualidade da água - IQA**. Caderno Pedagógico, v. 14, n. 1, p. –, 2017.

GOMES, J. P. O. et al. **Geoquímica de elementos-traço em sólidos em suspensão no alto rio Madeira, Rondônia, Brasil**. Geochimica Brasiliensis, v. 23, p. –, 2009.

HAAKONSSON, S. et al. **A temperatura e a precipitação moldam a distribuição de cianobactérias nocivas em ecossistemas subtropicais lóticos e lênticos**. Science of the Total Environment, v. 609, p. 1132-1139, 2017.

HO, L. T.; GOETHALS, P. L. G. **Opportunities and challenges for the sustainability of lakes and reservoirs in relation to the Sustainable Development Goals (SDGs).** Water, v. 11, n. 7, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11071462>. Acesso em: 23 jul. 2025.

HOFF, R. **REACQUA: um esquema de pirâmide que dá certo.** São Paulo: Simplíssimo, 2022.

HUEPA BRIÑEZ, J. A. et al. **Causes and effects of contamination of water sources due to excessive use of agrochemicals and pesticides: bibliometric analysis.** Water Policy, v. 26, p. 1086-1102, 2024. DOI: <https://doi.org/10.2166/wp.2024.107>. Acesso em: 23 jul. 2025.

IBGE. Humaitá - Amazonas. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/am/humaita/panorama>. Acesso em: 08 jan. 2024.

IDAM. **Pesca e aquicultura.** Manaus: Instituto de Desenvolvimento Agropecuário e Florestal Sustentável do Estado do Amazonas, 2022. Disponível em: <http://www.idam.am.gov.br/ater/aquicultura-e-pesca/>. Acesso em: 23 jul. 2025.

LATIF, M. et al. **Human health risk assessment of drinking water using heavy metal pollution index: a GIS-based investigation in mega city.** Applied Water Science, v. 15, p. 1-19, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-024-02341-w>. Acesso em: 23 jul. 2025.

LIMA, A. M. **Limnologia e qualidade ambiental de um corpo lântico receptor de efluentes tratados da indústria de petróleo.** 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2004.

LIRA, O. O. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS.** Brasília, DF: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2014.

LIU, J.; SHEN, Z.; CHEN, L. **Avaliar como as variações espaciais do padrão de uso da terra afetam a qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbanizada típica em Pequim, China.** Landscape and Urban Planning, v. 176, p. 51-63, 2018.

LÖBLER, C. A.; BORBA, W. F.; SILVA, J. L. S. **Relação entre a pluviometria e a condutividade elétrica em zona de afloramento do sistema Aquífero Guarani.** Ciência e Natura, v. 37, n. 3, p. 115-121, 2015.

MACHADO, F. H. et al. **Environmental impacts of inter-basin water transfer on water quality in the Jundiaí-Mirim river, south-east Brazil.** International Journal of Environmental Impacts, v. 1, n. 1, p. 80-91, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2495/EI-V1-N1-80-91>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MARTINS, G. C. et al. **Campos nativos e matas adjacentes da região de Humaitá (AM): atributos diferenciais dos solos.** Ciência e Agrotecnologia, v. 30, n. 2, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542006000200005>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MapBiomas. Produtos. Disponível em: <https://mapbiomas.org/produtos>. Acesso em: 23 jul. 2025.

MORETTO, D. L. et al. **Calibração do índice de qualidade da água (IQA) com base na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).** Acta Limnologica Brasiliensia, v. 24, n. 1, p. 29-42, 2012. Disponível em: http://www.nsf.org/consumer/earth_day/wqi.as. Acesso em: 07 fev. 2024.

MORO, G. V. et al. **Monitoramento e manejo da qualidade da água em pisciculturas.** In: BALDISSEROTTO, B. et al. (Org.). Piscicultura de água doce - Multiplicando conhecimentos. Santa Maria: UFSM, 2005.

MOURA, E. F. **Geração de biofloco em sistema de lodo ativado tratando efluente de carcinicultura.** 2017.

N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 23, n. 1, p. 33-46, 2018.

NASCIMENTO, C. M. et al. **The physical-chemical characteristics of surface waters in the management of quality in clearwater rivers in the Brazilian Amazon.** Water Policy, v. 23, p. 1303-1313, 2021. DOI: <https://doi.org/10.2166/wp.2021.258>.

OLIVEIRA, C. M. **Acesso sustentável à água potável: direito humano fundamental no cenário internacional e nacional.** Revista Ambiente & Água, v. 12, n. 6, p. 985-1000, 2017. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/downloads/pb_guandu_cap_1.pdf. Acesso em: 06 fev. 2024.

OLIVEIRA, C. N.; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. D. P. **Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre.** Química Nova, v. 33, n. 5, p. 1059-1066, 2010.

OLIVEIRA, W.; BAMPI, A. C.; SILVA, R. M. **Problemas socioambientais em pequena cidade e implicações à comunidade local: estudo da cidade de Jauru/MT.** Revista Equador, v. 10, n. 2, p. 01-25, 2021.

PARMESAN, C. et al. **Terrestrial and Freshwater Ecosystems and Their Services.** In: **CLIMATE CHANGE 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability.** Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2022. p. 197-377. DOI:10.1017/9781009325844.004.

PARRON, L. M.; MUNIZ, H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água.** Brasília, DF: Embrapa, 2011.

PEIXOTO, J. S. et al. **Monitoramento da qualidade da água no baixo São Francisco e ações de educação ambiental.** 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2016.

PINTO-COELHO, R. M.; HAVENS, K. **Gestão de recursos hídricos em tempos de crise.** Porto Alegre: Artmed, 2016.

PRAKASH, D.; TAYENG, G. **Source and seasonal variation in the major ion chemistry of two eastern Himalayan high altitude lakes, India.** Arabian Journal of Geosciences, v. 8, n. 11, p. 8703-8717, 2015.

QUILL, L. et al. **Uma abordagem de mitigação integrada para difundir a poluição das águas agrícolas – uma revisão de escopo.** Frontiers in Environmental Science, v. 12, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1340565>. Acesso em: 23 jul. 2025.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. **Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 14, p. 353-362, 2009.

RIBOLI, S. A. et al. **Qualidade da água de fontes de Cascavel-PR utilizando análise de componentes principais (PCA).** 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2023.

ROSA, M. C. V. S.; UCKER, F. E. **Influência do lençol freático na condutividade elétrica e pH em cemitério.** Águas Subterrâneas, v. 33, n. 1, 2019.

ROY, A. H. et al. **Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.).** Freshwater Biology, v. 48, p. 329-346, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00979.x>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SALES, W. B. et al. **Ocorrência de Coliformes Totais e Termotolerantes em pastéis fritos vendidos em bares no centro de Curitiba-PR.** Demetra, v. 10, n. 1, p. 77-85, 2015.

SALTOS, R. V. et al. **Caracterización preliminar de calidad de aguas en subcuencia media del río Puyo.** Ingeniería Hidráulica y Ambiental, v. 38, n. 2, p. 59-72, 2017.

SANTOS, F. et al. **Can artificial ponds retain dragonfly (Insecta: Odonata) biodiversity? A preliminary study in the Brazilian Amazon.** Austral Entomology, v.

60, p. 698-706, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/aen.12574>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SANTOS, G. K. **Identificação da contaminação por fármacos: cloridrato de fluoxetina e losartana potássica em corpos hídricos da cidade de Caçapava do Sul-RS**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Pampa, Caçapava do Sul, 2023.

SANTOS, R. C. L. et al. **Aspectos limnológicos do Lago Grande do Jutai (Amazônia Central), face às alterações químicas do meio hídrico da região**. Acta Amazonica, v. 10, n. 4, p. 797-814, 1980. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-43921980104797>. Acesso em: 23 jul. 2025.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE – SEMA. **Plano estadual de recursos hídricos do Estado do Amazonas: PERH/AM; resumo executivo**. Manaus: SEMA, 2020. Disponível em: <https://www.sema.am.gov.br/plano-estadual-de-recursos-hidricos-do-amazonas-e-aprovado-por-conselho-estadual/>. Acesso em: 25 abr. 2024.

SEDECTI. **Polo agroindustrial e logístico em implantação no sul do Amazonas visa fomentar produção de grãos e gerar 12 mil empregos**. Manaus: Secretaria de Estado de Desenvolvimento Econômico, Ciência, Tecnologia e Inovação, 2023. Disponível em: <https://www.seducti.am.gov.br/polo-agroindustrial-e-logistico-em-implantacao-no-sul-do-amazonas-visa-fomentar-producao-de-graos-e-gerar-12-mil-empregos/>. Acesso em: 27 fev. 2025.

SHIFERAW, N. et al. **Land use dynamics and their impact on hydrology and water quality of a river catchment: a comprehensive analysis and future scenario**. Environmental Science and Pollution Research, v. 32, p. 4124-4136, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-025-35946-y>.

SILVA, P. E. J. **Impactos de ações antrópicas na qualidade da água de nascentes: caso do Assentamento Amazonas**, Ipojuca-PE. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

SMITH, W. S.; PETRERE, J. M. **Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil**. Revista de Biología Tropical, v. 56, n. 4, p. 2005-2020, 2008.

SMITH, W. S. **Conectando peixes, rios e pessoas: como o homem se relaciona com os rios e com a migração de peixes**. Sorocaba: Secretaria do Meio Ambiente, 2014.

SOARES, M. C. C. **Aplicação de geoindicadores e isótopos de Sr e Pb no escudo geoquímico de sistemas fluviais: o exemplo do Rio Mampituba (RS/SC)**. 2007.

SOUZA, P. F. Hidrobiologia. Manaus: EDUA, 2018.

TAVARES, C. M. **Resíduo de açaí, Euterpe oleracea (Mart, 1824) em sistema aquapônico: qualidade da água e saúde do tambaqui, Colossoma macropomum (Cuvier, 1818)**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2022.

VANZELA, L. S. et al. **Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010.

VESILIND, P. A. Introdução à engenharia ambiental. 2. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 438 p.

VIANA, L. F. et al. **Change in water quality in an Amazonian microbasin: an analysis based on water quality index and metal contamination in fish**. Journal of Water and Health, v. 22, n. 4, p. 693-706, 2024.

VIONE, D. et al. **Photodegradation of nitrite in lake waters: role of dissolved organic matter**. Environmental Chemistry, v. 6, n. 5, p. 407-415, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1071/EN09050>. Acesso em: 23 jul. 2025.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 211 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Imprensa Universitária da UFMG, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p.

WILLIAMSON, C. E. et al. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 6, p. 247-254, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/070140>. Acesso em: 23 jul. 2025.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 4th ed. Geneva: WHO, 2017.

YAURI, R. et al. **Water quality monitoring of Peruvian Amazon based in the Internet of Things**. In: **IEEE XXIV International Conference on Electronics, Electrical Engineering and Computing (INTERCON)**, 2017. Proceedings [...]. DOI: <https://doi.org/10.1109/INTERCON.2017.8079651>. Acesso em: 23 jul. 2025.

ZHANG, J. et al. **Dynamic Changes of Dissolved Organic Matter Derived from Algal Decomposition and the Environmental Effects in Eutrophic Lakes**. *Huanjing Kexue*, v. 45, n. 5, p. 407-415, 2024. DOI: <https://doi.org/10.13227/j.hjlx.202305135>. Acesso em: 23 jul. 2025.