



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DAS ZONAS
NORTE E LESTE DE MANAUS-AM

JOÃO PAULO HERMANO FARIAS

Manaus – AM

Julho/2026

JOÃO PAULO HERMANO FARIAS

COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DAS ZONAS
NORTE E LESTE DE MANAUS-AM

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal do Amazonas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Química, com ênfase na Linha de Pesquisa: Métodos Analíticos e Estudos Ambientais.

Prof.^a Dr.^a NEILA DE ALMEIDA BRAGA
Orientadora

Manaus – AM
Julho/2026

Ficha Catalográfica

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

F224c Farias, João Paulo Hermano
 Composição Físico-Química de Águas Subterrâneas das Zonas
 Norte e Leste de Manaus-AM / João Paulo Hermano Farias. -
 2026.
 128 f. : il., color. ; 31 cm.

 Orientador(a): Neila de Almeida Braga.
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas,
 Programa de Pós-Graduação em Química, Manaus , 2026.

 1. Aguas subterrâneas. 2. Qualidade da água. 3. Contaminação antrópica.
 4. Nitrato . 5. Manaus. I. Braga, Neila de Almeida. II.
 Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-
 Graduação em Química. III. Título

FOLHA DE APROVAÇÃO

“COMPOSIÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DAS ZONAS NORTE E LESTE DE MANAUS - AM”

JOÃO PAULO HERMANO FARIAS

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Química do Instituto de Ciências Exatas da Universidade Federal do Amazonas como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Química.

Aprovada em 22 de julho de 2026.

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 NEILA DE ALMEIDA BRAGA
Data: 22/07/2026 15:29:09-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

PROFA. DRA. NEILA DE ALMEIDA BRAGA (PPGQ/UFAM)
PRESIDENTE/ORIENTADOR(A)

Documento assinado digitalmente
 EZIO SARGENTINI JÚNIOR
Data: 22/07/2026 16:50:01-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

PROF. DR. ÉZIO SARGENTINI JÚNIOR (PPGQ/UFAM)
MEMBRO INTERNO

Documento assinado digitalmente
 ALDERLENE PIMENTEL DE BRITO
Data: 24/07/2026 11:41:52-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

PROFA. DRA. ALDERLENE PIMENTEL DE BRITO (INPA)
MEMBRO EXTERNO

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS

Manaus, 22 de julho de 2026.

AGRADECIMENTOS

No início eu achei que era quase impossível, mas a vida colocou na minha frente pessoas que, de uma forma ou de outra, me deram suporte, para que eu pudesse alcançar este objetivo. Diante disso, os meus sinceros agradecimentos!

Agradeço, em primeiro lugar, à minha família, especialmente à minha amada mãe, Maria Lívia, e ao meu pai, Antônio, pelo apoio incondicional e incentivo ao longo de toda a minha jornada acadêmica.

À minha orientadora, Prof.^a Dr.^a Neila de Almeida Braga, pelo acompanhamento, orientação, paciência, apoio e por todo o aprendizado construído ao longo dessa caminhada.

À Universidade Federal do Amazonas (UFAM) e ao Programa de Pós-Graduação em Química (PPGQ), pelo suporte acadêmico e incentivo à pesquisa.

Aos órgãos de fomento à pesquisa, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro e incentivo à ciência, especialmente à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), por meio dos laboratórios de Química Analítica Ambiental (LQAA), coordenado pelo Dr. Ézio Sargentini Júnior e de Química Ambiental (LQA), coordenado pelo Dr. Márcio Luiz da Silva, pela infraestrutura disponibilizada e pelo suporte técnico que possibilitaram a realização das análises de íons por cromatografia e de metais por ICP-OES.

Ao Dr. Márcio Luiz, pelo auxílio durante as coletas de água subterrânea, bem como aos demais colaboradores que contribuíram nas atividades de campo.

À Prof.^a Dr.^a Karenn Fernandes pelas inúmeras explicações acerca de análises estatísticas.

Aos colegas de mestrado e doutorado, e do laboratório LPQI, pelas discussões construtivas, troca de experiências, apoio, motivação e momentos de descontração, fundamentais durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu amigo Jefferson, pelo incentivo e apoio durante esta jornada acadêmica.

À minha companheira, Mayda, pelo apoio, carinho e por estar ao meu lado durante toda essa caminhada.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, muito obrigado!

RESUMO

As águas subterrâneas constituem uma importante fonte de abastecimento de água potável em todo o mundo, desempenhando papel essencial em sistemas públicos de distribuição em grandes cidades como Manaus. No entanto, essas águas estão suscetíveis à contaminação por fontes antrópicas, principalmente devido à carência de saneamento básico, situação presente na maioria das cidades no Brasil, o que pode comprometer sua potabilidade e representar riscos à saúde da população e aos ecossistemas aquáticos. Estudos realizados na cidade de Manaus evidenciam o comprometimento da qualidade das águas subterrâneas, com destaque para a presença de *Escherichia coli*, indicador direto de contaminação. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade das águas subterrâneas em bairros das Zonas Norte e Leste de Manaus, por meio da análise de parâmetros físico-químicos, microbiológicos, íons inorgânicos e metais potencialmente tóxicos, comparando-os aos padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Foram amostrados 24 poços tubulares, distribuídos igualmente entre as duas zonas de estudo, ao longo de quatro campanhas representativas dos períodos seco e chuvoso. Os resultados indicaram conformidade com os padrões de potabilidade quando considerados os valores médios. Entretanto, foram observadas concentrações pontuais de nitrato superiores ao limite estabelecido pela legislação (10 mg L^{-1} como N-NO_3^-), indicando possível influência de fontes antrópicas. Além disso, parâmetros como cloreto e sódio, embora inferiores aos valores máximos permitidos pela portaria, apresentaram valores elevados em alguns pontos, quando comparado aos valores históricos para a região, sugerindo ambientes sob forte influência antrópica, corroborado pelas correlações observadas entre nitrato, cloreto e sódio. A detecção de coliformes totais e *Escherichia coli* em pontos específicos evidencia a ocorrência de contaminação microbiológica de forma localizada, indicando que, apesar de não ser generalizada, as águas subterrâneas apresentam vulnerabilidade à contaminação. A análise estatística sazonal indicou ausência de diferenças estatisticamente significativas para a maioria dos parâmetros avaliados entre os períodos seco e chuvoso, evidenciando baixa influência sazonal na qualidade das águas subterrâneas. Esses resultados evidenciam que, apesar da conformidade geral com os padrões de potabilidade, as águas subterrâneas apresentam vulnerabilidade à contaminação por fontes antrópicas, como apresentando neste estudo.

Palavras-chave: águas subterrâneas; qualidade da água; contaminação antrópica; nitrato; Manaus.

ABSTRACT

Groundwater constitutes an important source of drinking water supply worldwide, playing a key role in public distribution systems in cities such as Manaus, Brazil. However, these waters are susceptible to contamination from anthropogenic sources, mainly due to inadequate sanitation infrastructure, which may compromise their potability and pose risks to both human health and aquatic ecosystems. Previous studies conducted in Manaus have reported groundwater quality impairment, particularly highlighting the presence of *Escherichia coli*, a direct indicator of contamination. In this context, this study aimed to evaluate the quality of groundwater from wells located in the North and East zones of Manaus through the analysis of physicochemical, microbiological, inorganic ions, and potentially toxic metals parameters, comparing the results with the standards established by Brazilian legislation (Ordinance GM/MS No. 888/2021). A total of 24 tubular wells were sampled, equally distributed between the two study areas, during four sampling campaigns representing the dry and rainy seasons. The results indicated overall compliance with drinking water standards when considering mean values. However, point-specific analyses revealed nitrate concentrations exceeding the regulatory limit (10 mg L^{-1} as N-NO_3^-), suggesting possible influence from anthropogenic sources. Additionally, parameters such as chloride and sodium, although below the maximum allowable limits, showed elevated values at specific sites, indicating environments under anthropogenic influence, corroborated by the correlations observed among nitrate, chloride, and sodium. The detection of total coliforms and *Escherichia coli* at specific locations indicates localized microbiological contamination, demonstrating that, although not widespread, groundwater is vulnerable to contamination from anthropogenic sources. Seasonal statistical analysis showed no significant differences for most evaluated parameters between dry and rainy periods, indicating low seasonal influence on groundwater quality. Overall, the findings demonstrate that, despite general compliance with drinking water standards, groundwater in the study area is vulnerable to anthropogenic contamination.

Keywords: groundwater; water quality; anthropogenic contamination; nitrate; Manaus.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição dos recursos hídricos subterrâneas no mundo. Fonte: adaptado de UNESCO (2022).	19
Figura 2 - Distribuição percentual dos usos da água subterrânea no Brasil. Fonte: Hirata (2019).	22
Figura 3 - Distribuição das fontes de abastecimento de água (superficial e subterrânea) nos municípios brasileiros. Fonte: ANA (2021).	23
Figura 4 - Locais e concentração de nitrato [NO ₃ ⁻] em corpos de água subterrânea no mundo. Fonte: Abascal et al., (2022).	29
Figura 5 -Localização geográfica da cidade de Manaus. Fonte: Mapchart; Google earth (2025)	42
Figura 6 - Representação das bacias sedimentares amazônicas, mostrando os principais arcos estruturais delimitadores e a abrangência das formações aflorantes. Fonte adaptado de Souza et al., (2013).	44
Figura 7 -Normal Climatológica do Município de Manaus 1991–2020. Fonte: INMET (2025).	49
Figura 8 - Localização dos pontos de coleta de água subterrânea nas zonas Norte e Leste de Manaus	50
Figura 9 - Fluxograma do procedimento de coleta, acondicionamento e transporte de amostras de água subterrânea destinadas às análises bacteriológicas e físico-químicas.	51
Figura 10 - Equipamentos utilizados para determinação de condutividade elétrica (TDS/EC) e turbidez da água.	52
Figura 11 - Procedimento de filtração em membrana de 0,45 µm, acidificação com HNO ₃ 10% e preparo das alíquotas destinadas às análises de íons por Cromatografia Iônica e de elementos por ICP-OES.	53
Figura 12 - Esquema do procedimento para análise de coliformes totais e E. coli utilizando o método COLItest®.	55
Figura 13 - Distribuição estatística (Box plot) dos valores de pH das águas subterrâneas nas zonas Norte e Leste de Manaus, ZN e ZL, respectivamente, nos períodos seco e chuvoso, s e c, respectivamente.	61
Figura 14 - Médias da condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹) das duas coletas nos poços amostrados da Zona Norte nas duas campanhas amostrais.	63

Figura 15 - Médias da condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) das duas coletas nos poços amostrados na Zona Leste nas duas campanhas amostrais.	64
Figura 16 - Box Plot dos dados de Condutividade Elétrica nas zonas Norte e Leste nas diferentes estações.	65
Figura 17 - Médias dos STD (mg.L^{-1}) das duas coletas nos poços amostrados da Zona Norte de Manaus nas duas campanhas amostrais.	67
Figura 18 - Médias dos STD (mg.L^{-1}) das duas coletas nos poços amostrados da Zona Norte de Manaus nas duas campanhas amostrais.	68
Figura 19 - Box Plot dos STD nas zonas Norte e Leste de Manaus nas diferentes estações	68
Figura 20 - Box Plot dos dados de temperatura nas zonas Norte e Leste nas diferentes estações.	71
Figura 21 - Concentrações médias de bário (Ba) nos poços da Zona Norte, nos períodos seco (s) e chuvoso (c).	85
Figura 22 - Concentrações médias de bário (Ba) nos poços da Zona Leste, nos períodos seco (s) e chuvoso (c).	85
Figura 23 - Concentrações médias de chumbo (Pb) nos poços da Zona Norte, nos períodos seco (s) e chuvoso (c).	86
Figura 24 - Concentrações médias de chumbo (Pb) nos poços da Zona Leste, nos períodos seco (s) e chuvoso (c).	87
Figura 25 -Matriz de correlação da Zona Norte no período seco.	94
Figura 26 - Matriz de correlação da Zona Norte no período chuvoso.	96
Figura 27 - Matriz de correlação da Zona Leste no período seco.	97
Figura 28 - Matriz de correlação da Zona Leste no período chuvoso.	98
Figura 29 - Resultado do teste bacteriológico em poços das Zonas Norte e Leste de Manaus durante o período seco.	100
Figura 30 - Resultado do teste bacteriológico em poços das Zonas Norte e Leste de Manaus durante o período chuvoso.	101
Figura 31 - Condições estruturais observadas nos poços amostrados: (a) compartimento interno com acúmulo de água; (b) estrutura de proteção com presença de vegetação densa e vedação lateral insuficiente; (c) poço instalado diretamente no solo, sem base impermeável.	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Distribuição do abastecimento de água subterrânea na Região Norte do Brasil: Proporção de Abastecimento Exclusivo e Misto por Estados e Municípios. Fonte: adaptado de ANA (2021)	19
Tabela 2 - Padrão de potabilidade para substâncias químicas inorgânicas que representam risco à saúde. Fonte: adaptado de Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.....	29
Tabela 3 - Padrão Organoléptico de Potabilidade. Fonte: adaptado de Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.....	30
Tabela 4 - Faixa de variação dos parâmetros hidroquímicos em águas subterrâneas de Manaus (AM).	48
Tabela 5 - Condições de operação do Equipamento ICP-OES nas análises de MPTs.....	54
Tabela 6 - Estatística descritiva dos valores de pH.	59
Tabela 7 - Valores de p-valor para o teste t pareado aplicado à comparação dos valores de pH entre os períodos seco e chuvoso nas zonas Norte e Leste.....	61
Tabela 8 - Estatística descritiva dos valores de CE.	62
Tabela 9 - P-valor dos testes inferências (T e Wilcoxon) para CE.....	65
Tabela 10 - Estatística descritiva dos valores de sólidos totais dissolvidos (STD) nas Zonas Norte e Leste, nas duas estações estudadas.	66
Tabela 11 - P-valor dos testes inferências dos STD nas zonas Norte e Leste.	69
Tabela 12 - Estatística descritiva dos valores de T.....	70
Tabela 13 - P-valor dos testes inferências da temperatura nas zonas Norte e Leste.	72
Tabela 14 - Estatísticas descritivas dos parâmetros Organolépticos das águas subterrâneas nas zonas Norte e Leste de Manaus durante o período seco e chuvoso.	72
Tabela 15 - Valores de p do teste de normalidade aplicado às diferenças pareadas entre os períodos seco e chuvoso nas zonas Norte e Leste de Manaus.....	81
Tabela 16 - Valores de p dos testes estatísticos aplicados à comparação sazonal dos parâmetros hidroquímicos nas Zonas Norte e Leste.....	82
Tabela 17 - Estatísticas descritivas dos metais e íons inorgânicos potencialmente tóxicos nas águas subterrâneas da Zona Norte de Manaus nos períodos seco e chuvoso.	83
Tabela 18 - P-valores dos testes de normalidade dos parâmetros.	92

Tabela 19 - Valores de p obtidos nos testes t e de Wilcoxon para avaliação da variação sazonal de íons inorgânicos e elementos-traço nas Zonas Norte e Leste de Manaus (AM).	93
---	----

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AAC - Aquífero Alter do Chão

DNA - Ácido Desoxirribonucleico

E. coli - *Escherichia coli*

FCA - Formação Alter do Chão

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

MPTs - Metais Potencialmente Tóxicos

MetHb - Metemoglobina

MUG - 4-metilumbeliferil- β -D-glicuronídeo

NOCs - Compostos N-nitrosos

NTU - Unidade Nefelométrica de Turbidez

OMS - Organização Mundial da Saúde

ONU - Organização das Nações Unidas

pH - Potencial Hidrogeniônico

ROS - Espécies Reativas de Oxigênio

STD - Sólidos Totais Dissolvidos

UNICEF - Fundo das Nações Unidas para a Infância

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	18
2.1	Objetivo Geral	18
2.2	Objetivos Específicos.....	18
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	19
3.1	Águas Subterrâneas e sua Relevância Socioambiental	19
3.1.1	Usos das Águas Subterrâneas no Contexto Brasileiro	21
3.2	Fontes de Contaminação das Águas Subterrâneas	25
3.2.1	Metais Potencialmente Tóxicos (MPTs) e Impactos na Saúde.....	26
3.2.2	Contaminação por Nitrato	28
3.2.3	Contaminação por Microrganismos Patogênicos.....	31
3.3	Parâmetros de Potabilidade da Água para Consumo Humano no Brasil	34
3.4	Análises de Águas Subterrâneas na Cidade de Manaus.....	37
4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	42
4.1	Área de Estudo	42
4.1.1	Contexto Geológico	43
4.1.2	Contexto Hidrogeológico	46
4.1.3	Contexto Climatológico	48
5	METODOLOGIA	50
5.1	Seleção das Zonas e pontos de Coleta.....	50
5.2	Campanhas de Amostragem e Coleta	51
5.3	Análise dos Parâmetros Físico-Químicos	52
5.3.1	Determinação de pH, Condutividade Elétrica (CE) e Temperatura da Água	52
5.3.2	Determinação de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Turbidez	52
5.4	Preparo das Amostras para Análises de Íons, Metais e Parâmetros Biológicos	53
5.4.1	Análises de Íons	53
5.4.2	Determinação de Metais Potencialmente Tóxicos (MTPs).....	54
5.5	Parâmetros Microbiológicos	55
5.5.1	Determinação de Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	55
5.5.2	Análise Estatística Descritiva.....	56
5.5.3	Análise Estatística Inferencial.....	56
5.5.4	Teste de Normalidade Shapiro – Wilk.....	56

5.5.5	Correlação de Spearman	57
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
6.1	Parâmetros Físico-químicos	59
6.2	Potencial Hidrogeniônico (pH)	59
6.2.1	Estatística descritiva.....	59
6.2.2	Estatística Inferencial	61
6.3	Condutividade Elétrica (CE)	62
6.3.1	Estatística descritiva.....	62
6.3.2	Estatística Inferencial	65
6.4	Sólidos Totais Dissolvidos (STD).....	66
6.4.1	Estatística descritiva.....	66
6.4.2	Estatística Inferencial	69
6.5	Turbidez	69
6.6	Temperatura da Água.....	70
6.6.1	Estatística descritiva.....	70
6.6.2	Estatística Inferencial	71
6.7	Parâmetros Organolépticos	72
6.7.1	Estatística descritiva.....	72
6.7.2	Estatística Inferencial	82
6.8	Metais e Íons Inorgânicos Potencialmente Tóxicos.....	83
6.8.1	Estatística descritiva.....	83
6.8.2	Estatística Inferencial	93
6.9	Parâmetros Bacteriológicos.....	100
7	CONCLUSÃO	105
	REFERÊNCIAS	106
	APÊNDICE A - Dados hidroquímicos e microbiológicos dos poços da Zona Norte (1ª campanha de amostragem: período chuvoso).....	123
	APÊNDICE B - Dados hidroquímicos dos poços da Zona Norte (2ª campanha de amostragem: período seco).....	124
	APÊNDICE C - Dados hidroquímicos dos poços da Zona Norte (3ª campanha de amostragem: período chuvoso).....	125
	APÊNDICE D - Dados hidroquímicos dos poços da Zona Norte (4ª campanha de amostragem: período chuvoso).....	126

APÊNDICE E - Dados hidroquímicos e microbiológicos dos poços da Zona Norte (1ª campanha de amostragem: período chuvoso).....	127
APÊNDICE F - Dados hidroquímicos dos poços da Zona Leste (2ª campanha de amostragem: período seco).....	128
APÊNDICE G - Dados hidroquímicos dos poços da Zona Leste (3ª campanha de amostragem: período seco).....	129
APÊNDICE H - Dados hidroquímicos e microbiológicos dos poços da Zona Norte (4ª campanha de amostragem: período chuvoso).....	130

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial à vida, reconhecida como um elemento fundamental para a promoção de práticas higiênicas, prevenção de doenças e melhoria das condições sanitárias globais (Cohen *et al.*, 2024). Para garantir tais benefícios, é indispensável que a água destinada ao consumo humano seja segura, com qualidade adequada e livre de contaminantes que representem riscos à saúde.

Embora a água potável tenha sido reconhecida como um direito humano pela Organização das Nações Unidas (ONU), o acesso a esse recurso em condições seguras permanece um dos grandes desafios da atualidade. Estimativas da OMS e do Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) indicam que aproximadamente 2,2 bilhões de pessoas ainda não tinham acesso a serviços de abastecimento de água geridos de forma segura no ano de 2022, isto é, submetidos a tratamento apropriado, monitoramento contínuo e proteção contra fontes de contaminação (UNICEF; WHO, 2023).

Nesse cenário, as águas subterrâneas se destacam como uma importante reserva estratégica, representando cerca de 99% de toda a água doce líquida disponível no planeta, sendo responsável por aproximadamente metade do volume de água extraída para uso doméstico pela população mundial (especialmente em regiões sujeitas à escassez hídrica) e aproximadamente 25 % de toda água extraída para a irrigação, suprimindo 38 % das terras irrigadas no mundo (UNESCO, 2022).

Entretanto apesar de sua relevância, a qualidade das águas subterrâneas tem sido comprometida por diversas atividades antrópicas. A ausência de saneamento básico, disposição inadequada de resíduos sólidos, urbanização desordenada, uso excessivo de fertilizantes e pesticidas na agricultura são fatores pontuais de contaminação, colocando em risco a saúde humana, além de comprometer o meio ambiente.

Entre os contaminantes que geram preocupações em águas subterrâneas, destacam-se os metais potencialmente tóxicos (MPTs), como arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr) e níquel (Ni). Esses elementos, mesmo em concentrações relativamente baixas, estão associados a uma ampla gama de efeitos adversos à saúde humana, incluindo disfunções renais, neurológicas, endócrinas, hematológicas e respiratórias, além do potencial efeito carcinogênico de alguns (Aralu *et al.*, 2024; Rahman, 2019).

Outro contaminante relevante é o íon nitrato (NO_3^-), amplamente relacionado ao uso excessivo de fertilizantes e à infiltração de esgoto doméstico, estando associado a riscos à

saúde humana, como a metemoglobinemia e à formação de compostos N-nitrosos potencialmente carcinogênicos (Preethi *et al.*, 2025). Da mesma forma, indicadores microbiológicos de contaminação antrópica, como coliformes totais e *Escherichia coli*, são frequentemente detectados nesses ambientes.

Diante desse contexto, a contaminação das águas subterrâneas representa uma preocupação crescente não apenas no âmbito ambiental, mas também no da saúde pública. A presença de patógenos e substâncias químicas potencialmente tóxicas nesses sistemas pode comprometer seu uso seguro, exigindo monitoramento contínuo e avaliação periódica de sua qualidade, a fim de evitar danos à saúde humana. Nesse sentido, no Brasil, a Portaria GM/MS nº 888/2021 é o documento oficial que trata sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, com o objetivo de assegurar a proteção da saúde pública (Brasil, 2021).

Na cidade de Manaus, capital do estado do Amazonas, a captação de águas subterrâneas representa uma importante alternativa de abastecimento público. Essas águas são provenientes do Sistema Aquífero Alter do Chão (AAC), um dos principais aquíferos da região, conhecido por sua elevada capacidade de armazenamento e ampla distribuição espacial (Aguiar, 2012). Entretanto, a pressão urbana crescente sobre essas reservas pode comprometer sua qualidade em virtude de contaminação, uma realidade presente.

Estudos realizados na cidade de Manaus evidenciam o comprometimento da qualidade das águas subterrâneas (Silva; Silva, 2007; Rocha; Horbe, 2006; Araújo; Hipólito; Waichman, 2013), relatando a presença de coliformes totais e *Escherichia coli*, indicador direto de contaminação fecal, bem como concentrações elevadas de nitrato, associadas à infiltração de esgoto doméstico, configurando um cenário preocupante para a saúde pública.

Diante desse cenário, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a qualidade das águas subterrâneas captadas em poços localizados nas Zonas Norte e Leste de Manaus, por meio da caracterização de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, à luz da legislação vigente (Portaria GM/MS nº 888/2021). Busca-se, assim, estabelecer um panorama atual sobre a qualidade das águas subterrâneas consumidas pela população local, bem como identificar possíveis indícios de contaminação.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Avaliar a qualidade das águas subterrâneas captadas em poços localizados em bairros das Zonas Norte e Leste de Manaus (AM), nos períodos seco e chuvoso, por meio da análise de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e características organolépticas, com base nos limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021.

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e organolépticos das águas subterrâneas amostradas nas Zonas Norte e Leste de Manaus.
- Verificar a conformidade dos parâmetros analisados com os limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021.
- Analisar as correlações entre os parâmetros físico-químicos empregando técnicas estatísticas de correlação, a fim de identificar possíveis associações compatíveis com processos naturais ou influência antrópica.
- Comparar a qualidade das águas subterrâneas entre os períodos seco e chuvoso, por meio da aplicação de métodos estatísticos inferenciais, a fim de identificar variações sazonais significativas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Águas Subterrâneas e sua Relevância Socioambiental

As águas subterrâneas, águas que preenchem os poros e fraturas de rochas, representam cerca de 99% da água doce em estado líquido disponível no planeta e constituem uma parte fundamental das atividades humanas. Estão presentes em todos os continentes, ainda que de forma heterogênea, desempenhando papel essencial na manutenção dos ecossistemas e no suporte a atividades socioeconômicas como o consumo humano, agricultura e indústria (Rajput; Swami; Joshi, 2024).

Segundo a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), estima-se que aproximadamente 50% de toda a água extraída globalmente para abastecimento doméstico seja de origem subterrânea (UNESCO, 2022), o que reforça a relevância desse recurso para a manutenção do abastecimento público e da segurança hídrica mundial. A Figura 1 ilustra a distribuição global estimada das águas subterrâneas, destacadas em azul.

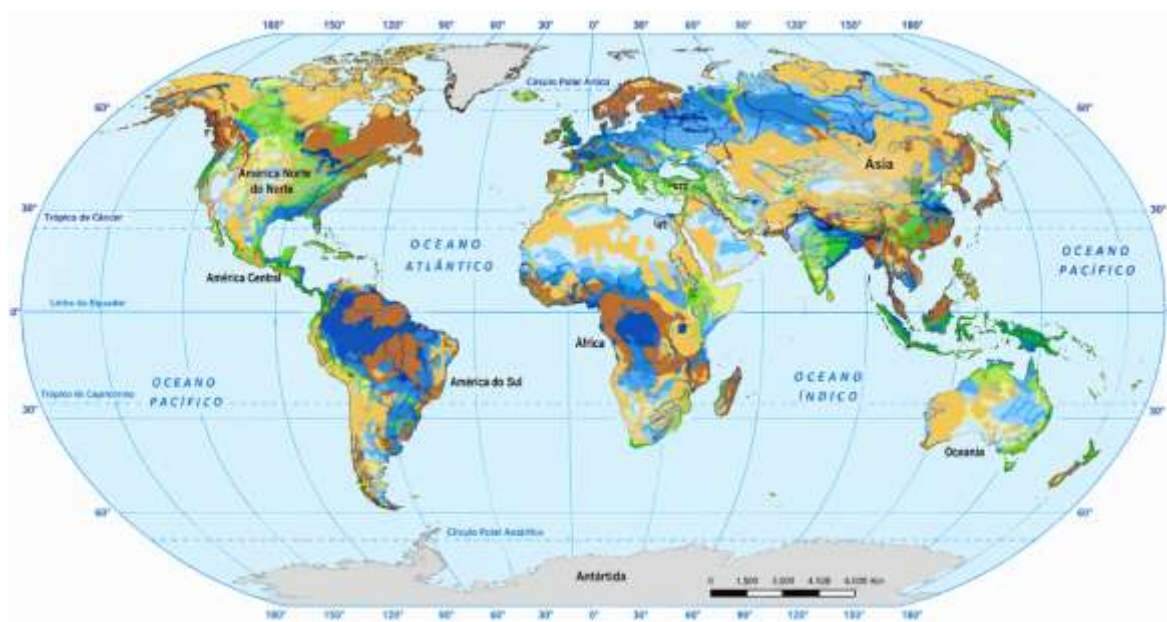


Figura 1 - Distribuição dos recursos hídricos subterrâneos no mundo. Fonte: adaptado de UNESCO (2022).

A origem das águas subterrâneas está diretamente ligada ao ciclo hidrológico. Parte da água da chuva infiltra-se no solo, percolando por camadas geológicas até atingir os aquíferos (Rajput; Swami; Joshi, 2024). O volume de água que efetivamente alcança os

aquíferos depende de diversos fatores, como tipo de solo, litologia do aquífero, cobertura vegetal e as condições climáticas de cada região (Costa Santos *et al.*, 2024; Tajwar *et al.*, 2024).

Uma vez infiltrada, a água pode permanecer armazenada por longos períodos antes de reaparecer em fontes naturais ou ser captada por poços (Hirata *et al.*, 2012). Esse processo contínuo de infiltração, armazenamento e recarga é fundamental para o equilíbrio ambiental e a segurança hídrica.

A qualidade da água subterrânea, geralmente elevada, deve-se ao processo natural de filtração que ocorre durante sua percolação em direção à zona saturada. Por isso, essas águas são amplamente utilizadas não apenas para o abastecimento doméstico, mas também para suprir demandas de setores como agricultura e indústria (UNESCO, 2022; Akhtar; Sana; Tauseef, 2023; Kouaied *et al.*, 2025).

No entanto, a crescente pressão sobre os recursos hídricos superficiais, resultado do crescimento populacional, intensificação das atividades econômicas e dos efeitos das mudanças climáticas, tem aumentado a dependência das águas subterrâneas em diversas regiões do mundo (Kouser; Verma, 2024; Costa Santos *et al.*, 2024). Estima-se que aproximadamente 978 km³ de água subterrânea foram extraídos no ano de 2018 no mundo, representando um aumento de 1,98% em relação ao ano anterior (UNESCO, 2022). Embora esse crescimento pareça modesto, ele aponta para uma tendência de uso cada vez mais intensivo desse recurso, principalmente em áreas vulneráveis, onde a água superficial já não é suficiente.

Atualmente, a dependência das águas subterrâneas para o abastecimento doméstico é marcante, sobretudo em regiões como Oceania (48%), Europa (45%), América do Sul e África (ambas com 32%), conforme relatório da UNESCO (2022). Em áreas costeiras com escassez de água doce, os aquíferos representam uma importante fonte de abastecimento (Kouaied *et al.*, 2025). Garantir o acesso seguro e sustentável a essas reservas pode, portanto, melhorar significativamente a qualidade de vida das populações que delas dependem (Delaunay *et al.*, 2024).

Além do consumo humano, a agricultura é outro setor que tem aumentado sua dependência das águas subterrâneas. A expansão da agricultura irrigada, em especial em regiões com chuvas irregulares, tem impulsionado a extração de águas subterrâneas (Taloor *et al.*, 2024). Estima-se que cerca de 25% da água subterrânea extraída mundialmente seja

usada para irrigação, abastecendo aproximadamente 38% das terras irrigadas do planeta (UNESCO, 2022). Na Ásia e América do Norte, por exemplo, 76% e 62% das áreas irrigadas, respectivamente, dependem desse recurso, o que levanta preocupações sobre a sustentabilidade da extração, sobretudo em áreas com recarga lenta (Chowdhury *et al.*, 2025; Isukuru *et al.*, 2024).

O uso industrial também representa uma fração relevante do consumo global de águas subterrâneas, com cerca de 9% da extração mundial sendo destinada a setores como a manufatura, mineração, geração de energia e construção civil (UNESCO, 2022).

Do ponto de vista ecológico, as águas subterrâneas exercem papel fundamental na manutenção de ambientes naturais. Uma de suas funções mais importantes é o chamado fluxo de base, o fornecimento contínuo de água aos corpos d'água superficiais, como rios e lagos, especialmente durante períodos de estiagem é um fator determinante para que rios possam manter água durante todo o ano (ANA, 2021; ANA, 2024). Quando esse fluxo é interrompido por atividades humanas ou por alterações ambientais, o risco de degradação dos ecossistemas aquáticos aumenta consideravelmente (Ratandeep *et al.*, 2024).

Ademais, águas subterrâneas atuam na contenção da intrusão salina em regiões costeiras. A retirada excessiva de água de aquíferos costeiros, somada ao avanço do nível do mar, tem elevado o risco de contaminação por água salgada em diversos aquíferos litorâneos, comprometendo sua potabilidade e utilidade nos processos humanos (Chowdhury *et al.*, 2025; Zha *et al.*, 2025).

3.1.1 Usos das Águas Subterrâneas no Contexto Brasileiro

O Brasil é um país rico em termos de recursos hídricos, apresentando uma precipitação média anual de aproximadamente 1.760 mm e uma das maiores disponibilidades hídricas do planeta. Esse cenário é reforçado pela presença da Bacia Amazônica, que cobre grande parte do território nacional e concentra uma significativa parcela da água doce superficial mundial, com índices pluviométricos que podem ultrapassar os 3.000 mm ao ano. Além disso, as reservas subterrâneas são igualmente expressivas, com uma disponibilidade estimada em cerca de 13.205 m³ por habitante ao ano (ANA, 2021; ANA, 2024).

Conforme apresentado na Figura 2, a principal destinação das águas subterrâneas no Brasil é o abastecimento doméstico, seguido pelas atividades agropecuárias e pelo

abastecimento público urbano, que juntos representam a maior parcela do uso (Hirata *et al.*, 2019).

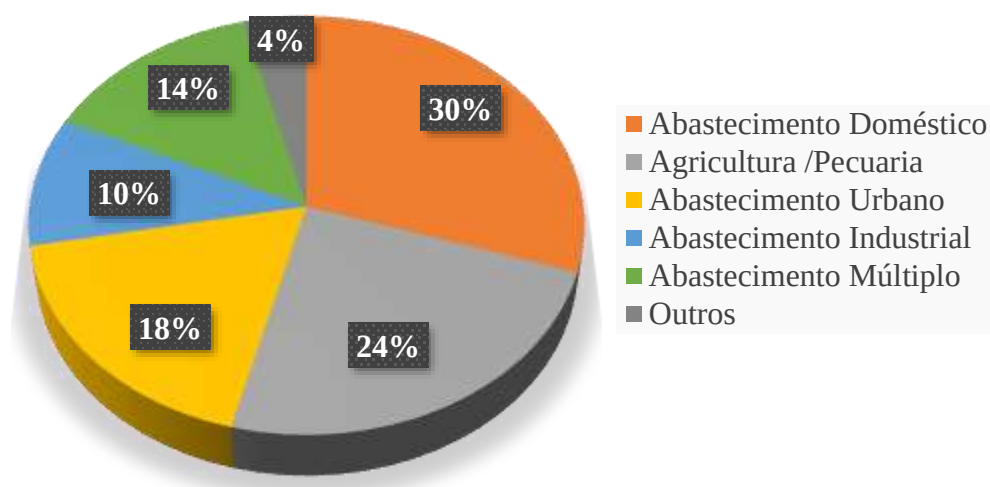


Figura 2 - Distribuição percentual dos usos da água subterrânea no Brasil. Fonte: Hirata (2019).

A maior parte da água retirada de fontes subterrâneas no Brasil destina-se ao abastecimento doméstico (30%). Conforme dados divulgados pelo Atlas Águas (2021), um estudo desenvolvido sob coordenação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), realizado em parceria com prestadores de serviços de saneamento, o Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR) e diversas instituições públicas e privadas de todo o Brasil, cujo objetivo foi abordar a segurança hídrica no país, apresenta um diagnóstico amplo sobre o abastecimento de água das 5.570 sedes municipais do Brasil.

Segundo a ANA (2021), embora 43% (2.417) das sedes municipais brasileiras sejam abastecidas exclusivamente por fontes superficiais, 57% (3.153) utilizam, em alguma medida, águas subterrâneas como fonte de abastecimento. Conforme ilustrado na Figura 3, observa-se que 40% (2.210) das sedes dependem exclusivamente de fontes subterrâneas, enquanto 3% apresentam predominância subterrânea e 13% predominância superficial em sistemas mistos. Esses dados evidenciam a expressiva dependência das águas subterrâneas no abastecimento hídrico nacional, destacando sua relevância mesmo diante do atendimento de aproximadamente 89,88 milhões de habitantes por fontes superficiais. As águas subterrâneas, por sua vez, abastecem diretamente mais de 23 milhões de pessoas, número que tende a ser ainda maior quando consideradas as populações atendidas por sistemas mistos (ANA, 2021).

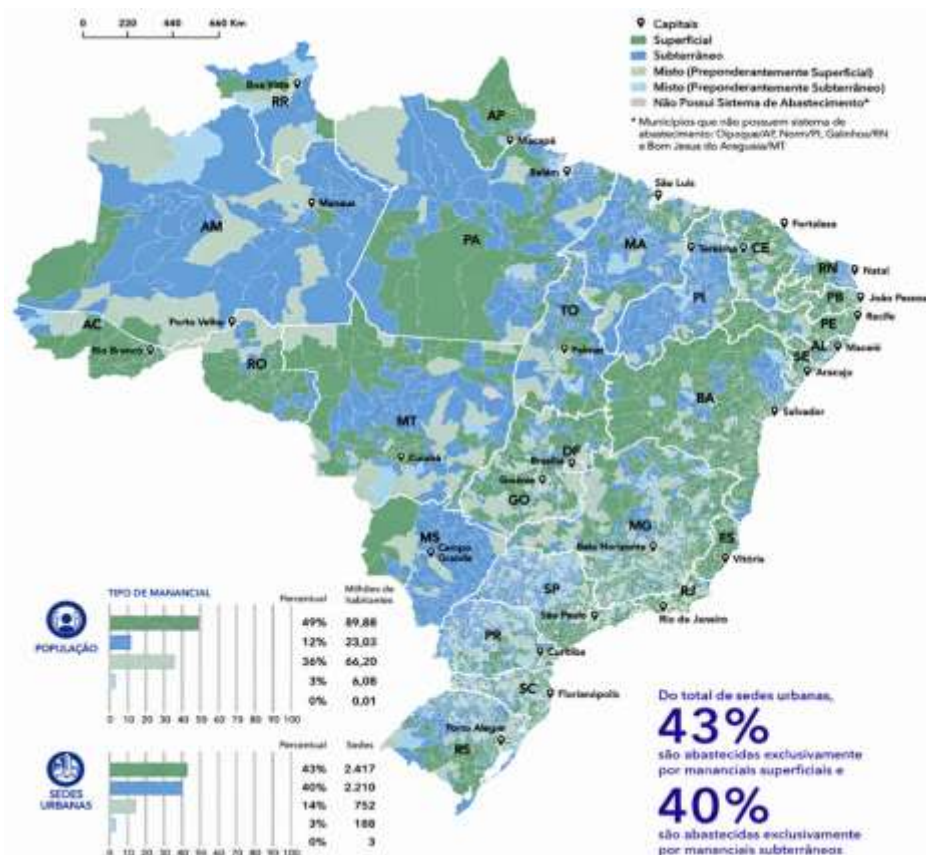


Figura 3 - Distribuição das fontes de abastecimento de água (superficial e subterrânea) nos municípios brasileiros. Fonte: ANA (2021).

No Brasil, o abastecimento de água por vias superficial e subterrânea varia de acordo com o tamanho das cidades e os recursos hídricos disponíveis em cada região. Por exemplo, 48% dos municípios com menos de 10 mil habitantes e 30% dos municípios com população entre 10 mil e 50 mil habitantes dependem exclusivamente de águas subterrâneas para garantir o abastecimento de suas populações (Hirata *et al.*, 2019). Isso mostra que no país as pequenas cidades são mais dependentes de fontes subterrâneas para o abastecimento de água, devido à limitação ou dificuldade de acesso às fontes de água superficiais, como rios e represas (ANA, 2024).

Em contraste, as grandes cidades brasileiras, com população superior a 500 mil habitantes, raramente utilizam águas subterrâneas como fonte principal de abastecimento. Apenas 2% desses municípios recorrem a esse recurso (Hirata *et al.*, 2019). Nessas áreas, a captação de águas superficiais, como rios e reservatórios, é predominante devido à grande

demanda e à existência de infraestrutura capaz de atender a populações mais numerosas. Para atender aos bairros periféricos ou mais distantes das áreas centrais, no entanto, muitas dessas cidades adotam um modelo misto de abastecimento, com 56% das grandes cidades utilizando águas subterrâneas em áreas menos acessíveis (ANA, 2024).

No cenário regional, a Região Norte se destaca em termos de dependência de fontes subterrâneas, com 57% das sedes e 27% da população urbana (3,88 milhões) abastecidas exclusivamente por mananciais subterrâneos, seguida pela Região Nordeste, com 33% das sedes e 18% da população urbana (8 milhões), o maior contingente entre as regiões (ANA, 2021). Em termos estaduais, o uso dos mananciais subterrâneos é maior, com mais de 70% das sedes urbanas abastecidas, em Mato Grosso do Sul (80%), Piauí (78%), Maranhão (74%), Pará (74%) e Amazonas (71% das sedes), totalizando o atendimento a uma população urbana de 7 milhões de habitantes. Os menores usos dos mananciais subterrâneos se dão no Espírito Santo, Rio de Janeiro, Pernambuco e Paraíba, tanto em número de sedes quanto de população atendida (ANA, 2021).

No estado do Amazonas, por exemplo, dos 62 municípios, 44 (ou 71%) são abastecidos exclusivamente por águas subterrâneas, enquanto 10 (ou 16%) utilizam o sistema de abastecimento misto, como é possível observar na Tabela 1, demonstrando a importância desse recurso para o abastecimento hídrico no estado.

Tabela 1 - Distribuição do Abastecimento de Água Subterrânea na Região Norte do Brasil: Proporção de Abastecimento Exclusivo e Misto por Estados e Municípios. Fonte: adaptado de ANA (2021).

Estado	Municípios	Abastecimento exclusivo por água subterrânea	Proporção	Abastecimento misto	Proporção
Acre	22	4	18%	3	14%
Amapá	16	3	19%	2	12%
Amazonas	62	44	71%	10	16%
Pará	144	106	74%	9	13%
Rondônia	52	10	19%	5	10%
Roraima	15	5	33%	8	53%
Tocantins	139	85	61%	18	13%
Total	450	257	57%	32	13%

3.2 Fontes de Contaminação das Águas Subterrâneas

Embora as águas subterrâneas sejam essenciais para inúmeros processos naturais e diversas atividades humanas, como discutido na Seção 3.1, elas figuram entre os recursos naturais mais vulneráveis à contaminação decorrente de ações antrópicas.

A intrusão de agentes perigosos nesses ambientes, seja de natureza química ou biológica, são exemplos de ameaças que afetam essas águas (Abascal *et al.*, 2022; Hoque *et al.*, 2024; Mohan *et al.*, 2024). Essa situação é preocupante tendo em vista à crescente dependência humana em relação a essa fonte de água, além do fato da contaminação das águas subterrâneas ser considerada, em grande parte, um processo irreversível uma vez contaminados, os aquíferos tendem a permanecer com água contaminada por longos períodos (UNICEF; WHO, 2023).

Os contaminantes de águas subterrâneas podem ser originados tanto de fontes naturais (geogênicas) quanto por meio da ação humana (antropogênicas) (Subramaniyan; Balaji; Andimuthu, 2024; Zhou, Q. *et al.*, 2024), que quando liberados no ambiente podem se infiltrar no solo por meio da lixiviação resultando assim na contaminação das águas subterrâneas (Aralu *et al.*, 2024).

No que se refere as fontes de contaminação geogênicas, esses processos estão associados ao intemperismo das rochas dos aquíferos, evaporação, precipitação, troca iônica e dissolução de minerais (Costa Santos *et al.*, 2024; Ferreira *et al.*, 2020; Kouser; Verma, 2024).

Em se tratando das fontes antropogênicas, diversas atividades contribuem para a contaminação das águas subterrâneas, entre as quais tem-se as práticas agrícolas (com o uso intensivo de agroquímicos), descargas de efluentes industriais, mineração, descarte inadequado de resíduos sólidos, lançamento de águas residuais sem tratamento, falhas nos sistemas de coleta e tratamento de esgoto, liberação de chorume proveniente de resíduos sólidos e líquidos em aterros e a construção de poços em desacordo com as normas vigentes (Aralu *et al.*, 2024; Delaunay *et al.*, 2024; Jaydhar *et al.*, 2022; Kouser; Verma, 2024; Verma *et al.*, 2024).

Essas práticas tornam-se preocupantes, pois são responsáveis pela alteração da qualidade da água ocasionado pela liberação de uma série de contaminantes prejudiciais à saúde humana. Entre as variedades de contaminantes químicos, destacam-se os metais,

especialmente os metais potencialmente tóxicos (MPTs) e o nitrato (NO_3^-), um dos contaminantes mais disseminados atualmente (Xie *et al.*, 2023).

Outrossim, há a presença de contaminantes biológicos que são responsáveis pela ocorrência de uma série de enfermidades como a diarreia, e que tornam a água um agente perigoso à saúde pública (Benaissa; Bouhmadi; Rossi, 2023; Bordin *et al.*, 2017).

3.2.1 Metais Potencialmente Tóxicos (MPTs) e Impactos na Saúde

Os MPTs são elementos químicos que se caracterizam, entre diversas propriedades, pela resistência à degradação natural, fato que contribui para sua persistência no meio ambiente (Tajwar *et al.*, 2024). Podem estar presentes tanto no estado elementar quanto na forma de complexos com outras substâncias. Alguns metais têm a capacidade de bioacumulação em órgãos e tecidos do corpo (Rahman; Singh, 2019), representando uma ameaça para a saúde, visto que podem ser tóxicos e resultar em efeitos biológicos adversos (Aralu *et al.*, 2024).

É pertinente destacar que a maioria dos metais é essencial ao organismo desempenhando um papel importante no funcionamento adequado de várias funções biológicas, desde que em concentrações adequadas (Khan; Khan, 2022). Exemplos de metais essenciais incluem ferro (Fe), potássio (K), sódio (Na), cobalto (Co), cobre (Cu) e zinco (Zn) (Custodio *et al.*, 2021). Por outro lado, existem metais que não são essenciais, ou seja, sem funções biológicas conhecidas, como alumínio (Al), níquel (Ni), tálio (Tl), chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e berílio (Be), alguns dos quais altamente prejudiciais à saúde (INCA, 2024).

Metais como Cu e Co (oligoelementos), As, Cd, Hg, Pb e Be (não essenciais), merecem destaque devido ao seu potencial efeito de causar sérios danos ao organismo, especialmente o Cd, Hg, Pb e As, que são altamente tóxicos, e por isso a sua ocorrência e concentração em águas para consumo são fatores preocupantes e essenciais para avaliar a qualidade da água e prevenção de doenças (Chowdhury *et al.*, 2025; Isukuru *et al.*, 2024; Rajput; Swami; Joshi, 2024; Ratandeep *et al.*, 2024; Taloor *et al.*, 2024).

Entre os potenciais efeitos causados por esses agentes químicos, destacam-se danos aos sistemas renal, hepático, respiratório, cardiovascular, dérmico, gastrointestinal, endócrino, hematológico, neurológico, ósseo e reprodutivo, além da carcinogenicidade comprovada de alguns metais (Aralu *et al.*, 2024; Rahman; Singh, 2019).

Em ambientes não impactados por atividades antrópicas, as concentrações da maioria dos metais potencialmente tóxicos (MPTs) nas águas subterrâneas tendem a ocorrer em níveis traço, sendo controladas principalmente por processos naturais de intemperismo e dissolução dos minerais presentes nas rochas e solos circundantes (Rajput; Swami; Joshi, 2024). No entanto, devido à interferência constante do ser humano em ambientes naturais os MPTs podem ser introduzidos nesses locais variando tanto em espécies químicas quanto em concentrações (Campos; Silva; Warden, 2021).

As principais fontes de contaminação antrópica de MPTs em águas subterrâneas vêm de atividades industriais como por exemplo as refinarias, fundições, siderúrgicas, metalúrgicas, fábricas de baterias etc. (ONU, 2022; Aralu *et al.*, 2024; Jaydhar *et al.*, 2022). Além disso, outras fontes importantes de contaminação incluem os lixões e o descarte inadequado de esgoto, resultado da falta de infraestrutura adequada de saneamento básico (Rahman; Singh, 2019; Tajwar *et al.*, 2024).

Os MPTs possuem alta capacidade de interagir com sistemas biológicos, o que pode explicar sua toxicidade. Quando as moléculas biológicas são alteradas pela ação desses poluentes, elas perdem a capacidade de funcionar adequadamente (Kim; Kim; Kumar, 2019). Além disso, alguns metais possuem a capacidade de mimetizar elementos essenciais e participar das funções fisiológicas e metabólicas normais do organismo (Fulke; Ratanpal; Sonker, 2024), como por exemplo, o chumbo que pode substituir o cálcio, e o cádmio que pode substituir o zinco (INCA, 2021). Essas substituições prejudicam várias funções celulares mediadas pela interação entre o metal e as células, o que também pode explicar a bioacumulação desses elementos nos seres vivos (Zahra *et al.*, 2025).

O dano oxidativo causado pelos MPT constitui um dos principais mecanismos envolvidos na toxicidade desses elementos. Muitos metais reagem com radicais à base de oxigênio, carbono e enxofre, ou com outros oxidantes endógenos, promovendo modificações oxidativas em biomoléculas, como proteínas e DNA (Kim; Kim; Kumar, 2019; Zahra *et al.*, 2025), o que pode estar associado ao desenvolvimento de câncer. Em sua forma iônica, esses elementos apresentam elevada reatividade, podendo formar adutos com DNA e proteínas em sistemas biológicos (Chen *et al.*, 2025), resultando em alterações na expressão gênica e efeitos adversos, como a hepatocarcinogênese (INCA, 2021).

Além disso, os MPT podem induzir efeitos citotóxicos por meio da geração de espécies reativas de oxigênio e nitrogênio (ROS e RNS), promovendo estresse oxidativo

(Mitra *et al.*, 2022; Cai *et al.*, 2023), interferência no ciclo e na diferenciação celular, bem como supressão da atividade de células natural killer. No que se refere ao potencial genotóxico, há evidências de que esses metais podem causar danos como quebras de DNA, trocas de cromátides irmãs, aberrações cromossômicas e alterações nos mecanismos de reparo do DNA, além de induzir expressão gênica anômala (INCA, 2021).

3.2.2 Contaminação por Nitrato

Sendo amplamente utilizado em atividades agrícolas como nutriente para o desenvolvimento das plantas e aumentar a produtividade (Lin *et al.*, 2023; Preethi *et al.*, 2025), o nitrato (NO_3^-) é outro contaminante que tem gerado preocupações devido ao seu potencial impacto na saúde humana (Zirrahi *et al.*, 2024).

Os compostos de nitrogênio podem ocorrer no ambiente em virtude de fontes naturais como por meio de ações biológicas envolvendo plantas, cianobactérias e certos heterótrofos (Boocock *et al.*, 2023; Montross *et al.*, 2013). No entanto, as atividades antropogênicas, como a agricultura intensiva com o uso excessivo de fertilizantes, figuram, atualmente, como o principal fator de degradação das águas subterrâneas em se tratando de contaminação por nitrato no campo (ONU, 2022). Nas áreas urbanas, a falta de tratamento adequado de águas residuais e a oxidação de resíduos nitrogenados provenientes de dejetos humanos e animais, incluindo fossas sépticas, são exemplos de fontes pontuais de contaminação dessa natureza (Zirrahi *et al.*, 2024).

A contaminação das fontes de água subterrâneas por nitrato tornou-se uma questão preocupante em todo o mundo, principalmente devido à sua possível relação com alguns tipos de câncer, como o câncer colorretal (Schullehner *et al.*, 2017).

A contaminação da água por nitrato afeta diversas regiões do mundo, como reportado no estudo de revisão publicado por Abascal e colaboradores (2022). Nesse estudo, que teve como um dos principais objetivos apresentar um panorama atual da situação da contaminação por nitrato nas águas subterrâneas em todo o mundo, os autores analisaram 146 estudos de 292 locais diferentes, distribuídos por continentes: 94 da África, 93 na Ásia, 71 na Europa e 34 na América. Na Oceania 1 estudo abordou a qualidade da água, no entanto não foi relatado sobre nitrato.

Os resultados das concentrações de nitrato, reportadas nos trabalhos, foram comparados com os limites atuais recomendados pela Organização Mundial da Saúde

(OMS) de 50 mg L^{-1} . A partir desse resultado os autores dimensionaram a contaminação das águas subterrâneas por nitrato no mundo, como pode ser observado na Figura 4.



Figura 4 - Locais e concentração de nitrato $[\text{NO}_3^-]$ em corpos de água subterrânea no mundo. Fonte: Abascal *et al.*, (2022).

Entre os principais achados, o estudo destaca que 30 regiões na África, 20 na Ásia e 9 na Europa estão em situação crítica com valores de nitrato acima de 50 mg L^{-1} . A Europa apresentou o maior percentual de áreas contaminadas, com mais de 25% das amostras com concentrações superiores a 50 mg L^{-1} . Embora os dados da Ásia indiquem que 45 regiões não apresentaram poluição por nitrato, 19 áreas revelaram contaminação em pelo menos 25% das amostras. Nas Américas, 5 regiões apresentaram mais de 25% das amostras com concentrações de NO_3^- acima do valor recomendado pela OMS. Os autores destacam que entre os principais responsáveis por essa situação de poluição tem-se o uso intensivo de fertilizantes e falta de saneamento básico (Abascal *et al.*, 2022).

Assim como os MPTs, o nitrato pode causar problemas graves de saúde, como a metahemoglobinemia em crianças, sendo o efeito toxico direto do nitrato mais conhecido no mundo, além de estar associado a um possível aumento no risco de desenvolvimento de câncer (Chambers *et al.*, 2021; Devi *et al.*, 2022; Houthuijs *et al.*, 2022; Jacobsen; Hansen,

2024; Lin *et al.*, 2023; Richards *et al.*, 2022). Esses riscos justificam a preocupação desse contaminante na água destinada ao consumo humano.

Quando o NO_3^- é ingerido, ele pode ser reduzido a nitrito (NO_2^-) devido à ação de bactérias intestinais. O NO_2^- , por sua vez, possui a capacidade de reagir com aminas e amidas presentes no trato gastrointestinal, resultando na formação de compostos N-nitrosos (NOCs) (Zhou, J. *et al.*, 2024), que são substâncias comprovadamente carcinogênicas em animais (Schullehner *et al.*, 2017).

Estudos experimentais têm evidenciado que esses compostos são capazes de induzir mutações gênicas e promover a formação de tumores em diferentes modelos animais, como por exemplo, no estudo de revisão de Zhou, J. *et al.* (2024), onde os autores destacam que a administração de uma única dose elevada ou a exposição de curto prazo à dimetilnitrosamina foi suficiente para induzir a formação de tumores hepáticos em hamsters sírios, tumores renais em ratos e tumores pulmonares em camundongos. Da mesma forma, a dietilnitrosamina, mostrou-se capaz de provocar câncer hepático em porquinhos-da-índia quando administrada na dose de 5 mg/kg/dia, além de ter sido associada à indução de lesões pré-cancerosas em hamsters, bem como câncer de fígado, pulmão e rim em coelhos e macacos. Além disso, a dibutilnitrosamina foi relacionada ao desenvolvimento de câncer hepático, esofágico e de bexiga em camundongos (Zhou, J. *et al.*, 2024).

Embora as evidências ainda não definam o nitrato como um agente diretamente causador de câncer em humanos, a Agência Internacional para Pesquisa em Câncer (IARC, do inglês *International Agency for Research on Cancer*) o classifica como provável cancerígeno (grupo 2A), especialmente em condições favorável a nitrosação endógena (Lafontaine *et al.*, 2024). No entanto, a literatura toxicológica aponta consistentemente a associação entre o nitrato e a ocorrência de metahemoglobinemia, uma síndrome clínica causada por um aumento nos níveis sanguíneos de metemoglobina (MetHb) (Nascimento *et al.*, 2008), sobretudo em lactantes, condição que pode evoluir para óbito em casos graves (Preethi *et al.*, 2025).

A metahemoglobinemia é uma condição rara caracterizada pela oxidação do ferro ferroso (Fe^{2+}) da hemoglobina (Hb) ao estado férrico (Fe^{3+}), formando metemoglobina (MetHb), que é incapaz de se ligar ao oxigênio (Iolascon *et al.*, 2021). Além disso, a presença de MetHb induz alterações alostéricas nas subunidades da hemoglobina, aumentando sua afinidade pelo oxigênio, dificultando a sua liberação aos tecidos e órgãos do corpo, o que

leva à hipóxia (Iolascon *et al.*, 2021). Em crianças, a presença elevada de MetHb pode provocar hipoxemia, resultando em coloração azulada da pele (cianose), especialmente nas extremidades, face e lábios, quadro clínico conhecido como “síndrome do bebê azul” (Preethi *et al.*, 2025).

Diante dessa condição, a OMS estabeleceu limites para o nitrato na água potável em 50 mg L⁻¹ ou 11,3 mg L⁻¹ como nitrato-nitrogênio (NO₃-N), com o objetivo de prevenir a metahemoglobinemia (Chambers *et al.*, 2021; Lin *et al.*, 2023). No entanto, embora esse limite seja considerado seguro, ele não contempla possíveis efeitos decorrentes da exposição a concentrações inferiores (Temkin *et al.*, 2019; Chambers *et al.*, 2021; Lin *et al.*, 2023), o que levanta preocupações quanto aos possíveis efeitos adversos à saúde humana decorrentes da exposição prolongada a concentrações inferiores ao limite estabelecido.

Nesse contexto, estudos têm investigado os possíveis efeitos do nitrato em concentrações abaixo do limite estipulado pela OMS, destacando potenciais impactos na saúde da população, especialmente em bebês (Trabjerg *et al.*, 2023). Por exemplo, Sherris *et al.*, (2021) analisaram os efeitos do nitrato abaixo do limite recomendado sobre o desenvolvimento gestacional e o risco de parto prematuro na Califórnia. A pesquisa utilizou mais de 6 milhões de registros de certidões de nascimento, vinculados a dados hospitalares, incluindo uma amostra de 1.443.318 nascimentos consecutivos de irmãos, com o objetivo de realizar uma análise intramaterna para estimar o efeito das variações na exposição ao nitrato entre gestações consecutivas. Os resultados indicaram que concentrações de nitrato entre 5 e 10 mg L⁻¹ estavam associadas a um aumento de 47% nas chances de parto prematuro espontâneo entre 20 e 31 semanas, enquanto níveis iguais ou superiores a 10 mg L⁻¹ foram associados a um aumento de 152% (Sherris *et al.*, 2021).

Esses achados indicam que a exposição a baixos níveis de nitrato na água pode ser um fator de risco, mesmo em concentrações consideradas dentro dos limites atualmente estabelecidos como seguros, o que evidencia a importância de avaliações contínuas desse composto na água para consumo humano.

3.2.3 Contaminação por Microrganismos Patogênicos

A contaminação das águas subterrâneas por agentes microbiológicos patogênicos é uma preocupação crescente que se soma aos riscos associados aos agentes químicos. A presença de microrganismos entéricos, como bactérias, vírus, protozoários e helmintos na

água de consumo humano pode representar um sério risco à saúde pública uma vez que a causar de inúmeras doenças são atribuídas a água contaminadas com ações desses patógenos (Kalyana; Notodarmojo; Retno, 2024; Rinanti, 2021).

As doenças gastrointestinais, por exemplo, causadas por bactérias como *Escherichia coli* (especialmente a cepa *E. coli* O157:H7), *Salmonella*, *Campylobacter* e *Shigella*, além de parasitas como *Giardia* e *Cryptosporidium*, são doenças comuns relacionadas ao consumo de água contaminada (Arslan *et al.*, 2022; Couso-Pérez *et al.*, 2023; Latchmore *et al.*, 2023; Ma *et al.*, 2022; Wang; Feng, 2021). Essas doenças podem causar sintomas como diarreia, vômitos e cólicas abdominais, com complicações graves em populações vulneráveis, como crianças e idosos (Chaysiri; Chinviriyasit; Louis, 2024; Ferreira *et al.*, 2021; Majumdar *et al.*, 2024; Rhoden *et al.*, 2021; Yadav *et al.*, 2021).

A diarreia em particular é considerada uma das principais causas de morbidade e mortalidade no mundo, associado ao consumo de água contaminada. Em 2022, foram registradas 505.000 mortes atribuídas à água contaminada, desses casos, 395.000 foram de crianças menores de cinco anos (UNESCO, 2022).

As atividades humanas são, indiscutivelmente, os principais fatores responsáveis pela degradação das águas subterrâneas no mundo, seja de forma direta ou indireta. A ausência ou deficiência de saneamento básico, com o lançamento inadequado de esgoto doméstico não tratado no meio ambiente, disposição de dejetos provenientes de fossas sépticas mal projetadas ou mal mantidas, e a presença de poços em estado precário de conservação ou localizados em áreas propensas à contaminação, são condições de contaminação dessas águas (Nassri *et al.*, 2025).

Esse cenário é particularmente preocupante no Brasil, onde a falta de infraestrutura básica de saneamento está associada diretamente com os altos índices de saúde pública. Dados compilados pelo Instituto Trata Brasil (ITB) mostram que mais de 44% da população brasileira não tinham acesso a coleta de esgoto em 2022 (ITB, 2022). Essa realidade contrasta com altos índices de casos enfermidades no país. No mesmo ano foram registradas 191.418 internações atribuída a água contaminada, resultando em uma taxa de incidência de 9,43 internações por 10.000 habitantes, além de 2.306 óbitos. Entre as crianças menores de cinco anos foram 56.211 internações, com uma taxa de mortalidade de 0,07 óbitos por 10.000, em crianças de 0 a 4 (ITB, 2022).

Os principais agentes etiológicos identificados em surtos de doenças hídricas e alimentares no Brasil entre 2014 e 2023 incluem *Escherichia coli* (38,4%), *Staphylococcus spp.* (9,7%) e *Salmonella spp.* (9,6%). A água contaminada foi responsável por 28,8% desses casos (Brasil, 2024).

A presença de microrganismos patogênicos em águas subterrâneas representa uma preocupação significativa. Portanto, a monitoração biológica da qualidade da água é fundamental para prevenir surtos de doenças e garantir que os recursos hídricos não constituam uma ameaça à saúde pública. Nesse sentido, a legislação brasileira determinar que as águas destinadas para consumo devem estar ausente de coliformes, indicador de contaminação fecal, para que esteja em qualidade adequada pra consumo (Brasil, 2021).

Uma das formas de avaliar se um ambiente está sendo contaminado por fontes antropogênicas de origem fecal é por meio da análise de indicadores microbiológicos (Khairunnisa; Hendrawan; Fachrul, 2021). Muitos microrganismos fazem parte da microbiota intestinal humana e animal homeotérmicos, alguns de forma exclusiva, como a *Escherichia coli* (*E. coli*) (Sghiouer *et al.*, 2024). Como os riscos de surtos de doenças estão fortemente relacionados à presença de contaminação fecal, os coliformes são amplamente utilizados como indicadores de contaminação biológica, e, conseqüentemente, da possível presença de outros microrganismos patogênicos (Benaissa; Bouhmadi; Rossi, 2023; Sghiouer *et al.*, 2024).

As bactérias do grupo coliformes são amplamente reconhecidas e utilizadas como um dos principais indicadores da presença de material fecal na água e por isso é utilizada como parâmetro de contaminação microbiológica. A presença de *E. coli* na água subterrânea é um sinal claro de que o meio pode estar contaminado com fezes humanas ou de outros animais homeotérmicos (Flavia *et al.*, 2019; Goula *et al.*, 2012; Herphs *et al.*, 2023; Sghiouer *et al.*, 2024; Zouhri *et al.*, 2019).

Coliformes são um grupo de Enterobacteriaceae que inclui tanto espécies ambientais (coliformes totais) quanto aquelas que habitam o intestino de animais de sangue quente (coliformes fecais). Estudos mostram que 60–90% dos coliformes totais são coliformes fecais e 90% são *E. coli*. Os 10% restantes são representados por *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Hafnia* e *Klebsiella* (Nassri *et al.*, 2025). Algumas cepas bacterianas são inofensivas, como as classes comensais. Cepas diarreogênicas podem levar à diarreia, colite

hemorrágica, síndrome hemolítico-urêmica, colite inflamatória e doenças disentericas (Khan; Gupta; Sekhri, 2021).

Os coliformes totais não são indicadores específicos de poluição fecal, mas funcionam como indicadores de possível vulnerabilidade seja de águas subterrâneas ou nos processos de tratamentos de águas (Richiardi *et al.*, 2023).

As bactérias *E. coli*, no entanto, são claramente indicativo de contaminação fecal, uma vez que são encontradas apenas no intestino de animais homeotérmicos. As bactérias *E. coli* incluem bactérias patogênicas gram-negativas, não esporuladas e em forma de bastonete que geram gás no meio de crescimento prescrito após fermentação dentro de 48 h a 35 °C (Khan; Gupta; Sekhri, 2021; Richiardi *et al.*, 2023). São bactérias essencialmente saprofíticas do trato digestivo, mas podem ser responsáveis por infecções em certas circunstâncias. Elas podem ser divididas em três classes: grupos comensais (cepa inofensiva), diarreicos e extraintestinais. *E. coli* na água indica contaminação fecal recente e a possível presença de patógenos entéricos bacterianos (Richiardi *et al.*, 2023).

3.3 Parâmetros de Potabilidade da Água para Consumo Humano no Brasil

A manutenção da qualidade da água é fundamental para garantir seu consumo seguro, além de ser essencial para a preservação dos ecossistemas aquáticos. No contexto de prevenção da saúde, as águas subterrâneas devem estar livres de contaminantes que possam causar prejuízos à saúde humana, apresentando concentrações inferiores aos limites estabelecidos pelas normas vigentes.

No Brasil, a Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, estabelece, em seu Anexo XX, os padrões de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano, incluindo os parâmetros de potabilidade. Esses parâmetros abrangem microrganismos indicativos de contaminação microbiológica, substâncias químicas orgânicas e inorgânicas, além de características organolépticas (Brasil, 2021). Os limites máximos permitidos são definidos com o objetivo de assegurar o consumo seguro de água pela população.

No que se refere aos parâmetros microbiológicos, a Portaria GM/MS nº 888/2021 exige a ausência de coliformes totais e de *Escherichia coli* em amostra de água destinada ao consumo humano.

Quanto às substâncias químicas inorgânicas que representam riscos à saúde, especialmente em concentrações superiores aos limites permitidos, a Tabela 2 apresenta alguns elementos relevantes e seus respectivos valores máximos permitidos (VMP).

Tabela 2 - Padrão de potabilidade para substâncias químicas inorgânicas que representam risco à saúde. Fonte: adaptado de Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.

Parâmetro	CAS (1)	Unidade	VMP
Arsênio	7440-38-2	mg L ⁻¹	0,01
Bário	7440-39-3	mg L ⁻¹	0,7
Cádmio	7440-43-9	mg L ⁻¹	0,003
Chumbo	7439-92-1	mg L ⁻¹	0,01
Cobre	7440-50-8	mg L ⁻¹	2
Cromo	7440-47-3	mg L ⁻¹	0,05
Fluoreto	7782-41-4	mg L ⁻¹	1,5
Níquel	7440-02-0	mg L ⁻¹	0,07
Nitrato (N)	1497-55-8	mg L ⁻¹	10
Nitrito (N)	1497-65-0	mg L ⁻¹	1

Legenda: CAS (1): número de referência de compostos e substâncias químicas adotado pelo Chemical Abstract Service; VMP: valor máximo permitido.

Além dos parâmetros microbiológicos e químicos, os parâmetros organolépticos (cor, sabor e odor) também são regulados, pois influenciam diretamente na aceitação da água pelo consumidor e podem indicar alterações nos corpos hídricos, como processos de contaminação ou degradação da qualidade da água. Os VMP para esses parâmetros estão estabelecidos na legislação vigente, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Padrão Organoléptico de Potabilidade. Fonte: adaptado de Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021.

Parâmetro	CAS	unidade	VMP
Alumínio	7429-90-5	mg L ⁻¹	0,2
Amônia (como N)	7664-41-7	mg L ⁻¹	1,2
Cloreto	16887-00-6	mg L ⁻¹	250
Cor Aparente	-	uH	15
Dureza total	-	mg L ⁻¹	300
Ferro	7439-89-6	mg L ⁻¹	0,3
Gosto e odor	-	Intensidade	6
Manganês	7439-96-5	mg L ⁻¹	0,1
Sódio	7440-23-5	mg L ⁻¹	200
Sólidos dissolvidos totais	-	mg L ⁻¹	500
Sulfato	14808-79-8	mg L ⁻¹	250
Turbidez	7440-66-6	uT	5
Zinco	-	mg L ⁻¹	5

Legenda: CAS é o número de referência de compostos e substâncias químicas adotado pelo Chemical Abstract Service; VMP: Valor máximo permitido; uH: Unidade Hazen (mgPt-Co/L); uT: Unidade de turbidez.

A turbidez é um parâmetro associado à presença de partículas sólidas em suspensão na água, que reduzem sua transparência. Ela mede o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (esta redução dá-se por absorção e espalhamento) (CETESB, 2016). Essa condição pode ser causada por materiais como areia, matéria orgânica, plâncton, algas e por elementos como ferro, manganês, zinco etc. A origem dessas substâncias pode estar relacionada tanto a processos naturais de erosão quanto ao lançamento de efluentes domésticos e industriais (Szikszay, 1993).

Os sólidos totais dissolvidos (STD) correspondem a uma mistura de sais inorgânicos e outras substâncias presentes em solução, representando geralmente mais de 95% do peso total de sólidos em amostras de água (Braga *et al.*, 2021). Em ambientes naturais, esses sais incluem principalmente espécies como sódio, potássio, magnésio, cálcio, estrôncio, bário, ferro, alumínio, bicarbonato, cloreto e sulfatos (Millar; Couperthwaite; Moodliar, 2016). A concentração desses compostos está diretamente associada às características geológicas da formação aquífera. Além disso, em regiões áridas ou semiáridas, onde a evaporação excede a precipitação, é comum a presença de elevadas concentrações de sais nas águas subterrâneas (Braga *et al.*, 2021).

A qualidade da água subterrânea varia de acordo com uma série de substâncias presentes que estão dissolvidas, das condições geológicas do meio em que se encontram e principalmente de fatores capazes de alterar o equilíbrio químico do meio. Por influenciar em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o potencial hidrogeniônico (pH) é um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental (CETESB, 2016).

O pH tem influência sobre a solubilidade de muitos solutos, além de atuar diretamente na biodisponibilidade de diferentes contaminantes aquáticos, incluindo MPTs (Millar; Couperthwaite; Moodliar, 2016; Pereira; Carmen Bartolomé; Sánchez-Fortún, 2013), o que se explica a importância de analisar esse parâmetro em análises de águas.

O valor do pH varia de 0 a 14. Abaixo de 7 a água é considerada ácida e acima de 7, alcalina, enquanto, 7 é neutra. A legislação que trata sobre a qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade não determina um valor de referência para o pH em água de consumo, entretanto os valores que são estabelecidos na portaria são destinados para orientar no processo de desinfecção por cloro, uma vez que este é capaz de interferir na desinfecção da água, variando de 6,0 a 9,0 (Brasil, 2021).

Assim como o pH, a temperatura é muito importante para o entendimento dos processos químicos da água por participar ativamente nos processos reativos de um sistema. No contexto das análises de águas subterrâneas, o aumento ou a diminuição da temperatura da água pode favorecer a solubilidade, reação ou precipitação de inúmeras espécies químicas dentro do aquífero, e portanto, possuir a capacidade de alterar outros parâmetros físico-químicos, por isso convém analisá-la, principalmente quando se buscar compreender a dinâmica da química do aquíferos em diferentes períodos sazonais (Szikszay, 1993). Assim como o pH, a temperatura da água serve como orientação nos processos de tratamento de água com cloro, e, portanto, não existe um valor de referência adotado.

Apesar de não constarem como parâmetros de potabilidade da água para consumo humano, a condutividade elétrica é essencial para o entendimento do comportamento hidroquímico da água. A condutividade elétrica (CE) expressa numericamente a capacidade da água em conduzir corrente elétrica, sendo diretamente proporcional à concentração de íons dissolvidos, e influenciada pela temperatura na qual é medida (CETESB, 2016; Braga *et al.*, 2021). Assim, a CE funciona como um indicador indireto da quantidade de sais presentes na água, podendo refletir o grau de mineralização e, em alguns casos, a presença de poluentes. Embora não revele a composição específica dos íons, alterações na condutividade podem indicar mudanças na qualidade da água, e valores elevados podem estar associados a características corrosivas (Braga *et al.*, 2021).

3.4 Análises de Águas Subterrâneas na Cidade de Manaus

A cidade de Manaus, capital do estado do Amazonas, destaca-se por sua relevância econômica na região Norte, impulsionada especialmente pelo Polo Industrial de Manaus. O município possui uma população estimada em 2.063.689 habitantes, o que representa mais de 50% da população do estado (3.941.613 habitantes), destacando-se como a cidade mais densamente povoada da região Norte do Brasil (IBGE, 2022).

Apesar de estar localizada às margens do rio Negro e contar com abastecimento predominante por manancial superficial, a cidade de Manaus depende, de forma complementar, das águas subterrâneas para suprir a demanda da população, especialmente em áreas mais afastadas dos centros de distribuição (ANA, 2021). A utilização crescente desses recursos subterrâneos reflete, em parte, as limitações da infraestrutura de abastecimento de água por parte do poder público, sobretudo em regiões periféricas.

Nesse contexto, é importante destacar que o saneamento básico constitui um componente essencial para a promoção da saúde pública e a preservação ambiental, sendo também um dos principais indicadores de desenvolvimento urbano. No entanto, à semelhança de diversas cidades brasileiras, Manaus apresenta deficiências significativas na cobertura e na eficiência dos serviços de saneamento, o que contribui para a degradação da qualidade das águas, tanto superficiais quanto subterrâneas (SNIS, 2023).

Segundo o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), apenas 28,61% da população de Manaus era atendida por rede coletora de esgoto em 2023 (SINISA, 2024). Esse percentual coloca a cidade entre as piores do país, evidenciando um grave problema socioambiental. De acordo com o Ranking do Saneamento 2024, publicado pelo ITB, que avalia os serviços básicos das 100 maiores cidades do Brasil, Manaus ocupava a 86ª posição, figurando entre os 20 municípios com os piores índices de saneamento básico do país (ITB, 2024).

Estima-se que mais de 73% da população de Manaus (aproximadamente 1.525.365 habitantes) ainda não tem acesso à coleta de esgoto, e apenas 22,31% do esgoto gerado é efetivamente coletado e tratado (SINIS, 2024). Em 2022, cerca de 78.844,46 mil m³ de esgoto tenham sido descartados sem tratamento (ITB, 2024). Esse volume significativo de esgoto não tratado foi lançado diretamente no meio ambiente, gerando impactos diretos nos corpos hídricos da cidade. Esse cenário é preocupante, pois o esgoto não tratado, ao ser lançado nos corpos d'água, contribui para a contaminação dos mesmos, gerando consequências ambientais e riscos à saúde pública. Um exemplo claro dessa problemática é a situação dos igarapés que cortam a cidade, os quais estão severamente poluídos devido ao recebimento diário de grandes volumes de esgoto doméstico sem tratamento (Filho; Alves, 2022).

Como resultado dessa defasagem no sistema de saneamento, a população de Manaus está exposta a doenças transmitidas pela água, com um aumento na ocorrência de patologias veiculadas por agentes patogênicos presentes na água contaminada. Em 2022, foram registradas 1.670 internações por doenças de veiculação hídrica em Manaus, com 26 óbitos (ITB, 2024).

A contaminação das águas subterrâneas se mostra uma preocupação crescente na cidade de Manaus, condição evidenciada por estudos em Manaus que identificaram a presença de *Escherichia coli* em diversas áreas da cidade (Costa; Waichman; Santos, 2004;

Vasconcelos, 2006; Santana; Zeferino, 2008), parâmetro comumente utilizado como indicador de contaminação antrópico por esgoto doméstico.

Essa contaminação é impulsionada por práticas inadequadas no uso dos recursos hídricos subterrâneos. Em muitas áreas da cidade, especialmente aquelas ocupadas sem planejamento, na qual a infraestrutura de abastecimento de água não acompanhou o crescimento populacional e territorial (Abanyie *et al.*, 2023). Como alternativa, a população passou a recorrer à perfuração de poços, frequentemente de forma indiscriminada e sem orientação técnica adequada (Costa; Waichman; Santos, 2004). Além disso, essa prática ocorre, em muitos casos, em locais vulneráveis à contaminação, como próximos a fossas sépticas, favorecendo a contaminação dos aquíferos locais (Lages, 2016).

Para se ter uma ideia dessa problemática, estima-se que existam aproximadamente 27.000 poços na cidade de Manaus, dos quais apenas 4.793 são oficialmente registrados (CPRM, 2022). A presença de poços não registrados figura um desafio para a gestão dos recursos hídricos em Manaus, uma vez que dificulta o controle sobre a exploração de água do aquífero e amplia os riscos de contaminação dessa fonte de água.

Além disso, a presença de poços abandonados, mal vedados ou desprotegidos representam uma ameaça adicional à integridade dos aquíferos na cidade, atuando como vias facilitadoras para a entrada de contaminantes diretamente nas águas subterrâneas. Esse risco é agravado em regiões onde o aquífero é mais raso, o que reduz a capacidade natural de filtração do solo e aumenta a vulnerabilidade da água subterrânea à infiltração de resíduos orgânicos, esgoto doméstico e outros poluentes de origem antrópica (Lages, 2016).

Diversos estudos focaram na avaliação de parâmetros essenciais para entender as condições das águas subterrâneas consumida na cidade de Manaus, como a pesquisa de Araújo; Hipólito e Waichman (2013), que avaliaram a qualidade da água subterrânea a partir da análise de 962 amostras coletadas nas seis Zonas do município de Manaus (Norte, Sul, Centro-Sul, Oeste, Leste e Centro-Oeste), ao longo dos anos de 2007 e 2008. As coletas foram realizadas nos dois períodos sazonais característicos da região, seco e chuvoso: 535 amostras durante o período chuvoso (inverno amazônico) e 427 amostras no período seco (verão amazônico). As análises englobaram parâmetros físico-químicos como, cloreto, nitrato, pH e análises microbiológicas.

Os resultados físico-químicos, do estudo acima citado, indicaram parâmetros dentro dos limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, como o cloreto (Cl⁻) que no

período de seca obteve valores de $12,95 \pm 15,18$, enquanto no chuvoso de $6,81 \pm 8,74$. No entanto, foram observadas exceções: os valores médios de nitrato excederam o valor máximo permitido (10 mg L^{-1}) no período seca, com $9,13 \pm 24,74$, enquanto no período chuvoso $10,20 \pm 24,55$, com indícios evidentes de contaminação. As análises microbiológicas revelaram contaminação, com 91 amostras contaminadas no período chuvoso e 37 no período seco, sendo os problemas de contaminação possivelmente relacionados à construção ou manutenção de poços, indicando maior comprometimento da qualidade da água subterrânea nos meses de maior pluviosidade em virtude do carreamento de contaminantes para os poços (Araújo; Hipólito e Waichman (2013).

Silva e Silva (2007) avaliaram a qualidade das águas subterrâneas de Manaus com a análise de quatorze poços tubulares distribuídos no perímetro urbano de Manaus durante o período de cheia. Foram medidos parâmetros físico-químicos, destacando-se a temperatura da água (média de $28,6^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica (média de $32,19 \mu\text{S.cm}^{-1}$, variando de $11,10$ a $116,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$), pH (entre 3,3 e 5,7) e turbidez (média de $1,15 \text{ uT}$). As análises iônicas indicaram concentrações médias de cloreto (média de $1,04 \text{ mg L}^{-1}$) e sódio ($0,72 \text{ mg L}^{-1}$). Os teores de ferro total atingiram valores elevados em alguns poços, chegando a $0,959 \text{ mg L}^{-1}$, o valor máximo permitido é de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$. Foram ainda observadas concentrações médias de nitrato de $0,073 \text{ mg/L}$ e amônio de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ e valores baixos de fosfato ($0,043 \text{ mg L}^{-1}$) e sulfato ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$).

Vasconcelos (2006) investigou as características físico-químicas e microbiológicas das águas subterrâneas de Manaus por meio da análise de trinta poços tubulares distribuídos pelas seis Zonas urbanas da cidade (Norte, Sul, Centro-Sul, Oeste, Leste e Centro-Oeste), durante os períodos de seca (agosto de 2004) e cheia (janeiro de 2005). Os resultados revelaram variações importantes entre os dois períodos. A amônia foi, em geral, não detectada, com exceção da Zona Leste, onde se registraram valores de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 0,17$) na seca e $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 0,8$) na cheia. Os teores de cloreto variaram de $2,83$ a $12,05 \text{ mg/L}$, com maiores médias na Zona Centro-Sul durante a seca. O ferro total chamou atenção por exceder amplamente o valor máximo permitido de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ (conforme Portaria GM/MS nº 888/2021) em praticamente todas as zonas e períodos, com destaque para a Zona Oeste, que apresentou $5,00 \text{ mg L}^{-1}$ na seca e $6,13 \text{ mg L}^{-1}$ na cheia. As concentrações de nitrato oscilaram entre $0,45$ e $2,67 \text{ mg L}^{-1}$, com os maiores valores observados na seca, todos ainda dentro do limite de 10 mg L^{-1} . Já o nitrito foi detectado apenas na Zona Leste, durante a seca, com

média de $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ ($\pm 0,08$), também inferior ao limite de 1 mg L^{-1} . O sódio variou de 3,14 a $12,67 \text{ mg L}^{-1}$, com concentrações mais elevadas na Zona Oeste no período seco. Por fim, os teores de sulfato foram baixos em todas as zonas e períodos, variando de 0,28 a $0,55 \text{ mg L}^{-1}$, muito abaixo do limite permitido de 250 mg L^{-1} .

Rocha e Horbe (2006) investigaram a qualidade das águas subterrâneas entorno de um lixão no bairro Novo Israel, em Manaus, por meio da análise de 18 pontos de amostragem (poços tubulares e cacimbas), durante o final do período chuvoso (junho/2002) e a estiagem (dezembro/2002). Entre os principais achados da pesquisa, as águas apresentaram teores de amônio (NH_4^+) atingindo valores até $16,14 \text{ mg L}^{-1}$ e os de nitrato (NO_3^-) até $30,7 \text{ mg L}^{-1}$, ultrapassando os limites legais ($1,5 \text{ mg L}^{-1}$ e 10 mg L^{-1} , respectivamente) em diversos pontos, especialmente na estiagem. O nitrito (NO_2^-) manteve-se abaixo de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$, dentro dos padrões. O cloreto (Cl^-), elemento predominante, apresentou concentrações de até 54 mg L^{-1} na estiagem (período seco), enquanto o sódio (Na^+) atingiu $45,8 \text{ mg L}^{-1}$. O ferro total ultrapassou o limite legal ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) em todos os pontos no período chuvoso, alcançando até $13,4 \text{ mg L}^{-1}$. O alumínio (Al^{3+}) também esteve acima do permitido ($0,2 \text{ mg L}^{-1}$) em vários poços, chegando a $4,26 \text{ mg L}^{-1}$ (Rocha; Horbe, 2006).

Diante das evidências no comprometimento da qualidade das águas subterrâneas em Manaus, conforme apontado na descrição de trabalhos encontrados na literatura, bem como se observa uma escassez de pesquisas atualizadas sobre o temática e, considerando que a população manauara depende diretamente dessas águas para abastecimento doméstico, o presente trabalho se propõe a investigar os parâmetros físico-químicos da água subterrânea em diferentes períodos pluviométricos, afim de compreender os fatores que influenciam na potabilidade da água subterrâneas ao longo dos diferentes períodos sazonais de precipitação na cidade, bem como averiguar se a água consumida está de acordo com os parâmetros estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, que trata dos procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A compreensão da composição química das águas subterrâneas exige uma abordagem integrada que considere tanto aspectos geológicos, hidrológicos e climatológicos, quanto socioespacial, uma vez que todos esses fatores influenciam diretamente a qualidade e a composição química das águas (Silva, 1984; Szikszay, 1993). Nesse contexto, essas características são essenciais para a interpretação de parâmetros como pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD), temperatura, turbidez, composição iônica e metálica, bem como possíveis indícios de contaminação química e/ou biológica, bem como alteração ambiental no local de estudo.

Nos tópicos seguintes, cada um desses fatores será abordado individualmente, de modo a subsidiar o entendimento acerca da composição físico-química das águas subterrâneas na área estudada, bem como possíveis fatores que possam contribuir na química da águas subterrâneas.

4.1 Área de Estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida na cidade de Manaus, capital do Estado do Amazonas (Figura 5), situada na Região Norte do Brasil, na confluência dos rios Negro e Solimões (Amazonas).

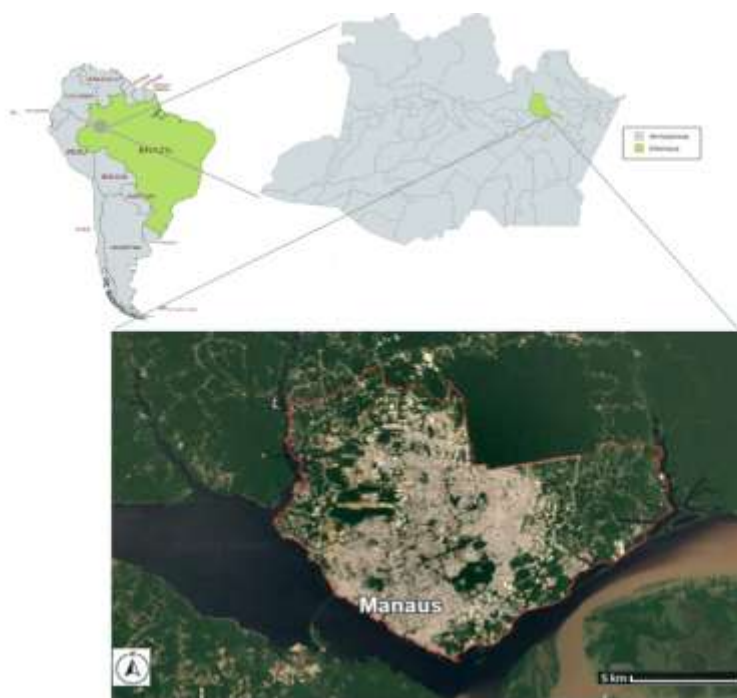


Figura 5 -Localização geográfica da cidade de Manaus. Fonte: Mapchart; Google earth (2025)

Configurando-se como o principal centro urbano, político e econômico da Amazônia brasileira, Manaus localiza-se aproximadamente na latitude 3°08'30" sul e longitude 60°00'00" oeste, com altitude média de 21 metros em relação ao nível do mar, abrangendo uma área territorial de cerca de 11.401 km². O município limita-se com Itacoatiara (leste), Manacapuru (oeste), Presidente Figueiredo (norte) e Careiro (sul) (IBGE, 2022). Segundo o Censo Demográfico mais recente (2022), possui população estimada em 2,06 milhões de habitantes (a mais populosa do estado do Amazonas e de toda a Região Norte) e densidade demográfica de 181 hab/km². Manaus é uma cidade em constante crescimento, e atualmente ocupa a 7ª posição entre as cidades mais populosas do país (IBGE, 2022).

Apesar de sua relevância estratégica nacional e regional, Manaus enfrenta desafios sérios no que diz respeito à infraestrutura urbana e acesso aos serviços básicos de saneamento. De acordo com o Instituto Trata Brasil (2024), somente 26,5% da população manauara tinham acesso à rede de esgotamento sanitário, embora o abastecimento de água potável atinja 92,3% dos domicílios. Essa disparidade evidencia um quadro de vulnerabilidade sanitária, especialmente nas zonas periféricas. As internações devido a diarreias são de 83,7 para cada 1.000 habitantes. Comparado com todos os municípios do estado, fica nas posições 33 de 62. Quando comparado as cidades do Brasil todo, fica na posição 947 de 5570 (IBGE, 2022).

Esses fatores, aliados à expansão desordenada da malha urbana e ao uso crescente de poços como fonte alternativa de abastecimento, reforçam a importância de investigar a qualidade da água subterrânea, sobretudo em áreas com infraestrutura precária e maior dependência desse recurso.

4.1.1 Contexto Geológico

A caracterização geológica de uma área de estudo é fundamental para compreender os fatores que controlam a composição química das águas subterrâneas. As propriedades litológicas e mineralógicas das rochas por onde essas águas percolam influenciam diretamente os processos de dissolução, troca iônica e adsorção, determinando os tipos e as concentrações de íons e metais dissolvidos (Silva, 1984; Szikszay, 1993; Abanyie *et al.*, 2023). Assim, o conhecimento da geologia local permite interpretar os parâmetros físico-químicos observados nas análises, além de auxiliar na identificação de possíveis fontes naturais ou antrópicas de contaminação.

Manaus está situada na Bacia do Amazonas, uma unidade geológica intracontinental situada entre os crátons das Guianas, ao norte, e do Brasil Central, ao sul, abrangendo partes dos estados do Amazonas e do Pará. Essa bacia é delimitada a oeste pelo Arco de Purus, que a separa da Bacia do Solimões, e a leste pelo Arco de Gurupá, que a distingue da Bacia do Marajó, Figura 6, (Cunha, 2007).

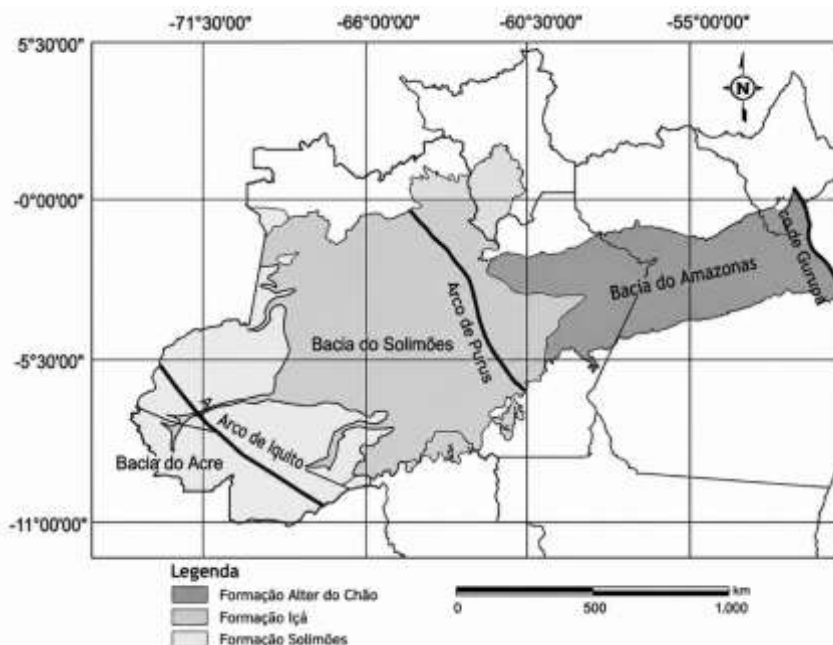


Figura 6 - Representação das bacias sedimentares amazônicas, mostrando os principais arcos estruturais delimitadores e a abrangência das formações aflorantes. Fonte adaptado de Souza et al., (2013).

Apresenta uma área sedimentar total estimada em aproximadamente 615.600 km², sendo que as formações Alter do Chão e Içá, com importantes registros aquíferos, afloram em 410.000 km² e 205.000 km² da bacia, respectivamente, (Souza *et al.*, 2013; Cunha, 2007).

O arcabouço estratigráfico da Bacia do Amazonas, considerando-se as premissas da Estratigrafia de Sequências, apresenta duas importantes megassequências de primeira ordem, que totalizam cerca de 5.000 m de preenchimento sedimentar e ígneo. São elas: uma paleozoica, constituída por rochas sedimentares de naturezas variadas, associadas a um grande volume de intrusões de diques e soleiras de diabásio mesozoicos, e uma mesozoico-cenozoica sedimentar (Cunha, 2007).

A evolução geológica da Bacia Sedimentar do Amazonas é marcada por uma longa história deposicional que se estende do Paleozoico ao Cenozoico. Essa história compreende quatro grandes sequências estratigráficas: Ordoviciano-Devoniana, Devoniana-Carbonífera, Permo-Carbonífera e Cretáceo-Terciária (Souza *et al.*;2013; Cunha, 2007).

A última fase deposicional, correspondente ao Cretáceo e ao Terciário, é caracterizada inicialmente pela formação da unidade Alter do Chão, formação na qual está situada a área de estudo deste trabalho, desenvolvida sob condições climáticas úmidas e dominada por um sistema fluvial arenoso de alta energia (Souza *et al*;2013). Com o soerguimento progressivo da Cordilheira dos Andes, os antigos rios vigorosos deram lugar a lagos rasos e sistemas fluviais de baixa energia, resultando na deposição da Formação Solimões, que gradacionalmente recobre a Formação Alter do Chão (FAC). Além dos eventos sedimentares, a bacia também foi influenciada por episódios magmáticos, como o Magmatismo Penatecaua, ocorrido no Triássico, representado pela intrusão de soleiras de diabásio em diversas formações sedimentares (Souza *et al*;2013, Cunha, 2007, Silva, 2016).

A FAC é a unidade de maior extensão aflorante na bacia do Amazonas, é composta por conglomerados, arenitos, siltitos e argilitos, muitas vezes com bioturbações, brechas intraformacionais e ainda um fácies mais silicificado designado informalmente como Arenito Manaus (Filho, 2009).

Na Bacia do Solimões, as unidades aquíferas da Formação Alter do Chão (FAC) encontram-se confinadas por espessas camadas argilosas pertencentes à Formação Solimões, podendo atingir espessuras máximas de aproximadamente 1.000 metros. Já na Bacia do Amazonas, a espessura da FAC pode alcançar até 1.250 metros (Souza *et al.*, 2013). Com base na análise de perfis litológicos de poços perfurados na cidade de Manaus, estimou-se que a Formação Alter do Chão apresenta composição predominante de arenitos (cerca de 65%) e argilitos (aproximadamente 35%) (Silva, 2016).

A FAC aflora essencialmente na Bacia do Amazonas (Souza *et al.*, 2013), sendo formada por de argilas (cor vermelha mosqueada, cinza-esbranquiçada, branca-avermelhada) plásticas, maciças e micáceas, às vezes finamente laminadas com filmes de areia, com predominância de minerais do grupo da caulinita associada à gibbsita (traços), feldspatos, quartzo e ilita (raramente), argilitos (com lentes de areia, pouco consolidados e cor vermelha, creme, branca e roxa), siltitos, arenitos (finos a médios, geralmente com estratificação cruzada e intercalações argilosas, micáceos, ferruginosos, maciços e bioturbados) e conglomerados (com seixos de quartzo), pobres em fósseis e recobertos discordantemente, em parte, por sedimentos terciários ou diretamente por sedimentos quaternários (Silva; Bonotto, 2000).

Complementando essas descrições qualitativas, o estudo geoquímico conduzido por Filho (2009) em Manaus oferece uma caracterização quantitativa da composição das rochas da FAC, arenitos Manaus, com destaque para os altos teores de sílica (SiO_2), variando de 47,98% a 97,26% (média de 81,74%), evidenciando o predomínio de quartzo na matriz mineral. Os teores de Al_2O_3 variaram entre 0,92% e 29,78%, refletindo a contribuição de argilominerais, especialmente caulinita e illita/muscovita. A presença de óxidos de ferro (Fe_2O_3 : 0,77% a 9,14%) e titânio (TiO_2 : até 1,24%) também foi constatada, relacionados à ocorrência de goethita e rutilo. Notavelmente, os óxidos alcalinos e alcalino-terrosos (K_2O , Na_2O , CaO e MgO) apresentaram concentrações inferiores a 0,16%, o que indica a escassez de minerais facilmente alteráveis, como feldspatos e carbonatos.

4.1.2 Contexto Hidrogeológico

No contexto hidrogeológico, A FAC é o principal domínio hidrogeológico na Bacia do Amazonas, onde destaca-se o Sistema Aquífero Alter do Chão (AAC) como o principal domínio aquífero da Bacia do Amazonas e um dos mais importantes aquíferos do país (Gonçales; Miranda, 2014).

O AAC se estende por áreas do centro-norte do Pará e leste do Amazonas, onde aflora e é amplamente explorado, especialmente nas cidades de Manaus, Santarém e na Ilha de Marajó. Trata-se de um aquífero que apresenta trechos tanto livres quanto confinados (Pita *et al.*, 2018; Souza *et al.*, 2013).

Com origem no período Cretáceo, o AAC abrange uma área estimada em cerca de 410.000 km^2 e apresenta espessura média próxima de 400 metros. Com base em uma porosidade efetiva de 20%, o volume de água armazenada nesse aquífero é calculado em aproximadamente 33.000 km^3 (Souza *et al.*, 2013).

O AAC ocorre tanto na Bacia Sedimentar do Solimões quanto na Bacia Sedimentar do Amazonas. Na Bacia do Solimões, especialmente na região de Urucu, suas unidades aquíferas são confinadas por espessas camadas argilosas da Formação Solimões, que atuam como um aquíclode, denominado Aquíclode Solimões. Nessa região, esse pacote argiloso apresenta espessura entre 150 e 180 metros, enquanto a Formação Alter do Chão ocorre a partir de aproximadamente 300 metros de profundidade (Souza *et al.*, 2013). Em Manaus, a espessura total do aquífero é da ordem de 220 metros, dos quais cerca de 175 metros correspondem à zona saturada (Pita *et al.*, 2018).

Com relação aos parâmetros hidrodinâmicos, os dados obtidos em poços com profundidades entre 13,5 e 167,1 m, em Santarém - Pará, indicam transmissividade (T) mínima de $1,5 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ e máxima de $9,1 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Esses valores destacam o potencial do aquífero para abastecimento urbano, industrial e para irrigação, considerando que transmissividades superiores a $1,4 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ são recomendadas para esses usos. O coeficiente de armazenamento (S) apresentou variações entre $3,3 \times 10^{-4}$ e $4,1 \times 10^{-4}$, enquanto a condutividade hidráulica (K) variou de $5,0 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ a $2,1 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ (Souza *et al.*, 2013).

Em Manaus, o estudo de Gonçalves e Miranda (2014) indicou valores de coeficiente de permeabilidade (K) da ordem de 10^{-5} m s^{-1} e coeficiente de transmissividade (T) de $1,3 \times 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Na região, observa-se uma tendência de fluxo das águas subterrâneas no sentido nordeste-sudoeste, direcionado ao rio Negro, característica local atribuída a efeitos topográficos e de bombeamento, restringindo-se à porção mais rasa e livre do aquífero. A oscilação sazonal dos níveis freáticos em Manaus, registrada por Aguiar (2012), alcançou amplitude de até 3,5 metros.

As águas do Sistema Aquífero Alter do Chão, em geral, apresentam boa qualidade para o consumo humano, com baixa concentração de sais dissolvidos (STD inferiores a 100 mg L⁻¹), condutividade elétrica (CE) entre 9,39 e 82,9 $\mu\text{S cm}^{-1}$, sendo classificadas como bicarbonatada cálcica e cloretada cálcica (ANA, 2007; Pita *et al.*, 2018, Gonçalves; Miranda, 2014). O pH tende a ser ácido, geralmente entre 4 e 6, característica típica dos aquíferos da região amazônica (ANA, 2007). Essa característica está associada a composição mineralógica das rochas do aquífero, a elevada taxa de infiltração das águas, aos processos de interação água-rocha e solo e à predominância de um ambiente de circulação controlado por minerais de baixa solubilidade, resultando em limitada liberação de íons para a água subterrânea (Aguiar, 2012; Silva, 2016).

Nesse contexto, estudos realizados na cidade de Manaus indicam que, em condições naturais, as águas subterrâneas apresentam boa qualidade, com parâmetros hidroquímicos muito inferiores aos máximos permitidos pela legislação. No trabalho conduzido por Gonçalves e Miranda (2014), por exemplo, no âmbito da Rede de Monitoramento de Águas Subterrâneas (RIMAS/CPRM), as análises realizadas em poços do AAC evidenciaram que os parâmetros avaliados se encontravam dentro dos limites estabelecidos pela legislação

vigente, com concentrações muito inferiores aos máximos permitidos, indicando um ambiente relativamente pobre em compostos químicos, como se observa na Tabela 4.

Tabela 4 - Faixa de variação dos parâmetros hidroquímicos em águas subterrâneas de Manaus (AM).

Parâmetro	Unidade	Mínimo	Máximo	VMP
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	9,39	22,36	-
Sódio (Na^+)	mg L^{-1}	0,25	0,69	200
Potássio (K^+)	mg L^{-1}	0,30	1,36	-
Cálcio (Ca^{2+})	mg L^{-1}	0,50	0,50	-
Amônio (NH_4^+)	mg L^{-1}	<0,01	<0,01	1,2 (como N- NH_4^+)
Fluoreto (F^-)	mg L^{-1}	0,004	0,006	1,5
Cloreto (Cl^-)	mg L^{-1}	0,34	0,48	250
Sulfato (SO_4^{2-})	mg L^{-1}	0,08	0,32	250
Nitrito (NO_2^-)	mg L^{-1}	0,006	0,009	1,00 (como N- NO_2^-)
Nitrato (NO_3^-)	mg L^{-1}	2,23	5,40	10 (como N- NO_3^-)
Ferro (Fe)	mg L^{-1}	0,01	0,01	0,3
Manganês (Mn^{2+})	mg L^{-1}	0,01	0,01	0,1
Zinco (Zn)	mg L^{-1}	0,01	0,02	5
Cobre (Cu)	mg L^{-1}	0,005	0,005	2
Níquel (Ni)	mg L^{-1}	0,005	0,005	0,07
Chumbo (Pb)	mg L^{-1}	0,002	0,003	0,01
Bário (Ba)	mg L^{-1}	0,01	0,03	0,7
Alumínio (Al)	mg L^{-1}	0,01	0,12	0,2
Cádmio (Cd)	mg L^{-1}	0,002	0,002	0,003
Cromo (Cr)	mg L^{-1}	0,005	0,005	0,05

Fonte: Adaptado de Gonçalves e Miranda (2014).

Nota: VMP = Valor Máximo Permitido segundo a Portaria GM/MS nº 888/2021.
 – : valor não estabelecido pela legislação.

4.1.3 Contexto Climatológico

O clima de Manaus é caracterizado como equatorial quente e úmido, classificado como tipo “Af” conforme a tipologia climática de Köppen. Nesta classificação, a categoria “A” designa climas tropicais, definidos pela ausência de uma estação fria pronunciada, com temperaturas médias mensais do mês mais frio superiores a 18 °C. O indicador “f” sinaliza a presença de precipitação pluviométrica ao longo de todo o ano, com o mês mais seco apresentando precipitação superior a 60 mm, condição observada em agosto para a região em estudo. A designação “i” corresponde à isoterma, caracterizada pela baixa amplitude térmica anual, que em Manaus não ultrapassa 5 °C (Aguiar, 2012; Ribeiro, 1976).

A média anual de precipitação pluvial em Manaus é estimada em aproximadamente 2.300 mm e a média da temperatura fica em torno de 26,7 °C (Vieira *et al.*, 2019). De acordo com dados pluviométricos para a cidade de Manaus, ilustrados na Figura 7, que apresenta a normal climatológica do período de 1991 a 2020, com base em informações do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2025), o período mais chuvoso (inverno amazônico) em

Manaus ocorre entre dezembro e maio, com pico em abril onde os índices pluviométricos podem chegar a 331 mm. Já a estação seca (verão amazônico) se estende de junho a novembro, sendo agosto o mês com os menores índices pluviométricos, podem chegar a 60 mm, e início da retomada das chuvas a partir de setembro. Os meses com maior volume de precipitação são janeiro (305,60), fevereiro (296,80), março (320,90) e abril (331,00), enquanto julho, agosto e setembro concentram os menores índices pluviométricos em 67,10, 56,10 e 79,00, respectivamente.

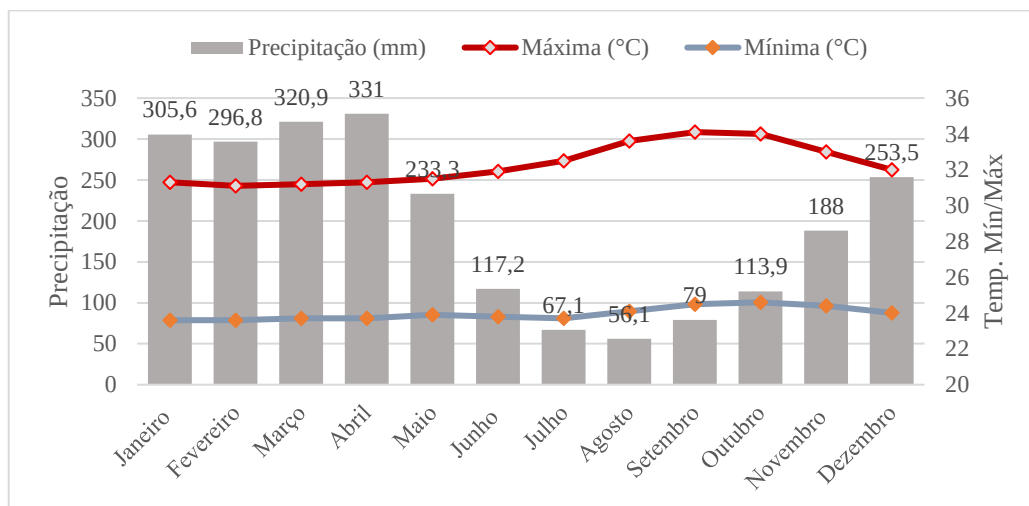


Figura 7 -Normal Climatológica do Município de Manaus 1991–2020. Fonte: INMET (2025).

As elevadas taxas pluviométricas, associadas à baixa amplitude térmica anual, características marcantes do clima equatorial na região, somadas às características geológicas locais, promovem a recarga dos aquíferos, especialmente durante os períodos de maior precipitação. Esse processo apresenta maior eficiência em aquíferos com elevada porosidade e permeabilidade, como o Aquífero Alter do Chão, composto predominantemente por depósitos arenosos de granulometria média a fina, pouco consolidados e de natureza siliciclástica (Silva; Bonotto, 2000; Aguiar, 2012). Essas características conferem ao aquífero elevada capacidade de infiltração e armazenamento, tornando-o sensível às variações sazonais do regime pluviométrico.

Durante a estação seca, de julho a setembro, a redução da recarga pode levar à concentração de constituintes hidroquímicos dissolvidos, alterando a composição da água subterrânea e potencialmente comprometendo sua qualidade para determinados usos. Por outro lado, na estação chuvosa, de dezembro a maio, o aumento da recarga pode promover a diluição desses constituintes, favorecendo uma composição hidroquímica menos concentrada (Braga *et al.*, 2021).

5 METODOLOGIA

5.1 Seleção das Zonas e pontos de Coleta

Para a definição das Zonas de estudo considerou-se critérios demográficos, com prioridade para as regiões com maior densidade populacional. Nesse sentido, segundo dados da Secretaria de Desenvolvimento, Ciência, Tecnologia e Inovação (SEDECTI), as Zonas Norte e Leste de Manaus são as zonas mais populosas do município, com estimativas de aproximadamente 628 mil e 561 mil habitantes, respectivamente, em 2021 (SEDECTI, 2021).

Com base nesses critérios, foram selecionados 24 poços tubulares, sendo 12 localizados na Zona Norte e 12 na Zona Leste de Manaus (Figura 8). A seleção considerou aspectos operacionais e logísticos, como facilidade de acesso, segurança e autorização para amostragem. Em sua maioria, os poços estão localizados em escolas públicas, que atendem a um grande número de usuários e constituem áreas de fácil acesso e domínio público.

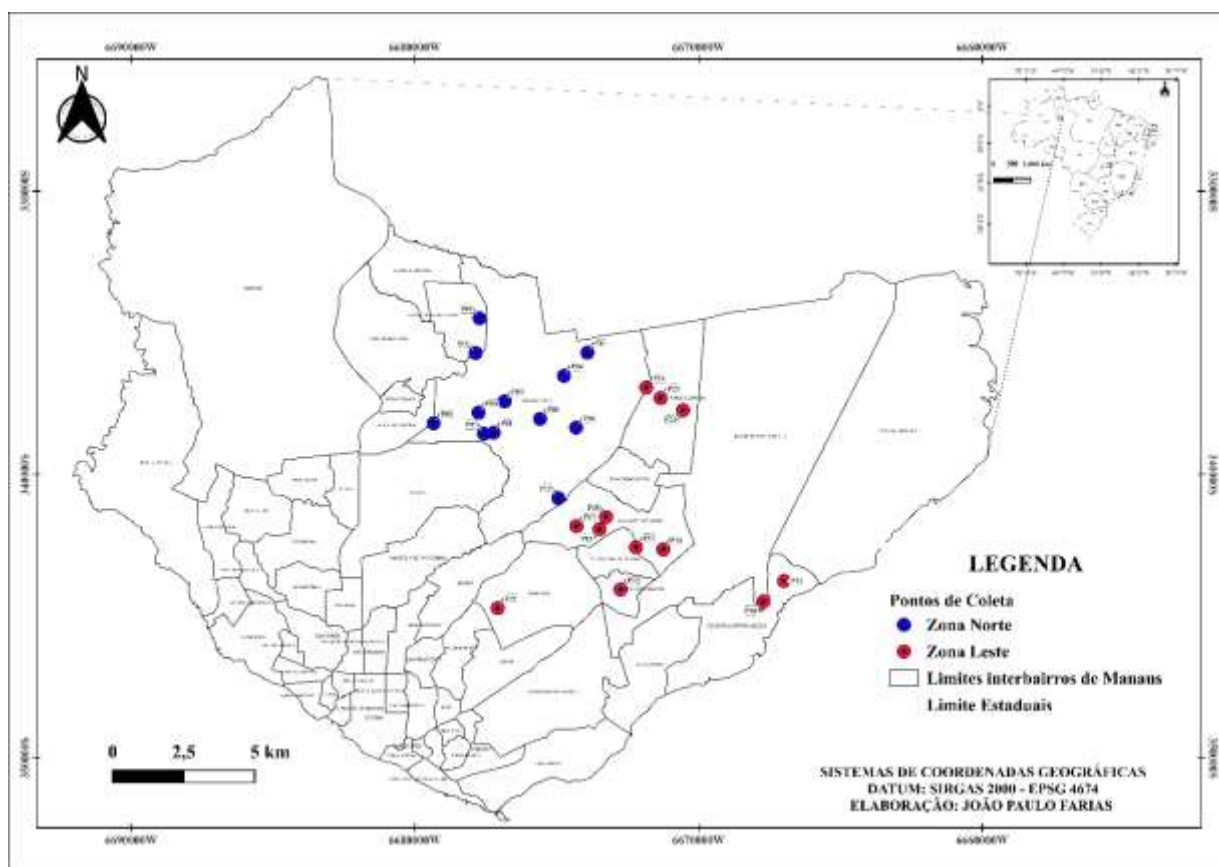


Figura 8 - Localização dos pontos de coleta de água subterrânea nas zonas Norte e Leste de Manaus.

5.2 Campanhas de Amostragem e Coleta

As campanhas de amostragem foram planejadas considerando os diferentes regimes pluviométricos da região, correspondentes aos períodos seco e chuvoso. Ao todo, foram realizadas quatro campanhas de amostragem, distribuídas entre os períodos de menor e maior precipitação. Duas campanhas ocorreram no período seco (julho e setembro) e duas no período chuvoso (dezembro e abril).

As coletas das amostras foram feitas conforme as orientações estabelecidas no Manual Prático de Análise de Água, assegurando a padronização e o controle de qualidade no procedimento (Brasil, 2013).

As amostragens foram feitas diretamente no ponto mais próximo da saída da água do poço, e o procedimento pode ser visualizado na Figura 9.



Figura 9 - Fluxograma do procedimento de coleta, acondicionamento e transporte de amostras de água subterrânea destinadas às análises bacteriológicas e físico-químicas.

Para a coleta da água, a torneira foi higienizada e depois aberta completamente, permitindo o escoamento da água por 5 minutos. Após este tempo a amostra foi coletada em frasco adequados para cada coleta, visando à obtenção de uma amostra representativa das condições reais da água dos poços.

As amostras destinadas às análises físico-químicas foram coletadas em frascos de polipropileno com volume de 1 litro, previamente lavados e ambientados com a amostra

(enxaguadas 3 vezes). Para as análises microbiológicas, foram utilizados frascos estéreis de 100 mL fornecidos do kit COLItest®.

Os frascos de polipropileno utilizados nas coletas para análises físico-químicas foram previamente lavados com sabão neutro e enxaguados com água destilada. Em seguida, foram submetidos à limpeza ácida com solução de ácido nítrico (HNO_3) a 10% v/v. Após esse procedimento, os frascos foram enxaguados abundantemente com água ultrapura, deixados secar a temperatura ambiente, e posteriormente vedados até o momento da coleta.

As amostras coletadas foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo, a fim de manter a temperatura entre 4 °C e 8 °C até a chegada ao laboratório, onde foram preparadas para posterior análises.

5.3 Análise dos Parâmetros Físico-Químicos

5.3.1 Determinação de pH, Condutividade Elétrica (CE) e Temperatura da Água

5.3.2 As análises de pH, temperatura e condutividade elétrica foram feitas *in situ*, utilizando um medidor multiparâmetro digital à prova d'água, modelo AK88, da marca AKSO. As medições de pH e condutividade elétrica foram feitas em triplicata. Previamente às análises, as sondas foram devidamente calibradas. A sonda de pH foi calibrada utilizando soluções tampão de pH 4,0, 7,0 e 10,0, enquanto a sonda de condutividade elétrica foi calibrada com solução padrão de $1413 \mu\text{S cm}^{-1}$

5.3.3 Determinação de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Turbidez

Para a determinação STD, utilizou-se um medidor de bancada digital de STD e condutividade elétrica (CE), marca 2 Vintens. Quanto à turbidez, esta foi determinada utilizando um turbidímetro digital, modelo TU430, da marca AKSO, Figura 10.



Figura 10 - Equipamentos utilizados para determinação de condutividade elétrica (TDS/EC) e turbidez da água.

5.4 Preparo das Amostras para Análises de Íons, Metais e Parâmetros Biológicos

Para as análises de íons e metais, as amostras foram inicialmente filtradas em sistema de filtração a vácuo, utilizando membranas de acetato de celulose com diâmetro de 47 mm e porosidade de 0,45 μm . Em seguida, alíquotas de 15 mL foram transferidas para tubos tipo Falcon®, Figura 11.

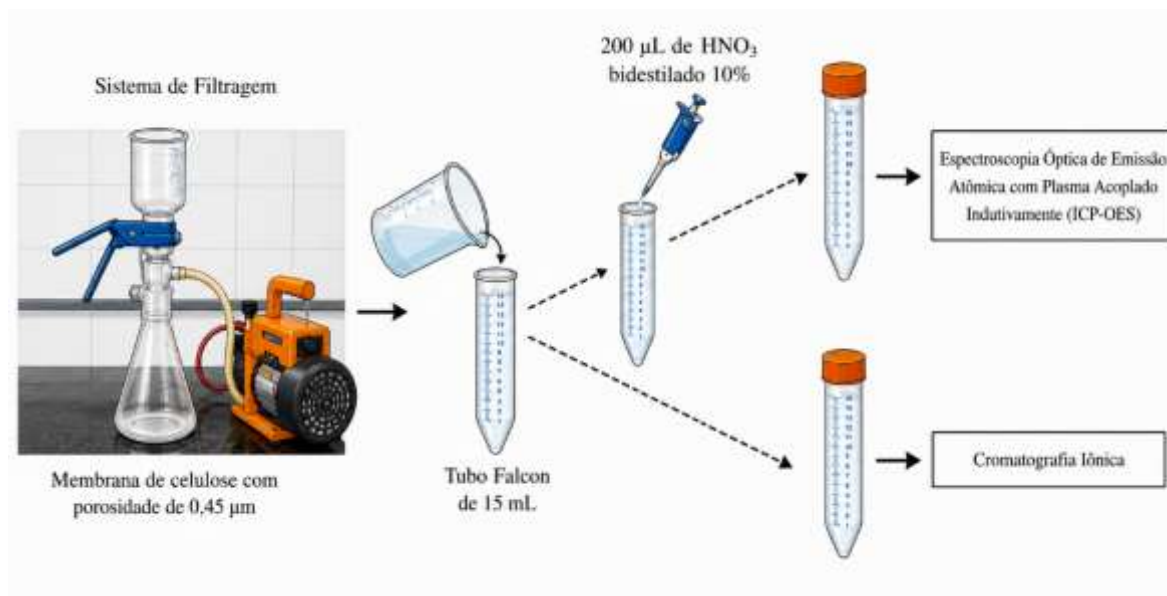


Figura 11 - Procedimento de filtração em membrana de 0,45 μm , acidificação com HNO_3 10% e preparo das alíquotas destinadas às análises de íons por Cromatografia Iônica e de elementos por ICP-OES.

As amostras destinadas à análise de metais foram acidificadas com 200 μL de ácido nítrico (HNO_3) bidestilado a 65%. Para a análise de íons, alíquotas de 15 mL foram acondicionadas em tubos distintos, sem acidificação, para posterior determinação por cromatografia iônica.

5.4.1 Análises de Íons

As análises de íons foram realizadas no Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA), em parceria com o Laboratório de Química Ambiental (LQA). A determinação dos ânions foi realizada por cromatografia iônica utilizando um cromatógrafo da marca Thermo Scientific, modelo Dionex, equipado com detector de condutividade e supressor eletrolítico.

Para a separação dos ânions, utilizou-se a coluna de troca iônica Dionex IonPac™ AS22 (4 $\times$ 250 mm). O eluente empregado consistiu em uma solução de carbonato de sódio

(4,5 mM) e bicarbonato de sódio (1,4 mM), preparada com água ultra pura. O volume de injeção foi de 10 µL, com tempo de corrida de aproximadamente 20 minutos.

A calibração do sistema foi realizada com solução padrão certificada da marca Thermo Scientific Dionex. Para os ânions, utilizou-se o padrão Seven Anion Standard II, volume 100 mL: fluoreto (20 mg L⁻¹), cloreto (100 mg L⁻¹), nitrito (100 mg L⁻¹), nitrato (100 mg L⁻¹), fosfato (200 mg L⁻¹) e sulfato (100 mg L⁻¹).

As análises de cátions (cálcio (Ca²⁺), sódio (Na⁺) e potássio (K⁺)) foram realizadas por Espectroscopia de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), conforme metodologia descrita na Seção 4.5.2 (Análises de MPTs).

A aquisição e o processamento dos dados cromatográficos foram realizados por meio do software Chromeleon 7 (Chromatography Data System – CDS).

5.4.2 Determinação de Metais Potencialmente Tóxicos (MTPs)

As análises de MPTs foram realizadas no Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA), em parceria com o Laboratório de Química Analítica Ambiental (LQAA). Para essa análise, utilizou-se um Espectrômetro de Emissão Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES), modelo iCAP-7600 DUO, da marca THERMO. O equipamento conta com um nebulizador ultrassônico ASX 520 e um autoamostrador CETAC modelo U5000AT+.

As condições de operação do espectrômetro seguiram as recomendações do fabricante, e pode ser observada na Tabela 5.

Tabela 5 - Condições de operação do Equipamento ICP-OES nas análises de MPTs.

Potência	1150 W na fonte de rádio frequência
Vazão do gás de proteção	12 L min ⁻¹
Vazão do gás auxiliar	0,5 L min ⁻¹
Vazão do gás de nebulização	0,5 L min ⁻¹
Taxa de nebulização da amostra	1,0 mL min ⁻¹
Tempo de exposição, em ambas as visões da tocha (axial e radial) na região UV/Vis	1s

Os padrões utilizados para obtenção da curva de calibração para cada elemento analisado foram preparados a partir da solução padrão estoque multielementar Standard IV de 1000 mg L⁻¹ (ppm) da marca Merck, específico para espectroscopia de emissão atômica.

5.5 Parâmetros Microbiológicos

5.5.1 Determinação de Coliformes Totais e *Escherichia coli*

A detecção microbiológica foi realizada por meio do método de substrato cromogênico, que emprega meio de cultura com componentes específicos capazes de evidenciar reações enzimáticas características dos microrganismos-alvo.

Para a identificação de coliformes totais e *Escherichia coli*, utilizou-se o meio de cultura comercial COLItest®, conforme os princípios estabelecidos no método 4110 C da 23ª edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2017). Esse meio contém nutrientes específicos e o substrato 4-metilumbeliferil- β -D-glicuronídeo (MUG), que permite a detecção presuntiva de *E. coli* com base na atividade da enzima β -glicuronidase, característica dessa espécie. A hidrólise do MUG pela enzima libera 4-metilumbeliferona, um composto que emite fluorescência azul sob luz ultravioleta em pH básico (Fior; Vianelli; Gerola, 2009; Heery *et al.*, 2016; Makris *et al.*, 2023; O'Toole; Chiang, 1999; Wildeboer *et al.*, 2010), podendo ser utilizado para a detecção.

A presença de coliformes totais é indicada pela mudança da coloração do meio de púrpura para amarela, em decorrência da fermentação da lactose. A fluorescência azul sob luz ultravioleta indica a presença de *E. coli*, permitindo sua identificação.

Os frascos de amostragem receberam um sachê do meio de cultura COLItest®, sendo o conteúdo homogeneizado imediatamente após a adição, esquematizado na Figura 12. Em seguida, as amostras foram incubadas a 35 ± 2 °C por 48 horas, em estufa incubadora, localizada na Central Analítica - CAM/UFAM, Manaus - AM.

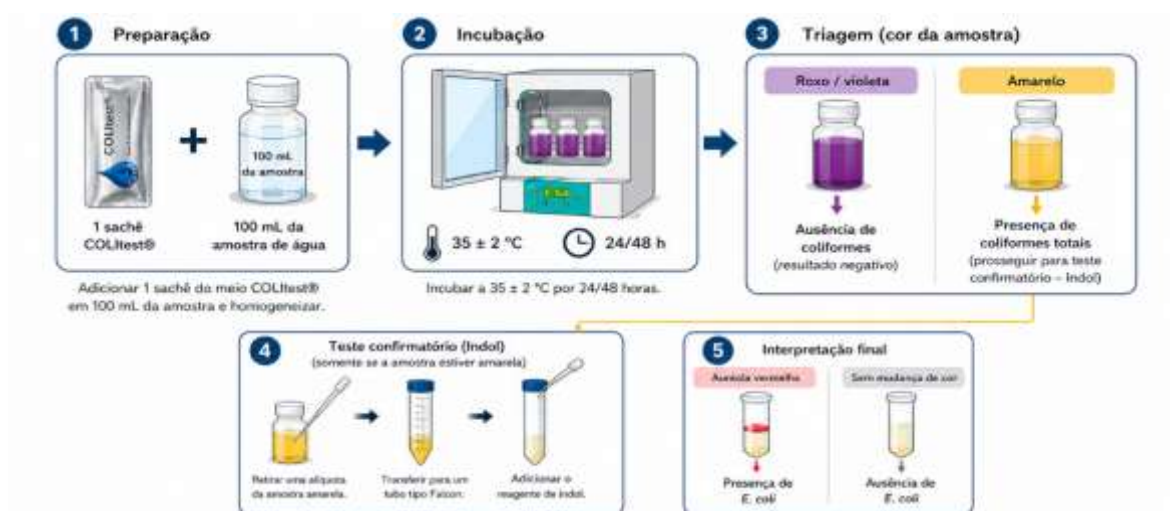


Figura 12 - Esquema do procedimento para análise de coliformes totais e *E. coli* utilizando o método COLItest®.

Após a incubação, as amostras com resultado indicativo de coliformes totais foram submetidas ao teste de indol para confirmação de *Escherichia coli*, utilizando o reagente de Kovac.

5.5.2 Análise Estatística Descritiva

A discussão dos resultados foi realizada com base na análise da estatística descritiva. Para tanto, foram calculadas e avaliadas as principais medidas de tendência central e de dispersão dos dados, incluindo a média, representativa do valor central da distribuição, a mediana, que corresponde ao valor central ordenado dos dados, o qual é menos sensível a valores extremos, o desvio padrão, indicativo da variabilidade em torno da média, e os valores mínimo e máximo, que definem os limites inferior e superior dos dados observados, além da análise estatística inferencial.

5.5.3 Análise Estatística Inferencial

Foi realizada análise estatística inferencial com o fito de comparar os parâmetros analisados entre os períodos seco e chuvoso em cada zona de estudo. Para tanto, procedeu-se à construção de uma matriz de dados válidos, no qual os resultados foram previamente corrigidos pela subtração dos valores do branco correspondente a cada coleta.

Os dados passaram ainda por uma etapa adicional de tratamento. Os parâmetros que apresentaram menos de 60% dos dados válidos (consideraram-se como inválidos os valores iguais a zero após a correção pelo branco, bem como aqueles abaixo do limite de quantificação (LQ) do método) foram excluídos das análises inferenciais. Para esses conjuntos, os valores abaixo do LQ presentes no conjunto amostral, foram substituídos por metade do LQ, conforme abordagem amplamente utilizada em estudos ambientais (Hornung; Reed, 1990).

5.5.4 Teste de Normalidade Shapiro - Wilk

De posse do conjunto de dados válidos, procedeu-se à avaliação da normalidade. A verificação da normalidade dos dados constitui um pré-requisito para diversos testes estatísticos, uma vez que representa uma premissa subjacente aos métodos paramétricos (Mishra *et al.*, 2019). A normalidade refere-se à condição em que os dados seguem uma

distribuição aproximadamente normal, caracterizada por uma curva simétrica em forma de sino (Curva Gaussiana).

Embora existam diferentes métodos para avaliação da normalidade, para amostras pequenas ($n < 50$), recomenda-se a utilização do teste de Shapiro-Wilk, por apresentar maior poder estatístico na detecção de desvios da normalidade, sendo amplamente empregado na literatura (Mishra *et al.*, 2019).

Nesse teste, a hipótese nula (H_0) estabelece que os dados provêm de uma população com distribuição normal. Quando $p > 0,05$, não se rejeita H_0 , indicando que os dados não apresentam evidências de desvio da normalidade, podendo ser analisados por métodos paramétricos. Por outro lado, quando $p \leq 0,05$, rejeita-se H_0 , indicando que os dados não seguem distribuição normal, sendo recomendada a utilização de métodos não paramétricos.

As análises estatísticas foram realizadas no software R (versão 4.5.1), adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

5.5.5 Correlação de Spearman

A correlação é uma medida estatística que expressa o grau de associação entre variáveis, de modo que a variação na magnitude de uma variável pode estar associada à variação de outra, seja na mesma direção (correlação positiva) ou em direções opostas (correlação negativa) (Schober; Boer; Schwarte, 2018).

Entre as técnicas estatísticas utilizadas para avaliar a associação entre variáveis, destacam-se o coeficiente de correlação de Spearman. A correlação de Spearman (ρ) é uma medida estatística não paramétrica utilizada para avaliar a associação entre duas variáveis, sejam elas quantitativas ou ordinais, com base na intensidade e na direção de uma relação monotônica (Ahmed, 2025). Ela é amplamente utilizada, uma vez que apresenta maior versatilidade de aplicação, por não exigir pressupostos de normalidade e por ser aplicável a dados ordinais ou contínuos, além de ser menos sensível à presença de valores discrepantes (Schober; Boer; Schwarte, 2018).

O coeficiente (ρ) varia de -1 a +1, sendo que valores próximos de +1 indicam forte associação monotônica positiva, enquanto valores próximos de -1 indicam forte associação monotônica negativa, e valores próximos de zero indicam ausência de associação monotônica entre as variáveis (Ahmed, 2025).

A interpretação da magnitude dos coeficientes de Spearman pode ser classificada da seguinte forma: valores entre 0 e 0,3 (ou 0 e -0,3) indicam correlação desprezível; entre 0,31 e 0,5 (ou -0,31 e -0,5), correlação fraca; entre 0,51 e 0,7 (ou -0,51 e -0,7), correlação moderada; entre 0,71 e 0,9 (ou -0,71 e -0,9), correlação forte; e valores superiores a 0,9 (ou inferiores a -0,9), correlação muito forte.

A associação entre as variáveis hidroquímicas foi avaliada por meio desse coeficiente, sendo as análises realizadas no software R (versão 4.5.1). A significância estatística das correlações foi verificada com base no p-valor, adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, apresentam-se os resultados dos padrões de potabilidade obtidos para as Zonas Norte e Leste de Manaus nos períodos seco (verão amazônico) e chuvoso (inverno amazônico). Inicialmente, discutem-se os parâmetros físico-químicos (pH, temperatura e condutividade elétrica [CE]). Em seguida, abordam-se os parâmetros organolépticos: sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez, sódio, cloreto, sulfato, manganês, amônio, ferro, zinco e alumínio. Posteriormente, analisam-se os metais e íons inorgânicos potencialmente tóxicos (fluoreto, nitrito, nitrato, bário, cobre, chumbo e níquel), acompanhados das respectivas análises estatísticas inferenciais. Por fim, avaliam-se os parâmetros microbiológicos (coliformes totais e *Escherichia coli*).

6.1 Parâmetros Físico-químicos

6.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

6.2.1 Estatística descritiva

Em se tratando do pH, a Tabela 6 apresenta a estatística descritiva (média, mediana, desvio padrão [DP], máximo e mínimo) dos valores de pH nas zonas Norte e Leste de Manaus nos períodos de seca e cheia (chuvoso).

Tabela 6 - Estatística descritiva dos valores de pH.

	Zona Norte		Zona Leste	
	pH _(s)	pH _(c)	pH _(s)	pH _(c)
Média	4,59	4,82	4,52	4,54
Mediana	4,51	4,67	4,62	4,34
DP	0,42	0,43	0,59	0,58
Máximo	5,39	5,54	5,37	5,31
Mínimo	4,05	4,35	3,74	3,85

Legenda: DP: desvio padrão. Os subíndices 's' e 'c' correspondem às estações seca e chuvosa, respectivamente.

Conforme se observa, os valores de pH na Zona Norte variaram entre 4,05 e 5,39 no período seco e entre 4,35 e 5,54 no período chuvoso. Na Zona Leste, essa variação foi de 3,74 a 5,37 no período seco e de 3,85 a 5,31 no período chuvoso. As médias obtidas (4,59; 4,82; 4,52 e 4,54, respectivamente) indicam acidez em todas as amostras analisadas, tanto no período seco quanto no chuvoso, nas duas zonas estudadas.

Considerando que o pH influencia diretamente a eficiência dos processos de desinfecção, conforme previsto na Portaria GM/MS nº 888/2021, os valores registrados

indicam demandam de ajustes prévios caso a água seja submetida a tratamento, especialmente para assegurar maior eficiência nos processos de desinfecção (Brasil, 2021).

Os valores de pHs ácidos observados neste estudo são característicos das águas subterrâneas associadas ao AAC. Resultados semelhantes são amplamente reportados na literatura. Silva e Silva (2007), por exemplo, ao avaliarem poços distribuídos nas seis zonas da cidade, observaram pH variando entre 4,30 e 5,50 na Zona Norte (média de 5,10) e entre 4,30 e 4,70 na Zona Leste (média de 4,80). Vasconcelos (2006) encontrou valores médios de 6,16 no período seco e 5,78 no período chuvoso em poços da Zona Norte; na Zona Leste, os valores médios foram de 6,40 e 5,81, respectivamente, apesar dos valores reportados serem ligeiramente superiores ao registrados neste estudo.

Dessa forma, os resultados obtidos corroboram os dados previamente reportados na literatura, reforçando que a acidez observada constitui uma característica natural das águas subterrâneas da região. Segundo Silva (2007), os baixos valores de pH comumente observados nas águas subterrâneas da região amazônica estão associados a fatores naturais, como a geologia local, em virtude da baixa disponibilidade de minerais com alta capacidade tamponante na matriz geológica (composta predominantemente por quartzo) como os carbonatos (Silva, 2005; Vasconcelos, 2006; Neill *et al.*, 2006; Filho, 2009); a cobertura vegetal e a intensa atividade microbiana nos solos de recarga (que favorece a decomposição da matéria orgânica, com consequente liberação de CO₂ e ácidos orgânicos), que promovem a formação de ácido carbônico (H₂CO₃), contribuindo para a redução do pH dessas águas (Silva, 1984; Neill *et al.*, 2006).

A proximidade entre média e mediana sugere distribuição assimétrica dos dados, em virtude da não coincidência desses valores, conforme se observa na Figura 13.

A fim de se obter uma análise mais assertiva a cerca da distribuição dos dados, fez-se o teste de normalidade. A avaliação da distribuição dos dados de pH foi realizada mediante aplicação de teste de normalidade realizado pelo teste Shapiro-Wilk, adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

Os resultados obtidos, entretanto, indicaram que os conjuntos de dados apresentaram distribuição normal, uma vez que os p-valores foram superiores a 0,05 tanto para a Zona Norte ($p = 0,61$) quanto para a Zona Leste ($p = 0,08$). Dessa forma, não há evidências estatísticas para rejeição da hipótese nula de normalidade, indicando que os dados podem ser tratados como normalmente distribuídos.

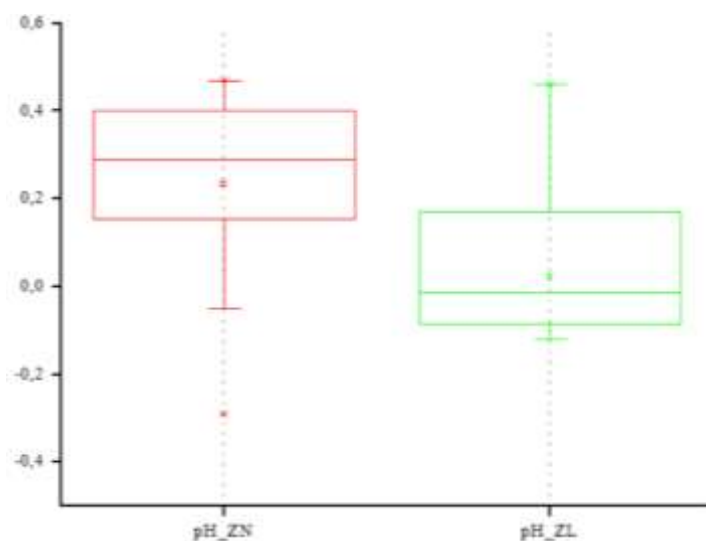


Figura 13 - Distribuição estatística (Box plot) dos valores de pH das águas subterrâneas nas zonas Norte e Leste de Manaus, ZN e ZL, respectivamente, nos períodos seco e chuvoso, s e c, respectivamente.

6.2.2 Estatística Inferencial

A Tabela 7 apresenta os valores de probabilidade (p-valor) resultantes dos testes de hipótese de igualdade entre as médias de pH, considerando a comparação sazonal.

Tabela 7 - Valores de p-valor para o teste t pareado aplicado à comparação dos valores de pH entre os períodos seco e chuvoso nas zonas Norte e Leste.

Teste t pareado (seco x chuvoso)	
Zona Norte	p-valor = 0,15
Zona Leste	p-valor = 0,71

Com base nos resultados do teste, nota-se que os valores de pH não diferem estatisticamente entre os períodos seco e chuvoso tanto na Zona Norte, quanto na Zona Leste. Considerando o nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), tais resultados não foram suficientes para rejeitar a hipótese nula de igualdade entre as médias. Dessa forma, pode-se observar que não há evidências estatisticamente significativas de diferença nos valores de pH entre os períodos seco e chuvoso nas áreas avaliadas.

Esse resultado sugere relativa estabilidade hidrogeoquímica do sistema aquífero em relação ao pH, indicando que a sazonalidade pluviométrica exerce influência limitada sobre esse parâmetro, o qual parece ser predominantemente controlado por fatores geológicos e processos de interação água-rocha.

6.3 Condutividade Elétrica (CE)

6.3.1 Estatística descritiva

Quanto à CE, a estatística descritiva (média, mediana, máximo e mínimo) dos valores está representado na Tabela 8, tanto para as zonas estudadas quanto para os períodos (seca e cheia).

Tabela 8 - Estatística descritiva dos valores de CE.

	Zona Norte		Zona Leste	
	CE _(s)	CE _(c)	CE _(s)	CE _(c)
Média	53,72	55,39	114,38	130,60
Mediana	42,65	46,70	87,32	133,20
DP	42,60	44,09	94,34	98,91
Máximo	144,46	146,00	346,50	345,00
Mínimo	11,10	10,80	14,45	14,20

Legenda: Os subíndices “s” e “c” correspondem a estação seca e chuvosa, respectivamente.

Nota-se, de modo geral, baixo grau de mineralização das águas subterrâneas. Os valores de CE na Zona Norte, no período seco, apresentaram média de 53,72 $\mu\text{S cm}^{-1}$, enquanto no período chuvoso, observou-se média de 60,10 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Na Zona Leste, os valores foram mais elevados. Durante o período seco, a média foi de 114,38 $\mu\text{S cm}^{-1}$, enquanto no período chuvoso, apresentou média de 130,60 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Os valores de CE observados neste estudo indicam tendência de baixa mineralização das águas subterrâneas, porém com valores médios e máximos superiores aos relatados em trabalhos anteriores.

Silva e Silva (2007), ao analisarem águas subterrâneas em poços tubulares no perímetro urbano de Manaus durante o período de cheia, registraram condutividade elétrica com média de 32,19 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com variação entre 11,10 e 116,7 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Em análise específica nas Zonas Norte e Leste, os autores reportaram valores entre 11,10 e 43,60 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na Zona Norte e entre 12,80 e 57,70 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na Zona Leste, destacando a predominância de valores inferiores a 60 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Resultados ainda menores foram descritos por Gonçalves e Miranda (2014), que registraram valores máximos de 22,36 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Em contraste, os dados obtidos neste estudo apresentam médias mais elevadas, (variando entre 53,2 e 55,39 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na Zona Norte e entre 114,38 e 130,60 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na Zona Leste). Além disso, os valores máximos observados foram de 144,46 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na Zona Norte e 342,08 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na Zona Leste, indicando maior

amplitude de variação e maior grau de mineralização em parte das amostras analisadas, especialmente na Zona Leste.

Vasconcelos (2006), entretanto, observou médias de CE de $17,26 \pm 10,17 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período seco e $13,34 \pm 9,15 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período chuvoso na Zona Norte, bem como valores mais elevados na Zona Leste ($51,70 \pm 51,20 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período seco e $39,54 \pm 42,35 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período chuvoso), resultado semelhante ao observado neste estudo.

De modo geral, os valores de CE são relativamente baixos, característica das águas associadas ao AAC, especialmente na região de Manaus, onde o aquífero apresenta caráter livre e aflorante (Pita *et al.*, 2018; Silva, 2016). Esse comportamento estar relacionado à baixa mineralização das águas subterrâneas, favorecida pela presença de minerais de baixa solubilidade, pela rápida infiltração das águas meteóricas, que reduzem o tempo de residência da água e limitam a dissolução de constituintes iônicos (ANA, 2007; Silva; Silva, 2007; Pita *et al.*, 2018).

Contudo, embora a CE do AAC em Manaus seja geralmente reportada na literatura com valores inferiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, os resultados observados neste estudo evidenciam, concentrações mais elevadas em pontos específicos de cada zona.

Na Zona Norte, por exemplo, destaca-se o ponto P4, cujos valores de CE ultrapassaram $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ em todas as campanhas amostrais, com valores médios de $141,53 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período seco e $144,45 \mu\text{S cm}^{-1}$ no período chuvoso, valores considerados anômalos para a região. Na Figura 14 estão apresentados os valores médios das concentrações de condutividade elétrica em cada ponto nos dois períodos sazonais.

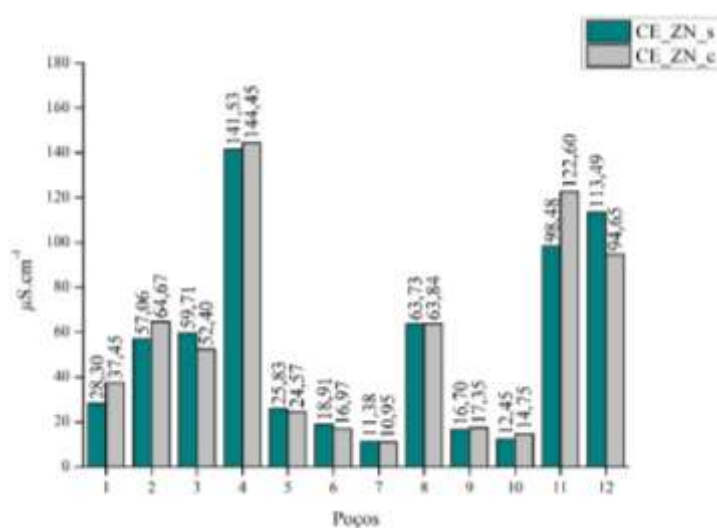


Figura 14 - Médias da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) das duas coletas nos poços amostrados da Zona Norte nas duas campanhas amostrais.

Na Zona Leste, por sua vez, o cenário é ainda mais acentuado, com 6 pontos ultrapassando $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, conforme é apresentado na Figura 15, que apresenta Médias da condutividade elétrica média ($\mu\text{S cm}^{-1}$) das duas coletas nos poços amostrados da Zona Leste nas duas campanhas amostrais. Destacam-se os pontos P14, P15, P18, P19, P20, P21e P23, cujas concentrações observadas sugerem um grau de mineralização incomum, possivelmente associados a processos antrópicos.

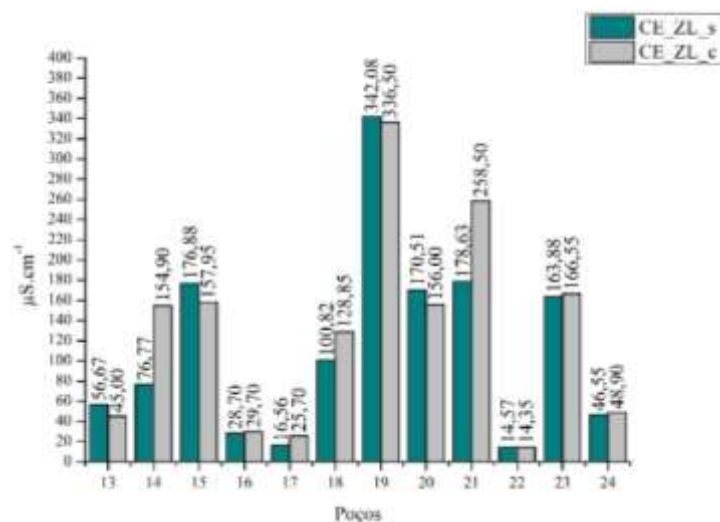


Figura 15 - Médias da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) das duas coletas nos poços amostrados na Zona Leste nas duas campanhas amostrais.

Ao analisar a variação sazonal nesses pontos anômalos, observa-se que os valores de CE permanecem relativamente elevados tanto no período seco quanto no chuvoso, sugerindo que o controle desse parâmetro pode estar mais relacionado a características hidrogeoquímicas locais do sistema aquífero do que a variações sazonais de recarga. Entretanto, não se descarta também a contribuição de fontes antrópicas locais contínuas, como escoamento superficial urbano ou lixiviados, o que pode explicar a permanência de valores altos nos dois períodos sazonais, uma vez que esse pontos apresentaram as maiores concentrações de Cl^- , NO_3^- e Na^+ nesses pontos (Apêndices A, B, C e D, referentes à Zona Norte, e Apêndices E, F, G e H, referentes à Zona Leste).

Quando comparados os valores sazonais, em ambas as zonas, observa-se um leve aumento da média da condutividade elétrica do período seco para o chuvoso ($53,72$ para $55,39 \mu\text{S cm}^{-1}$), na Zona Norte e $114,38$ para $130,60 \mu\text{S cm}^{-1}$ na Zona Leste, evidenciando tendência de aumento durante o período chuvoso.

Os valores de tendência central indicam predominância de distribuições aproximadamente simétricas para o conjunto de dados pareados da zona norte, uma vez que a média e a mediana encontram-se próximas enquanto na Zona Leste observa-se tendência de assimetria tendo em vista a não coincidência dos valores centrais, Figura 16.

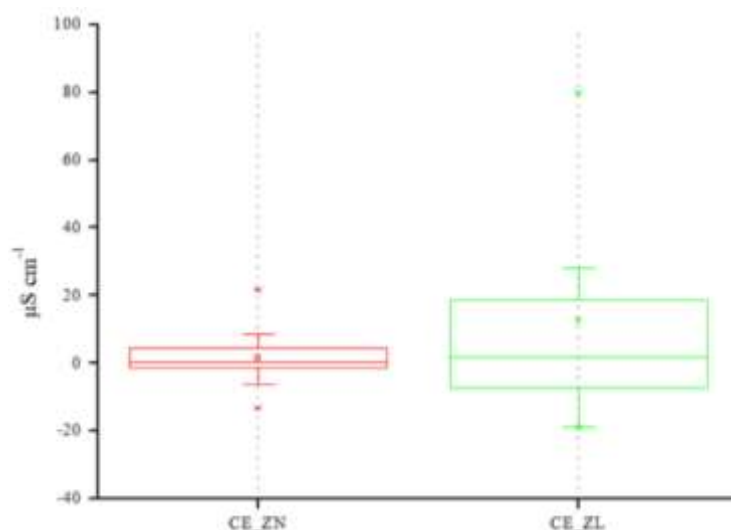


Figura 16 - Box Plot dos dados de Condutividade Elétrica das amostras de água de poços tubulares nas zonas Norte e Leste nas estações dos períodos seco (s) e chuvoso (c) de Manaus.

A normalidade dos dados de condutividade elétrica foi avaliada por teste estatístico, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Na Zona Norte, o p-valor obtido ($p = 0,32$) não indicou rejeição da hipótese de normalidade, enquanto na Zona Leste o p-valor observado ($p = 2,8 \times 10^{-3}$) indicou rejeição da normalidade, confirmando as hipóteses anteriores. Assim, os dados da Zona Norte foram tratados como normalmente distribuídos, ao passo que os da Zona Leste demandaram o uso de métodos estatísticos não paramétricos.

6.3.2 Estatística Inferencial

A Tabela 9 apresenta o resultado do teste inferencial de probabilidade (p-valor) resultantes dos testes de hipótese de igualdade entre os períodos analisados em cada zona.

Tabela 9 - P-valor dos testes inferências (T e Wilcoxon) para CE.

	Teste t pareado (seco x chuvoso)	Wilcoxon teste (seco x chuvoso)
Zona Norte	p-valor = 0,34	-
Zona Leste	-	p-valor = 0,85

A comparação sazonal da condutividade elétrica entre os períodos seco e chuvoso foi realizada por meio de testes pareados, conforme a distribuição dos dados. Na Zona Norte, aplicou-se o teste t pareado, que não indicou diferença estatisticamente significativa entre os períodos ($p = 0,34$). Na Zona Leste, utilizou-se o teste não paramétrico de Wilcoxon, igualmente não sendo observada diferença significativa entre os períodos analisados ($p=0,85$).

A ausência de diferença estatisticamente significativa entre os períodos seco e chuvoso indica que a condutividade elétrica das águas subterrâneas nas Zonas Norte e Leste apresentou baixa sensibilidade à sazonalidade pluviométrica. Esse resultado sugere que, nas áreas avaliadas, as variações sazonais da precipitação não foram suficientes para promover alterações significativas na concentração de íons dissolvidos, refletida pelos valores de condutividade elétrica.

6.4 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

6.4.1 Estatística descritiva

A Tabela 10 apresenta a estatística descritiva (média mediana, desvio padrão, máximo e mínimo) para os STD nas zonas Norte e Leste de Manaus nos períodos seco e chuvoso.

Tabela 10 - Estatística descritiva dos valores de sólidos totais dissolvidos (STD) nas Zonas Norte e Leste, nas duas estações estudadas.

	Zona Norte		Zona Leste	
	STD _(s)	STD _(c)	STD _(s)	STD _(c)
Média	32,61	25,14	66,99	70,51
Mediana	22,67	23,00	62,00	80,00
DP	26,02	19,57	50,91	48,87
Máximo	85,00	76,00	185,0	178,00
Mínimo	7,00	3,00	8,00	8,00

Legenda: Os subíndices “s” e “c” correspondem a estação chuvosa e seca, respectivamente.

Conforme se observa, as concentrações de STD na Zona Norte apresentaram média de 32,61 no período seco e 25,09 mg L⁻¹ no período chuvoso, enquanto na Zona Leste as médias foram 66,99 mg L⁻¹ período seco e 70,51 mg L⁻¹ no período chuvoso.

No que se refere aos padrões de potabilidade, todos os valores encontrados estão abaixo do limite de 500 mg L⁻¹ estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, reforçando o padrão de águas de baixa salinidade e reduzida concentração iônica característico do AAC.

Além disso, nota-se que os valores de STD apresentam elevada dispersão em ambos os períodos sazonais, evidenciando heterogeneidade espacial, conforme indicado pelos

desvios padrão e pela amplitude entre os valores mínimos e máximos, assim como observado na CE.

Na Zona Norte, as concentrações de STD variaram entre 8,50 e 84,00 mg L⁻¹ no período seco e entre 5,00 e 74,00 mg L⁻¹ no período chuvoso, com desvios padrão de 25,74 mg L⁻¹ e 19,51 mg L⁻¹ (Tabela 10), respectivamente, evidenciando uma grande variabilidade de STD nos pontos analisados. Na Figura 17, é possível observar, de forma geral, o comportamento médio em cada poço, referente as duas coletas realizadas em cada estação de coleta.

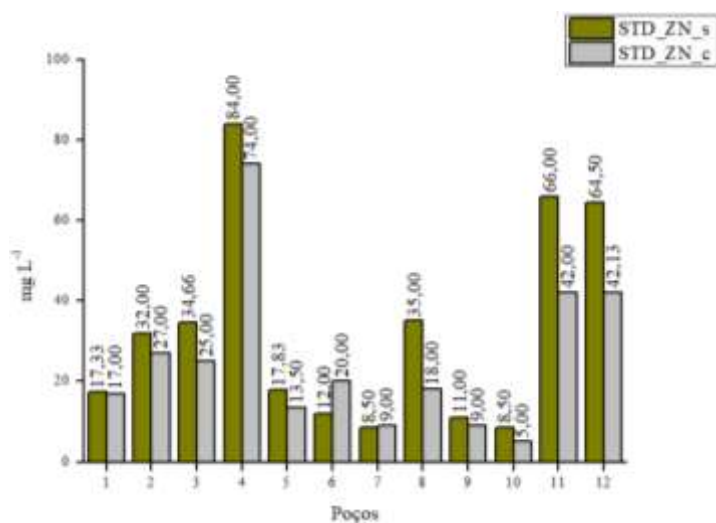


Figura 17 - Médias dos STD (mg L⁻¹) das duas coletas nos poços amostrados da Zona Norte de Manaus nas duas campanhas amostrais.

Na Zona Leste, a variabilidade foi ainda mais acentuada, com amplitudes de 161,00 mg L⁻¹ no período seco e 161,50 mg L⁻¹ no período chuvoso, acompanhadas de elevados desvios padrão (48,51 mg L⁻¹ e 46,10 mg L⁻¹) (Tabela 10), indicando maior dispersão das concentrações nessa zona, ainda assim muito abaixo dos valores máximos normativos. Na Figura 18, observa-se as médias encontradas em cada ponto, referente as duas coletas em cada período sazonal.

Assim como na CE, os pontos anômalos 4, 11 e 12, na Zona Norte, e 14, 15, 18, 19, 20, 21 e 23, na Zona Leste, , não se descarta a contribuição de fontes antrópicas nesses pontos, pois os mesmos apresentaram as maiores concentrações de Cl⁻, NO₃⁻ e Na⁺ (Apêndices A, B, C e D, referentes à Zona Norte, e Apêndices E, F, G e H, referentes à Zona Leste), indicando indícios de contaminação antrópica.

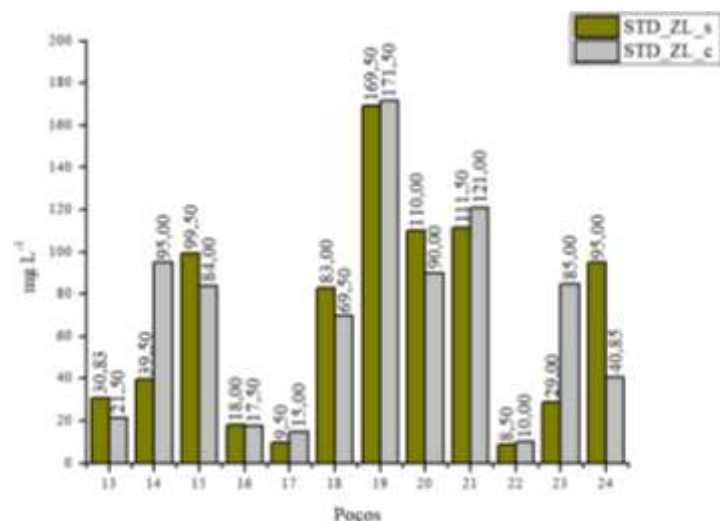


Figura 18 - Médias dos STD (mg L^{-1}) das amostras de água de poços tubulares nas Zonas Norte (ZN) e Leste (ZL) nas estações nos períodos seco (s) e chuvoso (c) de Manaus.

Os valores de tendência central dos STD indicam, em geral, distribuições com tendência à simetria do conjunto de dados, conforme observado na Figura 19, em virtude das proximidades entre os valores de entre média e mediana.

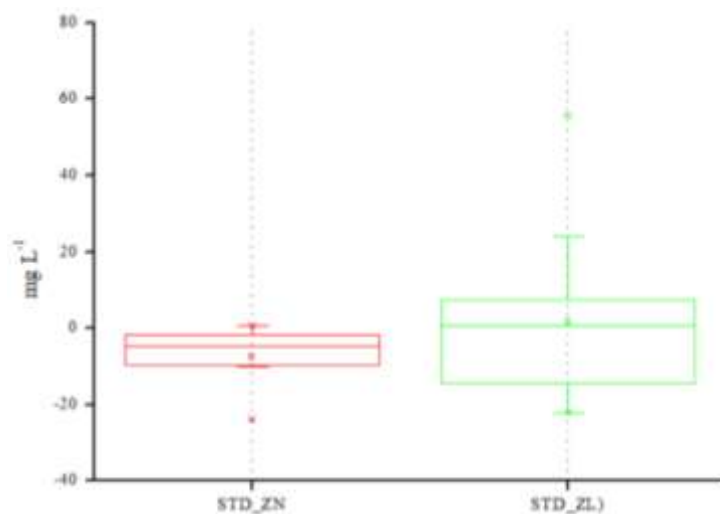


Figura 19 - Box Plot dos STD das amostras de água de poços artesianos nas zonas Norte (ZN) e Leste (ZL) nas estações no período seco e de cheia de Manaus.

A normalidade dos dados de sólidos totais dissolvidos foi avaliada por meio de testes estatísticos, adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Os p-valores obtidos para a Zona Norte ($p = 0,06$) e para a Zona Leste ($p = 0,68$) não indicaram rejeição da hipótese de normalidade, evidenciando que os dados apresentam distribuição compatível com o modelo normal em ambas as zonas. Assim, as análises estatísticas subsequentes foram conduzidas por métodos paramétricos.

6.4.2 Estatística Inferencial

A Tabela 11 apresenta o resultado do teste inferencial de probabilidade (p-valor) resultantes dos testes de hipótese de igualdade entre os períodos analisados em cada zona.

Tabela 11 - P-valor dos testes inferências dos STD nas zonas Norte e Leste.

	Teste t pareado (seco x chuvoso)	Wilcoxon teste (seco x chuvoso)
Zona Norte	p-valor = 0,012	-
Zona Leste	-	p-valor = 0,62

Os testes de comparação pareada entre os períodos seco e chuvoso evidenciaram comportamento sazonal distinto dos sólidos totais dissolvidos nas duas zonas analisadas.

Na Zona Norte, observou-se diferença estatisticamente significativa entre os períodos (teste *t* pareado; $p = 0,012$), indicando influência da sazonalidade sobre as concentrações de STD. O teste estimou uma diferença média de 7,52 unidades entre os períodos, com intervalo de confiança de 95% variando entre 2,04 e 12,99, evidenciando valores mais elevados de STD no período seco em relação ao período chuvoso.

Entretanto, o tamanho do efeito associado a essa diferença foi classificado como pequeno (Cohen's $d = 0,23$; IC95%: 0,07–0,39), o que indica que, apesar da significância estatística observada, a magnitude prática da diferença é limitada. Esse resultado sugere que os valores de STD nos dois períodos são relativamente próximos, de modo que a variação sazonal exerce impacto reduzido quando comparada à variabilidade natural dos dados.

Em contraste, na Zona Leste, o teste não paramétrico de Wilcoxon não indicou diferença estatisticamente significativa entre os períodos seco e chuvoso ($p = 0,62$), não sendo possível rejeitar a hipótese nula de igualdade entre as medianas. Esse resultado aponta para estabilidade estatística das concentrações de STD ao longo do ciclo hidrológico nessa zona.

6.5 Turbidez

A turbidez das águas subterrâneas apresentou valores baixos em ambas as zonas e nos dois períodos analisados. No período seco, os valores variaram entre 0,00 e 1,19 NTU nas Zonas Norte e Leste (Apêndices), enquanto no período chuvoso os valores registrados foram de 0 NTU em ambas as zonas, indicando ausência praticamente total de material particulado em suspensão.

A estabilidade observada entre os períodos seco e chuvoso sugere que a turbidez apresenta baixa sensibilidade à sazonalidade pluviométrica nas áreas estudadas. Esse comportamento difere parcialmente do observado por Araújo, Hipólito e Waichman (2013), que registraram discreto aumento da turbidez no período chuvoso, com médias de $0,67 \pm 1,77$ NTU, em comparação ao período seco ($0,52 \pm 1,18$ NTU). Ainda assim, os valores obtidos neste estudo situam-se na mesma ordem de grandeza, indicando condições semelhantes de baixa carga de sólidos em suspensão. Em todos os casos, os valores observados ficaram muito abaixo do limite máximo de 5,0 NTU estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021.

6.6 Temperatura da Água

6.6.1 Estatística descritiva

As estatísticas descritivas da temperatura da água subterrânea nas zonas Norte e Leste de Manaus, considerando os períodos seco e chuvoso, encontram-se apresentadas na Tabela 12, incluindo média, mediana, valores mínimos e máximos e desvio-padrão.

Tabela 12 - Estatística descritiva dos valores de T.

	Zona Norte		Zona Leste	
	T _(s)	T _(c)	T _(s)	T _(c)
Média	28,89	27,99	29,14	28,47
Mediana	28,80	28,05	29,05	28,30
DP	0,88	0,71	0,94	0,95
Máximo	31,20	29,90	30,90	29,90
Mínimo	27,60	26,70	27,10	27,00

Legenda: Os subíndices “s” e “c” correspondem a estação chuvosa e seca, respectivamente.

Na Zona Norte, as temperaturas da água subterrânea no período seco variaram entre 27,60 e 31,20 °C, enquanto no período chuvoso oscilaram entre 26,70 e 29,90 °C, com médias de 28,89 e 27,99 °C, respectivamente. Na Zona Leste, os valores de temperatura no período seco, situaram-se entre 27,10 e 30,90 °C, ao passo que no período chuvoso variaram de 27,00 a 29,90 °C, com médias de 29,14 e 28,48 °C.

Resultados semelhantes são reportados na literatura para águas subterrâneas da região, com médias próximas a 28,6 °C no período chuvoso (Silva e Silva, 2007) e variações predominantemente entre 27 e 29 °C no período seco (Silva e Bonotto, 2000), intervalos que coincidem com aqueles observados neste estudo.

Observa-se que os resultados indicam que a temperatura da água subterrânea apresenta influência sazonal nas duas zonas estudadas, com valores médios mais elevados

no período seco, enquanto o período chuvoso é caracterizado por temperaturas mais baixas. Nota-se que houve uma diminuição 0,90 °C na Zona Norte e 0,67 °C na Zona Leste no período seco em relação ao período chuvoso. Esse comportamento é consistente com o descrito por Silva e Silva (2007), que associam variações térmicas à recarga recente e à elevada eficiência de troca térmica entre a água subterrânea e o meio superficial em aquíferos livres da região amazônica.

Observa-se que os valores da média e mediana para a temperatura são distantes entre si, indicando assimetria no conjunto de dados. Na Figura 20, que mostra os gráficos de *Box Plot*, é possível observar com mais detalhes essa diferença.

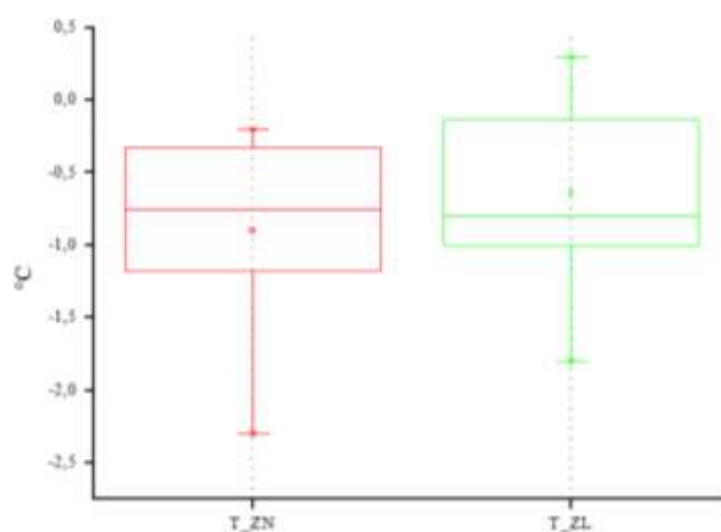


Figura 20 - Box Plot dos dados de temperatura das amostras de água de poços artesianos nas zonas Norte (ZN) e Leste (ZL) nas estações no período seco e de cheia de Manaus .

A normalidade dos dados de temperatura foi avaliada por meio de teste estatístico ao nível de 5% de significância. Na Zona Norte, o p-valor obtido ($p = 0,88$) não indicou violação da normalidade, permitindo o uso de métodos paramétricos. Em contraste, na Zona Leste, o p-valor observado ($p = 1,56 \times 10^{-4}$) indicou rejeição da hipótese de normalidade, justificando a aplicação de teste não paramétrico nas análises inferenciais subsequentes.

6.6.2 Estatística Inferencial

A Tabela 13 apresenta os resultados dos testes estatísticos inferências aplicados para comparar a temperatura da água subterrânea entre os períodos seco e chuvoso em cada zona de estudo. Os resultado do teste indica diferença estatística com valores maiores no período seco.

Tabela 13 - P-valor dos testes inferências da temperatura nas zonas Norte e Leste.

	Teste t pareado (seco x chuvoso)	Wilcoxon teste (seco x chuvoso)
Zona Norte	p-valor = $2,53 \times 10^{-7}$	-
Zona Leste		p-valor = $3,2 \times 10^{-3}$

A sazonalidade da temperatura da água subterrânea foi avaliada por meio de testes estatísticos pareados, considerando nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Na Zona Norte, o teste t pareado indicou diferença altamente significativa entre os períodos seco e chuvoso ($p = 2,53 \times 10^{-7}$), com diferença média de aproximadamente 0,90 °C e intervalo de confiança de 95% entre 0,65 e 0,98 °C. De forma semelhante, na Zona Leste, o teste de Wilcoxon pareado também apontou diferença estatisticamente significativa entre os períodos ($p = 3,2 \times 10^{-3}$), com diferença de 0,67 °C, implicando rejeição da hipótese nula de igualdade entre as medianas.

6.7 Parâmetros Organolépticos

6.7.1 Estatística descritiva

A estatística descritiva (média, mediana, valores máximo e mínimo e desvio padrão) dos parâmetros organolépticos (íons e metais) analisados nas águas subterrâneas das zonas Norte e Leste de Manaus é apresentada nas Tabelas 14.

Tabela 14 - Estatísticas descritivas (mg L^{-1}) dos parâmetros Organolépticos das águas subterrâneas nas zonas Norte e Leste de Manaus durante o período seco e chuvoso.

Parâm	VMP	Zona Norte (seca)					Zona Norte (chuvoso)				
		Méd.	Med.	Máx.	Mín.	DP	Méd.	Med.	Máx.	Mín.	DP
Na ⁺	200	6,26	4,12	17,19	1,29	4,70	4,97	2,50	16,21	0,46	4,82
Cl ⁻	250	5,25	3,65	14,59	0,95	4,47	4,71	4,13	13,09	0,68	3,94
SO ₄ ²⁻	250	0,22	0,16	0,94	0,02	0,23	0,13	0,08	0,46	0,03	0,12
Mn ²⁺	0,1	0,004	0,002	0,018	0,000	0,006	0,004	0,002	0,018	0,001	0,006
NH ₄ ⁺	1,2(N)	0,32	0,10	2,81	0,10	0,92	0,38	0,40	3,00	0,10	0,90
Fe	0,3	0,004	0,003	0,017	0,001	0,004	0,014	0,013	0,030	0,001	0,007
Zn	5	0,17	0,15	0,43	0,00	0,09	0,17	0,18	0,25	0,09	0,05
Al	0,2	0,06	0,02	0,41	0,01	0,10	0,06	0,03	0,20	0,00	0,06
Parâm	VMP	Zona Leste (seca)					Zona Leste (cheia)				
		Méd.	Med.	Máx.	Mín.	DP	Méd.	Med.	Máx.	Mín.	DP
Na ⁺	200	9,72	9,28	19,94	1,13	5,57	9,63	9,58	17,68	0,95	5,75
Cl ⁻	250	10,97	8,88	23,97	0,68	7,91	11,50	13,04	22,05	0,82	7,84
SO ₄ ²⁻	250	0,46	0,14	3,14	0,02	0,85	0,65	0,20	3,49	0,07	0,96
Mn ²⁺	0,1	0,007	0,005	0,036	0,003	0,009	0,008	0,004	0,038	0,001	0,010
NH ₄ ⁺	1,2(N)	0,68	0,10	3,00	0,10	1,70	0,88	0,30	2,60	0,10	0,91
Fe	0,3	0,006	0,004	0,021	0,000	0,005	0,020	0,018	0,053	0,001	0,014

Zn	5	0,17	0,17	0,36	0,03	0,09	0,16	0,17	0,24	0,03	0,05
Al	0,2	0,23	0,08	1,10	0,01	0,33	0,38	0,15	1,68	0,02	0,50

Legenda: Parâm.: parâmetro; VMP: Valor Máximo Permitido; Méd.: média; Med.: mediana; Máx.: valor máximo; Mín.: valor mínimo; DP: desvio padrão; N: concentração de nitrato como nitrogênio-nitrato; concentrações expressas em mg L⁻¹.

Observa-se que as médias das concentrações de todos os parâmetros organolépticos analisados nas águas subterrâneas das zonas Norte e Leste de Manaus, nos dois períodos sazonais, encontram-se abaixo dos valores máximos permitidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, indicando, sob o ponto de vista normativo, conformidade com os padrões de potabilidade.

Entretanto, observa-se grande variabilidade espacial e ocorrências pontuais de valores elevados para alguns parâmetros, como NH₄⁺ e Al, indicando possíveis alterações na qualidade da água.

O sódio (Na⁺) apresentou variação espacial e sazonal entre as zonas estudadas, com médias de 6,26 mg L⁻¹ (seca) e 4,97 mg L⁻¹ (chuvoso) na Zona Norte, e de 9,72 mg L⁻¹ (seca) e 9,63 mg L⁻¹ (chuvoso) na Zona Leste. Observa-se, na Zona Norte, uma tendência de redução das concentrações no período chuvoso, sugerindo efeito de diluição associado à recarga hídrica. Em contrapartida, a relativa estabilidade na Zona Leste pode indicar influência de fontes contínuas ou menor sensibilidade à sazonalidade.

Entretanto, os resultados obtidos neste estudo indicam diferenças nas concentrações de Na⁺ em relação aos valores reportados na literatura para Manaus. No estudo de Vasconcelos (2006), por exemplo, o autor reporta médias de 5,29 mg L⁻¹ no período seco e 5,29 mg L⁻¹ no período de cheia/chuvoso para a Zona Norte, e 3,14 mg L⁻¹ na seca e 3,14 mg L⁻¹ na cheia/chuvoso para a Zona Leste. Em comparação, observa-se que as médias encontradas no presente estudo foram semelhantes na Zona Norte (6,26 mg L⁻¹ na seca e 4,93 mg L⁻¹ no chuvoso), apresentando diferenças pouco expressivas, sendo cerca de 1,5 vezes maiores no período seco e 0,93 vezes no período chuvoso. Em contrapartida, na Zona Leste, as concentrações foram significativamente mais elevadas, sendo aproximadamente 3,00 vezes maiores no período seco, com médias de 9,88 mg L⁻¹ neste estudo em comparação a 3,14 mg L⁻¹ em Vasconcelos (2006), e 3 vezes maiores no período chuvoso, com médias de 9,45 mg L⁻¹ frente a 3,14 mg L⁻¹, evidenciando um enriquecimento mais expressivo desse íon nessa área.

Diferentemente dos resultados reportados neste estudo e no estudo de Vasconcelos (2006), Gonçalves e Miranda (2014), ao analisarem poços do sistema da Rede Integrada de

Monitoramento das Águas Subterrâneas (RIMAS), reportaram concentrações variando entre 0,25 e 0,69 mg L⁻¹, valores substancialmente abaixo das médias registradas nesses estudos. Esses achados também são descritos no estudo conduzido por Silva (2001), que encontrou concentrações de sódio variando entre 0,50 e 1,20 mg L⁻¹ (média de 0,89 mg L⁻¹), e Silva e Silva (2007), que registraram valores entre 0,5 e 1,0 mg L⁻¹ na Zona Norte, e entre 0,5 e 0,9 mg L⁻¹ na Zona Leste, apresentaram concentrações significativamente inferiores às observadas neste trabalho. Assim, de modo geral, verifica-se que os valores de Na⁺ identificados neste estudo, superam aqueles relatados na maior parte das investigações anteriores conduzidas na cidade de Manaus, possivelmente relacionados a agentes de contaminação antrópica.

No contexto hidrogeoquímico do AAC, cuja composição litológica é predominantemente constituída por arenitos siliciclásticos quartzosos, com baixa proporção de minerais sódico, como os feldspatos sódicos, que poderiam elevar naturalmente a concentração de sódio nessas águas. Nesse sentido, as concentrações relativamente baixas de Na⁺ reportadas por Gonçalves e Miranda (2014) podem estar associados ao intemperismo de feldspatos sódicos presentes em pequenas proporções na matriz arenítica da FAC, como a albita, bem como a processos de troca catiônica envolvendo argilominerais presentes no sistema aquífero.

Embora as concentrações de Na⁺ observadas permaneçam baixas em termos absolutos, nota-se elevada heterogeneidade espacial, evidenciada pela ampla amplitude dos dados. Na Zona Norte, os valores variaram de 1,29 a 17,19 mg L⁻¹ no período seco e de 0,46 a 16,21 mg L⁻¹ no período chuvoso. Na Zona Leste, as concentrações oscilaram entre 1,13 e 19,94 mg L⁻¹ na seca e entre 0,95 e 17,68 mg L⁻¹ no período chuvoso.

Na Zona Norte, observa-se predominância de concentrações baixas a moderadas, com ocorrência pontual de valores elevados e relativamente estáveis. Destacam-se poços como P04 e P11, com concentrações próximas de 12-17 mg L⁻¹ em ambos os períodos, apresentando baixa variação sazonal, o que sugere possível controle por fontes contínuas.

Um segundo grupo é composto por poços com concentrações intermediárias e maior variabilidade, como P02, P03, P08 e P12, com valores geralmente entre 4 e 10 mg L⁻¹. Nesses casos, observa-se influência sazonal, com tendência de redução no período chuvoso, indicando possível efeito de diluição associado à recarga hídrica, além de heterogeneidade local. Os menores valores foram observados em poços como P07 e P10, com concentrações

inferiores a 3 mg L^{-1} , compatíveis com condições naturais do aquífero e baixa influência antrópica.

Na Zona Leste, observa-se maior heterogeneidade e predominância de concentrações mais elevadas. Poços como P20, P21 e P19 apresentaram valores elevados, frequentemente entre 14 e 20 mg L^{-1} , com relativa persistência entre os períodos, indicando possível influência de fontes contínuas. Em alguns casos, como no poço P19, observa-se maior variabilidade no período chuvoso, sugerindo efeito de diluição.

Destaca-se também o poço P14, que apresentou aumento expressivo no período chuvoso, com concentrações passando de aproximadamente 6 mg L^{-1} no período seco para cerca de 17 mg L^{-1} , indicando forte influência da recarga hídrica e possível transporte superficial de solutos.

Poços como P15, P18 e P23 apresentaram concentrações intermediárias a elevadas, geralmente entre 11 e 15 mg L^{-1} , com relativa estabilidade sazonal. Por outro lado, os menores valores foram observados em poços como P16, P17 e P22, com concentrações inferiores a 4 mg L^{-1} , compatíveis com menor influência antrópica.

Quanto ao cloreto (Cl^-), na Zona Norte, apresentou média de $6,26 \text{ mg L}^{-1}$, no período seco, com valores variando entre $0,95$ e $14,59 \text{ mg L}^{-1}$. No período chuvoso, observou-se média de $8,08 \text{ mg L}^{-1}$, com variações entre $0,77$ e $21,74 \text{ mg L}^{-1}$. Na Zona Leste, entretanto, observou-se comportamento distinto. No período seco, a média foi de $10,97 \text{ mg L}^{-1}$, com valores variando entre $0,68$ e $23,97 \text{ mg L}^{-1}$; enquanto no período chuvoso, observou-se média de $7,99 \text{ mg L}^{-1}$, com concentrações variando de $0,68$ a $22,05 \text{ mg L}^{-1}$.

Embora as médias atendam aos pressupostos de potabilidade com valores significativamente inferiores ao máximo permitido, observa-se, contudo, diferenças acentuadas quando comparado a alguns estudos de caracterização hidroquímica realizados em Manaus.

No estudo conduzido por Gonçalves e Miranda (2014), por exemplo, descrevem que as águas subterrâneas em condições naturais na região de Manaus apresentam concentrações significativamente baixas de cloreto. Os autores relatam concentrações variando entre $0,34$ a $0,48 \text{ mg L}^{-1}$, mesmo em diferentes profundidades (30 , 56 , 68 , 78 e 93 m), evidenciando a baixa contribuição natural desse íon para o sistema aquífero da região.

Quando comparado a este estudo, as médias obtidas na Zona Norte ($6,26$ a $8,08 \text{ mg L}^{-1}$) são aproximadamente 13 a 24 vezes superiores às concentrações naturais reportadas,

enquanto na Zona Leste (7,99 a 10,97 mg L⁻¹) essa diferença é ainda mais expressiva, variando entre cerca de 17 e 32 vezes.

O comportamento hidrogeoquímico do cloreto nas águas subterrâneas de Manaus está diretamente relacionado às características litológicas do Aquífero Alter do Chão. Essa formação apresenta composição predominantemente siliciclástica, com ausência significativa de minerais evaporíticos ou outras fases capazes de liberar cloreto por dissolução, o que limita sua contribuição geogênica (Silva e Bonotto, 2000). De modo geral, rochas ígneas e sedimentares possuem baixos teores de cloro, sendo esse elemento mais comumente associado a minerais específicos ou depósitos evaporíticos (Feth, 1981; Hem, 1985). Assim, em sistemas aquíferos como o da região de Manaus, as concentrações naturais de cloreto tendem a ser baixas, sendo frequentemente controladas por aportes externos, como deposição atmosférica e recarga meteórica (Feth, 1981).

Dessa forma, as concentrações de cloretos observadas no presente estudo, embora ainda muito inferior aos limites de potabilidade estipulado pela norma, são superiores às registradas em condições naturais na região de Manaus, o que pode indicar influência de possíveis processos antropogênicos nessas áreas.

Entretanto, as concentrações relatadas neste estudo, encontram-se em faixas semelhantes às registradas em pesquisas anteriores realizadas nas zonas Norte e Leste de Manaus, o que pode caracterizar um processo de modificação nessas águas ao longo do tempo, provavelmente em decorrência da expansão urbana. Vasconcelos (2006), por exemplo, reportou, para a Zona Norte, médias de $3,44 \pm 1,22$ mg L⁻¹ no período seco e $2,83 \pm 0,58$ mg L⁻¹ na cheia, enquanto na Zona Leste os valores médios foram de $8,58 \pm 8,17$ mg L⁻¹ (seca) e $4,86 \pm 4,91$ mg L⁻¹ (cheia). De forma semelhante, Araújo, Hipólito e Waichman (2013) observaram médias de $12,95 \pm 15,19$ mg L⁻¹ no período seco e $6,81 \pm 8,74$ mg L⁻¹ no chuvoso.

Quando confrontados com este trabalho, em relação a Vasconcelos (2006), os valores obtidos na Zona Norte são aproximadamente 1,8 a 2,9 vezes superiores, enquanto na Zona Leste essa diferença varia entre 1,3 e 1,6 vezes. Por outro lado, aos resultados de Araújo, Hipólito e Waichman (2013), em geral, são semelhantes, sendo em alguns casos ligeiramente inferiores no período seco e até aproximadamente 1,2 vezes superiores no período chuvoso, evidenciando um ambiente já modificando quando comparado aos padrões dos poços RIMAS.

Além disso, os dados evidenciam elevada variabilidade espacial, expressa pela ampla amplitude entre os valores mínimos e máximos, associada a altos desvios padrão, o que indica um ambiente hidroquímico marcadamente heterogêneo.

Observa-se elevada heterogeneidade espacial, com ampla variação nas concentrações de Cl^- . De modo geral, os dados indicam a ocorrência de três padrões: (I) valores elevados e relativamente estáveis, (II) concentrações intermediárias com variação sazonal e (III) baixos teores compatíveis com condições naturais.

No primeiro grupo, destacam-se poços como P04 e P11, que apresentaram concentrações elevadas e pouca variação entre os períodos sazonais, com valores próximos de $15 - 17 \text{ mg L}^{-1}$, sugerindo possível controle por fonte contínua.

O segundo grupo inclui poços como P02, P03 e P12, com concentrações intermediárias (aproximadamente entre $4 \text{ e } 10 \text{ mg L}^{-1}$) e variações entre os períodos seco e chuvoso, indicando influência da recarga hídrica.

Já os menores valores foram observados em poços como P07 e P10, com concentrações inferiores a 3 mg L^{-1} , compatíveis com condições naturais do aquífero. Casos pontuais, como o aumento observado em P06 no período chuvoso, sugerem possível aporte localizado associado à infiltração.

As concentrações de sulfato (SO_4^{2-}) foram reduzidas em todas as amostras analisadas, com médias inferiores a $0,50 \text{ mg L}^{-1}$. Os valores obtidos no presente estudo situam-se na faixa inferior dos intervalos reportados na literatura, reforçando a reduzida participação de minerais sulfetados nos sedimentos do aquífero.

Resultados semelhantes foram observados por Gonçalves e Miranda, que encontraram concentrações de sulfato variando entre $0,08 \text{ e } 0,31 \text{ mg L}^{-1}$ em estudo de caracterização hidroquímica em Manaus. Silva e Silva (2007), relatam concentrações variando de $0,1 \text{ a } 0,51 \text{ mg L}^{-1}$, como média de $0,04$. Os autores destacam que, além disso, o sulfato pode ser parcialmente retido no meio por processos de adsorção em minerais de argila, o que contribui para a manutenção de baixas concentrações nas águas subterrâneas. A proximidade entre os valores reportado na literatura, e os observados no presente estudo sugere que as baixas concentrações desse íon constituem uma característica natural das águas subterrâneas associadas ao AAC na região.

O manganês (Mn^{2+}) apresentou concentrações médias variando entre $0,004 \text{ e } 0,005 \text{ mg L}^{-1}$ na Zona Norte e entre $0,007 \text{ e } 0,008 \text{ mg L}^{-1}$ na Zona Leste. Esses valores situam-se

na faixa inferior dos intervalos reportados na literatura para o Aquífero Alter do Chão em Manaus. Silva & Silva (2007) observaram concentrações de Mn^{2+} entre $<0,01$ e $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto Vasconcelos (2006) registrou valores máximos próximos de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$. No estudo de Gonçalves e Miranda (2014), as concentrações variaram entre $0,010$ e $0,011 \text{ mg L}^{-1}$ nos poços profundos, indicando estabilidade ao longo do perfil vertical. Comparativamente, as médias obtidas no presente estudo são até duas vezes inferiores às observadas nesses trabalhos, reforçando o reduzido teor de Mn^{2+} nas águas subterrâneas da área investigada.

Em se tratando do amônio, na Zona Norte, as concentrações de NH_4^+ no período seco variaram entre valores abaixo do limite de detecção ($<\text{LD}$) e $2,81 \text{ mg L}^{-1}$ como N, com média de aproximadamente $0,32 \text{ mg L}^{-1}$ (como N) e predomínio de concentrações iguais ou inferiores a $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ ($0,08 \text{ mg L}^{-1}$ como N). No período chuvoso, as concentrações oscilaram entre $<\text{LD}$ e $3,00 \text{ mg L}^{-1}$ ($2,34 \text{ mg L}^{-1}$ como N), com média de $0,55 \text{ mg L}^{-1}$ ($0,43 \text{ mg L}^{-1}$ como N), mantendo padrão semelhante ao observado no período seco.

Na Zona Leste, durante o período seco, os valores de NH_4^+ variaram entre $<\text{LD}$ e $3,00 \text{ mg L}^{-1}$ ($2,34 \text{ mg L}^{-1}$ como N), com média de $0,43 \text{ mg L}^{-1}$ ($0,34 \text{ mg L}^{-1}$ como N), enquanto no período chuvoso as concentrações oscilaram entre $<\text{LD}$ e $2,60 \text{ mg L}^{-1}$ ($2,03 \text{ mg L}^{-1}$ como N), com média de $0,60 \text{ mg L}^{-1}$ ($0,47 \text{ mg L}^{-1}$ como N). Assim como na Zona Norte, observa-se predominância de valores baixos, com ocorrências pontuais de concentrações elevadas.

As concentrações de amônio observadas neste estudo são, em sua maioria, compatíveis com os valores reportados na literatura, que indicam predominância de baixos teores desse íon em águas subterrâneas. Vasconcelos (2006), por exemplo, não detectou amônia na Zona Norte em ambos os períodos sazonais, enquanto na Zona Leste reportou concentrações de $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ no período seco e $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ no chuvoso. Araújo, Hipólito e Waichman (2013) observaram valores médios de $0,45 \text{ mg L}^{-1}$ no período seco e $0,33 \text{ mg L}^{-1}$ no chuvoso, e Silva e Silva (2007) reportaram concentrações variando entre $0,10$ e $0,17 \text{ mg L}^{-1}$.

Em relação ao valor máximo permitido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 ($1,2 \text{ mg L}^{-1}$ como N) os dados indicam que, de modo geral, as amostras encontram-se em conformidade com o padrão de potabilidade estabelecido, sendo que as concentrações médias observadas permaneceram abaixo do valor máximo de referência, com valores inferiores a $0,50 \text{ mg L}^{-1}$ como N em ambas as Zona e períodos. Contudo, observa-se a

ocorrência de excedências em pontos específicos das áreas de estudo, evidenciando a presença de contaminação localizada.

Na Zona Norte, os maiores valores foram registrados no poço P04, com concentrações de 3,60 e 2,20 mg L⁻¹ (2,81 e 1,72 mg L⁻¹ como N) no período seco e de 3,00 e 2,40 mg L⁻¹ (2,34 e 1,87 mg L⁻¹ como N) no período chuvoso. Enquanto que na Zona Leste destacam-se os poços P15, P18 e P19, com concentrações elevadas no período seco, com valores variando entre 2,20 e 3,00 mg L⁻¹ (1,72-2,34 mg L⁻¹ como N), e manutenção de valores relativamente altos no período chuvoso, como observado em P15 (até 2,40 mg L⁻¹; 1,87 mg L⁻¹ como N), P18 (até 2,10 mg L⁻¹; 1,64 mg L⁻¹ como N) e P19 (até 2,60 mg L⁻¹; 2,03 mg L⁻¹ como N). Observa-se valores altos e persistentes em ambos os períodos sazonais, evidenciando possíveis fontes contínuas de contaminação nesses pontos, o que explica a constância de valores nos dois períodos analisados. Adicionalmente, o poço P14 apresentou aumento expressivo no período chuvoso, com valores entre 1,00 e 1,50 mg L⁻¹ (0,78-1,17 mg L⁻¹ como N).

Além disso, concentrações moderadamente elevadas também foram observadas nos poços P03 (0,40-0,70 mg L⁻¹; 0,31-0,55 mg L⁻¹ como N), P11 (0,50-0,70 mg L⁻¹; 0,39-0,55 mg L⁻¹ como N) e P12 (até 0,70 mg L⁻¹; até 0,55 mg L⁻¹ como N), porém ainda dentro do limite máximo permitido.

No que se refere às concentrações de ferro e zinco, permaneceram abaixo dos valores máximos permitidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 em todas as campanhas e zonas avaliadas (0,30 mg L⁻¹ para Fe e 5,0 mg L⁻¹ para Zn). O ferro apresentou valores máximos de 0,018 mg L⁻¹ na Zona Norte e 0,053 mg L⁻¹ na Zona Leste, enquanto o zinco atingiu concentrações máximas de 0,43 mg L⁻¹ na Zona Norte durante o período seco e 0,36 mg L⁻¹ na Zona Leste, também no período seco. Tais valores encontram-se substancialmente inferiores aos limites de potabilidade, indicando ausência de comprometimento organoléptico associado a esses elementos nas águas subterrâneas analisadas.

Resultados semelhantes foram observados nos estudos de Gonçalves e Miranda, (2014), nos quais as concentrações de zinco variaram entre 0,01 e 0,02 mg L⁻¹, mesmo em diferentes profundidades (30 a 93 m). Comparativamente, os valores obtidos neste estudo são superiores aos reportados nesses poços profundos, porém ainda muito abaixo do limite estabelecido pela legislação, indicando que, embora possa haver variação associada a

condições locais e profundidade dos poços, as concentrações de zinco permanecem em níveis baixos e sem implicações para a potabilidade.

O alumínio (Al) apresentou concentrações variáveis ao longo das campanhas amostrais, com alguns pontos ultrapassando o limite legal ($0,2 \text{ mg L}^{-1}$). Na Zona Norte, as concentrações médias foram idênticas nos dois períodos ($0,06 \text{ mg L}^{-1}$), tanto na estação seca quanto na chuvosa. No período seco, os valores variaram entre $0,01$ e $0,41 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto no chuvoso oscilaram entre $0,00$ e $0,20 \text{ mg L}^{-1}$. Na Zona Leste, as concentrações médias foram $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ no período seco e $0,38 \text{ mg L}^{-1}$ no período chuvoso. Os valores máximos foram expressivos, atingindo $1,10 \text{ mg L}^{-1}$ (seca) e $1,68 \text{ mg L}^{-1}$ (chuvoso), ambos muito acima do VMP.

Resultados semelhantes foram reportados por Rocha & Horbe (2006), que observaram concentrações variando entre $0,1$ e $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ em águas subterrâneas de Manaus, sendo o valor máximo reportado superior a 10 vezes o VMP. De forma convergente, Araújo *et al.* (2013) registraram valores frequentemente superiores a $0,20 \text{ mg L}^{-1}$. Em contraste, Gonçalves e Miranda (2014), encontraram concentrações significativamente menores, variando entre $0,01$ e $0,12 \text{ mg L}^{-1}$ em análise de caracterização hidroquímica em poços na região de Manaus, todas abaixo do VMP.

Observa-se que, embora as médias permaneçam abaixo do valor máximo permitido (VMP) em ambos os períodos, foram registrados, em alguns pontos, valores superiores ao limite legal. Na Zona Leste, por exemplo, foram observadas concentrações máximas de até $1,68 \text{ mg L}^{-1}$ no período chuvoso, evidenciando não conformidade significativa. Embora o alumínio possua contribuição predominantemente geogênica, associada à lixiviação de solos lateríticos sob condições de pH ácido, como as águas do AAC, as concentrações elevadas observadas, especialmente em áreas urbanizadas, podem estar relacionadas a fatores locais que favorecem sua mobilização, não se descartando a influência indireta de atividades antrópicas.

Na Zona Norte, no período seco, os pontos P04 ($0,33 \text{ mg L}^{-1}$) e P12 ($0,41 \text{ mg L}^{-1}$) excederam o limite estabelecido. No período chuvoso, o ponto P04 apresentou $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, valor limítrofe ao padrão de potabilidade. Em contraste, na Zona Leste observaram-se concentrações mais elevadas e recorrentes. No período seco, os pontos P18 ($0,28$ e $0,29 \text{ mg L}^{-1}$), P19 ($0,85 \text{ mg L}^{-1}$), P20 ($0,50$ e $0,87 \text{ mg L}^{-1}$) e P21 ($0,78$ e $1,10 \text{ mg L}^{-1}$) ultrapassaram o valor permitido. Já no período chuvoso, as excedências foram ainda mais expressivas,

destacando-se P14 (1,08 e 0,73 mg L⁻¹), P18 (0,33 e 0,28 mg L⁻¹), P20 (1,16 e 0,66 mg L⁻¹) e P21 (1,44 e 1,68 mg L⁻¹).

Verifica-se que, enquanto na Zona Norte as excedências ocorreram de forma pontual e predominantemente no período seco, na Zona Leste houve maior recorrência e magnitude das concentrações, especialmente nos pontos P18, P20 e P21, indicando possível influência de condições hidrogeoquímicas locais favoráveis à mobilização do alumínio.

A análise das estatísticas descritivas indica comportamentos sazonais distintos entre as zonas estudadas. Na Zona Norte, observa-se tendência geral de redução nas concentrações médias da maioria dos íons no período chuvoso, como verificado para Na⁺ (6,26 para 4,97 mg L⁻¹), Cl⁻ (5,25 para 4,71 mg L⁻¹) e SO₄²⁻ (0,22 para 0,13 mg L⁻¹), sugerindo efeito de diluição associado à recarga hídrica. Por outro lado, alguns parâmetros apresentaram aumento no período chuvoso, como o Fe (0,004 para 0,014 mg L⁻¹), enquanto outros permaneceram praticamente constantes, como NH₄⁺ (0,41 para 0,38 mg L⁻¹), Zn (0,17 para 0,17 mg L⁻¹), Al (0,06 para 0,06 mg L⁻¹) e Mn²⁺ (0,004 mg L⁻¹).

Na Zona Leste, por sua vez, verifica-se tendência distinta, com um leve aumento das concentrações médias de diversos parâmetros no período chuvoso, incluindo Cl⁻ (10,97 para 11,50 mg L⁻¹), SO₄²⁻ (0,46 para 0,65 mg L⁻¹), NH₄⁺ (0,68 para 0,88 mg L⁻¹), Fe (0,006 para 0,020 mg L⁻¹) e Al (0,23 para 0,38 mg L⁻¹), enquanto o Na⁺ apresentou comportamento praticamente estável (9,72 para 9,63 mg L⁻¹) e o Zn manteve-se constante (0,17 para 0,16 mg L⁻¹). Para conclusão mais robusta, utilizou-se o teste de estatística inferencial.

A normalidade das diferenças pareadas entre os períodos seco e chuvoso foi avaliada previamente à aplicação dos testes estatísticos inferenciais, e estão descritos na Tabela 15.

Conforme apresentado, observa-se que a maioria dos parâmetros químicos apresentaram p-valores inferiores a 0,05, indicando violação do pressuposto de normalidade das diferenças. Dessa forma, os parâmetros com distribuição não normal (>0,05) foram analisados por meio de métodos não paramétricos, enquanto aqueles que atenderam ao pressuposto de normalidade (≥0,05) foram tratados com métodos paramétricos.

Tabela 15 - Valores de p do teste de normalidade aplicado às diferenças pareadas entre os períodos seco e chuvoso nas zonas Norte e Leste de Manaus.

Parâmetro	Zona Norte (p-valor)	Zona Leste (p-valor)
Na ⁺	0,07	1,8 x 10 ⁻³
Cl ⁻	3,1 x 10 ⁻³	0,19
SO ₄ ²⁻	2,3 x 10 ⁻⁴	7,29 x 10 ⁻⁷
NH ₄ ⁺	9,8 x 10 ⁻³	5,14 x 10 ⁻⁶

Mn ²⁺	0,04	$1,45 \times 10^{-4}$
Fe	0,90	$2,92 \times 10^{-3}$
Zn	$5,0 \times 10^{-3}$	0,46
Al	$2,3 \times 10^{-7}$	$5,15 \times 10^{-3}$

6.7.2 Estatística Inferencial

Para os parâmetros que apresentaram distribuição normal, utilizou-se o teste *t* pareado, enquanto para aqueles que não atenderam a esse pressuposto foi aplicado o teste não paramétrico de Wilcoxon. Os resultados dos testes estão apresentados nas Tabelas 16.

Tabela 16 - Valores de *p* dos testes estatísticos aplicados à comparação sazonal dos parâmetros hidroquímicos nas Zonas Norte e Leste. Valores em vermelhos indicam variação da diferença estatisticamente significativa.

	Zona Norte		Zona Leste	
	Teste t (seco x chuvoso)	Wilcoxon (seco x chuvoso)	Teste t (seco x chuvoso)	Wilcoxon (seco x chuvoso)
Na ⁺	0,03	-	-	0,39
Cl ⁻	0,20	-	0,91	-
SO ₄ ²⁻	-	0,63	-	0,10
Mn ²⁺	-	0,15	-	0,17
NH ₄ ⁺	-	0,96	-	0,46
Fe	$9,26 \times 10^{-6}$	-	-	$2,87 \times 10^{-5}$
Zn	-	0,73	0,55	-
Al	-	0,17	-	0,01

Os resultados dos testes inferências evidenciam que a sazonalidade hidrológica exerce influência diferenciada sobre os parâmetros químicos das águas subterrâneas nas áreas estudadas.

Na Zona Norte, nota-se variação estatisticamente significativa para o sódio (Na⁺) (*p* = 0,03) e para o ferro (Fe) (*p* = $4,5 \times 10^{-8}$). Enquanto na Zona Leste, observa-se diferenças estatísticas para o ferro também, bem como para o alumínio, *p*-valores de $9,26 \times 10^{-6}$ e 0,01, respectivamente.

Para o Na⁺, a diferença observada foi de 1,29 mg L⁻¹, indicando que os valores no período seco foram maiores que no período chuvoso. O mesmo se nota sobre as concentrações de ferro, no qual os valores médios foram 0,01 mg L⁻¹ maiores no período chuvoso.

O aumento das concentrações no período seco pode estar associado à menor diluição decorrente da redução da recarga pluviométrica nesse período, favorecendo a concentração dos íons dissolvidos. No caso do ferro, esse comportamento pode ainda refletir alterações

nas condições hidrogeoquímicas do aquífero, uma vez que a menor renovação hídrica pode influenciar os processos de dissolução e mobilização desse elemento na água subterrânea (Silva; Silva, 2007).

6.8 Metais e Íons Inorgânicos Potencialmente Tóxicos

6.8.1 Estatística descritiva

A Tabela 17 apresenta a estatística descritiva dos parâmetros de potabilidade associados às substâncias químicas inorgânicas que representam risco à saúde humana, para os poços amostrados nas Zonas Norte e Leste, tanto no período seco quanto no chuvoso. Os parâmetros Cd e Cr apresentaram valores inferiores ao limite de detecção, estando, portanto, em acordos com os limites estabelecidos pela portaria GM/MS nº 888/2021, sendo 0,003 mg L⁻¹ para o Cadmio e 0,05 mg L⁻¹ para o cromo (Brasil, 2021).

Tabela 17 - Estatísticas descritivas (mg L⁻¹) dos metais e íons inorgânicos potencialmente tóxicos nas águas subterrâneas da Zona Norte de Manaus nos períodos seco e chuvoso.

Par.	VMP	Zona Norte (seca)					Zona Norte (cheia)				
		Méd.	Med.	Máx.	Mín.	DP	Méd.	Med.	Máx.	Mín.	DP
Ba	0,70	0,26	0,13	1,59	0,00	0,36	0,35	0,19	1,58	0,04	0,41
Pb	0,01	0,004	0,003	0,018	0,001	0,004	0,005	0,004	0,015	0,001	0,004
Cu	2,00	0,001	0,002	0,015	0,001	0,006	0,001	0,001	0,004	0,000	0,001
Ni	0,07	0,001	0,001	0,007	0,000	0,002	0,001	0,002	0,004	0,001	0,001
F⁻	1,50	0,12	0,10	0,70	0,01	0,25	0,03	0,03	0,10	0,01	0,02
NO₂⁻	1 (N)	0,05	0,04	0,18	0,04	0,03	0,07	0,08	0,12	0,02	0,04
NO₃⁻	10 (N)	3,09	2,10	9,75	0,05	3,33	2,94	2,47	9,68	0,07	3,06
Par.	VMP	Zona Leste (seca)					Zona Leste (cheia)				
		Méd.	Med.	Máx.	Mín.	DP	Méd.	Med.	Máx.	Mín.	DP
Ba	0,70	0,33	0,15	2,03	0,05	0,52	0,54	0,32	3,12	0,10	0,72
Pb	0,01	0,005	0,004	0,009	0,002	0,002	0,005	0,004	0,017	0,002	0,004
Cu	2,00	0,002	0,002	0,008	0,001	0,002	0,005	0,004	0,025	0,001	0,007
Ni	0,07	0,002	0,002	0,007	0,000	0,002	0,003	0,003	0,009	0,001	0,003
F⁻	1,50	0,00	0,01	0,05	0,00	0,02	0,03	0,03	0,13	0,00	0,03
NO₂⁻	1 (N)	0,05	0,05	0,13	0,04	0,02	0,06	0,04	0,12	0,02	0,04
NO₃⁻	10 (N)	7,03	6,21	22,85	0,08	6,19	7,68	8,03	21,22	0,10	6,07

Legenda: Par.: parâmetro; VMP: valor máximo permitido; Méd.: média; Med.: mediana; Máx.: valor máximo; Mín.: valor mínimo; DP: desvio padrão; N: concentrações de nitrato como nitrogênio-nitrato; concentrações expressas em mg L⁻¹.

Observa-se que as médias das concentrações de todos os parâmetros potencialmente tóxicos analisados nas águas subterrâneas das zonas Norte e Leste de Manaus, nos dois períodos sazonais, encontram-se abaixo dos valores máximos permitidos pela Portaria

GM/MS nº 888/2021, indicando, sob o ponto de vista normativo, conformidade com os padrões de potabilidade.

Embora as médias estejam em conformidade com a legislação, observa-se a ocorrência de valores que ultrapassam os limites estabelecidos para alguns parâmetros, como bário (Ba), chumbo (Pb) e nitrato (NO_3^-), indicando a existência de pontos específicos com potencial comprometimento da qualidade da água subterrânea nessas zonas.

Quanto ao bário (Ba), nota-se que na Zona Norte, as concentrações médias foram de 0,26 mg L^{-1} no período seco e 0,35 mg L^{-1} no período chuvoso. Na Zona Leste, as médias foram de 0,33 mg L^{-1} (seca) e 0,54 mg L^{-1} (chuvosa). Os resultados obtidos são semelhantes aos reportados na literatura, ainda que acima dos valores reportados. No estudo de Gonçalves e Miranda (2014), por exemplo, foram registradas concentrações de Ba variando entre 0,01 e 0,03 mg L^{-1} em poços da rede RIMAS, evidenciando baixas concentrações desse parâmetro nessas águas.

Na Zona Norte, os valores de Ba variaram de 0,00 a 1,59 mg L^{-1} no período seco e de 0,04 a 1,58 mg L^{-1} no período chuvoso. Já na Zona Leste, foram observadas variações ainda mais expressivas, entre 0,05 e 2,03 mg L^{-1} na seca e de 0,10 a 3,12 mg L^{-1} no período chuvoso, caracterizando elevada variabilidade no conjunto de dados e pontos específicos que ultrapassam os limites legais.

Na Zona Norte, por exemplo, destacam-se os poços P11 (com 0,90 e 1,59 mg L^{-1} na seca; 1,14 e 1,58 mg L^{-1} no chuvoso) e P12 (0,63 e 0,62 mg L^{-1} na seca; 0,75 e 1,25 mg L^{-1} no chuvoso), indicando concentrações elevadas e persistentes ao longo das campanhas amostrais. Na Figura 21 e 22 tem-se as concentrações médias de cada ponto referente às duas campanhas de amostragem em cada período sazonal, nas duas zonas de estudo.

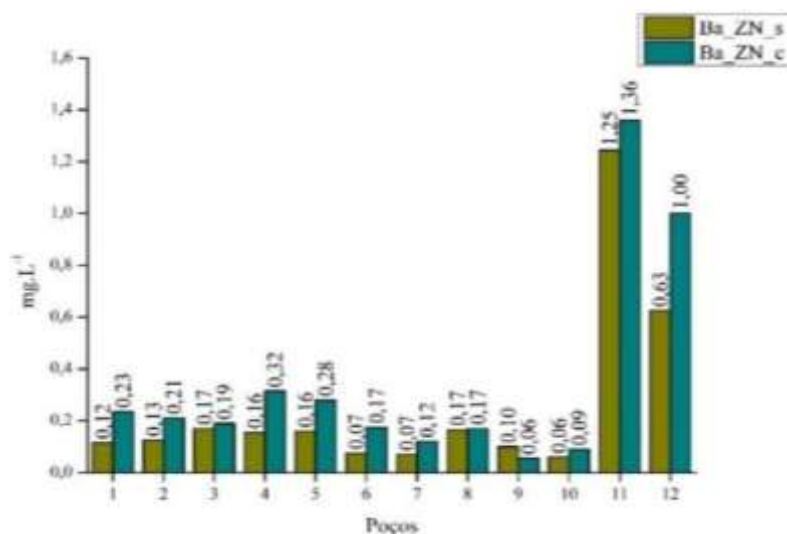


Figura 21 - Concentrações médias de bário (Ba) das amostras de água de poços tubulares nas zonas Norte períodos seco (s) e chuvoso (c) de Manaus.

Na Zona Leste, as excedências foram mais expressivas, com destaque para os poços P23 (1,84 e 2,03 mg L⁻¹ na seca; 1,88 e 3,12 mg L⁻¹ no chuvoso), P19 (0,79 mg L⁻¹ na seca e 1,71 mg L⁻¹ no chuvoso) e, em menor grau, P21 (até 0,60 mg L⁻¹). Observa-se que, especialmente no poço P23, há manutenção e intensificação das concentrações elevadas no período chuvoso.

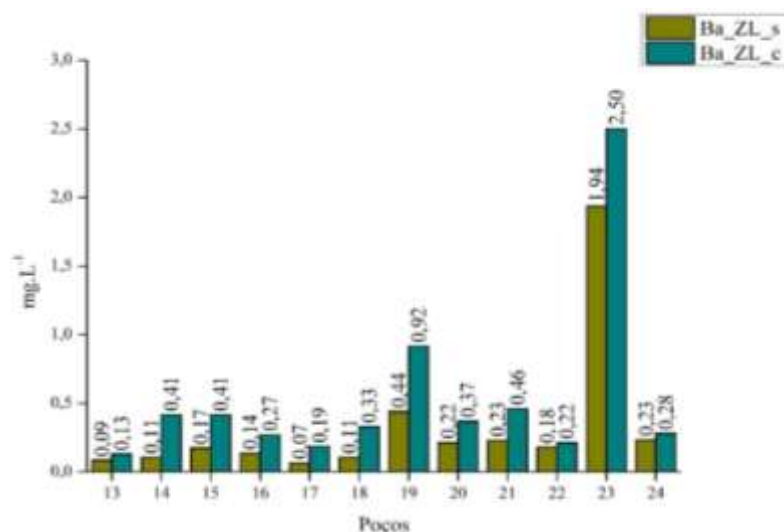


Figura 22 - Concentrações médias de bário (Ba) das amostras de água de poços tubulares na Zona Leste nas estações nos períodos seco (s) e chuvoso (c) de Manaus.

Esse comportamento indica que, embora o aquífero apresente, em geral, baixos teores de bário, existem pontos específicos com enriquecimento desse elemento, sugerindo controle por condições hidrogequímicas locais.

A elevação das concentrações durante o período chuvoso, principalmente na Zona Leste, pode estar associada à intensificação dos processos de lixiviação e mobilização desse íon, favorecidos pela recarga hídrica durante esse período.

Em relação ao chumbo (Pb), observa-se que, de modo geral, as concentrações médias nas duas zonas permaneceram dentro do limite máximo permitido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 (0,01 mg L⁻¹), com valores médios variando aproximadamente entre 0,004 e 0,005 mg L⁻¹, indicando conformidade com o padrão de potabilidade.

Resultados semelhantes foram reportados por Gonçalves e Miranda (2014), onde os autores registraram valores de 0,002 a 0,003 mg L⁻¹; evidenciando baixa concentração natural desse parâmetros nessa águas, reforçando que as concentrações registradas fazem parte do comportamento hidrogeoquímico regional.

Entretanto, apesar das médias mostrarem conformidade geral para as zonas estudadas, observar-se que determinados poços apresentaram valores próximos, e outros chegaram a ultrapassar o valor permitido, Figura 23. Na Zona Norte, por exemplo, o poço P12, apresentou concentrações entre 0,011 e 0,018 mg L⁻¹ no período seco e entre 0,013 e 0,015 mg L⁻¹ no período chuvoso, com médias de 0,008 e 0,010 mg L⁻¹, respectivamente. Além disso, o poço P05 apresentou valores próximos ao limite, atingindo médias de até 0,010 mg L⁻¹ no período chuvoso.

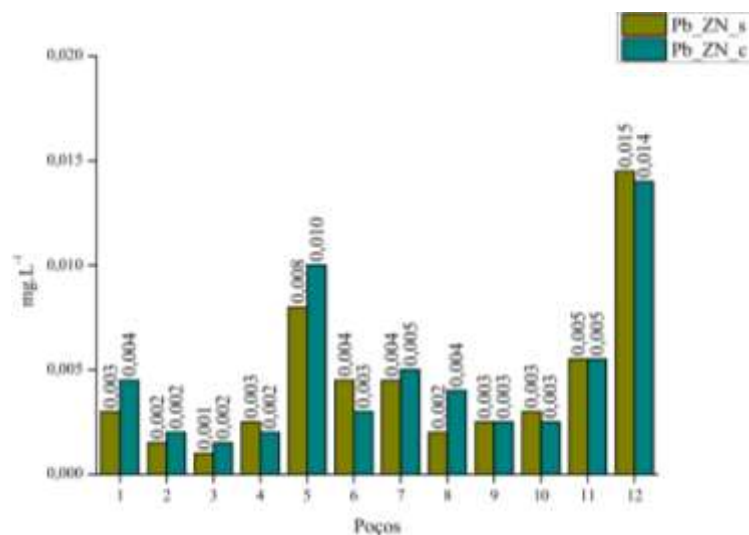


Figura 23 - Concentrações médias de chumbo (Pb) em águas de poços tubulares da Zona Norte, nos períodos seco (s) e chuvoso (c).

Na Zona Leste, o poço P23, apresentou concentrações entre 0,012 e 0,017 mg L⁻¹ no período chuvoso, com médias de 0,008 e 0,15 mg L⁻¹, respectivamente, ultrapassando o

limite. Outros poços, como P19, P20 e P21, apresentaram valores próximos ao limite, embora, na maioria das amostras, ainda dentro do padrão estabelecido, conforme se nota Figura 24.

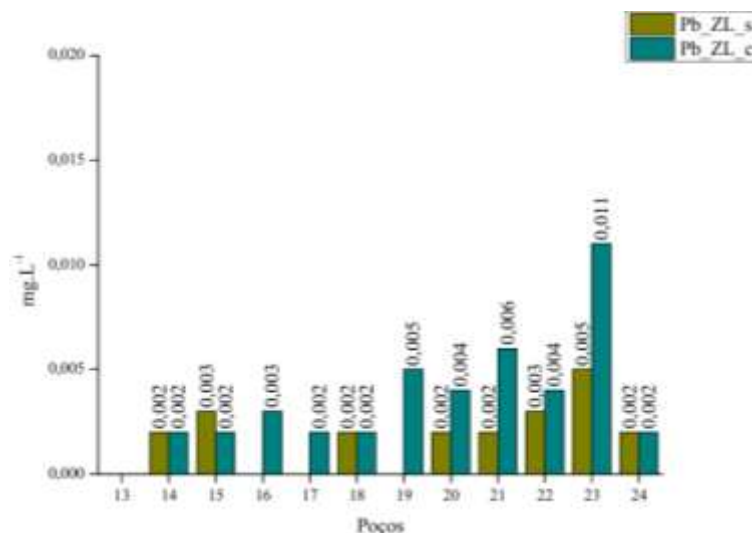


Figura 24 - Concentrações médias de chumbo (Pb) nas águas de poços tubulares da Zona Leste, nos períodos seco (s) e chuvoso (c).

Dessa forma, embora a análise por zona indique conformidade com os padrões legais, a avaliação pontual evidencia a existência de áreas com potencial risco à saúde humana, associadas a fontes localizadas de contaminação.

O cobre (Cu) evidencio concentrações baixas em ambas as zonas e períodos analisados. Na Zona Norte, as médias foram de 0,001 mg L⁻¹ tanto no período seco quanto no chuvoso, com valores máximos de 0,015 mg L⁻¹ (seca) e 0,004 mg L⁻¹ (chuvosa). Na Zona Leste, as médias foram de 0,002 mg L⁻¹ no período seco e 0,005 mg L⁻¹ no chuvoso. As concentrações permaneceram amplamente inferiores ao valor máximo permitido de 2,0 mg L⁻¹ estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, indicando conformidade com os padrões de potabilidade.

Valores semelhantes a este estudo foram observados por Gonçalves; Miranda (2014), onde os autores reportaram valores de 0,005 mg L⁻¹. As baixas concentrações de Cu podem estar associadas à reduzida mobilidade geoquímica desse elemento em águas naturais, uma vez que ele tende a ser adsorvido por argilominerais, óxidos de ferro e matéria orgânica presentes no meio aquífero, limitando sua permanência na fase dissolvida.

O níquel (Ni) também apresentou baixas concentrações nas duas zonas. Na Zona Norte, as médias foram de 0,001 mg L⁻¹ em ambos os períodos, com valores máximos de 0,007 mg L⁻¹ (seca) e 0,004 mg L⁻¹ (chuvosa), enquanto na Zona Leste, as médias variaram

de 0,002 mg L⁻¹ (seca) a 0,003 mg L⁻¹ (chuvosa), com máximos de 0,007 mg L⁻¹ e 0,009 mg L⁻¹, respectivamente, com valores inferiores ao máximo permitido de 0,07 mg L⁻¹ segundo a Portaria GM/MS nº 888/2021.

Para o fluoreto (F⁻) nota-se, de modo geral, baixas concentrações em ambas as zonas. Na Zona Norte, no período seco, registrou-se média de 0,11 mg L⁻¹, com valor máximo de 0,70 mg L⁻¹. No período chuvoso, observou-se redução expressiva da média (0,02 mg L⁻¹) e da variabilidade como valor máximo de 0,04 mg L⁻¹. Na Zona Leste, as concentrações mantiveram-se reduzidas em ambos os períodos, com valores máximos de 0,05 mg L⁻¹ (seca) e 0,13 mg L⁻¹ (cheia), todos inferiores ao valor máximo permitido de 1,5 mg L⁻¹ estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021.

Valores inferiores também foram reportados por Gonçalves e Miranda (2014), que registraram concentrações de fluoreto variando entre 0,004 e 0,005 mg L⁻¹ em águas subterrâneas da região.

Os íons nitrogenados apresentaram comportamento variável. O nitrito (NO₂⁻) apresentou baixas concentrações em ambas as zonas e períodos, com valores máximos inferiores a 0,50 mg L⁻¹, permanecendo abaixo do valor máximo permitido de 1,0 mg L⁻¹ como N-NO₂⁻ (Brasil, 2021).

Quanto ao nitrato (NO₃⁻), apresentou concentrações elevadas, com pontos apresentando concentrações superiores ao valor máximo permitido de 10 mg L⁻¹ (como N-NO₃⁻) conforme estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021 em ambos os períodos sazonais.

Na Zona Norte, as concentrações médias variaram de 13,68 mg L⁻¹ (3,09 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻) no período seco a 13,03 mg L⁻¹ (2,94 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻) no período chuvoso, com valores máximos de 43,17 mg L⁻¹ e 42,87 mg L⁻¹ (9,75 e 9,68 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻), respectivamente. Enquanto na Zona Leste, observou-se média de 31,14 mg L⁻¹ (7,04 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻) no período seco e 34,04 mg L⁻¹ (7,69 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻) no período chuvoso, com valores máximos de 101,28 mg L⁻¹ e 93,99 mg L⁻¹ (22,89 e 21,24 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻).

Os resultados obtidos neste estudo divergem do padrão historicamente reportado para a cidade de Manaus, uma vez que estudos anteriores indicam concentrações de nitrato significativamente inferiores às aqui observadas. Gonçalves e Miranda (2014), ao caracterizarem a composição hidroquímica de poços da rede RIMAS, reportaram

concentrações de NO_3^- com valores máximo de $5,40 \text{ mg.L}^{-1}$ ($1,22 \text{ mg.L}^{-1}$ como N-NO_3^-), considerando diferentes profundidades (30 a 93 m).

Silva e Silva (2007), em coletas realizadas no período de cheia, observaram concentrações variando entre $0,03$ e $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ como N-NO_3^-) na Zona Norte e entre $0,03$ e $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ (máximo de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ como N-NO_3^-) na Zona Leste.

Araújo, Hipólito e Waichman (2013) reportaram, valores médios de $2,37 \pm 1,89 \text{ mg L}^{-1}$ ($0,53 \pm 0,43 \text{ mg L}^{-1}$ como N-NO_3^-) na Zona Norte no período seco e $1,66 \pm 0,60 \text{ mg L}^{-1}$ ($0,37 \pm 0,13 \text{ mg L}^{-1}$ como N-NO_3^-) no período chuvoso, enquanto na Zona Leste os valores foram de $2,14 \pm 1,07 \text{ mg L}^{-1}$ ($0,37 \pm 0,13 \text{ mg L}^{-1}$ como N-NO_3^-) na seca e $0,60 \pm \text{mg L}^{-1}$ ($0,13 \pm 0,26 \text{ mg L}^{-1}$ como N-NO_3^-) na cheia.

Os valores de nitrato observados neste estudo, principalmente na Zona Leste, são superiores aos reportados na literatura para a região de Manaus, sugerindo influência de fontes antrópicas sobre a qualidade das águas subterrâneas nesses locais. As concentrações médias obtidas na Zona Norte são cerca de 2 a 6 vezes superiores às reportadas por Gonçalves e Miranda, enquanto na Zona Leste essa diferença é ainda mais expressiva, alcançando valores aproximadamente de 10 a 15 vezes.

Em condições naturais, o AAC na região de Manaus tende a apresentar baixas concentrações de nitrato, geralmente inferiores a 6 mg L^{-1} , conforme observado em estudos de caracterização hidroquímica (Gonçalves e Miranda, 2014). Nesse sistema, a presença de nitrato está associada principalmente à mineralização da matéria orgânica no solo, seguida por processos de nitrificação na zona não saturada. No entanto, os elevados valores médios observados neste estudo indicam a existência de aporte adicional de nitrato ao sistema aquífero, possivelmente relacionado à infiltração de efluentes domésticos.

Estudos indicam que concentrações de nitrato em águas subterrâneas geralmente se mantêm abaixo de 5 mg L^{-1} em condições naturais (Araújo; Hipólito; Waichman, 2013). Nesse contexto, os valores observados neste estudo reforçam a influência de fontes externas (antrópica) ao sistema geológico.

A elevada amplitude dos dados, associada aos desvios padrão observados, indica significativa heterogeneidade espacial das concentrações de nitrato nas áreas estudadas, evidenciando elevada variabilidade entre os poços amostrados nas duas zonas.

Na Zona Norte, as concentrações médias situaram-se em torno de 13 mg L⁻¹, enquanto valores pontuais atingiram 43 mg L⁻¹. Padrão semelhante foi observado na Zona Leste, com médias entre 31,14 e 34,04 mg L⁻¹ e valores máximos próximos a 100 mg L⁻¹, indicando a ocorrência de pontos com concentrações expressivamente superiores ao comportamento geral das áreas.

Na Zona Norte, observa-se a ocorrência de concentrações elevadas de nitrato em poços específicos, com destaque para P04, P11 e P12, conforme se nota Tabela 18.

Tabela 18 - Concentrações de nitrato (NO₃⁻) e equivalentes em nitrogênio na forma de nitrato (N-NO₃⁻) nos poços da Zona Norte com maiores concentrações observadas durante os períodos seco e chuvoso.

Poço	Per. seco (mg L ⁻¹)	Per. chuvoso (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	VMP (mg L ⁻¹)
P04	43,11/43,17	40,77/42,87	9,21/9,75	
P11	29,44/35,91	27,95/30,23	6,31/8,11	10
P12	23,21/40,18	21,92/34,54	4,95/9,07	

Legenda: Per.: período; VMP: Valor Máximo Permitido na forma de Nitrogênio-Nitrato, conforme a Portaria GM/MS nº 888/2021.

Nota: Os valores separados por barra correspondem às duas campanhas de amostragem realizadas em cada período sazonal. Os valores de N-NO₃⁻ representam a faixa de concentrações equivalentes calculadas a partir dos resultados de nitrato.

Um segundo grupo, composto pelos poços P02, P03 e P08, apresentou concentrações intermediárias, com valores entre 14,10 e 16,56 mg L⁻¹ (seco) e 17,14 a 18,08 mg L⁻¹ (chuvoso) para P02; entre 12,49 e 18,80 mg L⁻¹ (seco) e 11,32 a 11,92 mg L⁻¹ (chuvoso) para P03; e entre 13,93 e 14,03 mg L⁻¹ (seco) e 12,67 a 14,12 mg L⁻¹ (chuvoso) para P08. Esses valores são superiores ao padrão natural esperado para a região, indicando possível influência antrópica, ainda que estejam dentro do VMP.

Em contraste, os poços P05, P06, P07, P09 e P10 apresentaram concentrações, variando, em geral, abaixo de 3 mg L⁻¹, compatíveis com condições naturais do aquífero, como o poço P07 tendo as maiores concentrações (0,21 a 0,65 mg L⁻¹ no seco e 0,50 a 0,80 mg L⁻¹ no chuvoso).

Para a Zona Leste, observa-se um cenário mais crítico, caracterizado por maior variabilidade e predomínio de concentrações mais elevadas, conforme a Tabela. O poço P19 apresentou os maiores valores de todo o conjunto amostral, com concentrações entre 95,43 e 101,28 mg L⁻¹ no período seco e entre 93,68 e 93,99 mg L⁻¹ no período chuvoso, indicando possível fonte contínua de contaminação.

Tabela 19 - Concentrações de nitrato (NO_3^-) nos poços da Zona Leste com maiores concentrações observadas durante os períodos seco e chuvoso.

Poço	Per. seco (mg L^{-1})	Per. chuvoso (mg L^{-1})	N- NO_3^- (mg L^{-1})	VMP (mg L^{-1})
P21	43,35 / 56,64	57,00 / 58,80	9,79 / 13,27	10
P20	43,52 / 54,34	39,02 / 42,14	8,81 / 12,27	
P15	43,44 / 45,38	36,77 / 46,38	8,30 / 10,47	
P18	36,87 / 44,68	35,57 / 37,51	8,03 / 10,09	

Legenda: Per.: período; VMP: Valor Máximo Permitido na forma de Nitrogênio-Nitrato, conforme a Portaria GM/MS nº 888/2021.

Nota: Os valores separados por barra correspondem às duas campanhas de amostragem realizadas em cada período sazonal. Os valores de N- NO_3^- representam a faixa de concentrações equivalentes calculadas a partir dos resultados de nitrato.

O poço P14 apresentou comportamento sazonal distinto, com concentrações de 21,47 a 21,81 mg L^{-1} no período seco e aumento significativo para 52,93 a 54,36 mg L^{-1} no período chuvoso, sugerindo influência direta da recarga hídrica no transporte de nitrato nesse ponto.

Os poços P13, P23 e P24 apresentaram concentrações intermediárias, enquanto P16 e P17 exibiram valores baixos a moderados, com variações que indicam possível influência sazonal. O poço P22 apresentou os menores valores da Zona Leste (0,34 a 0,41 mg L^{-1} no período seco e 0,46 a 0,50 mg L^{-1} no chuvoso), compatíveis com condições naturais reportada na literatura regional.

Conforme se nota, a avaliação das concentrações de nitrato em relação aos limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 evidencia a ocorrência de poços com potencial risco à saúde humana, especialmente na Zona Leste. Os poços P19, P20, P21 e P14 apresentaram concentrações superiores ao valor máximo permitido de 10 mg L^{-1} como N- NO_3^- , indicando água imprópria para consumo humano sem tratamento adequado. O poço P19 apresentou concentrações entre 95,43 e 101,28 mg L^{-1} (21,56 a 22,89 mg L^{-1} como N- NO_3^-), enquanto o poço P21 variou de 43,35 a 56,64 mg L^{-1} (9,79 a 12,80 mg L^{-1} como N- NO_3^-), o poço P20 de 43,52 a 54,34 mg L^{-1} (9,83 a 12,28 mg L^{-1} como N- NO_3^-) e o poço P14 apresentou aumento de 21,47–21,81 mg L^{-1} (4,85–4,93 mg L^{-1} como N- NO_3^-) no período seco para 52,93–54,36 mg L^{-1} (11,96–12,28 mg L^{-1} como N- NO_3^-) no período chuvoso.

Adicionalmente, poços como P15, P18 e P23 apresentaram concentrações elevadas, próximas ao limite estabelecido, com valores variando de 43,44 a 45,38 mg L^{-1} (9,81 a 10,26 mg L^{-1} como N- NO_3^-) para P15, de 36,87 a 44,68 mg L^{-1} (8,33 a 10,09 mg L^{-1} como N- NO_3^-) para P18, e de 32,60 a 35,01 mg L^{-1} (7,36 a 7,92 mg L^{-1} como N- NO_3^-) para P23, configurando áreas de risco potencial.

Na Zona Norte, embora não tenham sido observados valores acima do limite, poços como P04, P11 e P12 apresentaram concentrações relativamente elevadas, variando de 40,77 a 43,17 mg L⁻¹ (9,21 a 9,75 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻) para P04, de 27,95 a 35,91 mg L⁻¹ (6,31 a 8,11 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻) para P11, e de 21,92 a 40,18 mg L⁻¹ (4,95 a 9,07 mg L⁻¹ como N-NO₃⁻) para P12.

A comparação entre os períodos seco e chuvoso evidencia comportamentos distintos entre as zonas estudadas, indicando ausência de um padrão sazonal único entre os parâmetros analisados. O bário (Ba) apresentou aumento nas concentrações médias em ambas as zonas, passando de 0,26 para 0,35 mg L⁻¹ na Zona Norte e de 0,33 para 0,54 mg L⁻¹ na Zona Leste. O chumbo (Pb) manteve-se praticamente estável, com médias de 0,004 para 0,005 mg L⁻¹ na Zona Norte e 0,005 mg L⁻¹ em ambos os períodos na Zona Leste.

O fluoreto (F⁻) apresentou redução na Zona Norte (0,12 para 0,03 mg L⁻¹) e aumento na Zona Leste (0,00 para 0,03 mg L⁻¹).

O nitrito (NO₂⁻) apresentou leve aumento em ambas as zonas, de 0,05 para 0,07 mg L⁻¹ na Zona Norte e de 0,05 para 0,06 mg L⁻¹ na Zona Leste, enquanto o nitrato (NO₃⁻) apresentou comportamento distinto, com leve redução na Zona Norte (13,68 para 13,03 mg L⁻¹) e aumento na Zona Leste (31,14 para 34,04 mg L⁻¹).

Entretanto, para uma avaliação mais assertiva acerca da influência sazonal sobre o conjunto de dados, torna-se necessária a aplicação de análises estatísticas inferenciais, a fim de verificar a significância das diferenças observadas entre os períodos.

A normalidade das diferenças pareadas entre os períodos seco e chuvoso foi aplicada previamente à aplicação dos testes estatísticos inferenciais, e os resultados estão descritos na Tabela 18.

Tabela 20 - P-valores dos testes de normalidade dos parâmetros.

Parâmetro	Zona Norte (p-valor)	Zona Leste (p-valor)
Ba	6,51 x 10 ⁻⁴	2,35 x 10 ⁻⁴
Pb	2,51 x 10 ⁻¹⁰	1,79 x 10 ⁻³
F ⁻	3,10 x 10 ⁻⁷	-
NO ₂ ⁻	4,57 x 10 ⁻⁴	0,14
NO ₃ ⁻	1,36 x 10 ⁻⁴	2,27 x 10 ⁻⁵

6.8.2 Estatística Inferencial

Os valores de p-valor obtidos para cada parâmetro encontram-se resumidos na Tabela 19. Para os conjuntos de dados que atenderam aos pressupostos de normalidade, foi utilizado o teste *t* pareado; nos casos em que esses pressupostos não foram atendidos, aplicou-se o teste não paramétrico de Wilcoxon. O nível de significância adotado foi de 5% ($\alpha = 0,05$). Parâmetros como cobre e níquel não entraram na análise estatística em virtude de seus valores por apresentarem menos de 60% dos dados válidos (consideraram-se como inválidos os valores iguais a zero após a correção pelo branco, bem como aqueles abaixo do limite de quantificação (LQ) do método).

Tabela 21 - Valores de p obtidos nos testes *t* e de Wilcoxon para avaliação da variação sazonal de íons inorgânicos e elementos-traço nas Zonas Norte e Leste de Manaus (AM).

	Zona Norte		Zona Leste	
	Teste <i>t</i> (seco x chuvoso)	Wilcoxon (seco x chuvoso)	Teste <i>t</i> (seco x chuvoso)	Wilcoxon (seco x chuvoso)
Ba		$1,48 \times 10^{-3}$	-	$1,18 \times 10^{-3}$
Pb	-	0,77		0,11
F ⁻	-	$1,9 \times 10^{-3}$	-	-
NO ₂ ⁻	-	0,15	0,17	
NO ₃ ⁻	-	0,80	-	0,99

Na Zona Norte, observou-se diferença estatisticamente significativa entre os períodos para o bário (Ba) e o fluoreto (F⁻), com valores de p inferiores a 0,05. Para o Ba, o teste de Wilcoxon indicou variação sazonal significativa com $p = 8,7 \times 10^{-3}$, sugerindo influência da sazonalidade hidrológica sobre suas concentrações, com tendência de maiores concentrações de Bário durante a estação chuvosa (média seco = 0,25 mg L⁻¹; média chuvoso = 0,35 mg L⁻¹).

Resultado semelhante foi observado para o fluoreto (F⁻) ($p = 1,9 \times 10^{-3}$), cujas concentrações médias foram significativamente menores no período chuvoso em relação ao período seco (0,03 e 0,12 mg L⁻¹, respectivamente). Esse comportamento pode estar associado ao efeito de diluição promovido pela recarga pluviométrica, reduzindo a concentração desse íon nas águas subterrâneas durante o período de maior precipitação.

Na Zona Leste, apenas o bário (Ba) apresentou diferença estatisticamente significativa entre os períodos ($p = 1,0 \times 10^{-3}$), que tal qual na Zona Norte, apresentou tendência de maiores concentrações durante a estação chuvosa.

Para os demais parâmetros, embora apresentem variações entre os períodos, as variações observadas podem estar associadas à variabilidade natural do sistema aquífero, bem como a fatores locais, não sendo possível afirmar a existência de influência significativa dos períodos hidrológicos sobre eles.

5.8 Análise de Correlação Linear entre os Parâmetros Hidrogeoquímicos

As análises foram realizadas separadamente para cada zona (Norte e Leste) e para cada período hidrológico (seco e chuvoso), resultando em quatro matrizes de correlação independentes. Embora os íons Ca^{2+} , K^+ e Mg^{2+} não tenham sido discutidos nos parâmetros de potabilidade, nas análises de correlação foram utilizados por influenciarem em parâmetros como STD, CE e possíveis correlações com outros parâmetros de interesse.

5.8.1 Zona Norte - Período Seco

Na Figura 25 observa-se a matriz de correlação da Zona Norte referente ao período seco.

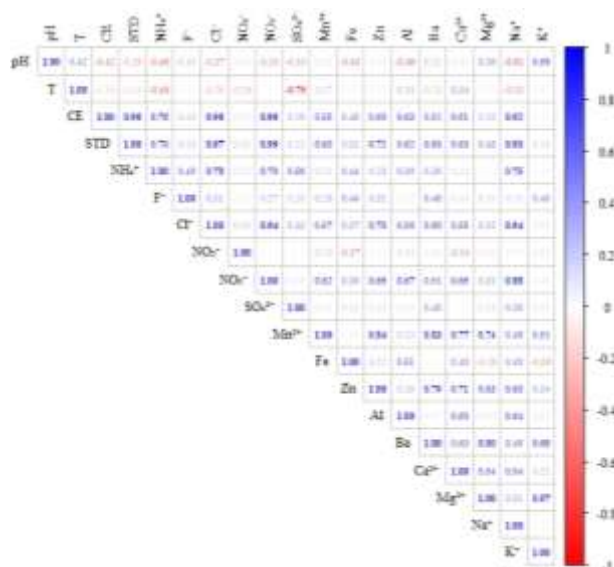


Figura 25 -Matriz de correlação da Zona Norte no período seco.

Observa-se correlação muito forte entre CE e STD ($r = 0,96$), confirmando que ambas as variáveis expressam a carga iônica total da água, sendo influenciadas principalmente por Cl^- , Na^+ , Zn , NH_4^+ , NO_3^- e Zn .

A mineralização das águas do AAC tende a ser predominantemente controlada por íons derivados do intemperismo mineral das rochas dos aquíferos, como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e

K⁺. Situação que pode ser evidenciada pela forte correlação entre Na⁺ e K⁺ ($r \approx 0,87$) e correlações moderadas entre Ca²⁺ e Mg²⁺ indicando possível origem comum relacionada ao intemperismo de minerais da matriz geológica e possíveis processos de troca iônica.

Entretanto, no presente estudo, destaca-se a forte associação do NH₄⁺ e NO₃⁻ com as variáveis que representam a carga iônica total. O nitrato não é derivado da dissolução da matriz geológica do aquífero, sendo sua presença em águas subterrâneas geralmente associada a processos do ciclo do nitrogênio, os quais são frequentemente intensificados por atividades antrópicas (Abanyie *et al.*, 2023; Ravindiran *et al.*, 2023). Assim, a elevada correlação entre NO₃⁻, Cl⁻ e Na⁺ indicar possíveis contribuições de fontes externas ao sistema geológico, como infiltração de efluentes domésticos.

Nota-se a associação do Ba²⁺ com Mn²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Zn²⁺, sugerindo influência dos processos naturais de interação água-rocha. Essa correlação pode estar relacionada ao intemperismo de minerais silicáticos e à interação com a fração argilosa do aquífero, uma vez que o bário é frequentemente associado a minerais portadores de potássio e pode permanecer adsorvido em argilominerais e óxidos metálicos. Dessa forma, os resultados indicam uma origem predominantemente geogênica para o Ba²⁺, sem evidências de contribuições significativas de fontes antrópicas ao sistema aquífero (Khan *et al.*, 2021; Gomes; Abreu, 2025).

Identificou-se ainda um segundo grupo de variáveis correlacionadas, composto principalmente por Mn²⁺, Fe, Zn, Al e Ba. A associação entre esses elementos sugere que eles possuem uma fonte comum, provavelmente relacionada aos materiais geológicos que compõem o Aquífero Alter do Chão. Dessa forma, a correlação observada indica que suas concentrações são controladas predominantemente por processos naturais de interação entre a água subterrânea e a matriz sedimentar do aquífero, caracterizando uma origem geogênica para esses constituintes (Rocha; Horbe, 2006; Silva; Silva, 2007).

De forma geral, os resultados do período seco na Zona Norte indicam a atuação concomitante de dois mecanismos principais de controle hidroquímico: (I) um componente associado à mineralização das águas, caracterizado pela associação entre Na⁺, Cl⁻ e NO₃⁻, sugerindo possível influência antrópica; e (II) um componente de natureza geogênica, representado pela associação entre Fe, Mn, Ba, Al e Zn, possivelmente relacionado às condições hidrogeoquímicas locais e aos processos naturais de interação água-rocha.

5.8.2 Zona Norte - Período Chuvoso

No período chuvoso, a matriz de correlação da Zona Norte (Figura 26) mantém a correlação positiva entre CE e STD, embora com redução da intensidade em comparação ao período seco, indicando possível efeito de diluição associado à recarga pluviométrica nesse período.

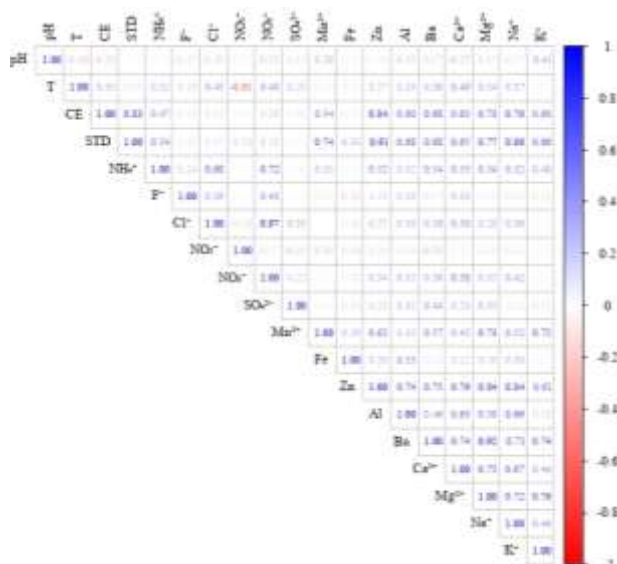


Figura 26 - Matriz de correlação da Zona Norte no período chuvoso.

Assim como observado anteriormente, a condutividade elétrica (CE) manteve correlação positiva com os sólidos totais dissolvidos (STD) ($r = 0,83$), confirmando seu papel como indicador da carga iônica total da água. No entanto, diferentemente do período seco, no qual a CE e STD apresentaram correlação muito forte com Cl^- , NH_4^+ e NO_3^- , no período chuvoso essas associações tornaram-se significativamente mais fracas, possivelmente ocasionado a influência da sazonalidade sobre a composição química das águas subterrâneas nessa zona.

Esse comportamento sugere que, durante o período de maior recarga pluviométrica, a influência desses íons sobre a mineralização total é atenuada, provavelmente em função do efeito de diluição promovido pela infiltração de águas meteóricas, como evidenciado na Tabela 14. Assim, embora o NO_3^- continue presente no sistema, sua contribuição relativa para a carga iônica total torna-se menos expressiva quando comparada ao período seco.

Entretanto, a correlação muito forte entre NO_3^- e Cl^- ($r = 0,97$) permaneceu muito forte nesse período, sugerindo que ambos os íons compartilham fonte comum, reforçando a hipótese de contribuição antrópica, tal qual se observa no período seco.

Além disso, observa-se também mudança no comportamento dos metais. No período seco, Mn^{2+} , Fe e Zn apresentaram correlações elevadas, sugerindo controle geoquímico associado a condições redutoras do aquífero.

Outro aspecto relevante é que, no período chuvoso, a CE apresentou correlações moderadas com Ca^{2+} ($r = 0,63$), Mg^{2+} ($r = 0,73$) e Ba^{2+} ($r = 0,68$), padrão mais compatível com controle por interação água-rocha. Esse resultado sugere que, sob maior influência de recarga, a mineralização da água tende a refletir de forma mais expressiva os processos naturais de dissolução mineral, diferentemente do período seco, no qual o sinal associado a $NO_3^- - Cl^- - Na^+$ foi predominante.

5.8.3 Zona Leste - Período Seco

A matriz de correlação da Zona Leste no período seco (Figura 27) apresenta maior número de correlações fortes quando comparada à Zona Norte, evidenciando maior heterogeneidade hidrogeoquímica.

Tal qual na Zona Norte a CE e STD apresentaram correlação muito forte ($r = 0,96$), reforçando o padrão de carga iônica total das águas subterrâneas, apresentando correlações muito fortes com os principais íons dissolvidos, destacando-se Cl^- ($r = 0,96$), Na^+ ($r = 0,96$), Ca^{2+} ($r = 0,83$) e Mg^{2+} ($r = 0,71$), pode refletir tanto processos de intemperismo mineral quanto trocas iônicas e dissolução de sais, constituindo os principais fatores de controle da mineralização iônica na Zona Leste durante o período seco.

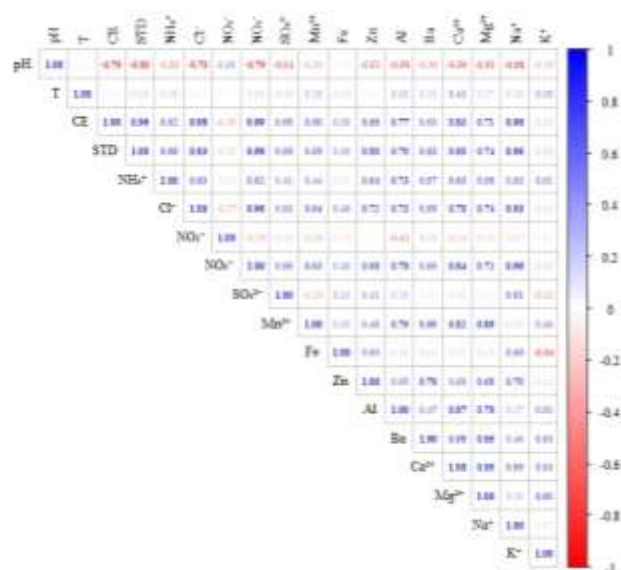


Figura 27 - Matriz de correlação da Zona Leste no período seco.

O nitrato (NO_3^-) apresentou correlação positiva muito forte com CE ($r = 0,99$) e STD ($r = 0,98$), favorecendo ainda mais a mineralização iônica na Zona Leste durante o período seco. Além disso, percebe-se correlações fortes entre NO_3^- e Cl^- ($r = 0,96$), e NO_3^- e Na^+ ($0,96$), evidenciando ações antropogênicas nessa zona, assim como observado na Zona Leste.

De forma semelhante ao observado na Zona Norte, identifica-se um agrupamento entre os metais Mn^{2+} , Fe, Zn e Al, com coeficientes de correlação elevados ($r = 0,75\text{--}0,87$), sugerindo que a mobilização desses metais está predominantemente relacionada a processos geoquímicos naturais, possivelmente vinculados a condições redutoras que favorecem a solubilização de Fe e Mn e, consequentemente, a liberação associada de Zn e Al a partir da matriz sedimentar do aquífero.

5.8.4 Zona Leste - Período Chuvoso

No período chuvoso, a matriz de correlação da Zona Leste (Figura 28) mostra manutenção das correlações entre CE, STD e íons maiores, embora com leve redução da intensidade em alguns pares, indicando efeito parcial de diluição. No entanto, diferentemente da Zona Norte, a estrutura geral das correlações permanece relativamente estável, sugerindo que a química das águas subterrâneas nessa zona é menos sensível à sazonalidade pluviométrica.

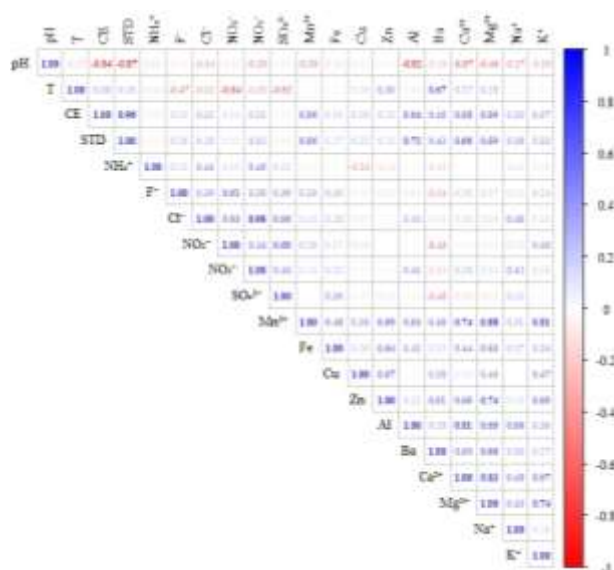


Figura 28 - Matriz de correlação da Zona Leste no período seco.

Na Zona Leste, durante o período chuvoso, observa-se novamente uma correlação forte entre CE e STD) ($r = 0,96$), ligados aos íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} e Al. No entanto, diferentemente do período seco, nota-se uma redução geral na intensidade das correlações entre CE/STD e alguns íons maiores, possivelmente efeito da diluição nesse período.

O nitrato (NO_3^-), que no período seco apresentava correlação moderada com CE e STD, mostrou no período chuvoso correlações ainda mais fracas com a carga iônica total indicando que sua distribuição espacial pode estar associada a fontes difusas e episódicas, fortemente influenciadas pela dinâmica da recarga.

De forma geral, os resultados do período chuvoso na Zona Leste indicam que a hidroquímica das águas subterrâneas é marcada por um possível efeito de diluição dos parâmetros analisados, que atenua as correlações observadas no período seco. Ainda assim, permanecem evidentes dois mecanismos principais de controle: (I) um componente de mineralização natural dominado por íons maiores (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e Cl^-), e (II) um componente geoquímico associado à mobilização de metais, favorecidas pelo aumento da recarga hídrica, como é possível observar também na zona Norte.

6.9 Parâmetros Bacteriológicos

A Figura 29 apresenta os resultados dos testes bacteriológicos nas águas subterrâneas das Zonas Norte e Leste de Manaus no período seco.

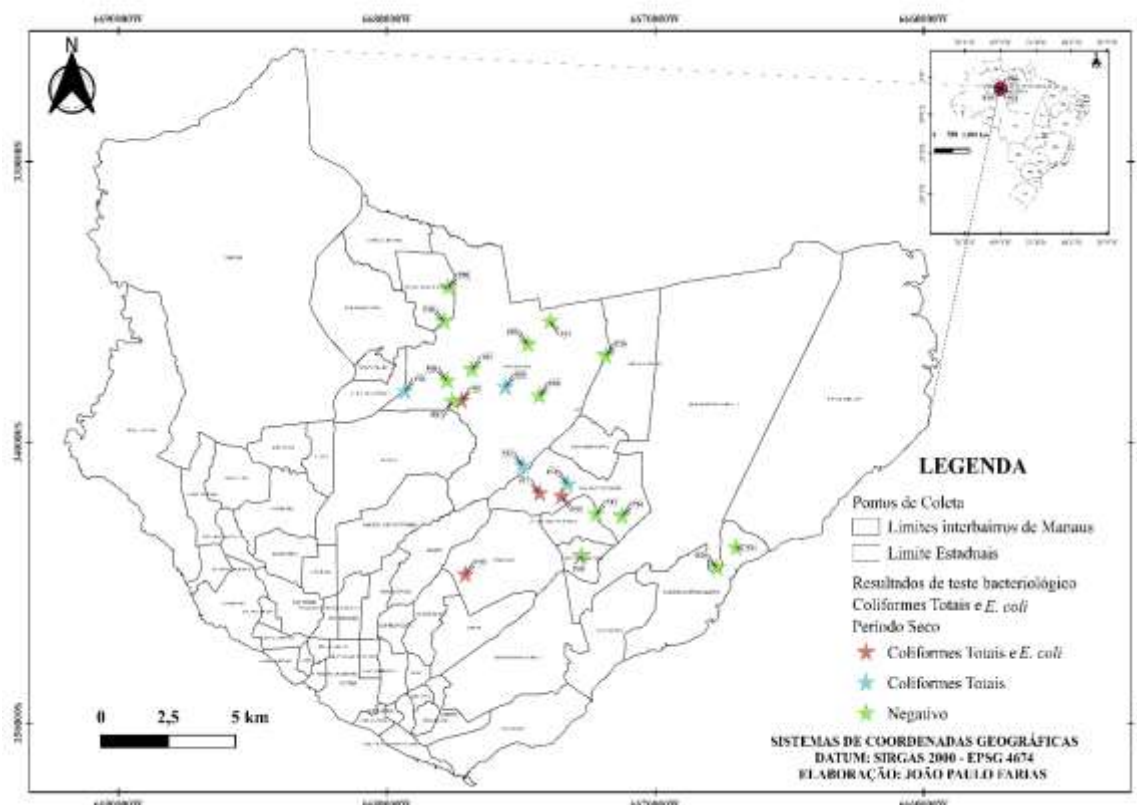


Figura 29 - Resultado do teste bacteriológico em poços das Zonas Norte e Leste de Manaus durante o período seco.

Dos 24 pontos amostrados, 8 pontos testaram positivo para coliformes totais (P1, P3, P5 e P12 na Zona Norte, e P15, P17, P18 e P22 na Zona Leste) dos quais 4 confirmaram a presença de *E. coli* (P1, P15, P17 e P22), indicando contaminação recente de origem fecal.

Observa-se que a maioria dos poços analisados apresentaram resultados negativos para os parâmetros microbiológicos avaliados, encontrando-se em conformidade com os padrões de potabilidade vigentes. Resultado semelhante foi reportado por Vasconcelos (2006), que verificou predominância de amostras negativas para coliformes totais e *E. coli* em poços da cidade de Manaus, indicando que a contaminação microbiológica em poços urbanos tende a ocorrer de forma localizada, como observado neste trabalho.

Na Figura 30 estão apresentados os resultados dos testes bacteriológicos referentes ao período chuvoso. Dos 24 pontos analisados, 5 pontos testaram positivo para coliformes

totais, sendo os pontos P4, P7 e P12 na Zona Norte, e os pontos P17 e P22 na Zona Leste. Entre essas amostras, 2 confirmaram resultado positivo para *E. coli* (P4 e P22).

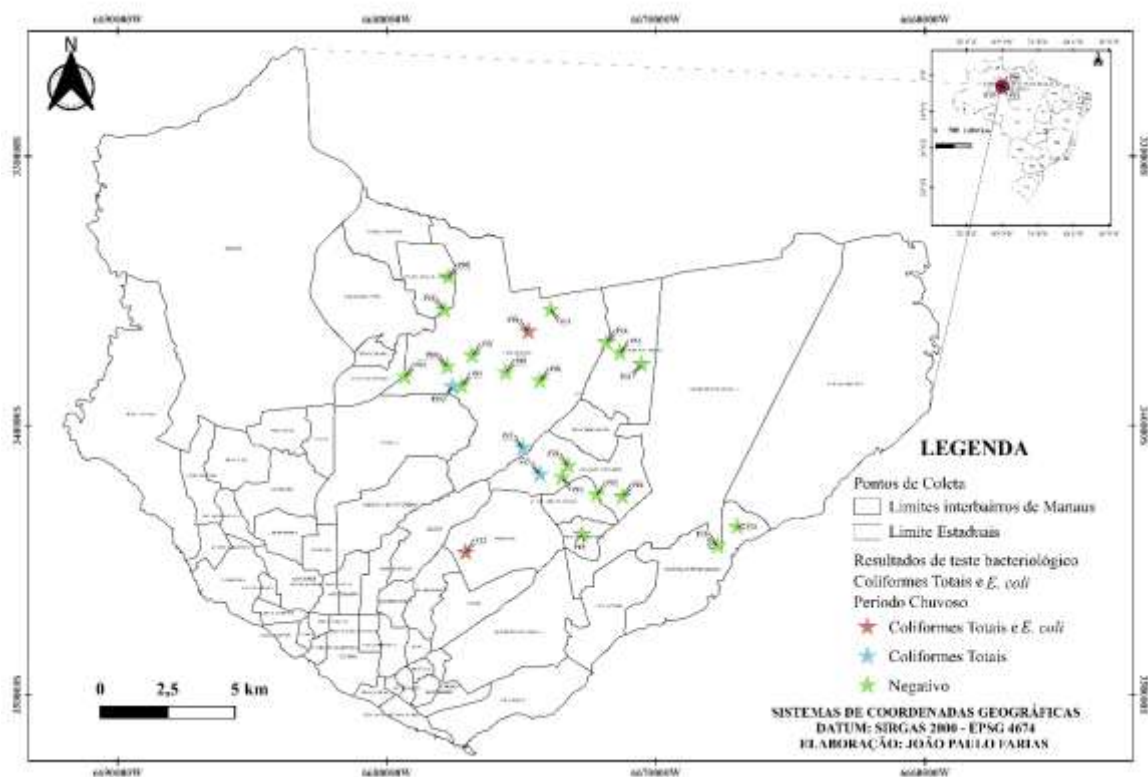


Figura 30 - Resultado do teste bacteriológico em poços das Zonas Norte e Leste de Manaus durante o período chuvoso.

De acordo com o disposto na Portaria GM/MS nº 888/2021, que estabelece os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, as amostras que apresentaram resultados positivos para coliformes totais e *E. coli* encontram-se em desconformidade com a legislação vigente, uma vez que a norma estabelece a ausência desses microrganismos em águas destinadas ao consumo humano (Brasil, 2021).

A comparação entre os períodos seco e chuvoso evidencia diferenças no comportamento da contaminação microbiológica, ainda que pequena. Observa-se redução no número de poços contaminados do período seco para o período chuvoso, passando de 8 pontos positivos para coliformes totais, sendo 4 com presença de *E. coli*, no período seco, para 5 pontos com coliformes totais e 2 com *E. coli* no período chuvoso. Esse resultado difere do trabalho realizado por Araújo, Hipolito e Waichman (2013) que observaram um aumento no número de amostras entre o período seco e chuvoso, com resultados superiores

no período chuvoso. Durante a cheia/chuvoso 91 amostras testaram positivas para coliformes enquanto no período seco foram registrados 37 amostras positivas.

Esse aumento no número positivo de pontos durante o período chuvoso, como observado no estudo de Araújo, Hipolito e Waichman, segundo os autores é atribuído a infiltração das águas pluviais nesse período, que pode favorecer o transporte de microrganismos por meio do escoamento superficial nos poços, especialmente em áreas urbanas com fontes potenciais de contaminação próximas aos pontos de captação de água.

Esse padrão foi observado em estudos de variação sazonal de contaminação microbiológica em águas subterrâneas, nos quais a frequência de coliformes totais e de *E. coli* aumentou durante a estação chuvosa devido à recarga e a mobilização de contaminantes biológicos pelo solo (Dey *et al.*;2022). Esse mecanismo pode explicar a ocorrência de resultados positivos no período chuvoso em poços que não apresentaram contaminação no período seco.

A análise comparativa entre os períodos seco e chuvoso revela um padrão heterogêneo de ocorrência de coliformes totais, caracterizado tanto por persistência quanto por alternância de resultados entre as estações. A permanência de contaminação em três poços (P12, P17 e P22), com destaque para o P22 que apresentou presença de *E. coli* em ambos os períodos, sugere a atuação de fontes contínuas de contaminação. Esse comportamento indica possível influência de fatores construtivos dos poços e/ou proximidade de fontes potenciais de poluição, principalmente para o poço P22.

Os resultados obtidos são semelhantes aos observados em estudos anteriores realizados em poços da região de Manaus, que também identificaram ocorrência pontual de contaminação microbiológica associada a fatores antrópicos. A literatura regional indica que a contaminação microbiológica em poços é frequentemente associada a fatores de uso e ocupação do solo, como infraestrutura sanitária inadequada dos poços e presença de fontes de contaminação superficiais próximas aos pontos de coleta (Araújo, Hipolito e Waichman, 2013; Lages, 2016; Silva, 2016).

Conforme estabelecido pela Associação Brasileira de Normas Técnicas, por meio da NBR 12244, os poços tubulares destinados à captação de água subterrânea devem atender a requisitos construtivos específicos que visam à proteção sanitária da estrutura. Entre as principais especificações, destacam-se a construção de laje de proteção impermeável, com

declividade do centro para a borda e a vedação hermética da boca do poço, a fim de impedir a infiltração de águas superficiais potencialmente contaminadas (ABNT, 2006).

De acordo com a referida norma, após a conclusão dos serviços de perfuração e revestimento, deve ser construída uma laje de concreto fundida no local, envolvendo o revestimento do poço. Essa laje deve apresentar espessura mínima de 10 cm, área não inferior a 1,0 m² e declividade direcionada para o escoamento externo. Além disso, a coluna de tubos deve permanecer saliente, no mínimo, 30 cm acima da superfície da laje (ABNT, 2006).

Verificou-se que alguns dos poços que apresentaram detecção de coliformes totais e *E. coli* não atendiam integralmente às recomendações técnicas de proteção sanitária estabelecidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 12244). Foram observadas condições como ausência de vedação adequada, acúmulo de água na base da estrutura e drenagem superficial ineficiente, evidenciando maior vulnerabilidade à infiltração de águas potencialmente contaminadas, conforme ilustrado na Figura 31.



Figura 31 - Condições estruturais observadas nos poços amostrados: (a) compartimento interno com acúmulo de água; (b) estrutura de proteção com presença de vegetação densa e vedação lateral insuficiente; (c) poço instalado diretamente no solo, sem base impermeável.

Observa-se na Figura 31 (a) poço apresentando acúmulo de água na base, decorrente da ausência de sistema de drenagem adequado e de vedação sanitária eficiente, condição que

compromete a proteção sanitária da estrutura e aumenta a vulnerabilidade à infiltração de águas superficiais potencialmente contaminadas.

Na Figura 31 (b), o poço encontra-se em área com declividade, desprotegido, sem vedação da base, condição que pode favorecer o escoamento superficial em direção à boca do poço. Na Figura 31 (c), verifica-se tubulação emergindo diretamente ao nível do solo, sem laje de proteção impermeabilizada ou selamento adequado ao redor da base, além de solo exposto e presença de resíduos no entorno, o que pode facilitar a infiltração de águas pluviais e o carreamento de contaminantes.

Na Figura 31 (d), observa-se que a laje de proteção do poço se encontra rachada, com a presença de um orifício (nota-se no círculo vermelho), condição que facilitar a entrada de água superficial e, conseqüentemente, de possíveis contaminantes para o interior da estrutura do poço.

Conforme discutido, essas deficiências estruturais aumentam a suscetibilidade à infiltração de águas superficiais potencialmente contaminadas, sobretudo em períodos chuvosos, podendo explicar parte da ocorrência pontual de contaminação microbiológica identificada neste estudo.

7 CONCLUSÃO

O presente trabalho avaliou a qualidade das águas subterrâneas provenientes de poços localizados nas Zonas Norte e Leste de Manaus (AM), nos períodos seco e chuvoso, por meio da análise de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e características organolépticas, com base nos limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021.

De modo geral, os resultados indicaram que a qualidade das águas subterrâneas apresenta conformidade com os padrões de potabilidade quando considerados os valores médios dos parâmetros físico-químicos, organolépticos, metais e íons inorgânicos potencialmente tóxicos.

Entretanto, a análise pontual dos dados evidenciou a ocorrência de valores elevados para alguns parâmetros. No caso do nitrato, as concentrações médias permaneceram abaixo do limite estabelecido pela legislação quando expressas na forma de nitrogênio (N-NO_3^-); contudo, foram observadas variações expressivas e valores elevados em pontos específicos, indicando possíveis fontes de contaminação. Adicionalmente, parâmetros como cloreto e sódio também apresentaram valores pontuais elevados para a região, sugerindo influências externas na qualidade das águas subterrâneas.

A detecção de coliformes totais e *Escherichia coli* em pontos específicos evidencia a ocorrência de contaminação microbiológica de forma localizada, indicando que, apesar de não ser generalizada, as águas subterrâneas apresentam vulnerabilidade à contaminação por fontes antrópicas, evidenciando o comprometimento estrutural dos poços.

Quanto às variações sazonais, a análise estatística indicou ausência de variação significativa para a maioria dos parâmetros avaliados entre os períodos seco e chuvoso. No entanto, diferenças estatisticamente significativas foram observadas para alguns parâmetros específicos, como temperatura, bário e ferro, em ambas as zonas; fluoreto e sódio, apenas na Zona Norte; e alumínio, na Zona Leste.

Diante desse cenário, destaca-se a necessidade de atenção à qualidade das águas subterrâneas em áreas urbanas, especialmente em regiões com deficiência de infraestrutura sanitária, considerando a vulnerabilidade desse recurso à contaminação por *E. coli*. Recomenda-se a continuidade do monitoramento hidroquímico e microbiológico, aliada à ampliação dos serviços de saneamento básico, como medidas essenciais para a proteção da qualidade da água e a redução de riscos à saúde pública.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12244:2006 — Poço tubular - Construção de poço tubular para captação de água subterrânea. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2006. Comitê: CB-177.

ABANYIE, S.; APEA, O. B.; ABAGALE, S. et al. Sources and factors influencing groundwater quality and associated health implications: a review. *Emerging Contaminants*, v. 9, p. 100207, 2023. DOI: 10.1016/j.emcon.2023.100207.

ABASCAL, E. *et al.* Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 810, p. 152233, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152233>.

ARALU, C. C. *et al.* Evaluating the seasonal variations of risks associated with potentially toxic elements in underground water sources near a dumpsite in Awka, Nigeria. **Journal of Hazardous Materials Advances**, [s. l.], v. 15, n. April, p. 100440, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100440>.

AHMED, H. Shafeeq. Correlation and causation for cardiothoracic surgeons: part 4—distinguishing relationships in data. **Indian Journal of Thoracic and Cardiovascular Surgery**, v. 41, n. 3, p. 371-380, 2025. <https://doi.org/10.1007/s12055-024-01889-1>.

AKHTAR, J.; SANA, A.; TAUSEEF, S. M. Review: Assessment and modeling of seawater intrusion in coastal aquifers of the Arabian Peninsula. **Hydrogeology Journal**, [s. l.], v. 31, n. 5, p. 1121–1145, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-023-02655-0>.

AGUIAR, C. J. B.; MOURÃO, M. A. A. Relatório diagnóstico aquífero Alter do Chão no Estado do Amazonas. Bacia sedimentar do Amazonas, CPRM, v. 6, 2012. Disponível em: <<https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/22245>>. Acesso em: 10 ago. 2025

ANA. Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no Brasil. Cadernos de Recursos Hídricos 5. Brasília: ANA, 2007. Disponível em: <https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/63346>. Acesso em: 8 ago. 2025.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (Brasil). Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano. Brasília: ANA, 2021. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso: 12 jun. 2024.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2024: informe anual / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Brasília: ANA, 2024. 154 p., il. Disponível em: <https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/106160>. Acesso em: 8 ago. 2025.

ARALU, C. C. *et al.* Evaluating the seasonal variations of risks associated with potentially toxic elements in underground water sources near a dumpsite in Awka, Nigeria. **Journal of Hazardous Materials Advances**, [s. l.], v. 15, n. April, p. 100440, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100440>.

ARAUJO, C. F.; HIPÓLITO, J. R.; WAICHMAN, A. V. Avaliação da qualidade da água de poço. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, [s. l.], v. 72, n. 1, p. 53–58, 2013. Disponível em: <https://www.ial.sp.gov.br/resources/insituto-adolf-lutz/publicacoes/rial/10/rial72_1_completa/artigos-separados/rial1542.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2024.

ARSLAN, A. H. *et al.* Discrimination of waterborne pathogens, *Cryptosporidium parvum* oocysts and bacteria using surface-enhanced Raman spectroscopy coupled with principal component analysis and hierarchical clustering. **Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, [s. l.], v. 267, 120475, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.saa.2021.120475>.

APHA-AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION.; AWWA – AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION.; WPCF – WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. Standard Methods of the experimentation of water and wastewater. 23. ed. LMC – Pharmabooks: Nova Iorque, 2017.

BENAISSA, C.; BOUHADI, B.; ROSSI, A. An assessment of the physicochemical, bacteriological quality of groundwater and the water quality index (WQI) used GIS in Ghis Nekor, Northern Morocco. [s. l.], v. 20, e01623, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2023.e01623>.

BOOCOCK, T. J. *et al.* A primary magmatic source of nitrogen to Earth's crust. **Nature Geoscience**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 521–526, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41561-023-01194-3>.

BORDIN, R. *et al.* Contaminação viral e bacteriana em águas subterrâneas na porção aflorante do Aquífero Guaraní, município de Ivoti, RS. **Rev. Ambient. Água**, [s. l.], v. 12, n. April, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2068>.

BRAGA, E. de A. S. *et al.* Classification of groundwater based on estimated total dissolved solids. **Aguas Subterraneas**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 1–7, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v35i2.30051>.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Panorama do Saneamento Básico do Brasil**. Disponível em: <<https://www.gov.br/cidades/pt-br/acao-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/panorama-do-saneamento-basico-do-brasil>>. Acesso em: 21 ago. 2024.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 de mai. 2021. p. 127. Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Padrão de potabilidade para substâncias orgânicas que representam risco à saúde. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 de mai. 2021. p. 127.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Surtos de Doenças de Transmissão Hídrica e Alimentar Informe - 2024**. Disponível em: <<https://www.gov.br/saude/pt-br/assuntos/saude-de-a-a-z/d/dtha/publicacoes/surtos-de-doencas-de-transmissao-hidrica-e-alimentar-no-brasilinforme-2024/view>>. Acesso em: 18 ago. 2024.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água. 150 p. 4. ed. Brasília: Funasa, 2013. Disponível em: <<http://www.saude.gov.br/bvs>>. Acesso em: 20 jun. 2024.

CAI, H. *et al.* Zinc homeostasis may reverse the synergistic neurotoxicity of heavy metal mixtures in *Caenorhabditis elegans*. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 868, n. October 2022, p. 161699, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161699>.

CAMPOS, É. D. A.; DA SILVA, I. F.; WARDEN, C. F. Exposure to metals in the adult population living in industrial areas: A systematic review of the literature. **Ciencia e Saude Coletiva**, [s. l.], v. 26, n. 6, p. 2253–2270, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-81232021266.07612019>.

CETESB. Apêndice E. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem. **Manual técnico. São Paulo**, 2016. Disponível em: < https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Apendice_C-Significado-ambiental-e-sanitario-das-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos-metodologias-analiticas-e-de-amostragem.pdf > . Acesso em: 10 mar. 2025.

CHAMBERS, T. *et al.* Nitrate contamination in drinking water and adverse birth outcomes : emerging evidence is concerning for NZ. **Public Health Expert Briefing**, [s. l.], n. May, 2021. Disponível em: <https://www.phcc.org.nz/briefing/nitrate-contamination-drinking-water-and-adverse-birth-outcomes-emerging-evidence>. Acesso em: 10 ago. 2024.

CHAYSIRI, R.; CHINVIRIYASIT, W.; LOUIS, G. E. Optimal control strategies for water, sanitation, and hygiene in mitigating spread of waterborne diseases. **Journal of Process Control**, [s. l.], v. 133, n. November 2023, 103132, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jprocont.2023.103132>.

CHEN, H. *et al.* Interactive and joint effects of toxic metals and oxidative balance score on the risk of mortality in adults with NAFLD. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 293, n. 16766, p. 117958, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.117958>.

CHOWDHURY, A. N. *et al.* Heavy metal (Pb, Cd and Cr) contamination and human health risk assessment of groundwater in Kuakata, southern coastal region of Bangladesh. **Geosystems and Geoenvironment**, [s. l.], v. 4, n. 1, p. 100325, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2024.100325>.

COSTA SANTOS, R. *et al.* Assessing nitrate contamination in groundwater for public supply: A study in a small Brazilian town. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 25, n. June 2023, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101084>.

COSTA, A. da; WAICHMAN, A.; SANTOS, E. dos. Uso e Qualidade da Água Subterrânea na Cidade de Manaus. **Águas Subterrâneas**, XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. [s. l.], p. 1–18, 2004. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.emnuvens.com.br/asubterraneas/article/view/23658>>. Acesso em: 8 ago. 2025.

COUSO-PÉREZ, S. *et al.* Removal of the waterborne parasite *Cryptosporidium parvum* from drinking water using granular activated carbon. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 11, n. 6, 111185, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111185>.

Cunha *et al.* Bacia do Amazonas. **Boletim de Geociências da PETROBRAS**, v. 15, n. 2, p. 227-251, 2007. Disponível em: <https://bgp.petrobras.com.br/bgp/article/view/307>. Acesso em: 8 ago. 2025.

CUSTODIO, M. *et al.* Data on the detection of essential and toxic metals in soil and corn and barley grains by atomic absorption spectrophotometry and their effect on human health. **Chemical Data Collections**, [s. l.], v. 32, 100650, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cdc.2021.100650>.

COHEN, A. *et al.* Drinking water sources, quality, and associated health outcomes in Appalachian Virginia: A risk characterization study in two counties. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, [s. l.], v. 260, n. January, 2024.

DELAUNAY, N. *et al.* Hydrogeochemical characterization and indicators of anthropogenic influence in groundwater around Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, [s. l.], v. 148, n. September, p. 105175, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2024.105175>.

DEY, Uttiya *et al.* Influence of hydrology and sanitation on groundwater coliform contamination in some parts of western bengal basin: implication to safe drinking water. **Frontiers in Water**, v. 4, p. 875624, 2022. doi: 10.3389/frwa.2022.875624.

DEVI, S. *et al.* Environmental factors modulating protein conformations and their role in protein aggregation diseases. **Toxicology**, [s. l.], v. 465, n. August 2021, p. 153049, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tox.2021.153049>.

NASCIMENTO, T. S. do *et al.* Methemoglobinemia: from diagnosis to treatment. **Revista brasileira de anestesiologia**, [s. l.], v. 58, n. 6, p. 651–664, 2008. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19082413>.

FETH, John H. **Chloride in Natural Continental Water: A Review**. Alexandria: U.S. Geological Survey, 1981. 30 p. Disponível em: <https://doi.org/10.3133/wsp2176>.

FERREIRA, D. C. *et al.* Investment in drinking water and sanitation infrastructure and its

impact on waterborne diseases dissemination: The Brazilian case. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 779, 146279, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146279>.

FERREIRA, M. da S. *et al.* Risk assessment of trace elements pollution of Manaus urban rivers. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 709, p. 134471, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134471>.

FILHO, E. A. de S.; ALVES, S. B. da S. M. ANÁLISE DAS CONDIÇÕES DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA CIDADE DE MANAUS-AMAZONAS. **GEOFRONTER**, [S. l.], v. 8, 2022. DOI: 10.61389/geofronter.v8.7092. Disponível em: <<https://periodicosonline.uems.br/GEOF/article/view/7092>>. Acesso em: 8 ago. 2025.

FIOR, S.; VIANELLI, A.; GEROLA, P. D. A novel method for fluorometric continuous measurement of β -glucuronidase (GUS) activity using 4-methyl-umbelliferyl- β -d-glucuronide (MUG) as substrate. **Plant Science**, [s. l.], v. 176, n. 1, p. 130–135, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2008.10.001>.

FLAVIA, L. *et al.* Metals and emerging contaminants in groundwater and human health risk assessment. **Environmental science and pollution research international**, 26(24) [s. l.], p. 24581–24594, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05662-5>

FULKE, A. B.; RATANPAL, S.; SONKER, S. Understanding heavy metal toxicity: Implications on human health, marine ecosystems and bioremediation strategies. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 206, n. July, p. 116707, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116707>.

GONÇALES, S. C. B; MIRANDA, J. S. N. Caracterização da qualidade das águas subterrâneas do Aquífero Alter do Chão, estudos de caso das estações da rede de monitoramento de águas subterrâneas (rimas–CPRM) no município de Manaus-AM. **Águas Subterrâneas**, 2014. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28381/18476>>. Acesso: 8 ago. 2025.

GOULA, B. *et al.* Assessment of the bacteriological quality and nitrate pollution risk of Quaternary groundwater in the southern part of Abidjan District (Côte d'Ivoire). **Journal**

of **Hydro-environment Research**. [s. l.], v. 6, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jher.2012.05.001>.

GOMES, T.; ABREU, A. Origem e background da anomalia de bário nas águas subterrâneas do Complexo Alcalino Carbonatítico do Barreiro - Araxá - MG. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 10–0, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.21168/reg.v22e10>.

HEM, John D. **Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water**. 3. ed. Alexandria: U.S. Geological Survey, 1985. 263 p. Disponível em: <https://doi.org/10.3133/wsp2254>.

HEERY, B. *et al.* ColiSense, today's sample today: A rapid on-site detection of β -d-Glucuronidase activity in surface water as a surrogate for E. coli. **Talanta**, [s. l.], v. 148, p. 75–83, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.talanta.2015.10.035>.

HERPHS, L. S. *et al.* Análises físico-químicas e microbiológicas da água destinada ao consumo humano em instituições públicas de ensino da cidade de Porto Seguro - BA. **Revista Tecnologia e sociedade**, [s. l.], v. 19, n. 55, p. 329–344, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3895/rts.v19n55.13305>.

HIRATA, R. *et al.* As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil. [s. l.], v. 6, 2012.

HIRATA, Ricardo *et al.* As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil. São Paulo: Universidade de São Paulo / Instituto de Geociências, 2019. ISBN digital 978-85-63124-07-4. Disponível em: doi: <https://doi.org/10.11606/9788563124074>.

HORNUNG, R. W.; REED, L. D. Estimation of average concentration in the presence of nondetectable values. **Applied occupational and environmental hygiene**, v. 5, n. 1, p. 46–51, 1990. <https://doi.org/10.1080/1047322X.1990.10389587>.

HOQUE, M. M. *et al.* Exploration of trace elements in groundwater and associated human health risk in Chattogram City of Bangladesh. **Heliyon**, [s. l.], v. 10, n. 15, p. e35738, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e35738>.

HOUTHUIJS, D. *et al.* Assessment of drinking water safety in the Netherlands using nationwide exposure and mortality data. **Environment International**, [s. l.], v. 166, n. June,

p. 107356, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107356>.

IOLASCON, A. *et al.* Recommendations for diagnosis and treatment of methemoglobinemia. **American Journal of Hematology**, [s. l.], v. 96, n. 12, p. 1666–1678, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ajh.26340>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Boletim Estados e Municípios. 2022. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/am/manaus/panorama>>. Acesso em: 23 mai. 2025.

INCA. Instituto Nacional de Câncer (Brasil). Metais pesados, câncer e os riscos ambientais/ Instituto Nacional de Câncer. – Rio de Janeiro: INCA, 2024. Disponível em: <<https://ninho.inca.gov.br/jspui/handle/123456789/15363>> Acesso em: 10 mar. 2025.

INCA. Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva. Ambiente, trabalho e câncer : aspectos epidemiológicos, toxicológicos e regulatórios / Instituto Nacional de Câncer José Alencar Gomes da Silva. Rio de Janeiro : INCA, 2021. Disponível em: <<https://www.inca.gov.br/publicacoes/livros/ambiente-trabalho-e-cancer-aspectos-epidemiologicos-toxicologicos-e-regulatorios>>. Acesso em: 15 mar. 2025.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normal Climatológica de Manaus. Disponível em: <<https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/DF/83377>>. Acesso em: 12 ago. 2024.

ITB. Instituto Trata Brasil. **Painel Saneamento Brasil** – Manaus. Disponível em: <https://www.painelsaneamento.org.br/localidade/evolucao?id=130260&L%5Bi%5D=INT_VH>. Acesso em: 18 ago. 2024.

ITB. Instituto Trata Brasil. Ranking do Saneamento 2024: 100 Maiores Cidades – com base no SNIS 2022. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2024. Disponível em: <<https://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento>>. Acesso em: 14 jul. 2025

ISUKURU, E. J. *et al.* Nigeria's water crisis: Abundant water, polluted reality. **Cleaner Water**, [s. l.], v. 2, n. May, p. 100026, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.clwat.2024.100026>.

JACOBSEN, B. H.; HANSEN, B. Science of the Total Environment Health-economic valuation of lowering nitrate standards in drinking water related to colorectal cancer in

Denmark. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 906, n. September 2023, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167368>.

JAYDHAR, A. K. *et al.* Hydrogeochemical evaluation and corresponding health risk from elevated arsenic and fluoride contamination in recurrent coastal multi-aquifers of eastern India. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 369, n. March, p. 133150, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133150>.

KALYANA, E.; NOTODARMOJO, S.; RETNO, R. Groundwater for Sustainable Development Investigating dominant factors of coliform contamination in shallow groundwater : A logistic regression and AHP approach. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 27, n. February, p. 101384, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101384>.

KALEEM, M. *et al.* Discrete geochemical behavior of Sr and Ba in the groundwater of Southern Mor Range, Balochistan, a tracer for igneous and sedimentary rocks weathering and related environmental issues. **Applied Geochemistry**, [s. l.], v. 130, n. December 2020, p. 104996, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.104996>.

KHAIRUNNISA, D.; HENDRAWAN, D. I.; FACHRUL, M. F. The presence of E. coli as Bio-indicator of groundwater pollution in Tanah Sareal District, Bogor City, Indonesia. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, [s. l.], v. 1098, n. 5, p. 052064, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1098/5/052064>.

KHAN, F. M.; GUPTA, R.; SEKHRI, S. Superposition learning-based model for prediction of E.coli in groundwater using physico-chemical water quality parameters. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 13, n. March 2020, p. 100580, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100580>.

KIM, J. J.; KIM, Y. S.; KUMAR, V. Heavy metal toxicity: An update of chelating therapeutic strategies. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, [s. l.], v. 54, n. May, p. 226–231, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.05.003>.

KOUSER, B.; VERMA, O. Health risk assessment of groundwater contamination in the Union Territory of Jammu and Kashmir, northern India. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, [s. l.], v. 42, p. 100585, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2024.100585>.

KOUAIED, A. *et al.* Groundwater recharge zone mapping in a coastal mediterranean aquifer applying fuzzy and analytical hierarchy process and frequency ratio: A case study of northeast Tunisia. **Journal of African Earth Sciences**, [s. l.], v. 224, n. January, 2025.

LAFONTAINE, A. *et al.* Chronic exposure to drinking water nitrate and trihalomethanes in the French CONSTANCES cohort. **Environmental Research**, [s. l.], v. 259, n. July, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119557>.

LATCHMORE, T. *et al.* Assessing the risk of acute gastrointestinal illness attributable to three enteric pathogens from contaminated private water wells in Ontario. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, [s. l.], v. 248, n. July 2022, p. 114077, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114077>.

LAGES, A. da S. Sistema aquífero grande Amazônia: um estudo sobre a composição química das águas das cidades de Itacoatira e Manacapuru-AM. 2016. 86 f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2016. Disponível em: < <http://tede.ufam.edu.br/handle/tede/5476> >. Acesso em: 10 de jun. 2025.

LIN, L. *et al.* Nitrate contamination in drinking water and adverse reproductive and birth outcomes : a systematic review and meta - analysis. **Scientific Reports**, [s. l.], p. 1–18, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-27345-x>.

MA, J. Y. *et al.* Waterborne protozoan outbreaks: An update on the global, regional, and national prevalence from 2017 to 2020 and sources of contamination. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 806, p. 150562, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150562>.

MAJUMDAR, T. *et al.* Outbreak of waterborne acute diarrheal disease in a South District village of Tripura: A public health emergency in the Northeast region of India. **Heliyon**, [s. l.], v. 10, n. 11, p. e31903, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e31903>.

MAKRIS, K. F. *et al.* The potential of near real-time monitoring of β -d-glucuronidase activity to establish effective warning systems in urban recreational waters. **Environmental Science: Water Research and Technology**, [s. l.], v. 9, n. 12, p. 3257–3268, 2023. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1039/d3ew00141e>.

MISHRA, PRABHKER. *et al.* Descriptive statistics and normality tests for statistical data. **Annals of cardiac anaesthesia** vol. 22,1 (2019): 67-72. https://doi.org/10.4103/aca.ACA_157_18.

MILLAR, G. J.; COUPERTHWAIT, S. J.; MOODLIAR, C. D. Strategies for the management and treatment of coal seam gas associated water. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s. l.], v. 57, p. 669–691, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.087>.

MITRA, S. *et al.* Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. **Journal of King Saud University - Science**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 101865, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>.

MOHAN, I. *et al.* Pollution indices and correlation of heavy metals contamination in the groundwater around brick kilns in Jammu and Kashmir, India. **Heliyon**, [s. l.], v. 10, n. 6, p. e27869, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27869>.

MONTROSS, G. G. *et al.* Nitrogen production from geochemical weathering of rocks in southwest Montana, USA. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, [s. l.], v. 118, n. 3, p. 1068–1078, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jgrg.20085>.

NASSRI, I. *et al.* The influence of geochemical and physicochemical factors on the spatial variation of the abundance of bacteriological contaminants in the groundwater of a Bouregreg watershed in Morocco. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 30, n. March, p. 101481, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2025.101481>.

NEILL, C. *et al.* Hydrological and biogeochemical processes in a changing Amazon: results from small watershed studies and the large-scale biosphere-atmosphere experiment. **Hydrological Processes, Hoboken**, v. 20, n. 12, p. 2467–2476, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.6210>.

O'TOOLE, D. K.; CHIANG, M. M. P. The use of MUG supplement to detect *Escherichia coli* by the multiple tube method in marine waters of Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 38, n. 10, p. 921–924, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00097-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00097-1).

PEREIRA, M.; CARMEN BARTOLOMÉ, M.; SÁNCHEZ-FORTÚN, S. Influence of pH on the survival of *Dictyosphaerium chlorelloides* populations living in aquatic environments

highly contaminated with chromium. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 98, p. 82–87, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.020>.

PITA, R. C. dos As. *et al.* Sistema aquífero Alter do Chão a oeste da cidade de Manaus (AM): processos hidrogeoquímicos, origem da salinidade e relações com aquíferos adjacentes. **Geologia USP. Série Científica**, v. 18, n. 1, p. 273-296, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v18-134253>.

PREETHI, B. *et al.* Health risks due to geogenic and anthropogenic influences on groundwater quality in Southern India's hard rock terrain. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 274, n. March, p. 107762, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2025.107762>.

RAHMAN, Z.; SINGH, V. P. The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. **Environ Monit Assess.** [s. l.], 2019 Jun 8;191(7):419. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7528-7>.

RAJPUT, U.; SWAMI, D.; JOSHI, N. Geospatial analysis of toxic metal contamination in groundwater and associated health risks in the lower Himalayan industrial region. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 938, n. May, p. 173328, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173328>.

RATANDEEP *et al.* Unravelling groundwater contamination and health-related implications in semi-arid and cold regions of India. **Journal of Contaminant Hydrology**, [s. l.], v. 261, n. December 2023, p. 104303, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104303>.

RHODEN, K. *et al.* Twenty years of waterborne and related disease reports in Florida, USA. **One Health**, [s. l.], v. 13, n. February, p. 100294, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2021.100294>.

RIBEIRO, M. de N. G. Aspectos climatológicos de Manaus. **Acta amazonica**, v. 6, n. 2, p. 229-233, 1976. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-43921976062229>.

RICHARDS, J. *et al.* Nitrate contamination in drinking water and colorectal cancer : Exposure assessment and estimated health burden in New Zealand. **Environmental Research**, [s. l.], v. 204, n. PC, p. 112322, 2022. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112322>.

RICHIARDI, L. *et al.* Are Indicator Microorganisms Predictive of Pathogens in Water?. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 15, n. 16, p. 1–30, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w15162964>.

RINANTI, et. . al. Groundwater Quality Study Based on the Existence of Escherichia coli as Bioindicator Groundwater Quality Study Based on the Existence of Escherichia coli as Bioindicator. **Conference Series: Earth and Environmental Science**. [s. l.], v. 754 012029, 2021. Disponível em: <https://doi.org/1088/1755-1315/754/1/012029>.

ROCHA, L. C. R. da; HORBE, A. M. C. Contaminação provocada por um depósito de lixo no aquífero Alter do Chão em Manaus - AM. **Acta Amazonica**, [s. l.], v. 36, n. 3, p. 307–312, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000300003>.

RAVINDIRAN, G.; RAJAMANICKAM, S.; SIVARETHINAMOHAN, S. et al. A review of the status, effects, prevention, and remediation of groundwater contamination for sustainable environment. *Water*, v. 15, n. 20, p. 3662, 2023. DOI: 10.3390/w15203662.

SANTANA, G. P.; ZEFERINO, V. de O. L. Avaliação Da Qualidade Das Águas Subterrâneas Usadas Em Escolas Da Rede Estadual De Ensino De Manaus. **Caminhos de Geografia - revista on line**, [s. l.], v. 9, n. 25, p. 24–36, 2008. Disponível em: <<http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html>>. Acesso em: 21 abr. 2025.

SEDECTI. Secretaria de Desenvolvimento, Ciência, Tecnologia e Inovação (SEDECTI). **População Estimada por Bairro de Manaus - AM**. 2021. Disponível em: <<https://www.seducti.am.gov.br/wpcontent/uploads/2021/09/>>. Acesso em: 12 mai. 2025.

SINISA. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. Relatório de Indicadores de Módulo de Esgoto – Manaus. Ano atual: 2024 / Ano de referência: 2023. Disponível em: <<https://indicadores-sinisa-2025.cidades.gov.br/dashboard?modulo=esgoto>>. Acesso em: 21 abr. 2025.

SINIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto: Visão Geral ano de referência 2022. Brasília, dezembro de 2023. Disponível em: <www.gov.br/cidades>. Acesso em: 10 ago. 2024.

SILVA, Adelbani Braz da. Evolução química das águas subterrâneas. **Águas Subterrâneas**, [s. l.], v. 7, n. 1, 1984. Disponível em:

<https://doi.org/10.14295/ras.v7i1.11253>.

SILVA, M. L. da. **ÁGUA MINERAL: Região Metropolitana de Manaus**. Manaus: Valer; Fapeam; Inpa, 2016. 284 p. ISBN 978-85-7512-797-1.

SILVA, M. L. da S.; BONOTTO, D. M. Caracterização hidrogeoquímica na Formação Alter do Chão, município de Manaus (AM). **Águas Subterrâneas**, [S. l.], 2000. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/24334>>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SILVA, M. L. da; S. M. do S. R. da. Perfil da qualidade das águas subterrâneas de Manaus. **Holos environment**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 01-15, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/holos.v7i1.969>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SILVA FILHO, C. R. **Caracterização litoquímica e petrográfica dos arenitos da Formação Alter do Chão na região de Manaus**. 2009. 118 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2009.

SOUZA, E. L. de. *et al.* Síntese da hidrogeologia nas bacias sedimentares do Amazonas e do Solimões: Sistemas Aquíferos Içá-Solimões e Alter do Chão. **Geologia USP. Série Científica, São Paulo, Brasil**, v. 13, n. 1, p. 107–117, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5327/z1519-874x2013000100007>. Acesso em: 8 ago. 2025.

SOUZA, K. D. S. de; PIO, M. C. da S.; SANTANA, G. P. Análise química e bacteriológica da água de irrigação utilizada na Comunidade Agrícola Nova Esperança, Manaus - AM. **Revista Agro@Mambiente on-Line**, [s. l.], v. 6, n. 3, p. 242, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v6i3.850>.

SHERRIS, A. R. *et al.* Nitrate in drinking water during pregnancy and spontaneous preterm birth: A retrospective within-mother analysis in california. **Environmental Health Perspectives**, [s. l.], v. 129, n. 5, p. 1–11, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp8205>.

SCHULLEHNER, J. *et al.* Drinking water nitrate estimation at household-level in Danish population-based long-term epidemiologic studies. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 183, p. 178–186, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.03.006>.

SGHIOUER, F. E. *et al.* Analysis of the drought effects on the physicochemical and bacteriological quality of the Inaouene River water. **Scientific African**, [s. l.], v. 25, n. November 2023, p. e02328, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2024.e02328>.

SOUZA, K. D. S. de; PIO, M. C. da S.; SANTANA, G. P. Análise química e bacteriológica da água de irrigação utilizada na Comunidade Agrícola Nova Esperança, Manaus - AM. **Revista Agro@Mambiente on-Line**, [s. l.], v. 6, n. 3, p. 242, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v6i3.850>.

SCHOBBER, P. *et al.* Correlation Coefficients: Appropriate Use and Interpretation. **Anesthesia & Analgesia** 126(5):p 1763-1768, May 2018. | DOI: 10.1213/ANE.0000000000002864.

SUBRAMANIYAN, A.; BALAJI, A.; ANDIMUTHU, R. Assessment of groundwater quality for drinking and irrigation in Dindigul district, southern India: Hydrochemical characterization and spatial analysis. **Desalination and Water Treatment**, [s. l.], v. 320, n. August, p. 100772, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100772>.

SZIKSZAY, M. Geoquímica das águas. **Boletim IG-USP. Série Didática**, v. 5, p. 1-166, 1993.

TAJWAR, M. *et al.* Journal of Trace Elements and Minerals Pollution evaluation and health risks assessment of naturally occurring toxic metals in shallow groundwater : A study in southwestern tidal delta of Bangladesh. **Journal of Trace Elements and Minerals**, [s. l.], v. 10, n. August, p. 100197, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2024.100197>.

TALLOOR, A. K. *et al.* Groundwater contamination and health risk assessment in Indian subcontinent: A geospatial approach. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, [s. l.], v. 39, p. 100555, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2024.100555>.

TEMKIN, A. *et al.* Exposure-based assessment and economic valuation of adverse birth outcomes and cancer risk due to nitrate in United States drinking water . **Environmental Research**, [s. l.], v. 176, n. December 2018, p. 108442, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.04.009>.

TRABJERG, B. B. *et al.* Prenatal exposure to tap water containing nitrate and the risk of small-for-gestational-age: A nationwide register-based study of Danish. **Environment international** [s. l.], v. 174, n. March, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107883>.

UNESCO. Groundater: Making the invisible visibleThe United Nations World Water Development Report 2022. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000382894>>. Acesso em: 10 de out. 2024.

UNICEF; WHO. Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000–2022: special focus on gender. New York: United Nations Children’s Fund (UNICEF) and World Health Organization (WHO), 2023. Disponível em: < [Progressos em matéria de água potável, saneamento e higiene doméstica 2000-2022: ênfase especial no gênero | JMP \(washdata.org\)](#)>. Acesso em: 18 ago. 2024.

VASCONCELOS, Tatiane de Albuquerque. Estudo físico-químico e microbiológico de águas de poços tubulares da cidade de Manaus. 2006. 118 f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2006. Disponível em:<<http://tede.ufam.edu.br/handle/tede/3280>>. Acesso em: 10 de ago. 2024.

VERMA, O. *et al.* Evaluation of groundwater quality for drinking and irrigation purposes, ionic sources and land use/land cover impacts in the Kathua region of Jammu and Kashmir, India. **Groundwater for Sustainable Development**, [s. l.], v. 26, n. July, p. 101303, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101303>.

VIEIRA, A. F. S. G.; JUNIOR, J. C. M. D.'a. Padrões pluviométricos da Cidade de Manaus AM: 1986 a 2015. **Boletim Paulista de Geografia**, v. 1, n. 102, p. 1-31, 2019. Disponível em: <<https://publicacoes.agb.org.br/boletim-paulista/article/view/1508>>. Acesso em: 8 ago. 2025.

WANG, W.; FENG, Z. Influence of environmental pollution to a waterborne pathogen model: Global dynamics and asymptotic profiles. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, [s. l.], v. 99, p. 1–17, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cnsns.2021.105821>.

WILDEBOER, D. *et al.* Rapid detection of Escherichia coli in water using a hand-held fluorescence detector. **Water Research**, [s. l.], v. 44, n. 8, p. 2621–2628, 2010. Disponível

em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.020>.

XIE, X. *et al.* Groundwater Quality and Public Health. **Annual Review of Environment and Resources**, [s. l.], p. 395–418, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112321-114701>.

YADAV, M. *et al.* Microbial disinfection of water using hydrodynamic cavitational reactors. **Journal of Water Process Engineering**, [s. l.], v. 41, n. April, 102097, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102097>.

ZHA, X. *et al.* Status of seawater intrusion in Mexico: A review. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [s. l.], v. 57, n. October 2024, 102189, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2025.102189>.

ZAHRA, A. *et al.* A comprehensive analysis of the impact of arsenic, fluoride, and nitrate–nitrite dynamics on groundwater quality and its health implications. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 487, n. July 2024, p. 137093, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137093>.

ZHOU, Q. *et al.* Groundwater nitrate contamination in China: Spatial distribution, temporal trend, and driver analysis. **Environmental Research**, [s. l.], v. 262, n. P2, p. 119932, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119932>.

ZHOU, J. *et al.* Nitrate and body homeostasis. **Medicine Plus**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 100003, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.medp.2023.100003>.

ZIRRAHI, F. *et al.* A systematic review on the investigation of optimal operating conditions of the reverse osmosis process in nitrate removal from drinking water. **Results in Engineering**, [s. l.], v. 21, n. December 2023, p. 101947, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.101947>.

ZIRRAHI, F. *et al.* Results in Engineering Review article A systematic review on the investigation of optimal operating conditions of the reverse osmosis process in nitrate removal from drinking water. **Results in Engineering**, [s. l.], v. 21, n. February, p. 101947, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.101947>.

ZOUHRI, L. *et al.* Bacteriological and geochemical features of the groundwater resources : Kettara abandoned mine (Morocco) *. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 252, p. 1698–1708, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.098>.

APÊNDICE A - DADOS HIDROQUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DOS POÇOS DA ZONA NORTE (1ª CAMPANHA DE AMOSTRAGEM: PERÍODO CHUVOSO).

Ponto	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	P12
CT	Pos.	Neg.	Pos.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.
<i>E. coli</i>	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.
pH	4,45	3,83	3,73	3,66	4,49	4,30	4,23	4,03	3,87	3,69	4,41	5,75
T (°C)	29,10	29,00	28,20	28,50	27,60	27,80	28,60	28,90	30,60	27,80	28,30	29,30
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	29,20	59,96	56,26	144,46	22,13	18,33	12,20	63,20	17,90	12,60	105,85	96,65
Turb (NTU)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02
STD (mg L^{-1})	14,66	26,00	24,33	83,00	14,66	11,00	7,00	30,00	11,00	7,00	58,00	49,00
NH_4^+ (mg L^{-1})	0,10	0,10	0,40	3,60	0,10	0,10	<0,1	0,10	0,10	0,10	0,60	0,10
F (mg L^{-1})	0,15	<LD	0,02	<LD	0,01	<LD	0,05	0,11	0,04	0,01	0,01	0,02
Cl^- (mg L^{-1})	2,53	4,65	5,18	12,10	1,84	1,52	1,05	7,32	1,32	0,95	11,24	6,00
NO_2^- (mg L^{-1})	0,04	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05
NO_3^- (mg L^{-1})	5,88	14,10	12,49	43,11	1,00	2,04	0,65	14,03	1,44	0,20	29,44	23,21
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	0,17	0,20	0,94	0,22	0,60	0,20	0,16	0,24	0,15	0,13	0,25	0,07
Cr (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Mn (mg L^{-1})	0,001	0,002	0,002	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,018	0,014
Fe (mg L^{-1})	0,008	0,006	0,003	0,006	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,003	0,001
Ni (mg L^{-1})	0,001	0,002	0,001	< 0,5	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cu (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,002	0,001
Zn (mg L^{-1})	0,12	0,18	0,20	0,00	0,14	0,10	0,08	0,14	0,10	0,09	0,18	0,22
Al (mg L^{-1})	0,03	0,06	0,02	0,33	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02
Pb (mg L^{-1})	0,003	0,002	0,002	0,002	0,009	0,005	0,005	0,002	0,002	0,003	0,006	0,011
Cd (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ba (mg L^{-1})	0,10	0,11	0,14	0,00	0,16	0,08	0,07	0,20	0,11	0,06	0,90	0,63
Ca (mg L^{-1})	0,28	0,62	0,28	0,19	0,14	0,12	0,10	0,27	0,07	0,10	0,26	0,46
Mg (mg L^{-1})	0,06	0,11	0,07	0,06	0,16	0,06	0,04	0,07	0,04	0,04	0,59	1,88
Na^+ (mg L^{-1})	3,27	7,51	6,81	17,19	3,46	2,69	1,82	8,20	2,17	1,29	12,97	4,53
K (mg L^{-1})	0,90	0,83	0,72	0,49	2,55	1,03	0,26	0,55	0,16	0,08	5,50	9,27

Legenda: CT: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*; pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura (°C); CE: condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb: turbidez (NTU); STD: sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}); Pos.: presença; Neg.: ausência; <LD: abaixo do limite de detecção.

APÊNDICE B - DADOS HIDROQUÍMICOS DOS POÇOS DA ZONA NORTE (2ª CAMPANHA DE AMOSTRAGEM: PERÍODO SECO).

Ponto	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	P12
pH	4,91	3,83	3,73	3,66	4,49	4,30	4,23	4,03	3,87	3,69	4,41	5,75
T (°C)	29,10	29,00	28,20	28,50	27,60	27,80	28,60	28,90	30,60	27,80	28,30	29,30
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	29,20	59,96	56,26	144,46	22,13	18,33	12,20	63,20	17,90	12,60	105,85	96,65
Turb. (NTU)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02
STD (mg L^{-1})	14,66	26,00	24,33	83,00	14,66	11,00	7,00	30,00	11,00	7,00	58,00	49,00
NH_4^+ (mg L^{-1})	0,10	0,10	0,40	3,60	0,10	0,10	<0,1	0,10	0,10	0,10	0,60	0,10
F (mg L^{-1})	0,15	<LD	0,02	<LD	0,01	<LD	0,05	0,11	0,04	0,01	0,01	0,02
Cl^- (mg L^{-1})	2,53	4,65	5,18	12,10	1,84	1,52	1,05	7,32	1,32	0,95	11,24	6,00
NO_2^- (mg L^{-1})	0,04	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05
NO_3^- (mg L^{-1})	5,88	14,10	12,49	43,11	1,00	2,04	0,65	14,03	1,44	0,20	29,44	23,21
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	0,17	0,20	0,94	0,22	0,60	0,20	0,16	0,24	0,15	0,13	0,25	0,07
Cr (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Mn (mg L^{-1})	0,001	0,002	0,002	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,018	0,014
Fe (mg L^{-1})	0,008	0,006	0,003	0,006	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,003	0,001
Ni (mg L^{-1})	0,001	0,002	0,001	< 0,5	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cu (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,002	0,001
Zn (mg L^{-1})	0,12	0,18	0,20	0,00	0,14	0,10	0,08	0,14	0,10	0,09	0,18	0,22
Al (mg L^{-1})	0,03	0,06	0,02	0,33	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02
Pb (mg L^{-1})	0,003	0,002	0,002	0,002	0,009	0,005	0,005	0,002	0,002	0,003	0,006	0,011
Cd (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ba (mg L^{-1})	0,10	0,11	0,14	0,00	0,16	0,08	0,07	0,20	0,11	0,06	0,90	0,63
Ca (mg L^{-1})	0,28	0,62	0,28	0,19	0,14	0,12	0,10	0,27	0,07	0,10	0,26	0,46
Mg (mg L^{-1})	0,06	0,11	0,07	0,06	0,16	0,06	0,04	0,07	0,04	0,04	0,59	1,88
Na^+ (mg L^{-1})	3,27	7,51	6,81	17,19	3,46	2,69	1,82	8,20	2,17	1,29	12,97	4,53
K (mg L^{-1})	0,90	0,83	0,72	0,49	2,55	1,03	0,26	0,55	0,16	0,08	5,50	9,27

Legenda: pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura (°C); CE: condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb: turbidez (NTU); STD: sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}); Pos.: presença; Neg.: ausência; <LD: abaixo do limite de detecção.

APÊNDICE C - DADOS HIDROQUÍMICOS DOS POÇOS DA ZONA NORTE (3ª CAMPANHA DE AMOSTRAGEM: PERÍODO CHUVOSO).

Ponto	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	P12
pH	3,93	4,34	4,72	4,31	5,57	5,46	5,31	4,66	4,80	4,87	5,06	5,20
T (°C)	26,90	28,10	27,50	27,90	27,40	27,20	26,60	28,00	27,80	27,10	27,00	28,20
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	42,70	53,53	50,70	146,00	27,23	16,63	10,80	64,08	17,40	13,20	116,70	108,00
Turb (NTU)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
STD (mg L^{-1})	23,00	28,00	27,00	72,00	16,00	29,00	9,00	10,00	10,00	7,00	38,00	46,25
NH_4^+ (mg L^{-1})	0,30	0,10	0,50	3,00	0,10	0,10	<LD	<LD	<LD	<LD	0,70	0,60
F (mg L^{-1})	0,02	0,02	0,03	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	0,01
Cl^- (mg L^{-1})	3,89	4,63	4,37	13,09	2,61	7,99	0,77	1,48	1,09	1,02	10,78	9,17
NO_2^- (mg L^{-1})	0,11	0,11	0,12	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,12
NO_3^- (mg L^{-1})	10,55	18,08	11,92	42,87	2,46	14,12	0,50	1,46	1,28	0,31	30,23	34,54
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	0,08	0,09	0,07	0,11	0,46	0,15	0,07	0,09	0,08	0,34	0,11	0,32
Cr (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Mn (mg L^{-1})	0,003	0,006	0,002	0,002	0,003	0,005	0,001	< 0,5	0,002	< 0,5	0,017	0,014
Fe (mg L^{-1})	0,001	0,018	0,019	0,012	0,011	0,030	0,015	0,007	0,015	0,007	0,012	0,025
Ni (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,001	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,003	0,004
Cu (mg L^{-1})	<0,5	0,001	0,001	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,002	0,004
Zn (mg L^{-1})	0,16	0,20	0,18	0,21	0,17	0,18	0,11	0,12	0,10	0,10	0,21	0,25
Al (mg L^{-1})	0,00	0,18	0,06	0,20	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,17
Pb (mg L^{-1})	0,006	0,003	0,001	0,002	0,01	0,001	0,005	0,006	0,004	0,003	0,005	0,015
Cd (mg L^{-1})	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Ba (mg L^{-1})	0,18	0,13	0,11	0,19	0,19	0,12	0,07	0,09	0,04	0,07	1,14	0,75
Ca (mg L^{-1})	0,53	0,68	0,33	0,41	0,2	0,29	0,12	0,13	0,11	0,11	0,36	1,49
Mg (mg L^{-1})	0,09	0,19	0,11	0,16	0,17	0,09	0,06	0,06	0,04	0,03	0,61	1,91
Na (mg L^{-1})	1,72	2,69	2,31	15,91	1,54	9,31	0,53	0,72	0,67	0,46	11,91	5,91
K (mg L^{-1})	1,61	1,07	0,59	1,33	3,33	0,96	0,77	1,35	0,29	0,22	4,98	9,33

Legenda: pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura (°C); CE: condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb: turbidez (NTU); STD: sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}); Pos.: presença; Neg.: ausência; <LD: abaixo do limite de detecção.

APÊNDICE D - DADOS HIDROQUÍMICOS DOS POÇOS DA ZONA NORTE (4ª CAMPANHA DE AMOSTRAGEM: PERÍODO SECO).

Ponto	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	P12
CT	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.
CF	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.
pH	4,85	4,35	4,23	4,42	5,51	5,21	4,70	4,48	4,61	4,37	5,12	5,48
T (°C)	28,80	29,00	28,10	28,90	27,90	28,30	27,70	28,90	28,60	28,90	28,20	28,80
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	32,20	75,80	54,10	142,90	21,90	17,30	11,10	63,60	17,30	16,30	128,50	81,30
Turb (NTU)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
STD (mg L^{-1})	11,00	26,00	23,00	76,00	11,00	11,00	9,00	26,00	8,00	3,00	46,00	38,00
NH_4^+ (mg L^{-1})	0,16	1,00	<LD	0,30	0,20	1,60	0,10	1,84	<LD	0,13	<LD	2,40
F (mg L^{-1})	0,03	0,04	0,04	<LD	0,01	0,03	0,04	0,10	0,01	<LD	0,03	0,05
Cl (mg L^{-1})	15,99	13,05	4,71	2,98	4,32	9,96	21,74	21,04	1,95	20,78	0,82	15,72
NO_2^- (mg L^{-1})	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03
NO_3^- (mg L^{-1})	42,14	54,36	15,50	7,19	10,70	35,57	58,80	93,68	8,45	35,01	0,51	36,77
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	0,41	0,17	0,72	0,30	0,33	0,08	0,21	0,10	0,02	2,42	0,12	0,42
Cr (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Mn (mg L^{-1})	0,001	0,002	0,001	0,002	0,004	0,001	0,001	0,002	< 0,5	0,001	0,018	0,015
Fe (mg L^{-1})	0,009	0,022	0,013	0,017	0,014	0,008	0,013	0,008	0,005	0,021	0,015	0,008
Ni (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	0,001	0,001	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,001	< 0,5	0,003	0,003
Cu (mg L^{-1})	< 0,5	0,002	0,001	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,001	0,000
Zn (mg L^{-1})	0,17	0,21	0,21	0,24	0,16	0,11	0,11	0,18	0,11	0,09	0,19	0,25
Al (mg L^{-1})	0,03	0,13	0,06	0,18	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,05	0,04
Pb (mg L^{-1})	0,003	0,001	0,002	0,002	0,01	0,005	0,005	0,002	0,001	0,002	0,006	0,013
Cd (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ba (mg L^{-1})	0,29	0,29	0,27	0,44	0,37	0,23	0,17	0,25	0,07	0,11	1,58	1,25
Ca (mg L^{-1})	0,68	1,12	0,57	0,5	0,37	0,27	0,29	0,53	0,21	0,23	0,49	0,79
Mg (mg L^{-1})	0,13	0,21	0,15	0,21	0,28	0,11	0,09	0,14	0,07	0,07	0,83	2,6
Na (mg L^{-1})	3,06	8,30	5,57	16,21	1,87	1,85	1,61	8,26	2,26	1,12	11,03	3,43
K (mg L^{-1})	0,93	0,80	0,59	1,73	2,96	1,46	0,60	0,73	0,38	0,13	5,21	9,08

Legenda: CT: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*; pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura (°C); CE: condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb: turbidez (NTU); STD: sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}); Pos.: presença; Neg.: ausência; <LD: abaixo do limite de detecção.

APÊNDICE E - DADOS HIDROQUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DOS POÇOS DA ZONA LESTE (1ª CAMPANHA DE AMOSTRAGEM: PERÍODO CHUVOSO).

Ponto	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24
CT	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Pos.	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.
CF	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.
pH	4,70	4,67	4,07	4,35	4,83	3,57	3,46	3,54	3,77	4,87	4,64	5,01
T (°C)	29,60	28,50	30,00	29,30	30,10	28,10	28,80	30,90	29,10	27,10	29,30	28,90
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	57,05	79,00	181,75	30,40	18,15	106,00	346,50	168,62	159,20	14,45	164,60	46,10
Turb (NTU)	0,00	0,00	0,39	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
STD (mg L^{-1})	27,66	34,00	100,00	18,00	11,00	87,00	154,00	99,00	94,00	9,00	26,00	94,00
NH_4^+ (mg L^{-1})	0,10	0,10	2,80	<LD	0,10	2,20	2,50	0,20	0,10	0,10	0,10	<LD
F (mg L^{-1})	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,00	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cl (mg L^{-1})	5,77	6,70	17,05	1,90	1,12	14,02	20,22	15,84	15,19	5,89	23,97	3,47
NO_2^- (mg L^{-1})	0,05	0,04	0,07	0,04	0,04	0,05	0,06	0,04	0,07	0,04	0,08	0,04
NO_3^- (mg L^{-1})	12,86	21,47	45,38	7,64	2,60	44,68	95,43	43,52	43,35	0,41	33,22	13,10
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	0,52	0,15	0,51	0,08	0,14	0,09	0,06	0,26	0,34	0,06	0,20	0,09
Cr (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Mn (mg L^{-1})	0,001	0,005	0,005	0,002	0,001	0,005	0,021	0,005	0,007	0,007	0,030	0,001
Fe (mg L^{-1})	0,007	0,008	0,003	0,002	0,002	0,007	0,000	0,002	0,009	0,006	0,004	0,003
Ni (mg L^{-1})	0,000	< 0,5	0,002	0,001	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,001	0,001	0,052	0,009	<0,5
Cu (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	0,004	0,003	0,001	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,003	<0,5
Zn (mg L^{-1})	0,11	0,17	0,20	0,10	0,07	0,14	0,05	0,30	0,27	0,24	0,30	0,07
Al (mg L^{-1})	0,02	0,05	0,15	0,02	0,03	0,28	0,85	0,50	0,78	0,13	0,02	0,01
Pb (mg L^{-1})	0,002	0,003	0,002	0,005	0,005	0,004	0,007	0,004	0,006	0,004	0,008	0,002
Cd (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	<0,5	<0,5
Ba (mg L^{-1})	0,07	0,10	0,16	0,08	0,05	0,08	0,79	0,20	0,25	0,29	2,03	0,13
Ca (mg L^{-1})	0,18	0,50	1,39	0,18	0,18	1,48	3,04	1,27	1,11	0,54	1,31	0,23
Mg (mg L^{-1})	0,03	0,13	0,29	0,08	0,05	0,29	0,85	0,40	0,41	0,31	2,50	0,08
Na (mg L^{-1})	7,78	N/A	N/A	3,96	1,90	13,21	16,71	16,23	14,19	2,63	11,44	8,54
K (mg L^{-1})	0,36	0,61	2,91	1,15	1,22	2,05	4,15	2,01	3,05	1,11	9,88	0,65

Legenda: CT: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*; pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura (°C); CE: condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb: turbidez (NTU); STD: sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}); Pos.: presença; Neg.: ausência; <LD: abaixo do limite de detecção.

APÊNDICE F - DADOS HIDROQUÍMICOS DOS POÇOS DA ZONA LESTE (2ª CAMPANHA DE AMOSTRAGEM: PERÍODO SECO).

Ponto	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24
pH	4,50	4,67	4,26	5,07	5,55	4,15	4,01	4,09	4,14	5,86	5,10	5,50
T (°C)	28,70	30,90	29,60	30,10	28,60	28,70	28,60	29,00	30,00	27,30	28,80	29,40
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	56,30	74,53	172,00	27,00	14,96	95,63	337,66	172,40	198,05	14,70	163,16	47,00
Turb (NTU)	0,75	0,00	1,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
STD (mg L^{-1})	34,00	45,00	99,00	18,00	8,00	79,00	185,00	121,00	129,00	8,00	96,00	32,00
NH_4^+ (mg L^{-1})	0,10	0,10	3,00	0,10	0,10	1,40	2,50	0,30	0,10	0,10	0,20	0,10
F (mg L^{-1})	0,02	0,01	0,05	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,01	<LD	<LD
Cl (mg L^{-1})	4,98	6,42	18,82	1,85	1,20	11,05	21,09	19,66	19,40	0,68	21,39	5,56
NO_2^- (mg L^{-1})	0,05	0,04	0,04	0,13	0,09	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,05	0,04
NO_3^- (mg L^{-1})	11,65	21,81	43,44	7,38	1,82	36,87	101,28	54,34	56,64	0,34	33,34	14,83
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	0,78	0,13	0,45	<LD	0,06	0,07	0,02	0,18	0,04	0,07	3,05	0,65
Cr (mg L^{-1})	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Mn (mg L^{-1})	0,000	0,007	0,006	0,004	0,002	0,004	0,003	0,003	0,008	0,003	0,036	0,003
Fe (mg L^{-1})	0,005	0,012	0,004	0,003	0,004	0,006	0,000	0,004	0,020	0,008	0,004	0,021
Ni (mg L^{-1})	0,001	0,004	0,005	< 0,5	0,001	0,002	< 0,5	0,002	0,002	0,002	0,007	< 0,5
Cu (mg L^{-1})	<0,5	0,006	0,004	0,003	0,001	0,001	<0,5	0,001	0,001	0,001	0,008	0,001
Zn (mg L^{-1})	0,23	0,21	0,25	0,17	0,11	0,16	0,03	0,20	0,18	0,06	0,36	0,17
Al (mg L^{-1})	0,02	0,10	0,15	0,02	0,02	0,29	0,14	0,87	1,10	0,01	0,03	0,03
Pb (mg L^{-1})	0,003	0,002	0,002	0,003	0,004	0,004	0,008	0,006	0,009	0,003	0,009	0,003
Cd (mg L^{-1})	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Ba (mg L^{-1})	0,10	0,11	0,19	0,19	0,08	0,13	0,09	0,23	0,21	0,07	1,84	0,34
Ca (mg L^{-1})	0,16	0,71	1,35	0,21	0,14	1,09	0,53	1,85	1,13	0,17	0,92	0,34
Mg (mg L^{-1})	0,06	0,20	0,45	0,12	0,06	0,28	0,16	0,49	0,53	0,17	2,65	0,22
Na (mg L^{-1})	6,31	N/A	14,51	4,26	1,75	8,38	13,5	19,94	17,35	1,13	13,65	10,01
K (mg L^{-1})	0,57	0,87	3,53	1,46	0,91	1,56	0,93	2,42	2,70	2,00	10,97	1,46

Legenda: pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura (°C); CE: condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb: turbidez (NTU); STD: sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}); Pos.: presença; Neg.: ausência; <LD: abaixo do limite de detecção.

APÊNDICE G – DADOS HIDROQUÍMICOS DOS POÇOS DA ZONA LESTE (3ª CAMPANHA DE AMOSTRAGEM: PERÍODO SECO).

Ponto	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24
pH	-	4,10	4,09	5,16	5,40	4,12	3,90	3,96	3,88	5,30	4,80	5,20
T (°C)	-	27,60	27,70	28,10	27,00	27,20	28,10	28,30	27,90	27,40	28,60	27,20
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	-	133,20	163,30	27,20	21,20	132,20	328,00	154,30	247,00	14,20	163,20	42,60
Turb (NTU)	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
STD (mg L^{-1})	-	94,00	83,00	16,00	13,00	67,00	165,00	89,00	102,00	12,00	80,00	52,70
NH_4^+ (mg L^{-1})	-	1,50	<LD	<LD	0,10	2,10	2,60	0,40	0,10	0,20	0,30	<LD
F (mg L^{-1})	-	0,04	0,04	0,01	0,02	0,02	0,08	0,02	0,05	0,03	0,02	0,13
Cl^- (mg L^{-1})	-	14,07	18,54	1,68	1,63	11,17	19,82	15,38	19,82	0,93	22,05	6,40
NO_2^- (mg L^{-1})	-	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,12	0,11	0,12	0,11
NO_3^- (mg L^{-1})	-	52,93	46,38	7,41	4,25	37,51	93,99	39,02	57,00	0,46	32,60	12,60
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	-	0,18	0,54	0,07	0,17	0,13	0,10	0,22	0,18	0,15	3,49	2,11
Cr (mg L^{-1})	-	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Mn (mg L^{-1})	-	0,015	0,007	0,001	0,003	0,004	0,003	0,003	0,013	0,003	0,031	0,005
Fe (mg L^{-1})	-	0,024	0,022	0,007	0,009	0,013	0,001	0,019	0,053	0,011	0,031	0,050
Ni (mg L^{-1})	-	0,002	0,004	0,005	0,003	0,004	0,009	0,007	0,009	0,005	0,017	0,002
Cu (mg L^{-1})	-	0,005	0,004	0,009	0,001	0,001	<0,5	0,003	0,003	<0,5	0,017	0,009
Zn (mg L^{-1})	-	0,19	0,18	0,15	0,13	0,13	0,03	0,20	0,16	0,10	0,24	0,19
Al (mg L^{-1})	-	1,08	0,20	0,03	0,02	0,33	0,14	1,16	1,44	0,02	0,05	0,09
Pb (mg L^{-1})	-	0,002	0,004	0,005	0,003	0,004	0,009	0,007	0,009	0,005	0,017	0,002
Cd (mg L^{-1})	-	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Ba (mg L^{-1})	-	0,28	0,19	0,22	0,10	0,2	0,12	0,23	0,32	0,10	1,88	0,23
Ca (mg L^{-1})	-	2,34	1,09	0,23	0,27	1,29	0,52	1,18	1,35	0,16	1,08	0,86
Mg (mg L^{-1})	-	0,53	0,34	0,15	0,07	0,27	0,16	0,43	0,45	0,12	2,31	0,28
Na (mg L^{-1})	-	17,21	N/A	3,74	0,88	9,58	12,53	17,52	17,68	0,95	12,78	7,51
K (mg L^{-1})	-	2,44	3,29	1,87	1,57	1,68	0,98	1,67	2,62	1,50	11,57	1,38

Legenda: pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura (°C); CE: condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb: turbidez (NTU); STD: sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}); Pos.: presença; Neg.: ausência; <LD: abaixo do limite de detecção.

APÊNDICE H – DADOS HIDROQUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DOS POÇOS DA ZONA LESTE (4ª CAMPANHA DE AMOSTRAGEM: PERÍODO CHUVOSO).

Ponto	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	24
CT	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.
CF	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Neg.	Pos.	Neg.	Neg.	Neg.
pH	4,15	4,13	5,17	5,21	4,16	3,88	4,03	3,81	5,20	4,82	4,82	5,28
T (°C)	28,20	29,80	28,70	29,90	28,90	28,70	29,70	29,80	27,60	29,90	29,90	29,20
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	176,60	152,60	32,20	30,20	125,50	345,00	157,70	270,00	14,50	169,90	169,90	55,20
Turb (NTU)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
STD (mg L^{-1})	96,00	85,00	19,00	17,00	72,00	178,00	91,00	140,00	8,00	90,00	90,00	29,00
NH_4^+ (mg L^{-1})	0,10	<LD	0,08	2,40	<LD	<LD	0,20	<LD	0,50	0,13	0,10	<LD
F (mg L^{-1})	0,04	0,01	0,03	<LD	<LD	0,00	0,04	<LD	<LD	0,01	<LD	0,04
Cl ⁻ (mg L^{-1})	5,29	5,64	1,23	11,99	1,18	6,79	2,87	0,79	10,17	0,68	20,78	4,71
NO_2^- (mg L^{-1})	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03
NO_3^- (mg L^{-1})	17,14	21,92	1,38	40,77	2,42	12,67	7,17	0,80	27,95	0,29	35,01	15,50
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	0,06	0,05	0,05	0,09	0,08	0,09	0,07	0,07	0,08	0,03	2,42	0,71
Cr (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Mn (mg L^{-1})	0,017	0,005	0,003	0,002	0,004	0,003	0,005	0,010	0,003	0,038	0,038	0,002
Fe (mg L^{-1})	0,032	0,012	0,013	0,019	0,01	0,001	0,013	0,044	0,018	0,013	0,013	0,021
Ni (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	0,001	0,001	< 0,5	0,001	0,001	0,003	0,003	0,006	0,006	0,001
Cu (mg/L)	0,002	0,004	0,025	0,002	< 0,5	0,009	0,001	0,003	< 0,5	0,016	0,016	0,001
Zn (mg L^{-1})	0,21	0,23	0,19	0,17	0,16	0,03	0,18	0,18	0,14	0,24	0,24	0,16
Al (mg L^{-1})	0,73	0,16	0,04	0,06	0,28	0,19	0,66	1,68	0,15	0,07	0,07	0,04
Pb (mg L^{-1})	0,003	0,003	0,004	0,004	0,003	0,007	0,006	0,006	0,005	0,012	0,012	0,003
Cd (mg L^{-1})	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Ba (mg L^{-1})	0,55	0,64	0,32	0,27	0,46	1,71	0,51	0,60	0,33	3,12	3,12	0,33
Ca (mg L^{-1})	2,42	1,46	0,43	0,85	1,37	0,52	1,53	1,46	0,37	1,25	1,25	0,60
Mg (mg L^{-1})	0,62	0,37	0,20	0,17	0,31	0,18	0,55	0,56	0,22	2,99	2,99	0,18
Na (mg L^{-1})	17,25	13,28	3,77	3,11	8,75	2,66	14,98	14,86	1,57	12,41	12,41	9,04
K (mg L^{-1})	2,32	2,43	1,46	1,34	1,45	0,92	1,88	2,37	1,24	10,77	10,77	0,86

Legenda: CT: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia coli*; pH: potencial hidrogeniônico; T: temperatura (°C); CE: condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$); Turb: turbidez (NTU); STD: sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}); Pos.: presença; Neg.: ausência; <LD: abaixo do limite de detecção.