



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

LUCAS YAN DE OLIVEIRA PEREIRA

**ANÁLISE DE INTRUSÃO SALINA E QUALIDADE DE ÁGUA EM AQUÍFERO
COSTEIRO NA VILA DE ALGODOAL (ILHA DE MAIANDEUA, PARÁ)**

Belém – PA

2024



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

LUCAS YAN DE OLIVEIRA PEREIRA

**ANÁLISE DE INTRUSÃO SALINA E QUALIDADE DE ÁGUA EM AQUIFERO
COSTEIRO NA VILA DE ALGODOAL (ILHA DE MAIANDEUA, PARÁ)**

Orientadora: Leilanne Almeida Ranieri

Coorientadora: Silvia Keiko Kawakami

Belém – PA

2024

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará**

Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P436a Pereira, Lucas Yan de Oliveira.
Análise de intrusão salina e qualidade de água em aquífero
costeiro na vila de Algodual (Ilha de Maiandeuá, Pará) / Lucas Yan
de Oliveira Pereira. — 2024.
xiv, 99 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Leilanhe Almeida Ranieri
Coorientação: Prof^a. Dra. Silvia Keiko Kawakami
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em
Oceanografia, Belém, 2023.

1. Intrusão marinha . 2. Água subterrânea . 3. Aquífero
costeiro . 4. Estudo socioambiental . I. Título.

CDD 551.49098115



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

**ANÁLISE DE INTRUSÃO SALINA E QUALIDADE DE ÁGUA EM AQUÍFERO
COSTEIRO NA VILA DE ALGODOAL (ILHA DE MAIANDEUA, PARÁ)**

Dissertação apresentada por

LUCAS YAN DE OLIVEIRA PEREIRA

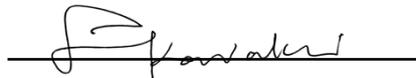
**Como requisito parcial à obtenção de Grau de Mestre em Oceanografia
na área de Ciências Ambientais linha de pesquisa Avaliação e Gestão de
Recursos Aquáticos.**

Aprovado em 22 de setembro de 2023

Banca Examinadora:



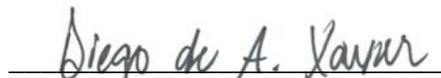
Profa. Dra. Leilanche Almeida Ranieri (UFPA)



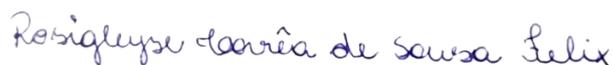
Profa. Dra. Silvia Keiko Kawakami (UFPA)



Profa. Dra. Ana Paula Linhares Pereira (UFPA)



Prof. Dr. Diego de Arruda Xavier (UFMA)



Profa. Dra. Rosigleyse Corrêa de Sousa Felix (UFPA)

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar meus sinceros agradecimentos à Universidade Federal do Pará, ao Instituto de Geociências e ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia.

Agradeço também à minha orientadora, Leilanhe Ranieri, por sua orientação, paciência e apoio constante ao longo deste projeto. Sua experiência e ajuda foram inestimáveis para a conclusão desta pesquisa.

À minha coorientadora, Silvia Kawakami, agradeço pelo seu valioso apoio e contribuições à pesquisa. Suas sugestões e orientações foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Quero expressar minha profunda gratidão ao professor José Augusto e ao Laboratório de Cromatografia do Instituto de Geociências da UFPa, cuja ajuda foi de extrema importância durante as análises de íons. Sua ajuda e expertise foram cruciais para a condução desta pesquisa.

Também gostaria de agradecer ao professor Vinicius Kutter, cujas contribuições enriqueceram este trabalho. Sua orientação e apoio foram fundamentais principalmente durante as fases iniciais da pesquisa.

Agradeço ao Instituto de Estudos Costeiros no campus Bragança da UFPa, em especial à professora Luci Cajueiro e à mestranda Brenda Almeida, por fornecerem recursos e apoio valiosos durante as análises microbiológicas.

Agradeço também à minha mãe, Geinner Oliveira, minha avó Cleria Mesquita e minha noiva Bianca Moraes, expressei minha eterna gratidão pelo amor e incentivo.

Finalmente, quero prestar uma homenagem especial ao meu avô Mauro Anselmo, que, embora não esteja mais entre nós, foi uma fonte eterna de inspiração. A ele devo tudo o que tenho e sou, e sua memória continua a me motivar todos os dias.

A todos os mencionados e a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para esta pesquisa, meu mais profundo agradecimento. Este trabalho não teria sido possível sem o apoio e a orientação de vocês.

RESUMO

A crescente urbanização das zonas costeiras aumenta a demanda por recursos hídricos e, conseqüentemente, leva a uma intensa exploração de água subterrânea e impactos antropogênicos que geram a degradação da qualidade das águas subterrâneas. O objetivo da presente pesquisa foi avaliar a possível intrusão salina e contaminação da água subterrânea de uma área de proteção ambiental marinha de uso sustentável, a Vila de Algodual (Maiandeuá, PA). Para a primeira etapa da pesquisa, avaliou-se a qualidade da água subterrânea utilizada para consumo humano com base em normativas vigentes (Resolução CONAMA 396/2008; Portaria do Ministério da Saúde 888/2021). A caracterização das águas subterrâneas foi feita com águas de poços coletadas nos períodos chuvosos e menos chuvosos (entre 2021 e 2023), com análises de parâmetros físico-químicos *in situ*, microbiológicos e de íons majoritários por cromatografia. Medidas topográficas e de nível da água do lençol freático também foram realizadas. Para a segunda etapa, analisou-se os resultados do questionário socioambiental aplicado com os moradores da vila, a fim de averiguar a percepção deles sobre os problemas relacionados à qualidade da água. As amostras de água do aquífero costeiro apresentaram valores médios de condutividade elétrica (CE) de $453 \pm 1 \mu\text{S}/\text{cm}$ e de sólidos totais dissolvidos (STD) de $225,8 \pm 1 \text{ mg}/\text{L}$. O íon Cl^- apresentou concentração média $60 \text{ mg}/\text{L}$ e diversos poços ultrapassaram o limite aceitável para potabilidade. Observou-se diferença significativa para os dados coletados no primeiro período chuvoso (Março de 2022), onde a CE e STD apresentaram valores médios de $290 \mu\text{S}/\text{cm}$ e $145 \text{ mg}/\text{L}$, respectivamente. A relação entre potencial redox, que variou de 0,14 a 0,54 mV, e pH, com variação de 3,2 à 6,7, indicou tendência para ambiente ácido, típico de ambiente transicional subterrâneo. Todos os poços analisados estavam contaminados por coliformes totais e termotolerantes. Dos 34 questionários aplicados, 52% apontaram a percepção de algum problema com a qualidade da água, como água salobra, por exemplo. A má qualidade da água está localmente associada com o processo de intrusão salina e contaminação por bactérias devido à proximidade de fossas. Além de ser agravada devido à profundidade rasa dos poços (12 m em média). Conclui-se que a água do aquífero não é recomendada para consumo humano, encontra-se contaminada por coliformes e, que a intrusão salina ocorre o ano todo, sendo mais intensa no período seco.

Palavras-chave: intrusão marinha; água subterrânea; aquífero costeiro; estudo socioambiental.

ABSTRACT

The increasing urbanization of coastal areas increases the demand for water resources and consequently leads to intensive exploitation of groundwater and anthropogenic impacts that result in groundwater quality degradation. The objective of this research was to assess potential saline intrusion and groundwater contamination in a marine protected area of sustainable use, Algodoal Village (Maiandeuá, PA). For the first stage of the research, the quality of groundwater used for human consumption was evaluated based on current regulations (CONAMA Resolution 396/2008; Ministry of Health Ordinance 888/2021). Groundwater characterization was carried out using well water collected during rainy and less rainy periods (between 2021 and 2023), with in-situ physicochemical, microbiological, and major ion parameter analyses by chromatography. Topographic measurements and water table level measurements were also conducted. For the second stage, the results of a socio-environmental questionnaire applied to village residents were analyzed to ascertain their perception of water quality-related issues. Samples from the coastal aquifer presented average electrical conductivity (EC) values of $453 \pm 1 \mu\text{S}/\text{cm}$ and total dissolved solids (TDS) of $225.8 \pm 1 \text{ mg}/\text{L}$. The Cl^- ion showed an average concentration of $60 \pm \text{ mg}/\text{L}$, with several wells exceeding the acceptable potability limit. Significant differences were observed for data collected in the first rainy period (March 2022), where EC averaged $290 \mu\text{S}/\text{cm}$ and TDS was $145 \text{ mg}/\text{L}$. The relationship between redox potential, ranging from 0.14 to 0.54 mV, and pH, ranging from 3.2 to 6.7, indicated a tendency toward a reducing acidic environment, typical of a subterranean transitional environment. All analyzed wells were contaminated with total and thermotolerant coliforms. Out of the 34 administered questionnaires, 52% indicated perception of some water quality problem, such as brackish water, for example. Poor water quality is locally associated with the process of saline intrusion and bacterial contamination due to proximity to septic tanks. The shallow depth of the wells (average of 12 m) exacerbates the poor groundwater quality in the village. It is concluded that the aquifer water is not recommended for human consumption, and saline intrusion occurs throughout the year, being more intense in the dry period.

Keywords: marine intrusion; groundwater; coastal aquifer; socio-environmental study.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1- Mapa de localização da Ilha de Algodual-Maiandeuá no nordeste do estado do Pará, na região do Salgado. Pode-se perceber a divisão da ilha pelo Furo do Velho que separa Algodual de Maiandeuá. À esquerda da imagem, em Marapanim, encontra-se em destaque o distrito de Marudá, onde está localizado o porto que dá acesso à Vila de Algodual. Fonte: Medeiros (2008 *apud* Santos 1996)..... 7
- Figura 2- Gráfico de média de precipitação mensal no município de Maracanã (Fonte: Weather Spark ano). 9
- Figura 3- Mapa geológico do nordeste paraense. Observa-se que a Formação (Fm) Barreiras aflora em grande parte da região, em contrapartida apenas algumas áreas possuem porções aflorantes da Fm Pirabas. Na área de estudo, em superfície, estão expostos basicamente sedimentos recentes do Holoceno, devido ao grau de retrabalhamento das regiões costeiras, constituindo importantes zonas de sedimentação e erosão. Fontes: (Jorge 2017, Vazques *et al.* 2008, Collyer *et al.* 2003). 10
- Figura 4- Modelo de um sistema de aquífero freático/livre e de um sistema de aquífero confinado/artesiano. Fonte: do Autor. 18
- Figura 5- Esquema simplificado de um sistema de aquífero costeiro não confinado. Em (a) é mostrada a base da cunha salina; (b) o fluxo dirigido regional da água do mar influenciado pela densidade; (c) a entrada de água do mar devido o bombeamento excessivo do poço; (d) processos costeiros como maré de infiltração e zona de recirculação de água do mar; (e) região onde há o afloramento de água subterrânea na superfície. Fonte: Modificado de Werner (2013). 20
- Figura 6- Fluxograma resumido dos procedimentos metodológicos..... 25
- Figura 7- Mapa da Ilha de Algodual-Maiandeuá com destaque para as quatro vilas presentes na Ilha, incluindo a Vila e Algodual, estudo de caso desta pesquisa. Fonte: (Ideflor-BIO 2019). 27
- Figura 8- Mapa dos pontos de coleta das amostras de água de poço da vila..... 31
- Figura 9- Análise de água coletada na Vila de Algodual por meio do analisador multiparâmetro..... 33

- Figura 10- (a) Mapa de vetor simulando o fluxo da água subterrânea na área de estudo. As linhas ortogonais representam a profundidade do nível d'água inferida pelas medidas nos poços abertos P2, P5, P11 e P15. (b) As curvas de nível na imagem mostram a topografia local. Os pontos P2, P5, P11 e P15 representam a localização dos poços abertos com profundidades do nível d'água medidos. A linha mais escura indica o limite de preamar máxima. Já a seta vermelha indica uma possível zona de maior recarga do aquífero..... 36
- Figura 11- Mapa 3D ilustrando a topografia local. O eixo vertical mostra a elevação do terreno em metros (Área escura: porção acima do nível de preamar máxima. Área clara: porção abaixo do nível de preamar máxima). A seta vermelha indica a possível zona de maior recarga do aquífero. 37
- Figura 12- Variação dos parâmetros físico-químicos nos meses de coleta. Outliers estão indicados por números..... 39
- Figura 13- Diagrama Eh vs pH para as amostras de água subterrânea..... 40
- Figura 14- Comparação entre os índices pluviométricos no nordeste do Estado do Pará com a condutividade elétrica das amostras. Fonte: INMET..... 41
- Figura 15- Variação da CE (uS/cm),STD (mg/L), salinidade e de íons dissolvidos (Cl^- e Na^+ , mg/L) nas amostras da Vila de Algodual gerado por interpolação dos valores médios obtidos para os 4 períodos de amostragem. 42
- Figura 16- Variação da concentração dos íons dissolvidos nas águas do Aquífero da Vila de Algodual. Nov-21 representa o campo piloto, quando foram coletadas 6 amostras. Em Feb-23 não foi possível analisar SO_4^{2-} . Outliers estão indicados por números. 46
- Figura 17- Variação nas concentrações de íons em cada poço para os meses amostrados. Outliers estão indicados por números..... 47
- Figura 18- Diagrama de Piper para as águas subterrâneas da Vila de Algodual, indicando águas cloretadas e sulfatadas sódicas. 49
- Figura 19- Matriz de correlação de Spearman para a somatória de íons dissolvidos, parâmetros CE, pH e ORP..... 51
- Figura 20- Correlação de Spearman para as variáveis. (a) Ago/22; (b) Nov/22; (c) Fev/23; (d) valores de CE e íons totais para todos os períodos. 53
- Figura 21- Mapa de coleta das amostras para análise microbiológica (Fonte: esta pesquisa). 62

Figura 22- (a) Poço fechado tubular da Agência Distrital da Vila de Algodual e (b) poço aberto localizado em uma pousada da vila.	63
Figura 23- Descontaminação dos frascos com uso de autoclave.....	64
Figura 24- Inoculação das amostras coletadas para análise microbiológica.	65
Figura 25- Aplicação do questionário socioambiental junto a morador da Vila de Algodual.	67
Figura 26- Tipos de imóveis onde foi aplicado o questionário socioambiental na Vila de Algodual. Percebe-se que a maioria corresponde a residências fixas, seguido por hotéis e pousadas, restaurantes ou bares e outros imóveis comerciais.....	70
Figura 27- Mapa da localização de poços comunitários na Vila de Algodual. Os polígonos representam as principais áreas de abrangência de cada poço.	71
Figura 28- Proporção do uso da água subterrânea para lavar e/ou preparar alimentos pelos moradores.	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Classificação de água com base nos STD Fonte: (Fetter 1994).....	14
Tabela 2- Valores estabelecidos pela Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde e Resolução 397/2008 CONAMA de água para o consumo humano. Foram destacados os valores de cátions e ânions que também foram analisados nesta pesquisa. Fone: Adaptado de (Ministério da Saúde 2004, Brasil 2008).	17
Tabela 3- Coluna litoestratigráfica da Ilha de Algodual/Maiandeuá, modificado de Mascarenhas (2006 <i>apud</i> Pará 2012).....	29
Tabela 4- Valores obtidos para os parâmetros físico-químicos da água subterrânea do Aquífero Costeiro da Vila de Algodual conforme as datas de amostragem.....	38
Tabela 5- Classificação das águas subterrâneas de acordo com a CE, Na ⁺ e Cl ⁻	49
Tabela 6- Erro de acordo com o valor da CE. Fonte: Adaptado de Custódio & Llamas (1983).....	52
Tabela 7- Concentração de íons principais nas amostras em mg/L.....	54
Tabela 8- Valores médios dos íons analisados em meq/L.....	55
Tabela 9- Cálculo das principais razões iônicas. As razões em vermelho são bons indicadores de intrusão salina.....	55
Tabela 10- Comparação entre os dados analisados nesta pesquisa com dados relevantes de outras pesquisas similares em diferentes partes do mundo.....	57
Tabela 11- Resultado das análises microbiológicas para E. coli e Coliformes Termotolerantes na Vila de Algodual realizadas em março de 2022.	68
Tabela 12- Síntese dos resultados obtidos nos questionários aplicados.....	72

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ana (Agência Nacional de Águas)
ANOVA (Análise de Variância)
Ca²⁺ (cátion cálcio)
CaCO₃ (Carbonato de cálcio)
CaSO₄ (Sulfato de cálcio)
CE (Condutividade Elétrica)
CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente)
ER (eletrorresistividade)
GPR (Ground penetrating radar)
K⁺ (cátion potássio)
LOQ (Laboratório de Oceanografia Química)
MEM (Magnometria eletromagnética)
MgSO₄ (Sulfato de magnésio)
mg/L (miligramas por litro)
Mg⁺² (cátion magnésio)
Na⁺ (íon sódio)
NH₃ (Amoníaco)
NO₃⁻ (Íon nitrato)
NO₂⁻ (Nitrito)
pH (Potencial Hidrogeniônico)
SO₄²⁻ (Sulfato)
SR (Sísmica de Refração)
STD (Sólidos Totais Dissolvidos)
ZCIT (Zona de Convergência Intertropical)
μS/cm (microsiemens por centímetro)

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO	v
ABSTRACT	vii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	viii
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xii
1 INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 PROBLEMÁTICA	2
1.2 JUSTIFICATIVA	4
1.3 QUESTIONAMENTOS E HIPÓTESE.....	4
1.4 OBJETIVO GERAL.....	5
1.5 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
1.6 ÁREA DE ESTUDO	5
1.7 ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS.....	7
1.8 CLIMA E METEOROLOGIA	8
1.9 OCEANOGRAFIA.....	9
1.10 GEOLOGIA REGIONAL	9
1.11 HIDROGEOLOGIA.....	10
1.12 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	11
1.12.1 Propriedades físico-químicas de águas subterrâneas	12
1.12.2 Principais constituintes de águas subterrâneas	14
1.13 PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA	16
1.14 SISTEMA DE AQUÍFEROS	17
1.15 INTRUSÃO SALINA	19
1.15.1 Intrusão salina no NE do Estado do Pará	22

1.16	FONTES DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM MEIO URBANO	22
1.17	DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA	23
2	METODOLOGIA GERAL	25
3	ARTIGO 1 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA VILA DE ALGODOAL (ILHA DE MAIANDEUA, PARÁ, BRASIL).....	26
3.1	INTRODUÇÃO.....	26
3.2	ÁREA DE ESTUDO	27
3.2.1	Aspectos climáticos e meteorológicos.....	27
3.2.2	Aspectos oceanográficos.....	28
3.2.3	Aspectos geológicos.....	28
3.3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
3.3.1	Levantamento topográfico	30
3.3.2	Coleta de amostras de água	30
3.3.3	Análise físico-química.....	32
3.3.4	Análise dos íons principais.....	33
3.3.5	Análise estatística.....	33
3.3.6	Razões Iônicas	34
3.4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	35
3.4.1	Topografia e Análise do Fluxo Hídrico Subterrâneo	35
3.4.2	Análises físico-químicas	37
3.4.5	Principais Íons Dissolvidos	44
3.4.6	Razões Iônicas	55
3.5	CONCLUSÃO.....	56
4	ARTIGO 2 QUALIDADE DAS ÁGUAS EM AQUÍFERO COSTEIRO DA ILHA DE ALGODOAL/MAIANDEUA, REGIÃO AMAZÔNICA.....	59
4.1	INTRODUÇÃO.....	59
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	61
4.2.1	Procedimentos de coleta para análise microbiológica.....	61
4.2.2	Análises de Coliformes	64
4.2.3	Questionário socioambiental	66

4.4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	67
4.4.1	Análises Microbiológicas.....	67
4.4.2	Questionário Socioambiental.....	70
4.5	CONCLUSÕES.....	74
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	76
	REFERÊNCIAS.....	77
	APÊNDICE A.....	88
	APÊNDICE B.....	93

1. INTRODUÇÃO GERAL

A água é um elemento essencial para o desenvolvimento e sustentação da sociedade. A degradação da sua qualidade e o desperdício, aliado a fatores ambientais levam o Brasil a constantes crises de distribuição hídrica. Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA) e a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (2017), 43% da população brasileira possuem esgoto coletado e tratado e 12% fazem uso de fossa séptica; 18% têm seu esgoto coletado e não tratado e 27% não possuem coleta nem tratamento, o que compromete a qualidade de água nas áreas urbanas, causando impacto na saúde humana.

A contaminação desses recursos hídricos superficiais ou até mesmo a sua escassez tem elevado a extração de água subterrânea, sobretudo em regiões costeiras, o que torna a questão da qualidade da água subterrânea cada vez mais importante para o gerenciamento dos recursos hídricos no país, já que é crescente o número de poços perfurados e a atividade antrópica contaminando os aquíferos (Zoby 2008) – unidades de rochas ou sedimentos, porosas e permeáveis, que armazenam água do subsolo, na qual é passível de ser explorada (Texeira *et al.* 2009).

A utilização dessas águas ocorre desde o princípio da humanidade, a evolução das técnicas e o entendimento dos processos hídricos subterrâneos tornam a sociedade cada vez mais dependente deste recurso. Como os primórdios das civilizações se desenvolveram principalmente em regiões áridas e semiáridas, acredita-se que a perfuração de poços pode ter origem em cerca de 8000 a. C. com a escavação de leitos secos de rios para a obtenção de águas em épocas de estiagem (Manzione 2015).

Já nos dias atuais, o aumento da população, a expansão de áreas de irrigação para agricultura e o desenvolvimento de atividades econômicas são fatores que têm exigido uma maior demanda de água em diversas regiões do planeta (Wada *et al.* 2010). Estima-se que cerca de 2 bilhões de pessoas vivam em áreas suscetíveis ao estresse hídrico (Alcamo *et al.* 2000). Nessas regiões, aquíferos são amplamente utilizados como uma fonte hídrica adicional. No entanto, se a retirada de água excede a recarga por grandes áreas e por longos períodos, pode ocorrer a superexploração do aquífero ou a sua depleção (Gleeson *et al.* 2010). Podendo assim gerar alterações no fluxo natural da água

subterrânea, subsidência do solo e a intrusão de água salgada, esse último relacionado a extração de água em Aquíferos Costeiros (Wada *et al.* 2010).

Os Sistemas Aquíferos Costeiros estão localizados em regiões litorâneas e possuem grande importância para atender às mais variadas e crescentes demandas de água potável (Troian *et al.* 2020). Desta forma, suprem as zonas costeiras com água passível de consumo, visto que as águas superficiais nestas zonas são predominantemente salobras ou salgadas.

A zona costeira paraense possui cerca de 600 km de extensão, sendo a 8ª maior do Brasil, o que corresponde a 6,5% do território do estado do Pará. As características naturais e socioeconômicas permitem dividir a região em diferentes setores, sendo eles: o Marajó Ocidental, Marajó Oriental, Continental-Estuarino, Flúvio-Marítimo e Costa Atlântica Paraense (Pará 2020).

Este último setor, onde se localiza a ilha de Algodão/Maiandeuá, corresponde a uma ampla costa e abriga aproximadamente 8% da população do estado paraense, tendo como principais atividades a exploração de recursos naturais e a pesca, além da crescente atividade turística (Szlafsztein 2009). A ilha é uma Área de Proteção Ambiental (APA) e Unidade de Conservação (UC) de Uso Sustentável, conforme a Lei Estadual nº. 5.621/90 de 27 de novembro de 1990.

1.1 PROBLEMÁTICA

Ao longo dos últimos anos, a crescente urbanização de áreas costeiras, juntamente com o desenvolvimento de atividades socioeconômicas associadas a essas regiões vem aumentando a demanda por recursos hídricos, o que conseqüentemente gera uma maior exploração de água dos aquíferos costeiros. Essa retirada constante de água pode gerar sérios problemas ambientais relacionados a degradação da qualidade desses recursos aquáticos subterrâneos e possíveis episódios de intrusão salina nos aquíferos (Capaccione *et al.* 2005).

Além disso, o aumento no nível do mar, relacionado a elevação da temperatura global, também pode fazer com que haja o avanço da cunha salina nos aquíferos costeiros, que apresentam uma maior vulnerabilidade por estarem em contato direto com o mar, e a subsequente salinização da água, tornando-a imprópria para a utilização humana (Webb & Howard 2010).

Durante os períodos de veraneio a grande procura pelo litoral faz com que aumentem ainda mais a demanda por água potável e o despejo de lixo e esgoto em locais inadequados. O avanço do turismo aumenta a necessidade de criação de infraestrutura, tanto imobiliária (hotéis, pousadas, restaurantes) quanto de acesso (estradas, portos, orlas). Tais fatores podem contribuir para impermeabilização de zonas de recargas dos aquíferos e, conseqüentemente, acentuar a sua contaminação e possíveis episódios de intrusão salina.

Em regiões com urbanização em expansão e sem saneamento básico, também são comuns outras importantes fontes de contaminação da água subterrânea: o esgoto doméstico lançado diretamente sobre o solo e a contaminação da água de poços por fossas sépticas (Lobo *et al.* 2012). Ambas são fontes de contaminação pontuais, ou seja, podem ser identificados os locais de origem dos contaminantes (Tucci 2003). Se não houver a identificação e interrupção dessa fonte o aquífero pode ser inviabilizado ao longo do tempo. Sendo assim, o impacto da contaminação de esgoto nas águas subterrâneas representa um risco a mais na qualidade da água e pode ocasionar elevadas concentrações de nitrato, além do surgimento de bactérias patogênicas e vírus (Zoby 2008).

De acordo com a Portaria GM/MS N°888, de 4 de maio de 2021, do Ministério da Saúde (Brasil 2021), que dispõe sobre procedimentos de controle e do padrão de potabilidade da água, é estabelecido que toda água destinada para o consumo humano deve ser objeto de vigilância da sua qualidade, sendo uma competência da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, promover a capacitação de profissionais responsáveis por essa vigilância (Brasil 2021).

Toda água, seja ela proveniente de sistema de abastecimento ou de uma solução alternativa de coleta, destinada à ingestão, preparação de alimentos ou higiene pessoal deve atender ao padrão de potabilidade instituído pela portaria e não oferecer riscos à saúde (Brasil 2021). No entanto, sabe-se que em locais que carecem de infraestrutura básica de saneamento (Brito *et al.* 2021) ou que tenham acesso dificultado para o continente, como a Vila de Algodoal, os parâmetros básicos de qualidade de água (íons dissolvidos, CE, pH, presença de coliformes) podem não estar em consonância com os padrões recomendados.

1.2 JUSTIFICATIVA

A problemática destacada anteriormente sobre a contaminação da água subterrânea, seja pela intrusão da cunha salina ou por efluentes oriundos da ação antrópica, muitas vezes impossibilita a utilização dessas águas para consumo público. Fato que vem sendo observado com demasiada frequência, ano após ano, por turistas e, principalmente, moradores de regiões costeiras paraenses, como no caso da Vila de Algodual, na Ilha de Maiandeuá (Medeiros 2008, Pará 2012).

Muitas vezes a contaminação da água subterrânea é persistente e a recuperação da qualidade dela é bastante lenta e difícil, sendo comuns aquíferos parcialmente ou totalmente contaminados (Osório 2004). Por isso, a preservação dos aquíferos é importante para se manter um quadro de equilíbrio ecológico e uma fonte duradoura deste recurso (Brito *et al.* 2021).

Diante do exposto, existe a necessidade de se verificar a qualidade das águas explotadas em aquífero costeiro na Vila de Algodual, com ênfase na intrusão salina e contaminação por efluentes antrópicos, como uma tentativa de contribuir para a elaboração de um plano de gerenciamento desses recursos.

Ações como estas são importantes, pois além de promover conhecimento científico, provém prestação de serviço à sociedade. Através da geração de um diagnóstico ambiental e da verificação da sensibilidade das águas subterrâneas às contaminações, pretende-se alertar sobre impactos irreversíveis no meio ambiente ou até mesmo na saúde humana.

1.3 QUESTIONAMENTOS E HIPÓTESE

Com o intuito de verificar a existência da intrusão salina no aquífero costeiro da região e se essa intrusão possui relação com a sazonalidade (períodos de mais ou menos chuvas) e com o turístico local, foram feitos os seguintes questionamentos:

- Havendo intrusão salina, em qual período do ano a salinização da água subterrânea é maior?
- As águas do aquífero estão contaminadas por outras fontes de poluição, como efluentes domésticos, relacionado com a falta de saneamento?
- Os impactos dessa contaminação afetam a vida dos moradores, trabalhadores e turistas?

- Há relação da qualidade da água ingerida pelos moradores com doenças de veiculação hídrica?

Para tais questionamentos, a seguinte hipótese foi elaborada:

A intrusão salina em aquífero costeiro da Vila de Algodual ocorre o ano todo, assim como a contaminação por efluentes domésticos, sendo a intrusão amplificada durante o período seco e no mês de julho, quando a região recebe mais visitantes, intensificando a exploração da água subterrânea, os níveis de contaminação e os riscos de doenças de veiculação hídrica.

1.4 OBJETIVO GERAL

Avaliar os potenciais efeitos dos processos de salinização e contaminação por efluentes sobre a qualidade da água subterrânea utilizada para consumo humano na Vila de Algodual.

1.5 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Verificar a variação sazonal da intrusão salina relacionando ao clima e uso do recurso;
2. Avaliar a qualidade da água através da combinação de análises bacteriológicas, de parâmetros físico-químicos, composição iônica e características topográficas.
3. Avaliar a qualidade da água subterrânea para consumo humano considerando os valores estabelecidos na Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde e resolução N° 396 de 2008 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

1.6 ÁREA DE ESTUDO

A ilha de Algodual/Maiandeuá é limitada ao norte pelo Oceano Atlântico, Furo do Mocooca ao Sul, pelo estuário de Maracanã a leste e de Marapanim a oeste (Figura 1) (Pará 2007). Dentre todas as vilas localizadas na ilha, a Vila de Algodual detém a maior população, 967 indivíduos, de acordo com os dados mais recentes disponíveis (Pará 2012) e recebe a maior quantidade de visitantes.

O acesso mais comum, partindo de Belém, se dá pelo município de Marapanim, Distrito de Marudá, que fica a 170 km da capital paraense. A partir de Marudá o trajeto é realizado por meio de embarcações que chegam ao porto da Vila de Algodual pelo Rio

Marapanim. Já dentro da vila, o acesso deve ocorrer a pé ou por meio de carroças movidas por tração animal, já que é proibido por lei a livre circulação de veículos automotivos.

Devido a sua importância, a ilha de Algodal/Maiandeuá é uma Área de Proteção Ambiental (APA), que foi criada com o intuito de proteger esse ambiente. Em 27 de novembro de 1990 foi promulgada a Lei Estadual nº 5.621 que dispunha a criação da APA Algodal-Maiandeuá que obrigava a implementação de um Plano de Manejo para a área. Os principais objetivos da sua criação basearam-se na manutenção da diversidade biológica, proteção de espécies ameaçadas, dos recursos hídricos e solos; a preservação e restauração de ecossistemas e a proteção de paisagens naturais, além de promover o desenvolvimento social na região por meio de uma melhor educação e saúde para os habitantes (Pará 2012).

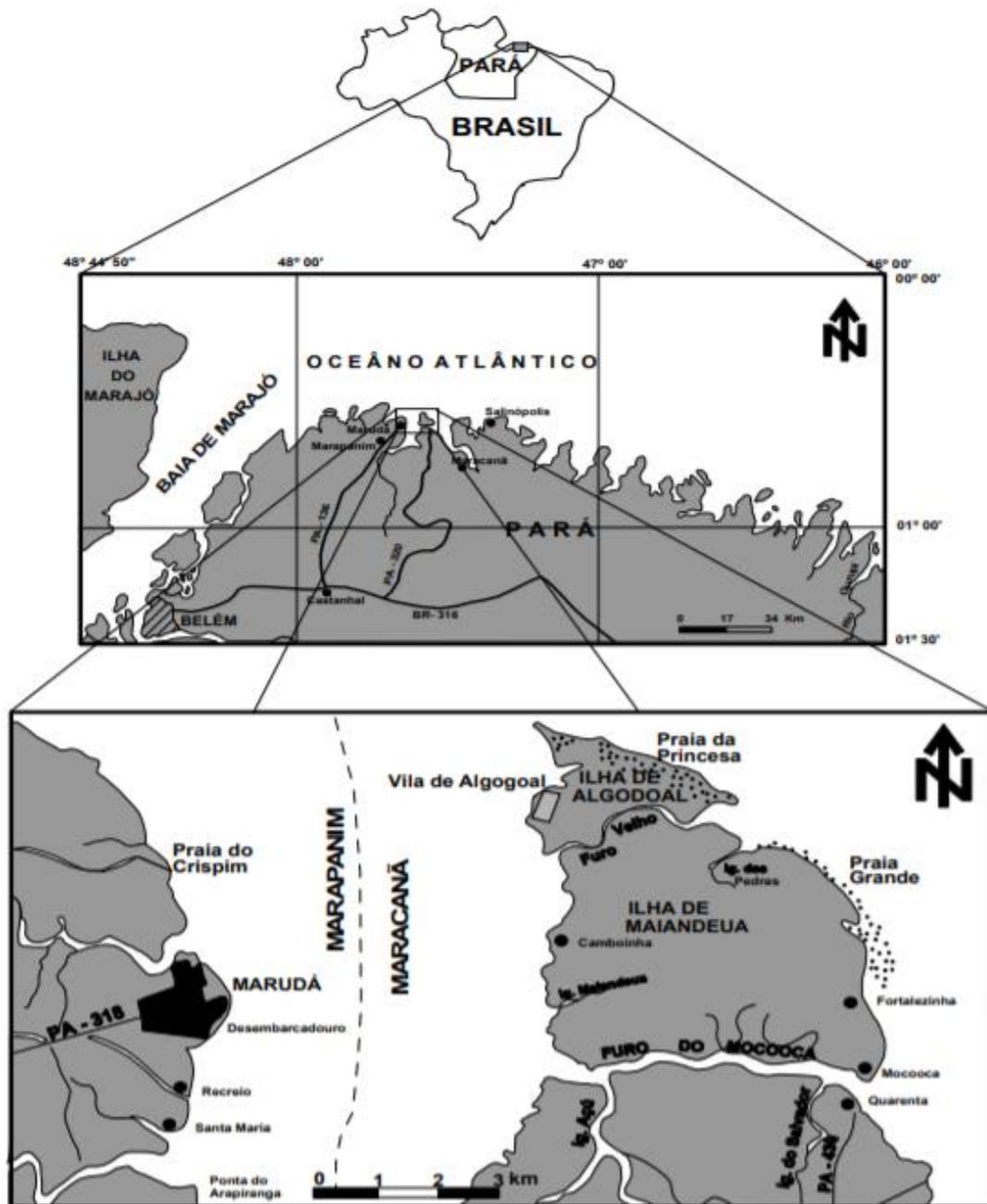


Figura 1- Mapa de localização da Ilha de Algodal-Maiandeu no nordeste do estado do Pará, na região do Salgado. Pode-se perceber a divisão da ilha pelo Furo do Velho que separa Algodal de Maiandeu. À esquerda da imagem, em Marapanim, encontra-se em destaque o distrito de Marudá, onde está localizado o porto que dá acesso à Vila de Algodal. Fonte: Medeiros (2008 *apud* Santos 1996).

1.7 ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS

A ocupação de Algodal se deu a partir da segunda metade do século XX por pescadores artesanais, no qual encontraram no ecossistema fontes de recursos pesqueiros (Quaresma 2003). Na década de 60, a vila era refúgio para aqueles que procuravam contato com a natureza e extrema liberdade, por esse motivo, comunidades “hippies” e visitantes estrangeiros começaram a frequentar o local, alguns, fixando residência

(Nóbrega 2008). Atualmente, a Vila de Algodual vem sofrendo um aumento no processo turístico que foi intensificado a partir de 2005 com a chegada de energia elétrica, tornando-se um dos principais alvos das populações de grandes cidades que buscam por áreas litorâneas paradisíacas (Raiol *et al.* 2014), especialmente para lazer. Em decorrência disso, nas últimas décadas, a comunidade vem passando por transformações significativas, como: crescimento do número de hotéis, pousadas, bares e restaurantes, que ao mesmo tempo que influenciam positivamente na economia local, gera impactos ambientais negativos, como a poluição e/ou esgotamento de recursos naturais.

As atividades desenvolvidas atualmente na Vila de Algodual, bem como na Ilha de Maiandeuá como um todo, estão principalmente ligadas a prestação de serviço ao turismo local, como: restaurantes, pousadas, bares, transporte por carroças, barcos e pequenos comércios. A atividade pesqueira vem sofrendo uma perda gradativa devido a diminuição do pescado. Além disso, a utilização dos barcos em atividades de transporte de pessoas e carga é um dos fatores da diminuição da atividade pesqueira. Outro fator é: os moradores trocam ou vendem seus materiais de pesca para comprar carroças e cavalos para utilizarem em atividade turística ou transporte de material de construção (Mascarenhas 2006).

1.8 CLIMA E METEOROLOGIA

A Ilha de Maiandeuá está inserida na Microrregião do Salgado. Essa microrregião é formada por 11 pequenas cidades que se estendem pela costa do Estado do Pará, são elas: Vigia, Salinópolis, Caruçá, Maracanã, Marapanim, São João de Pirabas, São Caetano de Odivelas, Colares, Terra Alta, Magalhães Barata e São João da Ponta (Quaresma *et al.* 2022).

A precipitação anual nessa microrregião não se distribui de forma homogênea ao longo de todos os meses do ano, tendo em vista que os maiores índices de chuva ocorrem entre os meses de janeiro a junho. O mês que apresenta maior pluviosidade é o mês de março, e os menores valores são referentes aos meses de setembro, outubro e novembro (Figura 2). O motivo está relacionado com a posição da ZCIT, que entre os meses chuvosos se move em direção à zona costeira dos estados do Maranhão, Pará e Amapá (Fernandes 2016, Marengo 1995).

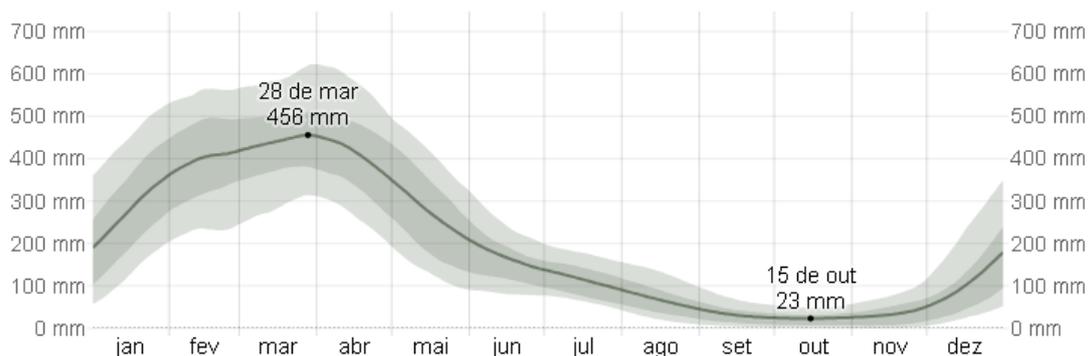


Figura 2- Gráfico de média de precipitação mensal no município de Maracanã (Fonte: Weather Spark, 2023).

1.9 OCEANOGRAFIA

O litoral paraense como um todo é caracterizado por uma morfologia estuarina associada a planícies de maré e manguezais originados pelo fluxo fluvial e de correntes de maré (Martin *et al.* 1993). As praias do Estado do Pará são dominadas por meso e macromarés (amplitude entre 2 e 6 metros) que exercem uma função importante no transporte sedimentar litorâneo (Silva 2015).

As ondas formadas no NE do Pará são geradas a partir dos ventos alísios, que por sua vez, cruzam a plataforma continental em direção a oeste, e em associação com a morfologia de fundo geram correntes de deriva litorânea para noroeste (Geyer *et al.* 1996, Silva 2015). Nos meses em que ocorrem a maior ausência de chuva, as ondas são inferiores a 1 m (Borba 2011, Silva 2015).

1.10 GEOLOGIA REGIONAL

A figura 3 mostra o mapa geológico simplificado da região nordeste do Estado do Pará. Os depósitos miocênicos designados litoestratigraficamente de Formação Pirabas e Barreiras, de acordo com Rossetti (2006), são representados por uma variedade de fácies carbonáticas e siliciclásticas que tiveram sua origem em ambiente variando entre marinho transicional e plataformal, tendo sua sequência deposicional influenciada por episódios múltiplos de variação do nível do mar de alta frequência superpostos a uma tendência geral transgressiva de mar alto.

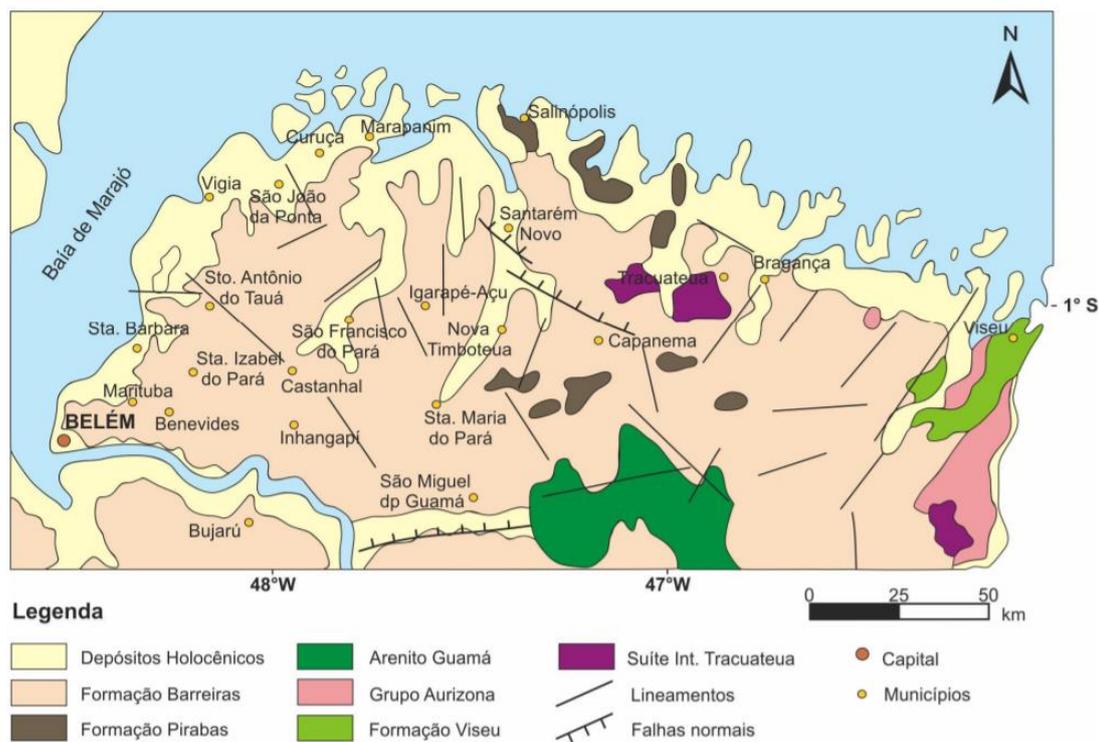


Figura 3- Mapa geológico do nordeste paraense. Observa-se que a Formação (Fm) Barreiras aflora em grande parte da região, em contrapartida apenas algumas áreas possuem porções aflorantes da Fm Pirabas. Na área de estudo, em superfície, estão expostos basicamente sedimentos recentes do Holoceno, devido ao grau de retrabalhamento das regiões costeiras, constituindo importantes zonas de sedimentação e erosão. Fontes: (Jorge 2017, Vazques *et al.* 2008, Collyer *et al.* 2003).

A Formação Pirabas e seus principais afloramentos estão na região nordeste do Estado do Pará, apesar de ocorrer descontinuamente até o Piauí. É constituída principalmente por calcários, folhelhos e arenitos e é rica em conteúdo fossilífero (Pará 2012). Acima dela estão os sedimentos da Formação Barreiras, que são constituídas por sedimentos areno-argilosos não consolidados e estão expostas em falésias ativas e inativas, provavelmente depositados em ambientes como planícies de maré, leques aluviais e mangues (Nunes *et al.* 1973, Pará 2012).

Já os depósitos sedimentares Pós-Barreiras são constituídos por areia e argila com baixo grau de seleção depositados a partir de atuação de movimentos gravitacionais, relacionados a processos eólicos (Rossetti *et al.* 2001). Tal sedimentação é responsável pela formação de extensos manguezais e depósitos quartzosos (Pará 2012).

1.11 HIDROGEOLOGIA

A principal fonte dos recursos hídricos utilizados pelos moradores locais provém do aquífero da Formação Barreiras, cujo nível estático é baixo, geralmente próximo aos 5 metros (Brasil 2002), devido a isso possui uma maior susceptibilidade a contaminação

por efluentes domésticos por meio da interação com águas superficiais já contaminadas dada a sua proximidade com a superfície. Geralmente, ocorre como aquífero livre, no entanto há presença de níveis pelíticos localmente que resultam em condições de confinamento (Manziona 2015).

1.12 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Águas subterrâneas são aquelas que se encontram abaixo da superfície do solo, presentes nos poros das rochas e entre os sedimentos dando origem aos aquíferos. Elas representam 97% das águas doces e líquidas do planeta, caracterizando os aquíferos como os maiores reservatórios de água potável do mundo (Hirata *et al.* 2019). São essenciais para o desenvolvimento da humanidade não apenas pelo fato de abastecerem cidades ou servirem de insumo para diversas atividades socioeconômicas, mas também porque possuem um papel ambiental muito importante de sustentar sistemas aquáticos como rios, lagos, mangues e pântanos (Hirata *et al.* 2019).

O ciclo hidrogeológico tem um papel fundamental na origem das águas subterrâneas. O escoamento superficial da água é proveniente da chuva que atinge a superfície e as águas ficam retidas ao longo de depressões no terreno, infiltrando no solo por meio de forças de atração molecular, capilaridade e atração gravitacional, dando origem aos reservatórios (Caracas 2013). Uma vez subterrânea, a água leva dias para percorrer poucos metros e tendo a oportunidade, voltará à superfície por meio de fontes (ANA 2002).

O principal diferencial entre águas subterrâneas e as superficiais está relacionado com sua qualidade, em que geralmente, os recursos hídricos subterrâneos estão prontos para distribuição e consumo, sendo necessário apenas a adição de cloro e flúor para atender a legislação (Fitts 2013). O risco de contaminação está associado principalmente aos chamados aquíferos livres, pelo fato de estarem mais próximos da superfície e por não possuírem uma camada confinante (Manziona 2015). A qualidade dessas águas vem a ser definida por meio da sua composição e pelo conhecimento dos efeitos que tais constituintes podem gerar de acordo com sua utilização, seja consumo humano, animal, agrícola, etc.

Águas subterrâneas são fundamentais para o abastecimento público no Brasil, cuja relevância atinge também o setor industrial, o qual retira em torno de 17,5 milhões de metros cúbicos por ano desse recurso, por meio de 2,5 milhões de poços tubulares

distribuídos pelo território nacional (Hirata *et al.* 2019). De acordo com esses autores, as vazões seriam suficientes para abastecer toda a população brasileira.

O uso de aquíferos para abastecimento se intensificou no Brasil a partir da década de setenta e continua crescendo, e isso pode estar relacionado com alguns fatores, como: a) o avanço dos conhecimentos hidrológicos e das técnicas de perfuração de poços; b) redução dos custos de extração de água; c) os aquíferos são menos suscetíveis a mudanças climáticas quando comparados com as fontes de águas superficiais; d) qualidade das águas; e) aumento da demanda; f) e degradação das águas superficiais (Rebouças 2006). Além de que, em algumas regiões, são as únicas fontes de águas potáveis disponíveis.

A gestão das águas subterrâneas enfrenta enormes dificuldades para controlar a superexploração, a poluição e a falta de monitoramento e bancos de dados sobre limites, litologia e qualidade de água (Goetten 2015, Villar 2016). O fato de a água ser subterrânea e não estar visível dificulta a percepção da sociedade sobre a sua existência, bem como a sua gestão adequada, dificultando a consolidação de políticas públicas (Hirata *et al.* 2019).

A composição química das águas subterrâneas resulta diretamente da combinação da água que entra no solo e da evolução química influenciada pela litologia local (Caracas 2013), sendo mais complexa em relação às águas superficiais, que são menos mineralizadas devido a renovação mais intensa pela água da chuva (Pereira *et al.* 2002). Nas águas subterrâneas as concentrações de substâncias dissolvidas tendem a aumentar à medida que se movem lentamente pelo aquífero (Fetter *et al.* 2018).

1.12.1 Propriedades físico-químicas de águas subterrâneas

A água age como um solvente, ou seja, pode haver reações de hidrólise e dissolução decorrentes da interação da água com rochas e minerais. Além disso, reações de redução/oxidação, onde há a transferência de elétrons de um elemento para outro, podem acarretar a precipitação de elementos como o hidróxido de ferro, por exemplo (Manzione 2015). Os principais parâmetros físico-químicos relacionados à qualidade de água subterrânea são: temperatura, turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD), salinidade e alcalinidade. (Montgomery 2007).

A temperatura é um parâmetro importante, pois acelera as reações químicas e reduz a solubilidade dos gases, influencia diretamente em algumas outras propriedades da água, como densidade, viscosidade, tensão superficial, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, além de processos biológicos. Nas águas subterrâneas, a temperatura pode variar de acordo com a profundidade, devido a geotermia natural do planeta, sazonalidade ou região. Essa variação pode ocorrer devido a uma combinação de fatores, como a temperatura da superfície do solo, a taxa de recarga e a profundidade do aquífero (FUNASA 2013).

A turbidez tem relação com a quantidade de matéria sólida em suspensão na água, tais como: silte, argila, colóides (organismos patogênicos, substâncias tóxicas), matéria orgânica e detritos. Esses materiais causam desvio e dispersão da luz, interferindo na sua penetração através do fluido e alterando o funcionamento biológico do mesmo (Manziona 2015). As águas subterrâneas geralmente apresentam elevada transparência, característica oposta à turbidez (Listyani & Peni 2020).

A característica ácida/básica das substâncias é medida por meio do pH ($\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$) em uma escala de 0 a 14, sendo os valores ácidos entre 0-6, neutro na faixa 7, é básico acima de 8. Nos ambientes aquáticos, o principal sistema químico que controla o pH é o gás carbônico/carbonato, mas a presença de outras substâncias como ácidos orgânicos, sulfetos, boratos, também podem alterar o pH (USGS 1999). De acordo com a Portaria GM/MS N° 888, de 4 de maio de 2021, a faixa recomendada de pH para água distribuída está entre 6,0 e 9,5.

A condutividade elétrica (CE) está relacionada com a quantidade de sais dissolvidos presentes na água e que a tornam capaz de conduzir corrente elétrica, transformando-a assim em um eletrólito. Esse parâmetro varia de acordo com a temperatura, concentração e tipos de íons que compõem a amostra, ou seja, um aumento desses fatores implica no consequente aumento da CE, por esse motivo é sempre necessário anotar a temperatura de referência da água amostrada. Dessa maneira, a condutividade é um importante parâmetro para se analisar modificações na composição e na quantidade de materiais dissolvidos na água.

O Sistema Internacional de Unidades (SI) utiliza o microsiemens por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$) como unidade para as medidas de condutividade (Tutmez *et al.* 2006). A salinidade consiste em um importante parâmetro para o consumo humano, atividades

industriais e irrigação. A salinidade é calculada indiretamente pela medida de CE e a unidade na SI corresponde à unidade prática de salinidade (em inglês, psu). É uma medida indireta extraída de medidas de condutividade (Manzione 2015).

Os sólidos totais dissolvidos (STD) representam a soma dos constituintes minerais que estão presentes na água. É uma propriedade que está diretamente relacionada com a CE, podendo ser determinada a partir dela. A OMS determinou como 1.000 mg/L o limite máximo permitido para água de consumo humano. O CONAMA estabelece uma classificação para as águas subterrâneas de acordo com os STD, são elas: Classe Especial: água subterrânea com até 250 mg/L de STD, pode ser utilizada para consumo humano sem tratamento prévio. A tabela 1, adaptada de Fetter (1994), mostra a classificação das águas quanto aos STD.

Tabela 1- Classificação de água com base nos STD (Fetter 1994).

Classificação	Sólidos totais dissolvidos (mg/L)
Água doce	0 – 1.000
Água salobra	1.000 – 10.000
Água salina	10.000 – 100.000
Salmoura	>100.000

1.12.2 Principais constituintes de águas subterrâneas

As trocas iônicas são fundamentais para o entendimento da composição química natural das águas subterrâneas, havendo constantes trocas de íons entre os elementos por outros de características semelhantes. Essas substituições geralmente estão associadas a íons positivos e também podem ser chamadas de trocas catiônicas (Santiago 2010).

Nas águas subterrâneas a maioria das substâncias dissolvidas encontra-se em estado iônico e são dependentes do litotipo presente no aquífero, do tipo de alteração mineral, do fluxo e taxa de recarga do aquífero (Maas 1990, Caracas 2013). Desta forma, a composição natural dessas águas está diretamente relacionada com o intemperismo das rochas provocado pela interação com a água. Esse processo pode liberar os cátions Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , que são móveis e tendem a ser mais facilmente liberados. O plagioclásio, um dos principais grupos de minerais formadores de rocha, pode constituir uma das fontes do Na^+ , Ca^{2+} , enquanto a biotita e o feldspato potássico podem ser fontes de Mg^{2+} e K^+ para as águas subterrâneas (Velasquez *et al.* 2006).

Outro fator que tem forte influência na composição química das águas é o clima, já que a sazonalidade e abundância de chuvas pode levar a intemperismos mais intensos e/ou diluição de constituintes iônicos. Além disso, as águas meteóricas podem ser fontes de alguns elementos químicos encontrados nos aquíferos, como o Cl^- , SO_4^{2-} e Na^+ . No entanto as características naturais da água podem ser modificadas em decorrência do uso e ocupação do meio físico, que geram a disposição inadequada de resíduos e a utilização irresponsável da água, fazendo com que alguns desses constituintes apresentem quantidades bastante elevadas, tornando a água inadequada para consumo (Velasquez *et al.* 2006).

De acordo com Custódio e Bruggeman (1987), o cálcio (Ca^{2+}) presente na água desempenha um papel importante de troca iônica, sendo um dos principais responsáveis pela sua dureza e pelo gosto salobro. O cálcio é um dos elementos mais abundantes presente na maioria das águas naturais e nas rochas, em rochas calcárias os seus principais minerais fontes são a calcita, aragonita e dolomita. Já em fontes ígneas, ocorrem principalmente nos plagioclásios e apatitas.

Apesar de possuir propriedades similares ao cálcio, o magnésio (Mg^{+2}) é mais solúvel e também difícil de precipitar e ocorre sob forma de bicarbonato. Sua concentração na água varia de 1 a 40 mg/L. Suas fontes naturais advêm principalmente de rochas carbonatadas (Sousa *et al.* 2022). O sódio (Na^+) é um dos metais alcalinos mais abundantes e importantes presente nas águas subterrâneas, possuindo uma ampla distribuição nos minerais fontes, como plagioclásios, feldspatóides, anfibólios e piroxênios; além de uma difícil precipitação. Por ser bastante solúvel, está presente em concentrações entre 1 e 150 mg/L, sendo um dos principais responsáveis pelo aumento da salinidade de águas naturais do ponto de vista catiônico (Custódio 2001, Llamas 2001, Hem 1985, Caracas 2017).

O potássio (K^+) está presente em menores quantidades devido aos processos de troca iônica, com teores que estão abaixo de 10 mg/L, sendo mais facilmente adsorvidos pelos argilo-minerais por sua intensa participação no processo de troca iônica. Outro íon importante que está presente nas águas subterrâneas é sulfato (SO_4^{2-}), cujas concentrações correspondem a cerca de 150 mg/L. Sua presença na água se dá a partir da dissolução do sulfato de cálcio (CaSO_4), sulfato de magnésio (MgSO_4), ou pela oxidação de sulfetos,

como o sulfeto de ferro, por exemplo (Hem 1985, Custódio 2001, Llamas 2001, Caracas 2017, Vasconcelos & Oliveira 2018).

Também é importante destacar a presença de cloreto (Cl^-) e nitrato (NO_3^-) nas águas subterrâneas. O Cl^- é bastante solúvel, estável em solução e raramente forma precipitados e não é suscetível a reações redox em águas naturais. Devido ao movimento lento e a solubilidade nas águas dos aquíferos, há um aumento na concentração de cloreto de acordo com o fluxo, e podem ser observados valores inferiores a 100 mg/L. Assim como os STD e CE, o Cl^- , é um bom indicador de contaminação por aterros e lixões (Lima *et al.* 2011). O NO_3^- , assim como o Cl^- , é muito solúvel e não forma precipitado. Sua presença está associada ao estágio final da oxidação da matéria orgânica. Ocorre em pequenas concentrações, mas teores acima de 5 mg/L podem indicar contaminação por fossas, lixão, esgoto, cemitério, etc (Manziona 2015). Ele é gerado a partir da oxidação do amoníaco (NH_3) para nitrito (NO_2^-) e posteriormente para nitrato ocorre com a participação de bactérias especializadas (Oanh 2012).

1.13 PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA

A norma de qualidade de água para consumo humano, publicada na Portaria n°.888/2021 pelo Ministério da Saúde estabelece padrões de potabilidade de água destinada ao consumo humano, não se aplicando apenas para águas envasadas e a outras nos quais o padrão de potabilidade possui legislação específica. (Ministério da Saúde 2021). Em seu artigo quarto, esta norma define como água potável aquela que não ofereça riscos à saúde de quem a consome. A Tabela 2 destaca os valores máximos permitidos (VMP) (de acordo com a Portaria n°.888/2021 e Resolução 397/2008 CONAMA) de parâmetros químicos presentes na água e analisados nesta pesquisa. Vale ressaltar que os limites permitidos de outras substâncias também estão incluídos na resolução, mas não foram abordados na presente pesquisa.

Tabela 2- Valores estabelecidos pela Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde e Resolução 397/2008 CONAMA de água para o consumo humano. Foram destacados os valores de cátions e ânions que também foram analisados nesta pesquisa. (adaptado de Ministério da Saúde 2004, Brasil 2008).

Parâmetros	Unidade	VMP
Amônia (como NH ₃)	mg/L	1,5
Cloreto	mg/L	250
Nitrato (em N)	mg/L	10
Sódio	mg/L	200
Sulfato	mg/L	250

Segundo CONAMA (2008), as águas consideradas doces não devem ter efeito tóxico ou crônico ao organismo, a presença de coliformes não deverá exceder o limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais amostras e pH entre 6,0 e 9,0. De acordo com o Art. 30 desta resolução, o aquífero ou conjunto de aquíferos em que as condições de qualidade de água estejam em desacordo com os padrões exigidos deverão ser apreendidas ações de controle ambiental para a adequação da qualidade de água, com exceção para aqueles que ultrapassem os limites devidos fatores naturais (Conama 2008).

1.14 SISTEMA DE AQUÍFEROS

Sistema de aquíferos pode ser definido como uma ou mais unidades ou formações geológicas que possuem a capacidade de transmitir e armazenar quantidades relevantes de água (ANA 2018). Os aquíferos também são definidos como “uma estrutura hidrogeológica bem organizada, bem delimitada, o qual se relaciona com o meio exterior representado pelos sistemas meteorológico, hidrográfico e oceanográfico” (Albuquerque 2004, Albuquerque 2007).

Grande parte dos aquíferos estão presentes em formações sedimentares que comportam cerca de 95% das águas subterrâneas do planeta, constituindo os melhores aquíferos em relação a sua produtividade e reservas hídricas. Além disso, no Brasil, as bacias sedimentares ocupam aproximadamente 48% do território nacional, o que corresponde a cerca de 4.130.000 km² (ANA 2015). A ampla presença de bacias

sedimentares brasileiras, aliadas a condições climáticas favoráveis, representa grande potencial para armazenamento de água subterrânea nos aquíferos (Manzione 2015).

Aquíferos freáticos/livres (Figura 3) são aqueles formados por rochas permeáveis, o que facilita o armazenamento e o transporte de água. A sua base é formada por uma camada impermeável ou semipermeável, como as argilas, por exemplo. Neles, a pressão da água na sua zona saturada deve estar em equilíbrio com a pressão atmosférica. Esse tipo de aquífero é o mais comumente explorado para o abastecimento populacional e é o mais facilmente contaminado.

Os aquíferos confinados/artesianos (Figura 4) são limitados por dois estratos rochosos impermeáveis e normalmente estão completamente saturados por água. Devido à pressão dessas camadas que confinam o aquífero, a pressão presente se torna maior que a atmosférica, por esse motivo quando são feitos furos ou poços artesianos é comum que a água jorre.

Os aquíferos costeiros são aqueles que estão localizados em áreas próximas ao mar ou a grandes lagos, podendo sofrer influência de águas marinhas, conferindo-lhes características marcantes. São, portanto, aquíferos freáticos que estão em contato com a água do mar e por isso possuem um maior potencial de contaminação. Comparado com os aquíferos interiores, esses possuem um maior grau de complexidade no seu estudo devido a existência de uma região de contato entre águas com diferentes valores de densidades (Vaz 2017).

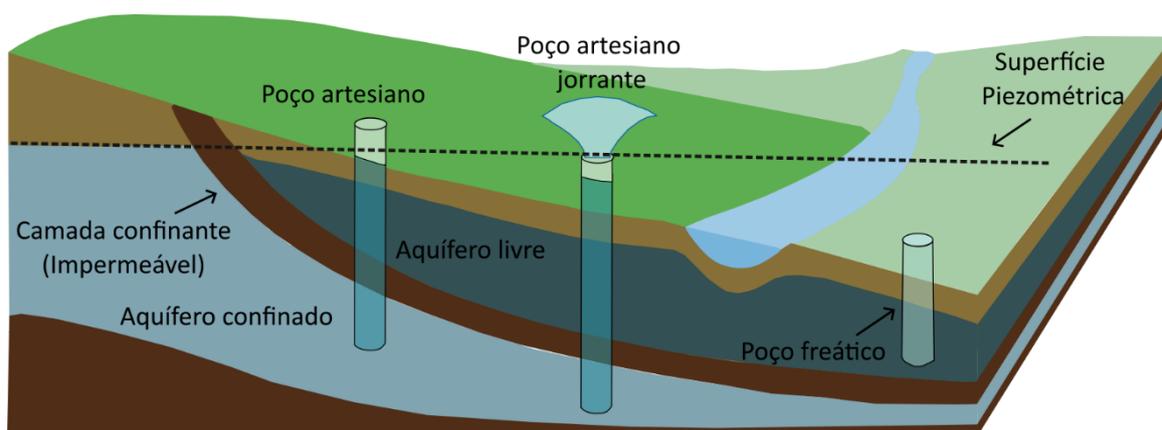


Figura 4- Modelo de um sistema de aquífero freático/livre e de um sistema de aquífero confinado/artesiano. Fonte: do Autor.

1.15 INTRUSÃO SALINA

A intrusão salina ou avanço da cunha salina é a forma de salinização mais conhecida e estudada em aquíferos costeiros. Nas áreas costeiras, o fluxo subterrâneo de água doce que vem do continente encontra o fluxo subterrâneo de água salgada que infiltra a partir do mar, lagos ou regiões estuarinas (Vaz 2017).

Ocorre uma estratificação entre a água doce e salgada devido a diferença de densidade entre as duas, no qual a água doce tende a ficar por cima e a salgada na porção inferior. Isso acontece devido à diferença da quantidade de sais presentes na água salgada conferindo-lhe uma maior densidade (Fetter 1994). É formada uma interface entre água doce/água salgada, que na verdade corresponde a uma região onde ocorrem diferentes graus de misturas entre as águas. Dessa forma, a intrusão salina é um processo que pode ser entendido como a penetração de água salgada na zona de água doce do aquífero (Cardona *et al.* 2003) (Figura 5).

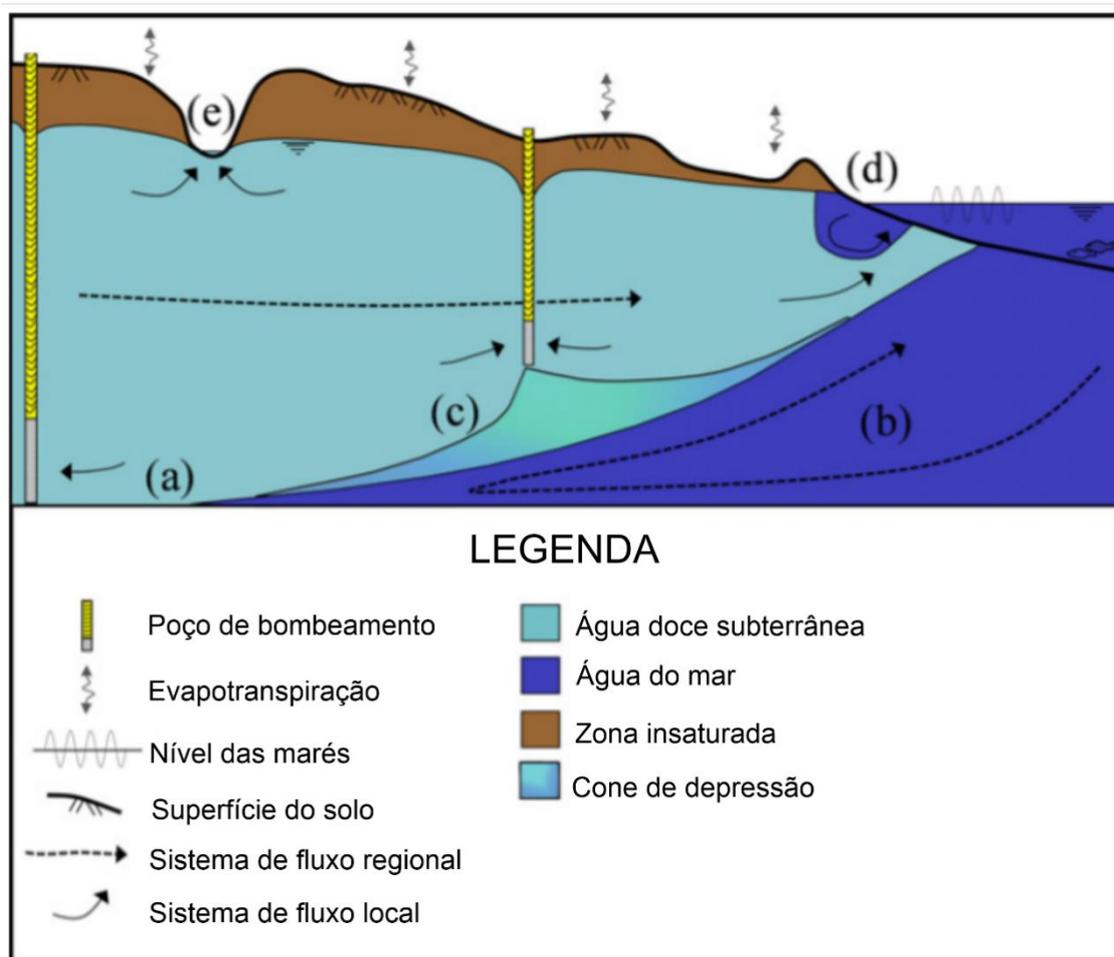


Figura 5- Esquema simplificado de um sistema de aquífero costeiro não confinado. Em (a) é mostrada a base da cunha salina; (b) o fluxo dirigido regional da água do mar influenciado pela densidade; (c) a entrada de água do mar devido o bombeamento excessivo do poço; (d) processos costeiros como maré de infiltração e zona de recirculação de água do mar; (e) região onde há o afloramento de água subterrânea na superfície. Fonte: Modificado de Werner (2013).

De acordo com Fetter (1994), a principal causa da intrusão salina é a interferência humana, quando permite que haja a divergência entre o fluxo subterrâneo de água doce em direção ao mar, seja por meio do bombeamento excessivo dessa água ou pela impermeabilização de zonas de recargas.

Antes do início do processo de exploração dos aquíferos costeiros, a situação normal é a formação de uma cunha de água salgada, que devido sua maior densidade, penetra pela região inferior da água doce. No entanto, o contínuo escoamento da água doce do aquífero em direção ao mar é capaz de manter o sistema em equilíbrio, não permitindo o avanço da cunha salina (Almeida 2009). Quando bombas hidráulicas retiram água de poços, elas provocam o rebaixamento do nível freático, e junto com a diminuição da água doce ocorre o aumento da água salgada de forma a equilibrar a pressão entre as

duas (Brito *et al.* 2021). A retirada excessiva de água doce do aquífero é capaz de romper com esse equilíbrio e, conseqüentemente, ocasionar o avanço da cunha salina.

Em situações como essa, quanto mais profundo o poço mais cedo ele poderá ser afetado pela água salina. Dessa forma, aconselha-se que o poço funcione em um regime de bombeamento intermitente, permitindo a recomposição do sistema e não permitindo a entrada de água salgada no poço (Silva & Gomes 2007, Brito *et al.* 2021).

Estudos sobre os processos de salinização e intrusão salina são bastante frequentes visto a relevância do tema. Mastrocicco & Colombani (2021) fizeram uma revisão sobre a problemática da salinização de aquíferos em zonas costeiras na região Mediterrânea. Para os autores, a progressiva salinização desses recursos, tanto por meios naturais quanto antropogênicos, é um dos fenômenos que afetam as zonas costeiras que mais preocupam. A revisão mostra que o número de pesquisas envolvendo o tema cresceu 320% na região entre 2005 e 2017.

Ghazali *et al.* (2015) estudaram os efeitos da intrusão de água do mar na qualidade de água subterrânea nos aquíferos e destacou a importância da gestão sustentável dos aquíferos costeiros, adotando a implementação de estratégias de conservação de águas e a utilização de técnicas de gestão integradas de recursos hídricos. Li *et al.* (2011) discutem em sua pesquisa as causas, mecanismos e impactos do processo de intrusão, frisando a importância da pesquisa contínua sobre a dinâmica dos aquíferos. Mariño e Afonso (2013), estudaram a dinâmica da interface de água doce e salgada em uma região costeira no norte da Colômbia utilizando simulações numéricas. Os resultados mostraram que a intrusão de água salgada ocorreu devido ao bombeamento excessivo.

No Brasil, diversos trabalhos visam realizar análises sobre causas de salinização de aquíferos costeiros ou a avaliação da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos, já que tem se tornando comum casos de intrusão marinha, como em Recife (Bernadino 2015, Demétrio 2015); Fortaleza (Andrade *et al.* 2012), Rio de Janeiro (Silva Júnior *et al.* 2000). A exploração intensa dos aquíferos acarretada pelo crescimento populacional e o processo de ocupação desordenada são apontados como as principais causas da intrusão marinha nessas regiões, aliado a isso, a falta de ordenamento, gerenciamento e fiscalização por parte dos órgãos competentes somado a deficiências no abastecimento público refletem em danos aos aquíferos.

1.15.1 Intrusão salina no NE do Estado do Pará

No litoral do nordeste paraense alguns trabalhos foram desenvolvidos principalmente para o estudo da qualidade de água dos aquíferos costeiros, levando em consideração suas características hidrogeológicas e a intensa retirada de suas águas (de Oliveira *et al.* 2006). Boa parte desses estudos foram feitos na região Bragantina do Estado, principalmente no município de Salinópolis e outros em regiões próximas, devido ao forte potencial turístico que se expande a cada ano, demandando cada vez mais de infraestrutura e dos reservatórios subterrâneos. Como resultado, esses trabalhos mostram uma composição química peculiar de sistemas de aquíferos rasos, sendo uma das possíveis causas a interação com a água do mar (Rodrigues 2016).

A utilização de uma metodologia geofísica para a identificação de intrusão salina também é bastante útil devido seus dados satisfatórios e baixo custo e baseia-se na alteração eletromagnética em função da variação da condutividade elétrica. Brito *et al.* (2021) investigaram a Vila de Bonifácio, Bragança (Pará), com o auxílio do método GPR (*Ground Penetrating Radar*) e constataram intrusão salina na região.

Trabalhos que visam o estudo da contaminação dos aquíferos costeiros por meio de métodos geofísicos, como o Ez-Zaouy *et al.* (2023), que utilizaram três métodos: eletrorresistividade (ER), magnometria eletromagnética (MEM) e sísmica de refração (SR), permitindo a visualização da zona de transição entre água do mar e aquífero, detectando a sua profundidade aproximada. Esses métodos permitem uma melhor compreensão da distribuição espacial da água salgada.

Há poucos estudos referentes a qualidade de água e intrusão de água do mar em Algodual. Lisboa *et al.* (2021), propuseram a avaliação dos riscos de contaminação das águas subterrâneas na ilha por meio de modelagem fuzzy com o objetivo de conhecer a qualidade dessas águas e os seus potenciais poluidores, como atividades antrópicas, intrusão salina e a vulnerabilidade do aquífero à contaminação. Os autores concluíram que, no período de estiagem, na maioria dos poços estudados o consumo de água deve ser para fins não potáveis devido ao alto risco de contaminação.

1.16 FONTES DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM MEIO URBANO

As atividades antrópicas representam um risco à qualidade da água subterrânea. Além disso, a construção de poços de forma inadequada, que não segue os parâmetros

estabelecidos pela norma ABNT NBR-12244/1990 pode levar ao risco de contaminação. Os principais problemas de construção envolvem: não isolamento de camadas indesejáveis durante a perfuração; ausência da laje de proteção sanitária e altura inadequada da boca do poço; proximidade com potenciais focos de contaminação e falta de desinfecção do poço após a construção; falta de cimentação do espaço anelar entre o furo e o poço.

Algumas dessas situações podem gerar uma conexão entre águas mais rasas e mais susceptíveis à contaminação, com águas mais profundas e menos vulneráveis (ANA 2007). Desta forma, um aquífero livre contaminado de maior carga pode poluir um aquífero confinado profundo por meio de um poço abandonado com rupturas no revestimento na zona contaminada (Manzione 2015).

Também existem fontes pontuais de poluição de aquíferos relacionados principalmente ao ambiente urbano, como os esgotos e o depósito de resíduos sólidos (Feitosa & Manoel Filho 2008). Devido à falta de saneamento, grande parte das residências brasileiras optam pelo uso de fossas sépticas, que é uma alternativa mais barata e viável para a falta de esgotamento. Essa é uma prática regulamentada pela NBR 7229/1993 (ABNT, 1993) que especifica o método para a construção adequada das fossas.

Já a disposição dos resíduos sólidos em aterros leva à formação de chorume e gases, que podem se infiltrar no solo e contaminar os aquíferos. Devido ao grande volume de água armazenada no aquífero, os contaminantes podem ser mais difíceis de serem detectados (Bosco 2008, Capucci *et al.* 2001). No entanto, em áreas densamente habitadas, onde não há um gerenciamento adequado dos recursos hídricos subterrâneos, pode ocorrer superexploração e consumo crônico da água contaminada.

1.17 DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA

Em todo o mundo, entre 50 a 70% dos leitos hospitalares são ocupados por pacientes acometidos por doenças de veiculação hídrica, principalmente diarréicas. No Brasil, os registros de internações hospitalares relacionadas às doenças de veiculação hídrica atingiram 273 mil casos e mais de 2700 mortes, conforme destaca o Instituto Trata Brasil (2019) sobre as informações do DATASUS. <https://dssbr.ensp.fiocruz.br/wp-content/uploads/2021/11/2.pdf>

A água pode ser infectada por organismos patogênicos existente nos esgotos, como: bactérias, que provocam infecções intestinais epidérmicas e endêmicas; vírus, que podem causar hepatites e infecções nos olhos; protozoários responsáveis pela giardíase e amebíase; vermes, responsáveis pela esquistossomose e outras infestações. Contaminações por bactérias do grupo coliformes, principalmente as termotolerantes, também constituem um dos mais relevantes aspectos de contaminação dos recursos hídricos e está relacionado com ocorrência de diarreia e gastroenterite, causando milhares de mortes em crianças menores de dois anos de idade e recém-nascidos (Apoitia 2003, Manzione 2015).

2. METODOLOGIA GERAL

O presente trabalho foi dividido em duas etapas, que seguiram os procedimentos metodológicos resumidos no fluxograma (Figura 6). Inicialmente foi realizada a pesquisa bibliográfica sobre a problemática levantada na área de estudo: a possível intrusão salina e contaminação do aquífero costeiro da Vila de Algodoal. Através de uma campanha de campo preliminar realizada em 20 de novembro de 2021 foram identificados os poços estudados nas demais datas de coletas (03/08/2022, 22/11/2022 e 23/02/2023). A escolha dos poços se deu buscando uma maior representatividade nas amostras analisadas.

A caracterização hidroquímica (análise de íons principais e parâmetros físico-químicos) das águas subterrâneas da vila foi possibilitada mediante a coleta de água em poços de terrenos da vila, sendo também aplicados questionários com a população. Medições de cotas topográficas em 22/11/2022 completaram as atividades em campo. Em laboratório, as amostras de água coletadas foram analisadas e os resultados comparados com a resolução CONAMA nº396/2008, com a Portaria N° 888 de 2021 do Ministério da Saúde e com dados da literatura.

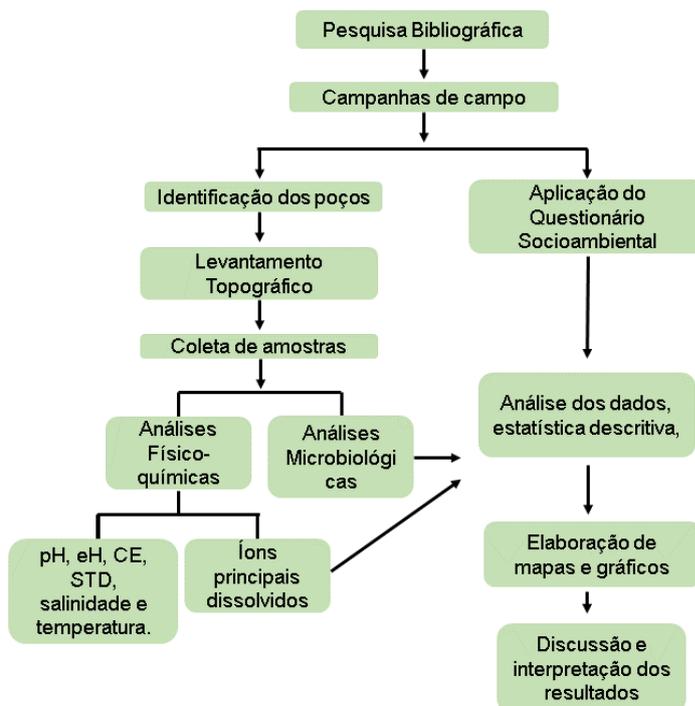


Figura 6- Fluxograma resumido dos procedimentos metodológicos.

3. ARTIGO 1: ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA VILA DE ALGODOAL (ILHA DE MAIANDEUA, PARÁ, BRASIL)

3.1 INTRODUÇÃO

A água subterrânea é a principal reserva mundial de água doce e influencia diretamente na saúde e diversidade de espécies vegetais, animais e nos ecossistemas (Filgueiras 2016). Por ser a principal fonte de água potável em regiões costeiras, é importante manter o equilíbrio natural entre a água subterrânea e a cunha salina em regiões de aquíferos costeiros, no qual a alteração desse equilíbrio, devido à falta de manutenção das recargas, pode ocasionar a salinização de todo aquífero, causando prejuízos à saúde, economia e bem estar social na região afetada (CETESB 2004). O estudo de parâmetros físico-químicos e composição iônica da água permite analisar possíveis contaminações da água subterrânea, prevenindo o consumo de água imprópria e viabilizando formas de prevenir danos ainda maiores ao aquífero.

No Brasil várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas envolvendo a problemática da contaminação de aquíferos costeiros pela água salgada do mar (Oliveira *et al.* 2018, Silva Júnior *et al.* 2000, Bernadino 2015). A grande maioria dos casos está relacionada com o rápido crescimento imobiliário, decorrente da expansão do turismo, que leva a uma maior demanda de água potável subterrânea. Em boa parte dessas regiões, fontes alternativas de abastecimento de água não existem, o que acaba contribuindo para a superexploração dos recursos subterrâneos, principalmente em períodos de estiagem e maior demanda desses recursos.

A Vila de Algodual (município de Maracanã-PA) está inserida neste contexto em que os reservatórios de água doce estão susceptíveis a intrusões de água salgada, além de estar submetida a um grande impacto ambiental decorrente da exploração excessiva do aquífero costeiro devido ao aumento populacional (Pará 2012), oriundo principalmente do turismo.

Este artigo teve como objetivo verificar se as águas subterrâneas do aquífero costeiro da Vila de Algodual estão sofrendo processo de salinização e se estão em conformidade com os parâmetros físico-químicos estabelecidos pelos órgãos de saúde e meio ambiente.

3.2 ÁREA DE ESTUDO

A ilha de Algodal/Maiandeuca é administrada pelo município de Maracanã, localizada no nordeste do Estado do Pará, microrregião do Salgado Paraense, Amazônia Oriental. É dividida por um canal intermitente denominado de “Furo Velho”. Abrange uma área de aproximadamente 31.000 km², e nela está inserida a Vila de Algodal, áreas de mangues, restingas, praias, dunas e outras vilas como Camboinha, Mocooca e Fortalezinha (Figura 7) (Pará 2012).

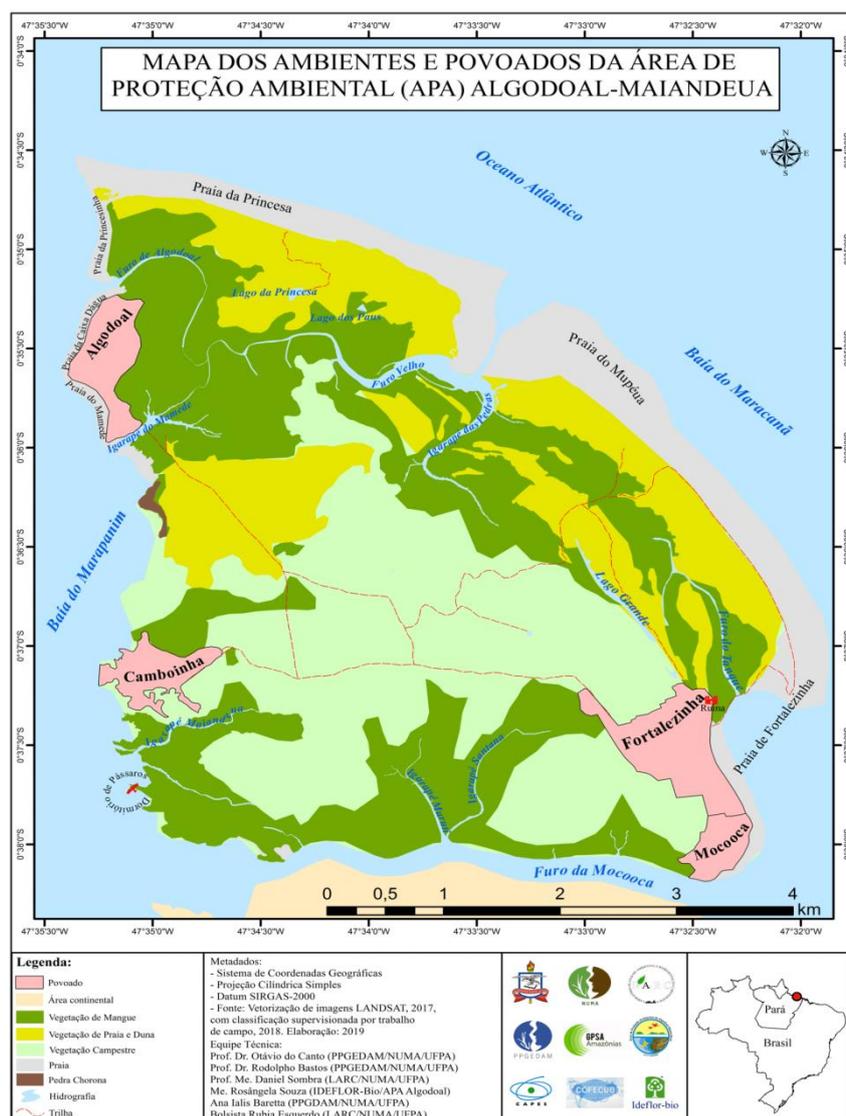


Figura 7- Mapa da Ilha de Algodal-Maiandeuca com destaque para as quatro vilas presentes na Ilha, incluindo a Vila e Algodal, estudo de caso desta pesquisa. Fonte: (Ideflor-BIO 2019).

3.2.1 Aspectos climáticos e meteorológicos

O clima na região é caracterizado por elevadas temperaturas, taxas de umidade relativa do ar variando entre 80 a 91% e média de precipitação pluviométrica entre 2500

mm a 3000 mm. A alta incidência de chuva na região ocorre devido a junção de vários sistemas meteorológicos atuantes, sendo a mais importante a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), provocada pelo encontro dos ventos alísios do hemisfério norte e sul (Gomes & Fernandes 2019). Tais autores destacam que a ZCIT promove uma intensificação na circulação atmosférica local, provocando uma maior convergência de umidade, resultando em intensas e frequentes chuvas ocorridas durante o período que vai de dezembro a maio.

3.2.2 Aspectos oceanográficos

A ilha de Algodual/Maiandeuá, de acordo com Borba (2011), apresenta marés semidiurnas com nível médio de 2,7 m, nas quais as maiores amplitudes são observadas entre os meses de março e setembro, com aproximadamente 5,6 m de amplitude e sendo caracterizada dessa forma como macromaré (DNH, 2011a).

Assim como em toda a região do Salgado Paraense, as correntes induzidas pelas marés são as principais atuantes na interação com a morfodinâmica local (El-Robrini *et al.* 1992, Silva 2015). Tais correntes possuem seus valores máximos associados à maré de sizígia, chegando a 1,4 m/s após 5 horas da preamar (Borba 2011). Já na quadratura o valor máximo de corrente é de 0,8 m/s (Santos 1998).

Quanto a incidências de ondas, Santos (1996) afirma que a porção nordeste da ilha de Algodual/Maiandeuá apresenta ondas de maior energia, já que elas se aproximam da costa com a mesma direção dos ventos alísios de NE. Segundo o autor, as ondas na região podem chegar a alturas mais elevadas durante o período de preamar dos meses mais chuvosos, cerca de 1,2 m de altura.

3.2.3 Aspectos geológicos

Parte do nordeste paraense encontra-se em uma plataforma estável, denominada Plataforma Bragantina, desenvolvida sobre um embasamento Pré-Cambriano que após o Terciário sustentou inclusive uma sedimentação carbonática (Almaraz 1977, Nunes *et al.* 1973, Pará 2012). Segundo Goés *et al.* (1990), o nordeste do Pará possui um quadro geológico marcado por depósitos pertencentes ao Neógeno que são representados pela Formação Pirabas e pelo Grupo Barreiras

Na ilha de Algodual/Maiandeuá, as unidades litoestratigráficas presentes correspondem aos sedimentos recentes, e oriundos das formações supracitadas (Tabela

3). A Formação Barreiras ocorre como um depósito com laterização constituído por arenitos finos, siltitos e argilitos (Tabela 3). Já a Formação Pós-Barreiras é encontrada em antigas planícies de inundação. A sedimentação recente, de idade Holocênica, é formada por depósitos quartzosos que dão origem às dunas, barras e praias; e argilosos presentes nos mangues e várzea. (Mascarenhas 2006; Pará 2012).

Tabela 3- Coluna litoestratigráfica da Ilha de Algodal/Maiandeuá.

ERA	PERÍODO	UNIDADES	DESCRIÇÃO
C E N O Z Ó I C O	HOLOCENO	Sedimentos Recentes	- Areia de praia, barras e dunas, além de argilas encontradas nos mangues e várzeas.
	PLEISTOCENO	Fm Pós-Barreiras	- Sedimentos areno-argilosos de coloração amarela localmente avermelhada. Ocorrem seixos de quartzo sub-arredondados a arredondados, dispostos caoticamente, predominantemente sem estruturas a não ser quando na forma de um arenito com estratificação cruzada tabular.
	MIOPLIOCENO	Fm Barreiras	- Argilito cinza-escuro a negro com laminação planoparalela e fósseis vegetais. Argilito avermelhado a cinza com linsen e wavy. Arenito friável com estratificação cruzada sigmoidal e acanalada. Arenito fino a médio sem estrutura. Este conjunto encontra-se em um estágio imaturo de laterização.

Fonte: Modificado de Mascarenhas (2006 *apud* Pará 2012).

O quadro hidrogeológico da região é formado pelas unidades litológicas de idade cenozóica (Jorge 2017) pertencentes à Formação Pirabas, Formação Barreiras e à Formação Pós-Barreiras. O Sistema Aquífero Barreiras é predominantemente livre e é responsável pelo abastecimento de diversas regiões já que possui uma ampla distribuição pela costa brasileira, ocupando uma área de aproximadamente 175.000 km² (Jorge 2017). Esse aquífero normalmente apresenta baixas concentrações de sais dissolvidos na água, que variam em média entre 15,18 e 32,61 mg/L, e o pH de 4,3 a 4,6 (Cortez *et al.* 2000).

O Sistema Aquífero Pirabas apresenta uma espessura em torno de 80 m, além de uma maior continuidade lateral quando comparado com o Barreiras. Na região do Salgado Paraense, esse sistema encontra-se em profundidades entre 80 a 160 metros, o que confere melhores vazões e elevada qualidade de água devido ao fato de ser um aquífero confinado que não possui contato direto com fontes de contaminação (Matta 2002).

3.3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.3.1 Levantamento topográfico

Visando obter um esboço do relevo local, realizou-se o levantamento topográfico na vila com o uso do equipamento Estação Total, marca Topcon ES105. Foram coletadas 50 cotas topográficas, 16 na porção emersa e 34 na porção entremarés (superfície de inundação máxima e mínima). Pela relação da cota topográfica com a profundidade do nível d'água em 4 poços abertos analisados, foi possível inferir a direção do fluxo da água subterrânea. Mapa de curvas de nível da altitude do relevo e mapa de vetores ilustrando o possível fluxo d'água foram desenvolvidos no software Surfer 10.

3.3.2 Coleta de amostras de água

As amostragens de água subterrânea foram coletadas seguindo as recomendações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras de Água (CETESB/ANA 2011). A escolha dos poços onde foram coletadas as amostras se deu devido às características geográficas, buscou-se por poços bem distribuídos na vila, tendo assim uma boa representatividade nas amostras (Figura 8). Atualmente, grande parte dos poços utilizados são comunitários e/ou compartilhados entre duas ou mais residências.



Figura 8- Mapa dos pontos de coleta das amostras de água de poço da vila.

As amostras foram coletadas tanto em poços fechados quanto em poços abertos, nas residências dos moradores e em estabelecimentos, como bares, hotéis e pousadas. Para isso foram realizadas campanhas de campo: 1) no período seco, em novembro de 2021, quando esta recarga diminui e a cunha salina tende a avançar; 2) no período mais chuvoso, março de 2022; 3) em agosto de 2022, período seco e pós-férias, mês em que a vila está mais povoada e com maior consumo de água do aquífero; 4) em novembro de 2022, período mais seco do ano; 5) em fevereiro de 2023, mês inserido no período chuvoso, porém com chuvas ainda não atingindo máxima precipitação. Assim, podendo verificar a influência do turismo, das águas meteóricas e da cunha salina nos possíveis processos de salinização e contaminação dos aquíferos.

Para a coleta de água dos poços foram utilizadas garrafas de polietileno de 500 mL, colocadas previamente em banho com solução ácida de HCl (10%) por 48 horas, de modo a retirar qualquer contaminante presente nas garrafas que possa interferir na análise e comprometer os resultados obtidos, e posteriormente lavadas com água deionizada.

Durante as coletas, todos os frascos foram inicialmente ambientados com três lavagens consecutivas com a própria água do local a ser amostrado; os frascos foram identificados previamente e completados com as amostras, evitando-se a formação de bolhas. Após a coleta e análises físico-químicas *in situ*, todas as amostras foram devidamente acondicionadas em caixas de isopor com gelo, e então levadas ao Laboratório de Oceanografia Química (LOQ) da UFPA, onde foram mantidas em refrigerador até o momento das demais análises.

3.3.3 Análise físico-química

O processo de tratamento das amostras de água para análises físico-químicas foi constituído de duas etapas. Primeiro, em campo, onde além do condicionamento das amostras coletadas, foram medidas a temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), potencial redox, pH, salinidade e sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}) da água dos poços, com auxílio de um analisador multiparâmetros portátil da marca Hanna (Figura 9). A segunda etapa compreendeu a análise laboratorial, descrita a seguir.



Figura 9- Análise de água coletada na Vila de Algodual por meio do analisador multiparâmetro.

3.3.4 Análise dos íons principais

As concentrações de ânions e cátions foram determinadas pelo método cromatográfico (Paranhos 2010), que consiste na separação dos componentes da amostra através do processo de troca iônica com as colunas cromatográficas específicas. Para esse procedimento foi utilizado o cromatógrafo Dionex AS40. Vale destacar que antes de se dar início ao preparo e análise das amostras no cromatógrafo, estas devem atingir primeiro a temperatura ambiente, haja vista que elas foram mantidas antes a baixa temperatura, em torno de 5°C. Para esse procedimento as amostras devem ser filtradas por duas vezes, evitando a obstrução da coluna cromatográfica e minimizados os possíveis erros gerados por partículas em suspensão (Branco 2018).

3.3.5 Análise estatística

A análise descritiva foi conduzida utilizando o software JAMOV. Para a avaliação das amostras, empregou-se a análise de variância (ANOVA), adotando o teste de medidas repetidas para as amostras com distribuição normal nos períodos de coleta e

o teste de Friedman (Friedman 1937) para os dados que não apresentaram distribuição normal ao longo dos períodos. O teste de Friedman é adequado quando há três ou mais grupos emparelhados, ou seja, grupos de observações que estão relacionados entre si, mas não necessariamente têm a mesma quantidade de observação (Pereira *et al.* 2015).

O teste de Friedman é baseado no valor de p . Um valor de p menor que o nível de significância pré-definido (geralmente 0,05) indica que há evidências estatísticas para rejeitar a hipótese nula de que os grupos têm a mesma distribuição. Quando o teste indica que há diferença significativa entre os grupos, é realizado um teste post-hoc para determinar quais grupos diferem entre si. Nesse caso, foi empregado o teste de comparação múltipla Durbin-Conover (Conover 1999, Durbin 1951), que compara todos os pares de grupos e ajusta o nível de significância para o número de comparações realizadas.

Para avaliar as correlações entre as variáveis (Σ ions, Σ cátions, Σ ânions, CE, pH e ORP) foi aplicado o teste de Spearman. Este teste é utilizado para avaliar variáveis quantitativas quando ao menos uma delas não apresenta variação normal. Para tanto, são consideradas correlações significativas aquelas que possuem o valor de significância p menor que 0,05. O valor de correlação do teste de Spearman varia de -1 a +1, quanto mais próximo dos extremos mais forte é a correlação entre as variáveis, e quanto mais próximo do zero mais fraca é a correlação entre elas. Quando a correlação é positiva, significa que as variáveis possuem uma correlação direta. Já quando o valor é negativo, a correlação é inversa, sendo assim, quando uma variável aumenta a outra diminui (Sedegwick 2014).

3.3.6 Razões Iônicas

As razões iônicas são relações entre os íons dissolvidos em uma água e os valores são expressos em meq/L, podendo dar indícios de ações de modificadores ou indicar características da água (Cruz 2006). O estudo das razões iônicas pode ser utilizado para auxiliar na compreensão da dinâmica das águas subterrâneas. Neste presente trabalho foram calculadas as razões:

- rMg^{2+}/rCa^{2+} : nas águas continentais esta razão varia entre 0,3 e 1,5, o aumento dessa razão pode ser um bom indício de contaminação por água do mar.
- rCa^{2+}/rMg^{2+} : quando os valores dessa razão forem menores que 1, há indícios de intrusão salina.

- rNa^+ / rCl^- : na água do mar os valores dessa razão são menores de 0,0876.

3.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.4.1 Topografia e Análise do Fluxo Hídrico Subterrâneo

A análise do fluxo hídrico subterrâneo na Vila de Algodual auxilia no entendimento da vulnerabilidade desse sistema e seus possíveis focos de contaminação. Dessa forma foi confeccionado um mapa de fluxo utilizando o nível estático obtido para cada poço aberto analisado na área de estudo. De acordo com os mapas de fluxo subterrâneo confeccionados (Figura 10), pôde-se perceber que o fluxo da água se dá principalmente na direção sul da vila, isso ocorre devido o ponto de maior elevação no relevo está localizado na parte norte da vila, próximo ao ponto P2, (indicado pela seta vermelha no mapa). Essa zona encontra-se próxima ao canal de maré que separa a Vila de Algodual da praia da Princesa, o que pode interferir na qualidade de água dos poços mais próximos (Sena *et al.* 2016). O modelo 3D da figura 11 mostra a topografia local.

Segundo (Borges & Silva 2013), água subterrânea de áreas com canais de maré, manguezal e estuários, em épocas menos chuvosas, encontram-se mais salinas e com pH mais básico, devido a menor influência de águas doces, já que são ambientes que sofrem influência direta da água do mar.

As profundidades do lençol freático da vila, que variam de 0,5 a 5,5 m, na porção emersa da ilha (a partir da preamar), nos permitem identificar os locais mais ou menos vulneráveis à contaminação. O setor sul possui as menores profundidades de água, o que torna esse setor mais suscetível à contaminação e requer uma maior atenção da população local e dos agentes municipais. Nessa área, por exemplo, deve-se evitar o acúmulo de lixo, aterros, de dejetos orgânicos e proibir a construção indevida de fossas (Sena *et al.* 2016).

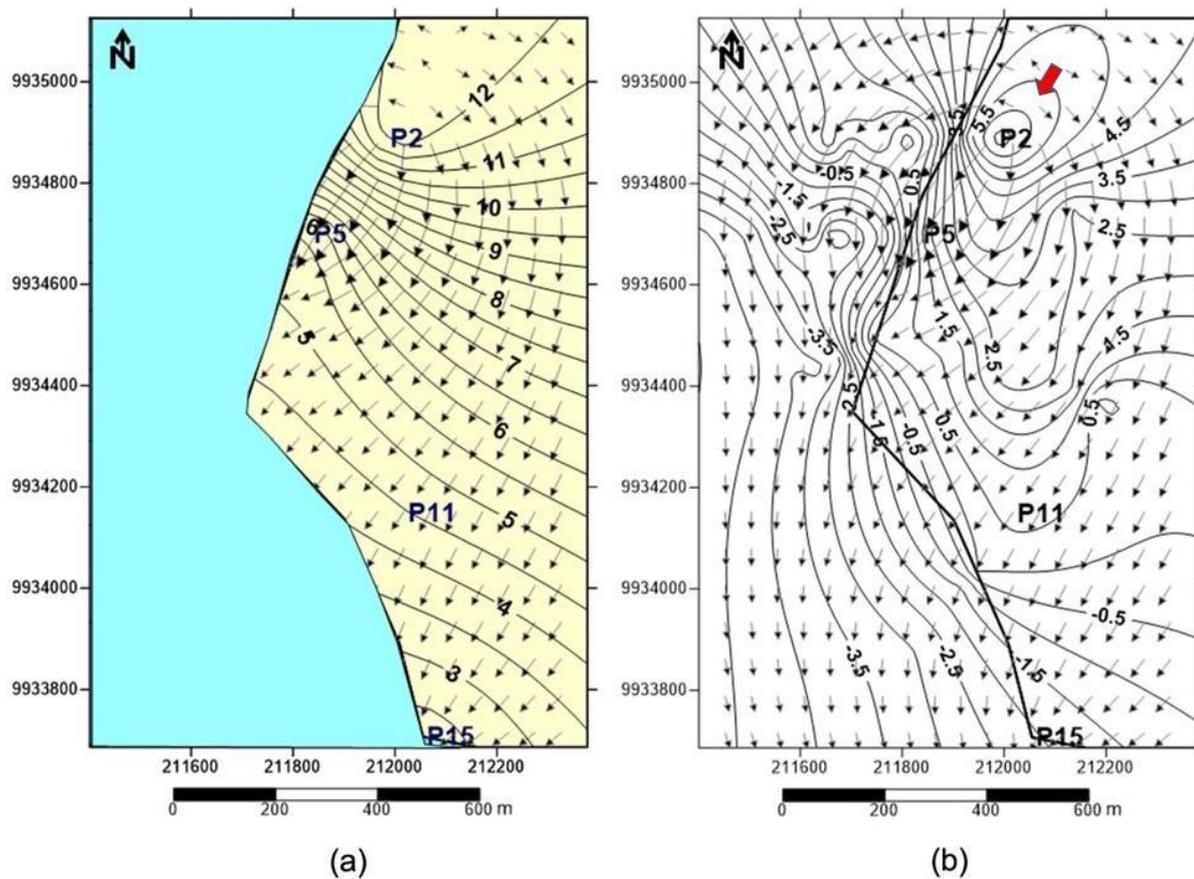


Figura 10- (a) Mapa de vetor simulando o fluxo da água subterrânea na área de estudo. As linhas ortogonais representam a profundidade do nível d'água inferida pelas medidas nos poços abertos P2, P5, P11 e P15. (b) As curvas de nível na imagem mostram a topografia local. Os pontos P2, P5, P11 e P15 representam a localização dos poços abertos com profundidades do nível d'água medidos. A linha mais escura indica o limite de preamar máxima. Já a seta vermelha indica uma possível zona de maior recarga do aquífero.

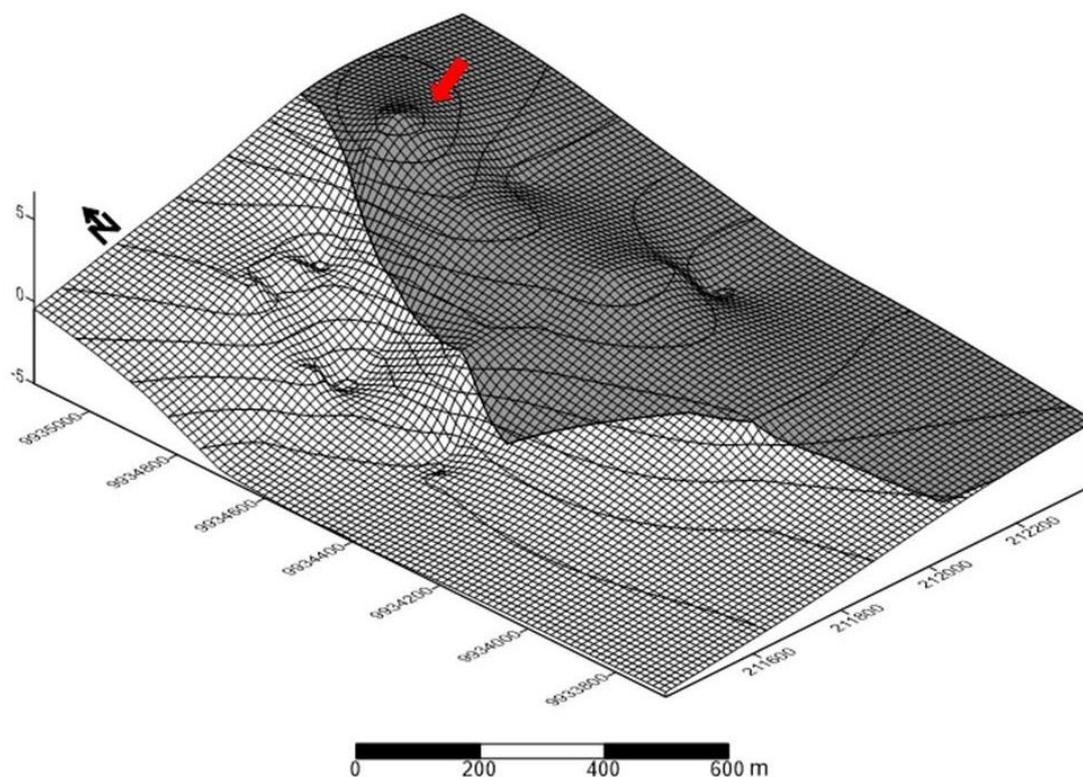


Figura 11- Mapa 3D ilustrando a topografia local. O eixo vertical mostra a elevação do terreno em metros (Área escura: porção acima do nível de preamar máxima. Área clara: porção abaixo do nível de preamar máxima). A seta vermelha indica a possível zona de maior recarga do aquífero.

3.4.2 Análises físico-químicas

Os resultados da análise estatística estão descritos no anexo I. As análises de novembro de 2021 referem-se ao campo piloto, em que foram coletadas apenas 6 amostras. Constatou-se que a CE, os STD e a salinidade não atendem ao pressuposto da normalidade dentro de um mesmo mês de amostragem (Shapiro & Wilk 1965). O teste de Friedman (Friedman 1937) mostrou que não há distribuição normal entre os diferentes meses e anos. O teste post-hoc Durbin-Conover para comparação múltipla (Conover 1999, Durbin 1951) indicou que o mês de março se difere estatisticamente dos demais meses em relação a CE, STD. Os resultados obtidos por meio das análises físico-químicas das águas dos poços estão apresentados na Tabela 4 e Figura 12.

Tabela 4- Valores obtidos para os parâmetros físico-químicos da água subterrânea do Aquífero Costeiro da Vila de Algodal conforme as datas de amostragem.

Pontos	pH					Condutividade elétrica (µS/cm)					ORP (mV)					Salinidade (PSU)					STD (mg/L)					Temperatura (°C)				
	nov/21	mar/22	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	ma r/22	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	mar/22	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	mar/22	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	ma r/22	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	mar/22	ago/22	nov/22	fev/23
1	4,7	4,4	4,8	4,6	4,5	81	53	177	131	117	203,4	281,5	248,8	277,4	270	0,04	0,02	0,08	0,06	0,05	41	26	82	65	58	30,4	19,1	29	30,02	28,6
2	6,7	7	6,6	6,4	6,1	332	94	380	275	415	19	185,3	217,4	-65,9	250,7	1	0,04	0,18	0,13	0,2	166	47	189	137	208	29	22,4	30,8	28,31	27,5
3	*	4,5	4,4	4,4	4,5	1504	931	385	1782	1239	220,8	278,5	272,3	281,2	117,9	0,75	0,45	0,18	0,89	0,09	752	463	190	891	616	31,3	22,8	27,5	31,4	28,2
4	*	4,2	4,7	4,1	4,3	*	258	375	391	338	*	341,4	249,3	304,7	280,3	*	0,12	0,18	0,18	0,16	*	130	187	190	169	*	20,7	28,9	29,1	29,3
5	*	5,6	4	4,5	4,8	*	182	397	225	309	*	277,6	283,5	284	257,6	*	0,09	0,19	0,1	0,15	*	90	198	113	154	*	20	28,5	30,5	28,9
6	*	4,2	4	3,8	4,2	*	258	456	408	583	*	341,4	289,1	328,7	288,9	*	0,12	0,22	0,19	0,28	*	130	228	204	292	*	20,7	28,3	28,8	28,6
7	*	4,9	4,3	4,3	4,5	*	162	1263	402	414	*	292,5	256	296,6	285,2	*	0,08	0,62	0,19	0,2	*	81	632	201	207	*	22,2	28,3	31,8	28,7
8	4	4,4	4,1	*	4,2	387	242	563	*	451	298,3	302,1	277,3	*	284,7	0,18	0,12	0,27	*	0,21	193	125	282	*	255	28,9	21,6	28,9	*	28,5
9	*	5,3	5,1	5,2	5	*	268	320	461	513	*	280,8	231,1	214,3	248,1	*	0,13	0,15	0,22	0,24	*	134	160	231	256	*	20,6	29,9	31,1	28,1
10	4,7	4,3	4,3	4,5	4,6	260	253	407	222	414	248,6	299,5	254,5	266,9	257,8	0,12	0,12	0,19	0,1	0,2	130	128	203	111	207	30	21,8	29,2	28,7	30
11	*	5	5	3,2	5	*	196	258	337	318	*	288	237,2	238,9	261,9	*	0,09	0,06	0,16	0,15	*	98	68	169	159	*	22,7	28,7	29,9	29,5
12	4,2	3,9	4,2	4,5	4,2	389	582	451	682	1044	244,1	326,8	267,3	257,8	268,5	0,18	0,28	0,21	0,33	0,5	195	291	226	342	517	30,4	22,7	29,7	29,5	29,3
13	*	*	3,8	4,4	4,4	*	*	1014	1054	517	*	*	256	288,7	277,6	*	*	0,5	0,51	0,25	*	*	506	527	258	*	*	28,2	33,2	29,2
14	*	*	5,3	5,9	6,1	*	*	259	255	264	*	*	212,7	202,2	218,5	*	*	0,12	0,12	0,12	*	*	129	127	132	*	*	27,5	28,7	28

*não foi possível realizar a coleta

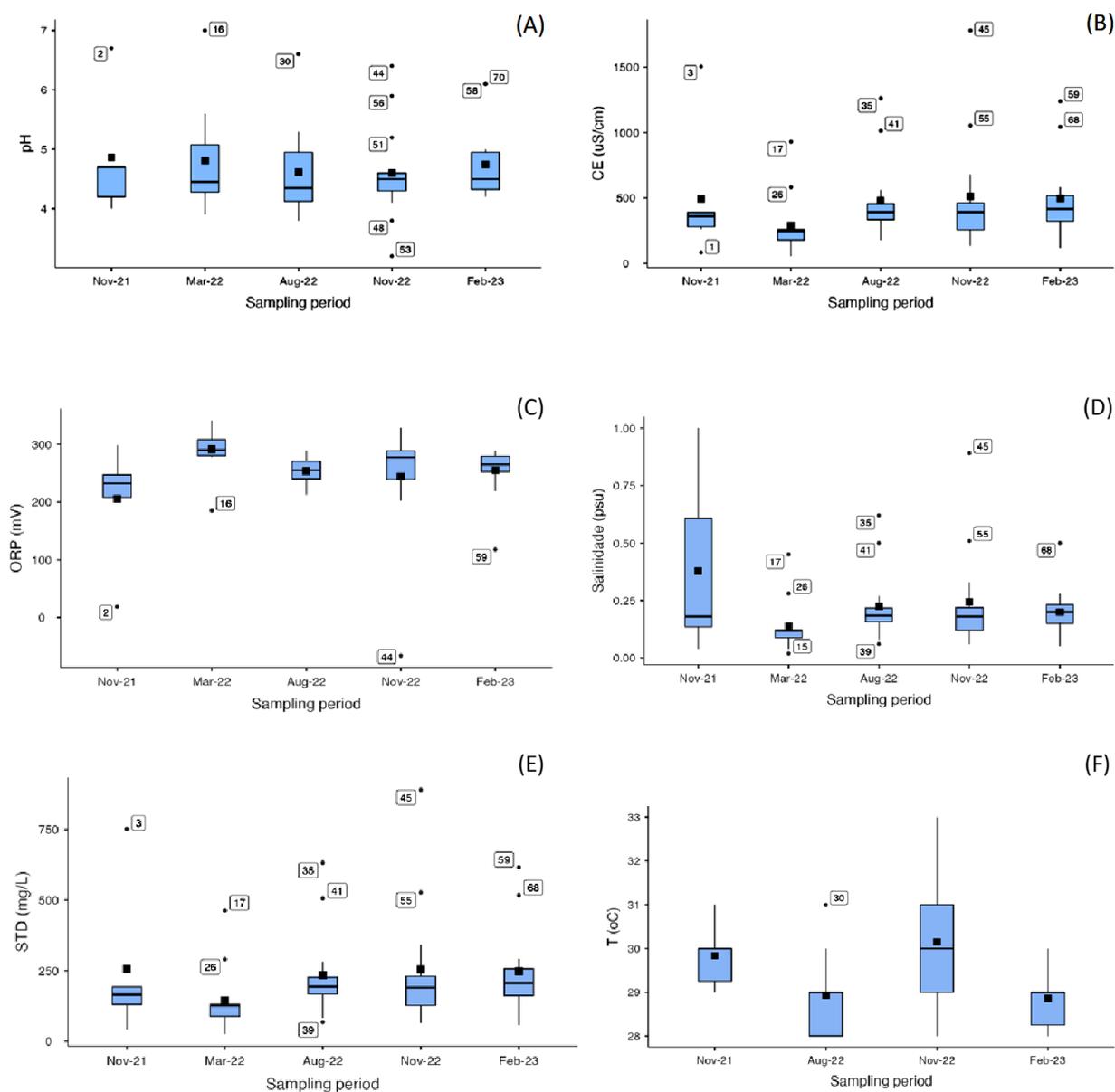


Figura 12- Variação dos parâmetros físico-químicos nos meses de coleta. Outliers estão indicados por números.

Os dados indicam a tendência local de pH ácido para águas subterrâneas, que possui média de $4,70 \pm 0,74$, característicos de regiões amazônicas devido ao alto conteúdo de ácido orgânicos (Ribeiros *et al.* 2021). Os valores de pH variaram entre 4,0 e 7,0. Já para o potencial redox (ORP), os valores observados das amostras foram mais elevados no mês de março, onde a média atingiu 291,2 mV.

Dentre todos os poços investigados, o poço 2 de Nov-22 apresentou condições redutoras mais marcante, -65,9 mV (Tabela 4). Para comparar as condições oxidantes e redutoras das amostras com dados da literatura, o valor de ORP medido in situ (eletrodo de Pt e referência Ag/AgCl) foi ajustado com base no eletrodo padrão de hidrogênio (Stumm & Morgan 1996), seguindo as especificações do instrumento empregado. A Figura 13 representa os dados plotados no diagrama Eh vs pH das amostras e destaca o ambiente de transição entre condições oxidantes e redutoras.

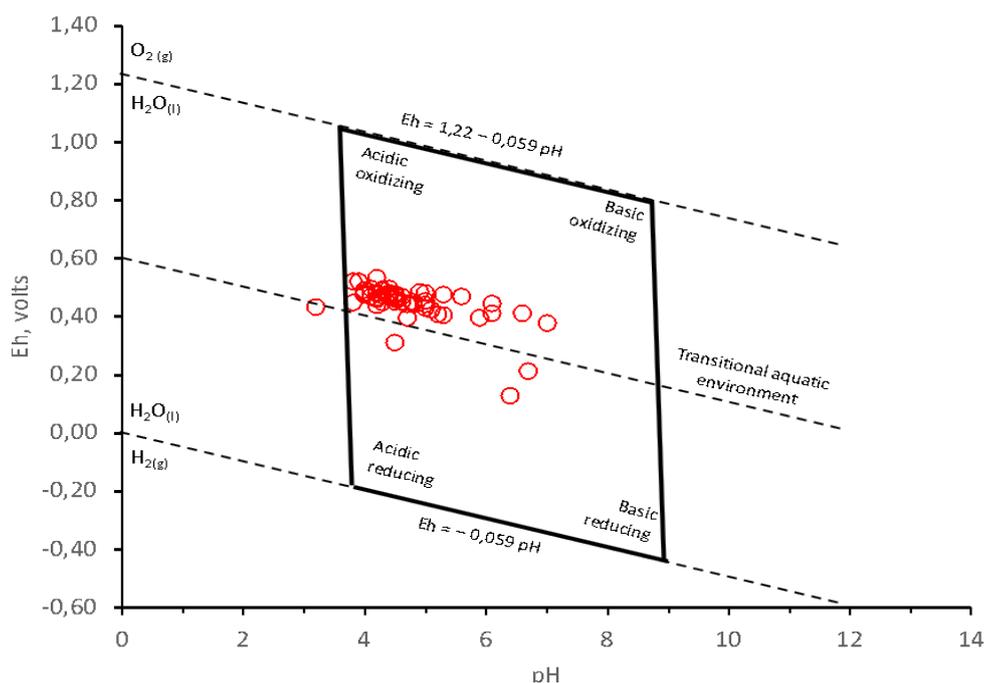


Figura 13- Diagrama Eh vs pH para as amostras de água subterrânea.

De modo geral, a CE não está diretamente relacionada com a potabilidade da água subterrânea. Porém, altos níveis de condutividade indicam a presença de minerais ou outras substâncias dissolvidas provenientes do contato do aquífero com a água do mar como resultado de intrusão salina (Castro *et al.* 2014). Na Figura 14 observa-se que os menores valores da CE coincidem com os períodos de maiores índices pluviométricos no nordeste do Estado do Pará.

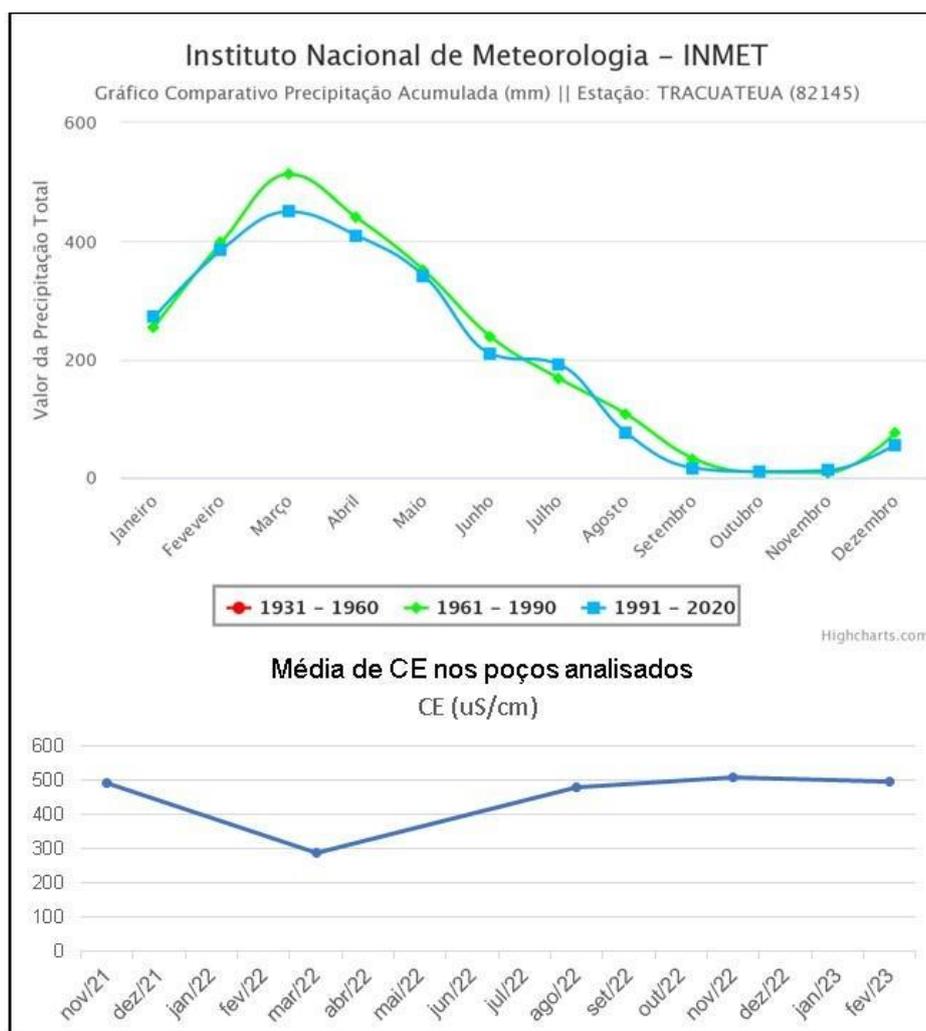


Figura 14- Comparação entre os índices pluviométricos no nordeste do Estado do Pará com a condutividade elétrica das amostras. Fonte: INMET.

Os valores de CE em Fev/2023 possuem valor médio menor em relação a Nov/22 devido ao aumento das chuvas, que atingem a máxima pluviosidade no mês de março. Desta forma, ocorre uma diminuição ainda maior nos valores de CE das águas dos poços, indicando uma diluição dos sais do aquífero pela sua recarga (Lisboa *et al.* 2022).

A Figura 15 permite melhor observação das características do aquífero costeiro da Vila de Algodal quanto aos valores médios de CE, STD, salinidade, Cl⁻ e Na⁺ de cada ponto, ao longo das quatro campanhas de coleta de amostras.

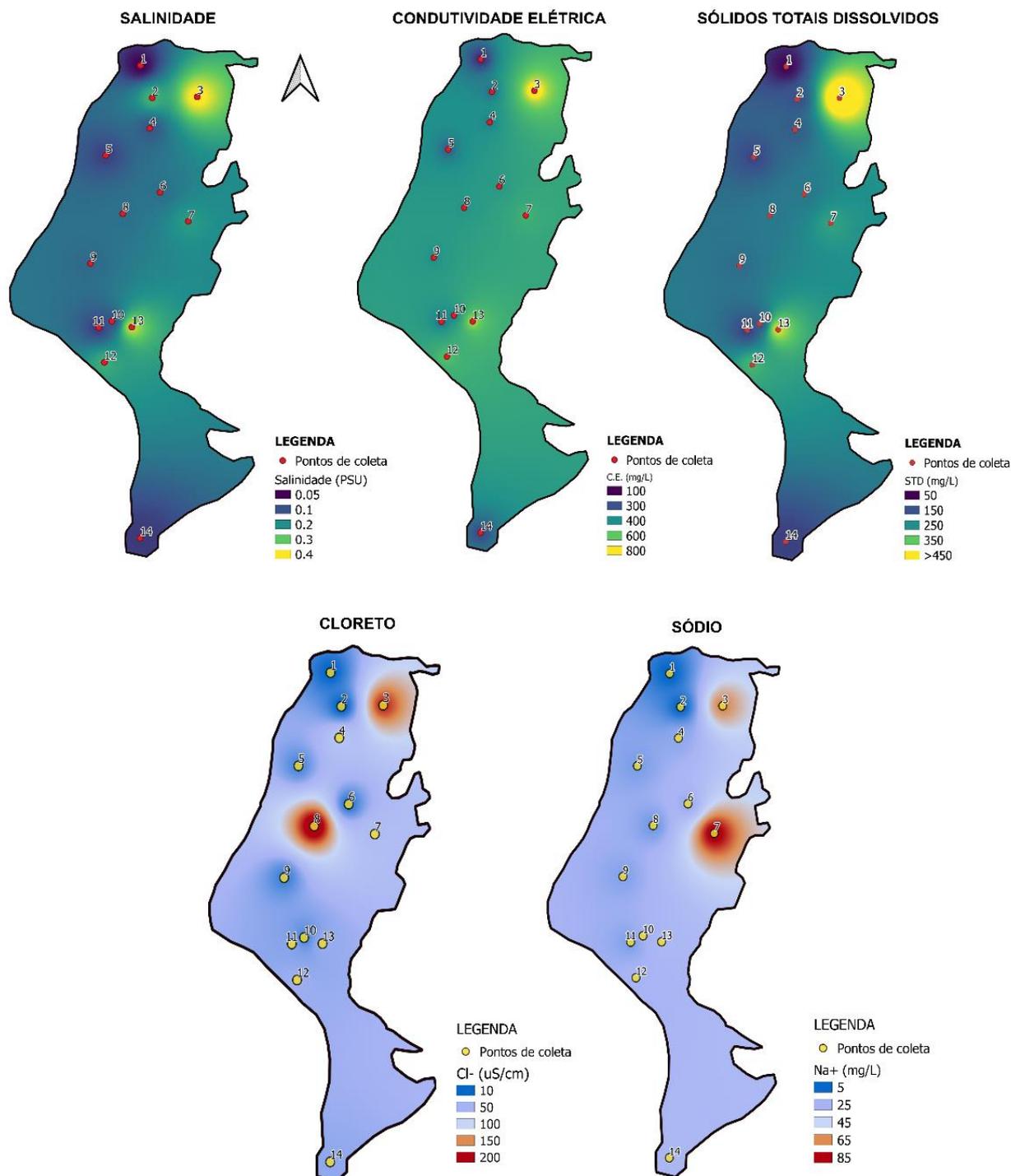


Figura 15- Variação da CE (uS/cm),STD (mg/L), salinidade e de íons dissolvidos (Cl⁻ e Na⁺, mg/L) nas amostras da Vila de Algodal gerado por interpolação dos valores médios obtidos para os 4 períodos de amostragem.

Diante disso, observa-se dois poços em que a CE está acima dos 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, poço 3, com média de 1168,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o poço 13, com média de 861,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se analisado por período, o poço 3 possui CE acima de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em três dos cinco meses analisados (Tabela 4), já o poço 13, em dois dos 3 meses analisados.

A média de CE entre os meses secos e o período chuvoso, principalmente no mês de março, variou bastante. Durante o período seco a média foi de 494,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, no mês março, durante os maiores índices pluviométricos, a média foi de 392,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Lisboa *et al.* (2022) em sua pesquisa na Vila de Algodual também notaram alta condutividade em valores médios anuais. No período seco, a média de CE de um dos poços da vila foi de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e no período chuvoso a média foi de 248,12 $\mu\text{S}/\text{cm}$, destacando a variabilidade no teor de CE entre os diferentes períodos. Os autores constataram, a partir desse resultado, indícios da influência marinha e consequente salinização de alguns poços, sugerindo que o aquífero possa ser sazonalmente afetado por intrusão salina.

Também pode-se destacar a variação de condutividade no poço 7, em que a média para o período seco apresentou valor acima de 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em contrapartida a média de 288 $\mu\text{S}/\text{cm}$ obtida para o período de chuvas intensas.

A salinidade das águas subterrâneas da Vila segue uma tendência similar a CE, uma vez que a salinidade é derivada da CE. A menor média apresentada de salinidade foi correspondente ao mês de março (0,13 psu) já para os meses menos chuvosos a média é de 0,27 psu. Os poços 3 e 13 tiveram água salobra nos meses de novembro de acordo com o padrão de potabilidade estabelecido pela resolução do CONAMA, no qual são consideradas salobras águas com salinidade entre 0,5 e 30 psu (CONAMA 2008).

Em relação aos sólidos totais dissolvidos, o Ministério da Saúde estabelece como valor máximo permitido na água para consumo humano 1000 mg/L (Portaria nº 888 de 2021) e o CONAMA/2008 classifica como salobra as águas subterrâneas que possuam entre 501 a 1.500 mg/L de STD. O poço 3 com média de 582,4 mg/L de STD, possui água salobra. Considerando apenas o período seco, o poço 13 também teve água considerada salobra, com 516,6 mg/L de STD. Apesar disso ainda se encontrou dentro dos padrões de potabilidade do Ministério da Saúde em relação a esse parâmetro. O mês de março apresentou a menor média dentre os períodos analisados, 145,2 mg/L. A Figura 15 mostra a média dos parâmetros físico-químicos analisados por período de coleta.

3.4.5 Principais Íons Dissolvidos

Os testes estatísticos também foram aplicados aos íons principais dissolvidos. O teste de Shapiro-Wilk mostrou que os dados de Cl^- fogem da normalidade. O valor de p no teste de Friedman foi maior que o nível de significância ($p > 0,05$), indicando que, entre os meses, não há diferenças estatísticas significativas para este íon. As variações nas concentrações dos íons para os meses e para cada poço amostrados podem ser observadas nas Figuras 16 e 17, respectivamente.

Em relação ao Na^+ apenas o mês de Nov/22 não apresentou um padrão de distribuição que fugisse da normalidade ($p > 0,05$), ou seja, durante os meses de Ago/22 e Fev/23 houve variações significativas no teor de Na^+ entre os poços. O valor de p no teste de Friedman foi maior que o nível de significância para esse parâmetro ($p > 0,05$), dessa forma as amostras seguem um padrão de distribuição normal entre os meses em relação ao Na^+ . Já para o K^+ , o único mês que não possui um padrão normal de distribuição entre as amostras é fevereiro/2023. O teste de Friedman mostrou que não há variações significativas de K^+ nos poços entre os meses.

Os íons Mg^{2+} e NO_3^- atendem o pressuposto de normalidade no teste de Shapiro-Wilk, logo, a distribuição desses íons entre os poços está abaixo do nível de significância ($p < 0,05$). Dessa forma foi aplicado a análise de variância de medidas repetidas e verificou-se que não houve diferença significativa entre os três momentos ($p < 0,05$).

No entanto, vale ressaltar que não foi possível realizar a análise cromatográfica no mês de março, quando as chuvas são mais intensas, devido problemas operacionais no equipamento de análise. Em relação aos parâmetros físico-químicos, março se mostrou estatisticamente diferente de fevereiro, apesar de ambos estarem inseridos no período chuvoso, logo, é provável que haja diferença em relação a quantidade de íons dissolvidos. A tendência é de que em março os íons estejam mais diluídos devido a maior recarga do aquífero somado a baixa exploração neste período na ilha. Com o objetivo de obter os teores dos principais cátions e ânions dissolvidos na água, que juntos somam quase o total dos elementos dissolvidos nas águas subterrâneas, foram realizadas análises cromatográficas de íons nas amostras coletadas em novembro de 2021 (6 amostras), agosto (12 amostras) e novembro (13 amostras) de 2022 e fevereiro de 2023 (14 amostras). As concentrações dos íons sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e nitrato (NO_3^-) encontram-se na Figura 14.

Dentre os parâmetros analisados, o nitrato (expresso em N), que é um dos indicativos de contaminação antrópica, apresentou média de 0,2 mg/L, com maior valor foi em Nov/21, de 0,4 mg/L. O valor máximo permitido pela Portaria Nº 888/2021 do Ministério da Saúde e a Resolução do CONAMA 369/2008 é de 10 mg/L de nitrato em termos de N. O Cl^- é o principal íon dissolvido nas águas subterrâneas do aquífero da Vila de Algodal, conforme mostram os mapas da Figura 14. Entretanto, à exceção do poço 3 em Nov/21 e do poço 8 em Fev/23 indicam os outliers com concentrações elevadas de Cl^- de 337,6 e 449,9 mg/L, respectivamente.

O poço 3 apresentou maior teor de Cl^- nos períodos secos, já o ponto 8 apenas em fevereiro, o que indica diferentes fontes do Cl^- . O poço 3 possui uma maior influência da intrusão salina, o que pode ser indicado pela sua localização geográfica, ele está próximo a um canal de maré. O poço 8 está no centro da vila, recebendo influência de outras fontes de poluição, como esgoto e dejetos de animais.

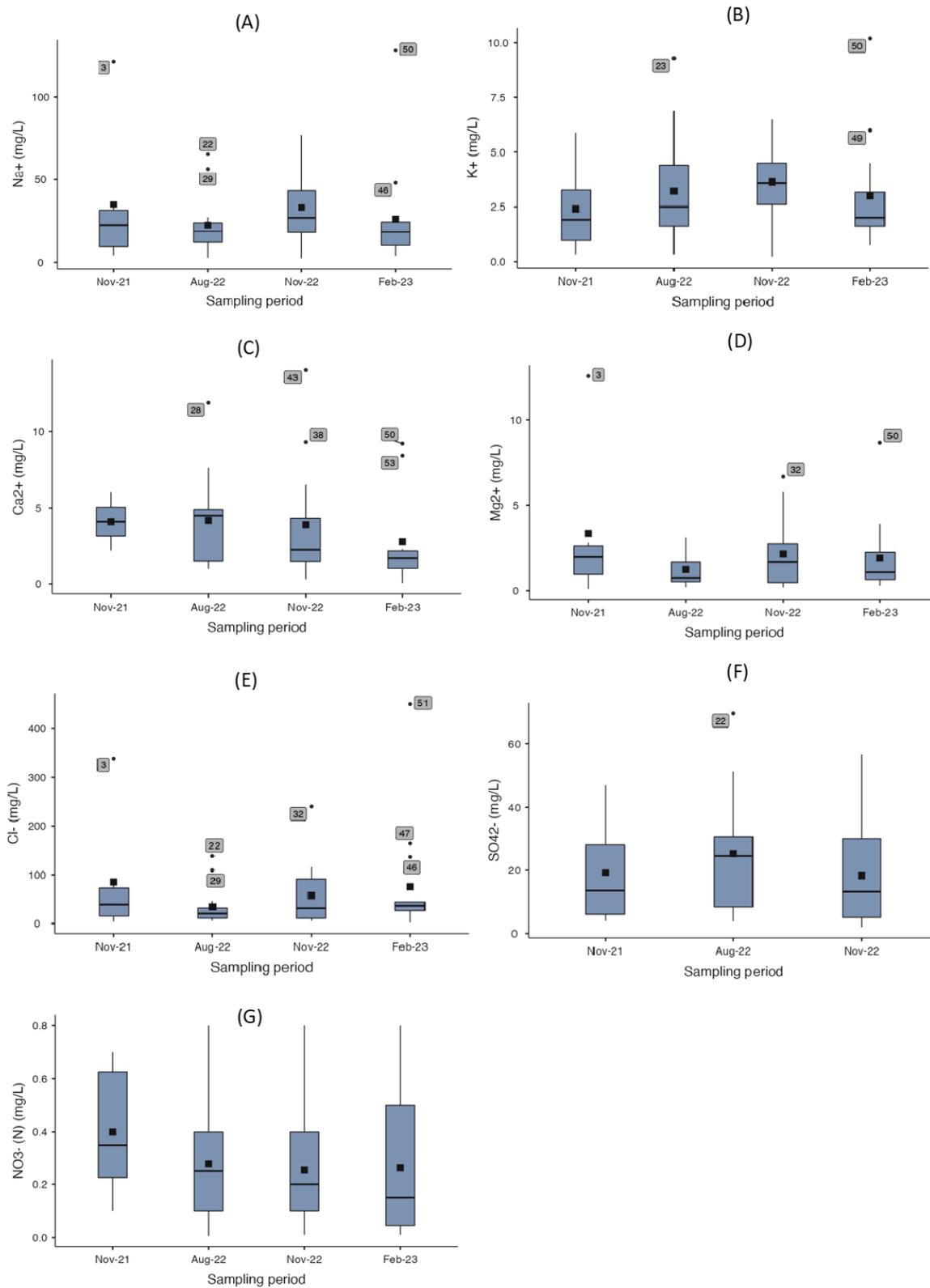


Figura 16- Variação da concentração dos íons dissolvidos nas águas do Aquífero da Vila de Algodal. Nov-21 representa o campo piloto, quando foram coletadas 6 amostras. Em Feb-23 não foi possível analisar SO_4^{2-} . Outliers estão indicados por números.

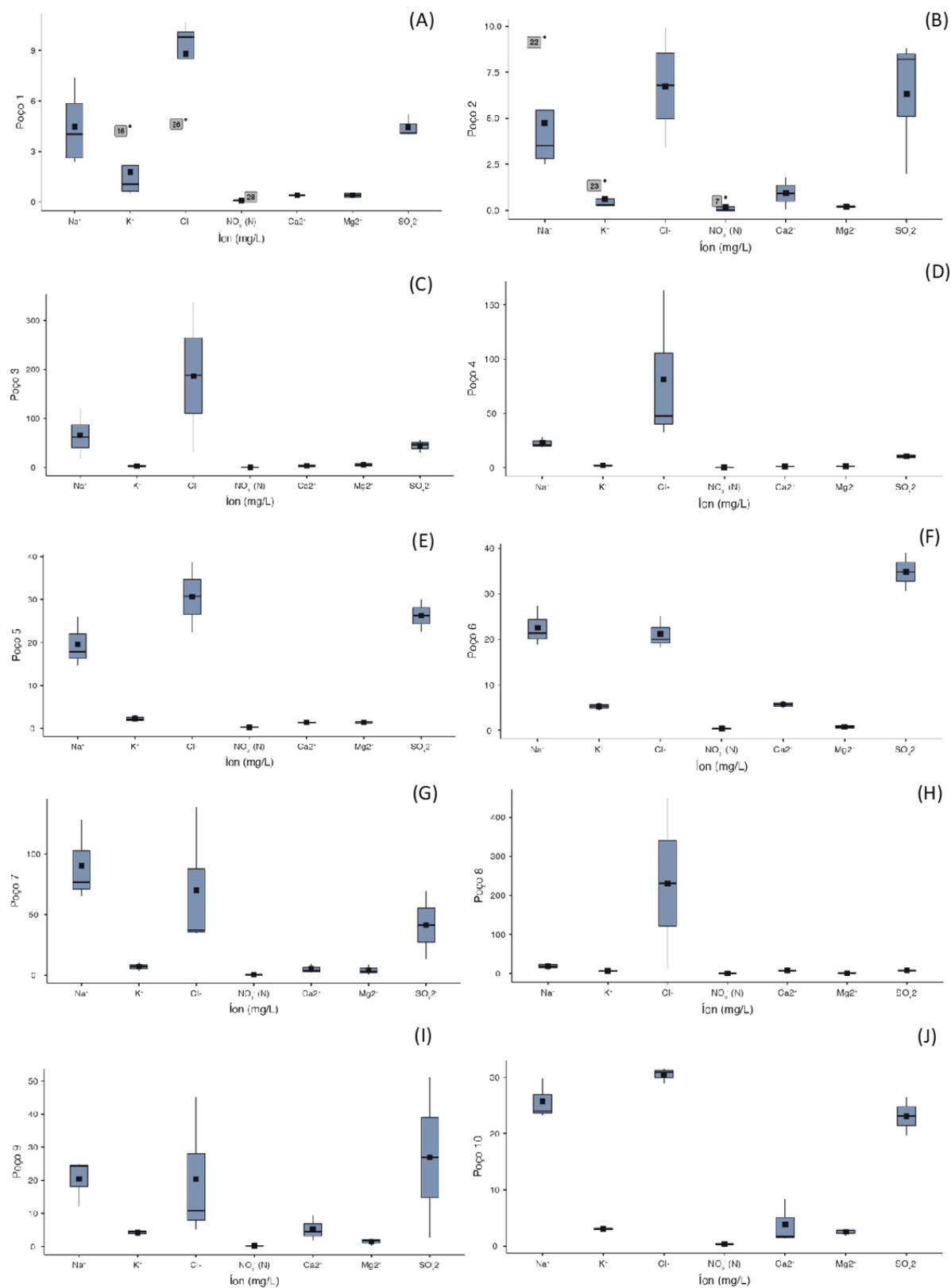
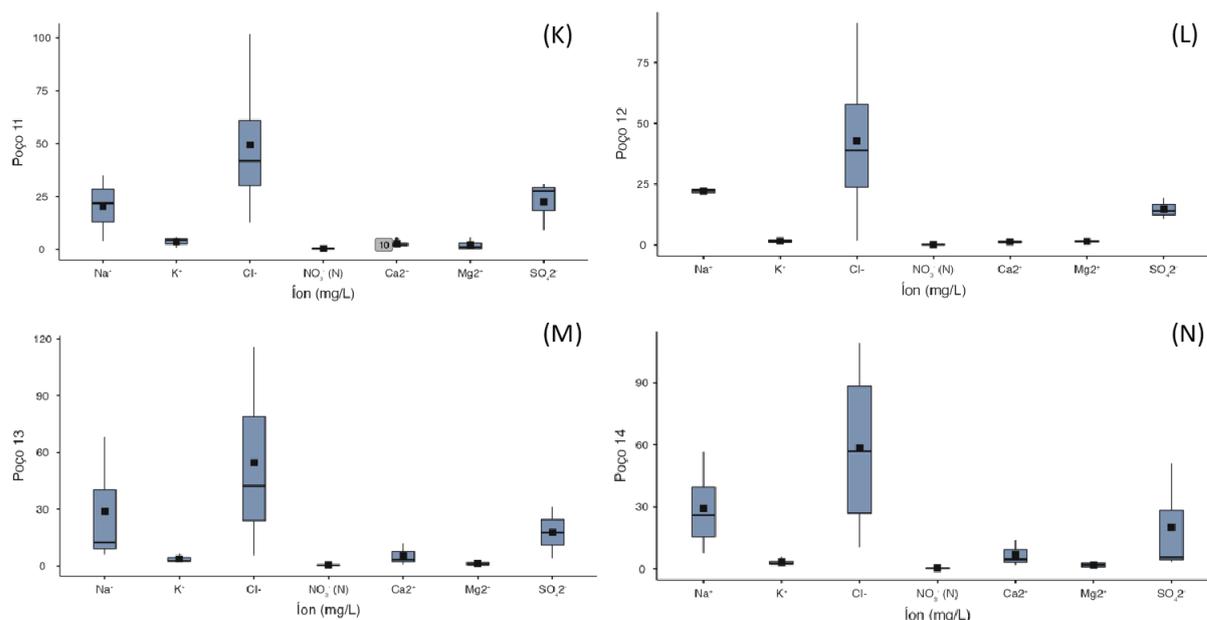


Figura 17- Variação nas concentrações de íons em cada poço para os meses amostrados. Outliers estão indicados por números.



Continuação da Figura 17. Variação nas concentrações de íons para cada poço para os meses amostrados. Outliers estão indicados por números.

O Cl⁻ normalmente está presente em quantidades inferiores a 100 mg/L em águas subterrâneas, e valores que extrapolam esse valor são indicadores de contaminação por água do mar (Custódio & Llamas 1983). Em novembro de 2021, o poço 3 atingiu 337,6 mg/L de Cl⁻, os pontos 7 e 14 possuíam 138,8 e 109,3 mg/L de Cl⁻ respectivamente, no mês de agosto de 2022. Os pontos 11 e 13 também ultrapassaram as 100 mg/L de cloreto em novembro de 2022, o que, em conjunto com os demais dados, nos dá indício de intrusão salina.

Em relação ao sulfato, os padrões de potabilidade determinam que o valor máximo permitido (VMP) é de 250 mg/L para o consumo humano. Nenhum dos poços apresentou água com valores que ultrapassassem essa quantidade. Tanto o Ministério da Saúde quanto a CONAMA estabelecem 200 mg/L como VMP para esse elemento, assim como para o sódio. Os poços analisados apresentam quantidades inferiores de sulfato, porém ainda significativas, como visto na tabela 6.

Um diagrama de Piper foi elaborado para a área de estudo utilizando dados analíticos obtidos por meio das análises físico-químicas (Figura 18), permitindo visualizar a composição química da água por meio da distribuição dos íons principais. A água subterrânea da Vila de Algodual é classificada como cloretada sódica, apenas o poço

6 apresentou água sulfatada. Isso ocorre devido às concentrações relativamente altas de Cl^- e Na^+ .

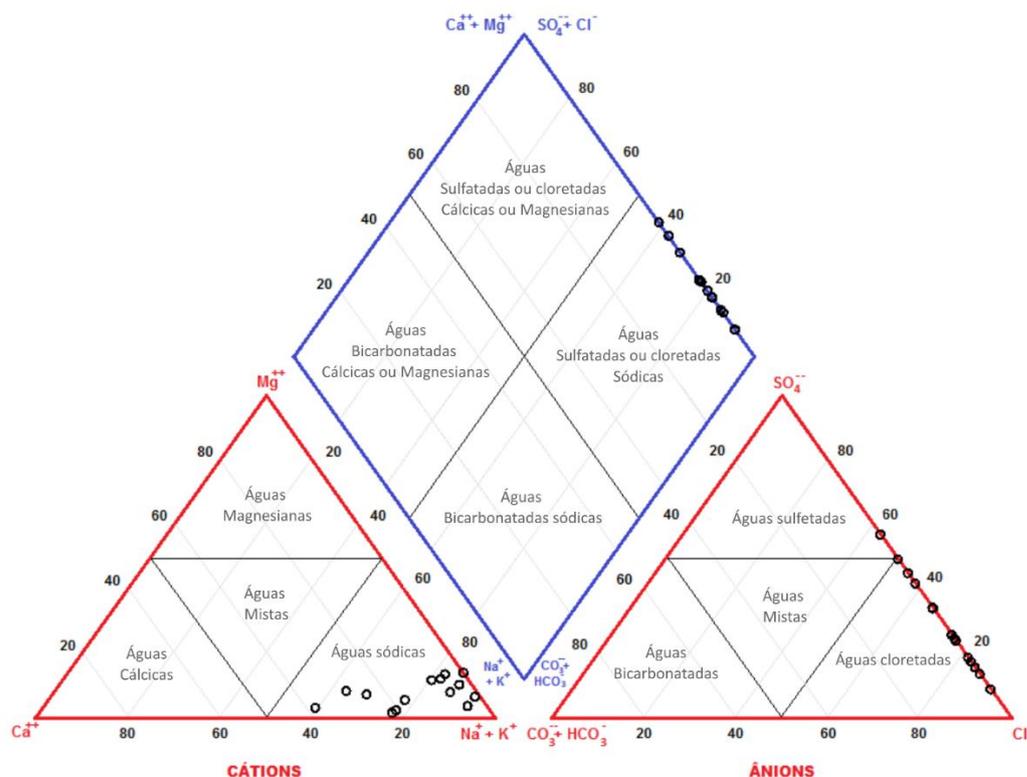


Figura 18- Diagrama de Piper para as águas subterrâneas da Vila de Algodual, indicando águas cloretadas e sulfatadas sódicas.

A Tabela 5, adaptada de Silva *et al.* (2002), mostra que há diferenças sobre a classificação da água em relação a salinidade referentes aos parâmetros de CE, Na^+ e Cl^- . Os resultados mostram que as águas possuem grau de salinidade de média a baixa (Caracas 2013).

Tabela 5- Classificação das águas subterrâneas de acordo com a CE, Na^+ e Cl^- .

Parâmetro	Tipo de água					Este estudo
	1	2	3	4	5	
CE (mS/cm)	Baixa: Até 0,30	Média: 0,31-0,75	Crítica: 0,76-2,25	Alta: 2,26-4,50	Muito Alta: >4,50	0,45
Sódio (mg/L)	Baixo: Até 35	Médio: 36-70	Crítico: 71-150	Alta: 151-230	Muito alto: >230	26,6
Cloreto (mg/L)	Baixo: Até 50	Médio: 51-100	Crítico: 101-200	Alto: 201-350	Muito alto: >350	59,9

Foi elaborada uma matriz de correlação de Spearman com os valores dos íons dissolvidos para que se pudesse avaliar de forma preliminar possíveis processos hidrogeoquímicos que possam controlar a origem química da água (Yousif *et al.* 2022). Foram consideradas correlações significativas aquelas com valor de significância p menor que 0,05. As concentrações de Na^+ apresentaram correlação positiva com as de NO_3^- , Mg^{2+} , SO_4^{2-} e CE. De forma semelhante, NO_3^- mostrou uma correlação positiva com SO_4^{2-} , Mg^{2+} e Ca^{2+} . Essas correlações determinam uma origem em comum entre os parâmetros, que ocorre devido a água subterrânea estar sendo afetada por fontes salinas e/ou ações antropogênicas (Ruwaih, 1997).

Os valores de ORP apresentaram correlação negativa com os de pH, o sugere que as águas subterrâneas com um pH mais ácido tendem a ter um potencial redox mais alto, mantendo uma relação inversamente proporcional. A decomposição da matéria orgânica promovida pela atividade microbiana pode consumir o oxigênio dissolvido, criando condições redutoras e um potencial redox mais alto (Xavier *et al.* 2012).

A Figura 19 mostra a matriz de correlação de Spearman entre a somatória dos íons dissolvidos e os parâmetros CE, pH e ORP. Não se observou correlação significativa entre concentração total de íons (\sum íons) e CE. No entanto, há correlação positiva entre a CE e cátions, sugerindo que os cátions sejam a principal fonte de mineralização da água.

Correlation Matrix		Ânions (meq/L)	Cátions (meq/L)	CE (uS/cm)	Íons totais (mg/L)	ORP (mV)	pH
Ânions (meq/L)	Spearman's rho	—					
	p-value	—					
	N	—					
Cátions (meq/L)	Spearman's rho	0.529***	—				
	p-value	<.001	—				
	N	42	—				
CE (uS/cm)	Spearman's rho	0.225	0.477**	—			
	p-value	0.151	0.001	—			
	N	42	42	—			
Íons totais (mg/L)	Spearman's rho	0.920***	0.761***	0.347*	—		
	p-value	<.001	<.001	0.024	—		
	N	42	42	42	—		
ORP (mV)	Spearman's rho	0.338*	0.290	0.290	0.406**	—	
	p-value	0.029	0.063	0.063	0.008	—	
	N	42	42	42	42	—	
pH	Spearman's rho	-0.261	-0.252	-0.342*	-0.317*	-0.567***	—
	p-value	0.095	0.107	0.027	0.040	<.001	—
	N	42	42	42	42	42	—

Note. * p < .05, ** p < .01, *** p < .001

Figura 19- Matriz de correlação de Spearman para a somatória de íons dissolvidos, parâmetros CE, pH e ORP.

A avaliação da qualidade dos resultados analíticos pode ser feita por meio do cálculo de um balanço iônico. Essa avaliação é fundamentada no fato de que a concentração total dos cátions, expressa em meq/L deve ser bem próxima a dos ânions (Silva,A. & Silva,F. 2018), e é realizada através da Equação 1.

$$erro\ analítico\ (\%) = 100 \times \frac{(\Sigma cations - \Sigma anions)}{(\Sigma cations + \Sigma anions)} \quad (1)$$

O balanço iônico para os períodos amostrados em agosto/2022, novembro/2022 e fevereiro/23 pode ser observado através das somatórias de cátions e ânions, expressos em meq/L (miliequivalentes por litro). Custódio & Llamas, (1983) distinguem entre erro prático e teórico, considerando a condutividade da água, conforme sumarizado na Tabela 6.

De maneira geral, as principais causas de erro resultam de uma técnica analítica inadequada, falha nos procedimentos de amostragem e de análise, um intervalo de tempo longo de armazenamento ou presença de íons não quantificados. Em outros casos a desigualdade pode ser atribuída a fatores antropogênicos (Mageshkumar & Vennila 2020).

Tabela 6- Erro de acordo com o valor da CE, adaptado de Custódio & Llamas (1983).

CE ($\mu\text{s/cm}$)	50	200	500	2.000	>2.000
ERRO ANALÍTICO (%)	30	10	8	4	<4

Considerando-se cada período estudado e todos os períodos juntos, os erros calculados para o balanço iônico foram de 9% (Ago/22), 4% (Nov/22) e 18% (Fev/23). Com isso, os erros no balanço iônico para Ago/22 e Nov/22 são considerados aceitáveis, levando em conta os valores de CE oscilantes entre 53 a 1263 mS/cm. O excesso de ânions em fevereiro/23 pode ter sido ocasionado por águas meteóricas que percolam pelo solo levando quantidades maiores de ânions para o aquífero. Como o Na^+ é uma das principais fontes de mineralização da água e sua origem pode estar relacionada com intrusão da água do mar, a diluição provocada pela água da chuva diminui a quantidade de cátions em relação aos ânions, levando ao aumento do erro.

A Figura 20 mostra que há uma correlação positiva de moderada a fraca entre cátions e ânions para cada período (com exceção de fevereiro/23, onde não houve uma correlação significativa) e também entre a somatória dos íons para todos os períodos e CE.

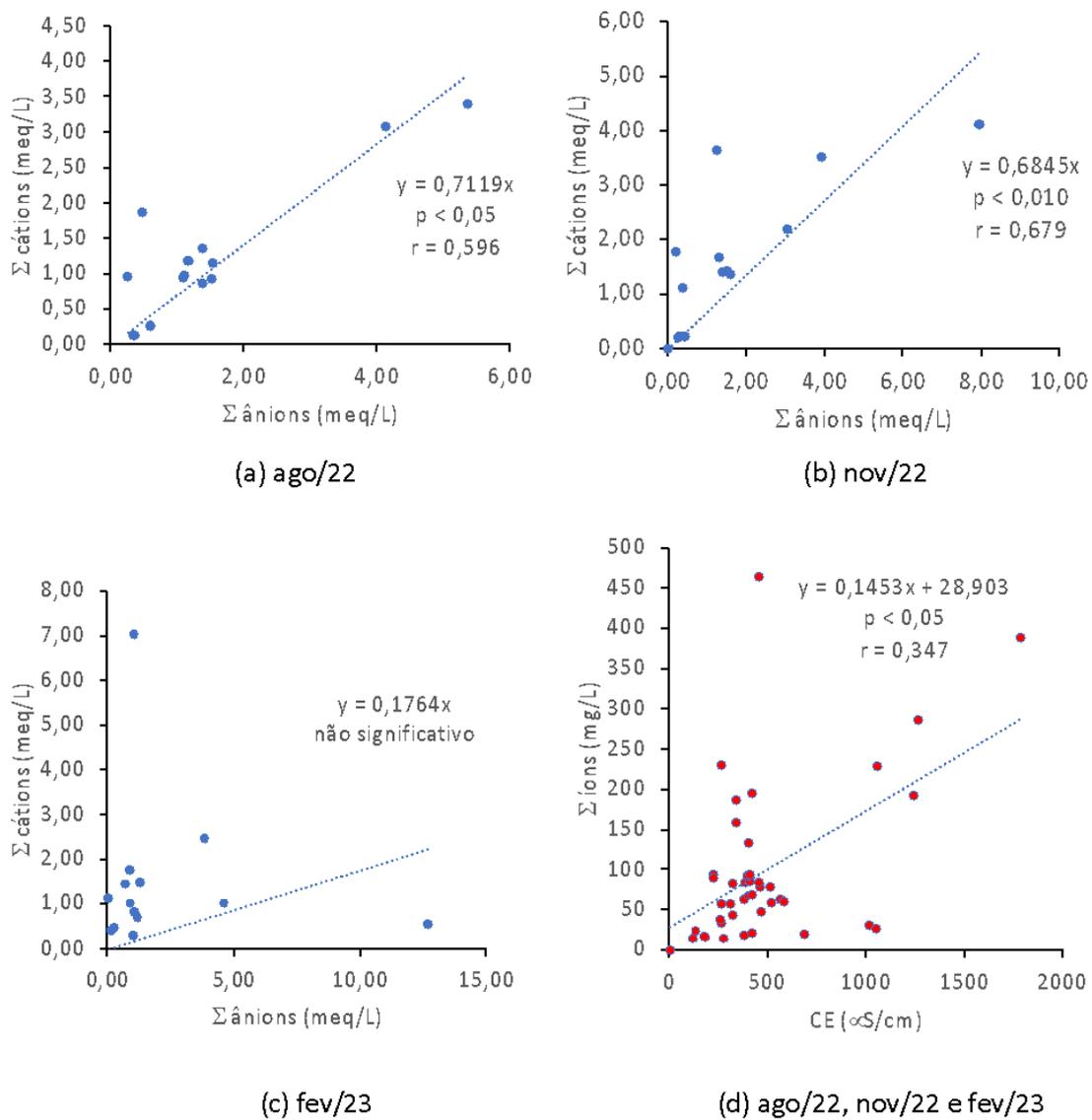


Figura 20- Correlação de Spearman para as variáveis. (a) Ago/22; (b) Nov/22; (c) Fev/23; (d) valores de CE e íons totais para todos os períodos.

Tabela 7- Concentração de íons principais nas amostras em mg/L.

Pontos	Na ⁺				K ⁺				Ca ⁺				Mg ⁺				Cl ⁻				SO ₄ ⁻			NO ₃ ⁻ (Expresso em N)					
	nov/21	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	ago/22	nov/22	fev/23	nov/21	ago/22	nov/22	nov/21	ago/22	nov/22	nov/21	ago/22	nov/22
1	5,33	2,7	2,4	7,4	0,7	0,5	4,5	1,4	**	**	**	0,4	0,6	**	0,2	0,4	9,9	9,7	10,7	4,9	4,1	4	5,2	0,1	0,1	0,1	0,02		
2	4,11	2,9	2,5	9,4	0,3	0,3	0,2	1,6	**	**	1,8	0,05	0,1	**	**	0,3	3,4	5,5	8,1	9,9	8,2	8,8	2	0,7	0,01	0,01	0,01		
3	121	17,7	76,6	48	3,7	1,6	4,3	1,9	6	1,3	2,7	*	13	0,6	6,7	3,9	338	31	240	137	46,8	30,6	56,6	0,4	0,1	0,8	0,2		
4	*	20,5	27,9	19	*	1,7	2,6	1,6	*	**	0,3	1,4	*	**	1,01	1	*	32,3	47,6	164	*	8,4	12,2	*	0,2	0,1	0,1		
5	*	17,9	26	15	*	2,1	3,2	1,7	*	1,3	1,5	*	*	0,9	1,6	1,7	*	22,4	30,8	39	*	22,5	30	*	0,3	0,4	0,09		
6	*	18,8	21,4	27	*	4,4	5,3	6	*	4,9	6,5	*	*	**	0,3	1,2	*	18,3	20	25	*	30,6	39,1	*	0,6	0,4	0,1		
7	*	65,5	76,8	128	*	6,9	3,6	10	*	2,4	3,6	9,2	*	3,1	0,4	8,7	*	139	34,4	37	*	69,4	13,4	*	0,4	0,2	0,8		
8	*	27,3	*	9,5	*	9,3	*	3,2	*	7,6	*	*	*	0,6	*	0,6	*	11	*	450	*	7,8	*	*	0,07		0,3		
9	21,8	12,1	24,2	25	5,9	3,2	4,9	4,5	**	4,5	9,3	1,8	1,9	0,3	1,8	2,4	47,4	10,8	5,1	45	31	51,1	2,7	0,7	0,1	0,04	0,5		
10	23,5	24	29,8	23	2	2,8	3,2	3,1	2,2	1,7	1,4	8,4	2	1,8	2,8	3	31,1	28,9	31,5	31	19,3	26,5	19,7	0,3	0,3	0,3	0,5		
11	*	*	35	3,8	*	**	4,3	0,8	*	4,9	1,7	1,7	*	0,2	5,8	0,3	*	12,5	102	36	*	27,4	9	*	0,8	0,1	0,03		
12	34,1	22,3	**	21	1,8	0,8	2,6	1,1	**	1	0,7	2,3	2,8	1,2	1,7	1,1	81,3	46,7	91,2	1,8	5,5	10,7	14	0,2	0,1	0,2	0,02		
13	*	5,9	68,2	12	*	2,5	6,5	2,1	*	12	3,3	0,9	*	0,5	2,7	0,8	*	5,6	116	42	*	4,1	31,3	*	0,4	0,6	0,5		
14	*	56,5	7,7	18	*	5,8	2,1	2,9	*	4,5	14	1,7	*	2,9	0,5	1	*	109	10,5	32	*	51	3,3	*	0,4	0,05	0,5		

*não foi possível coletar amostra

**não foi detectado na amostra

3.4.6 Razões Iônicas

A Tabela 8 apresenta os valores médios dos íons (em meq/L) que foram usados para o cálculo das razões iônicas e a Tabela 9 mostra o cálculo das principais razões iônicas.

Tabela 8- Valores médios dos íons analisados em meq/L.

Poço	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
1	0,230	0,001	0,064	0,181	0,055	0,007	0,017
2	0,220	0,000	0,075	0,215	0,018	0,031	0,008
3	3,830	0,006	0,605	2,064	0,066	0,067	0,308
4	2,280	0,002	0,143	0,975	0,050	0,028	0,055
5	0,860	0,004	0,364	0,852	0,060	0,047	0,116
6	0,590	0,006	0,484	0,981	0,134	0,190	0,042
7	1,970	0,008	0,575	3,925	0,176	0,253	0,337
8	4,320	0,002	0,054	0,534	0,107	0,126	0,033
9	0,570	0,003	0,373	0,888	0,107	0,259	0,124
10	0,850	0,006	0,321	1,118	0,078	0,191	0,209
11	1,290	0,005	0,253	0,563	0,043	0,138	0,173
12	0,450	0,002	0,171	0,624	0,038	0,067	0,110
13	1,530	0,008	0,246	1,255	0,095	0,268	0,110
14	1,420	0,005	0,377	1,191	0,092	0,336	0,121

Tabela 9- Cálculo das principais razões iônicas. As razões em vermelho são bons indicadores de intrusão salina.

Poço	rCa ²⁺ / rMg ²⁺	rNa ⁺ / rCl ⁻
1	0,401	0,788
2	3,697	0,976
3	0,216	0,539
4	0,510	0,428
5	0,402	0,991
6	4,567	1,662
7	0,749	1,992
8	3,819	0,124
9	2,090	1,557
10	0,914	1,316
11	0,799	0,436
12	0,605	1,386
13	2,435	0,820
14	2,777	0,839

A razão rCa^{2+}/rMg^{2+} fornece informações relevantes sobre a origem da água. A água doce possui uma maior concentração de Ca^{2+} em relação ao Mg^{2+} . A intrusão de água do mar em aquífero resulta no aumento da concentração de Mg^{2+} , dessa forma, valores da razão iônica rCa^{2+}/rMg^{2+} abaixo de 1 podem ter relação com intrusão salina no aquífero (Cruz *et al.* 2006). O que pode ser observado nos poços 1, 3, 4, 5, 7, 10, 11, 12 (Tabela 9). Para a relação inversa, valores acima de 1,5 para a razão rMg^{2+}/rCa^{2+} podem ser bons indicadores para intrusão salina (Caracas 2013, Cruz 2007). Para Hem (1985), valores $>0,9$ dessa razão já indicam contato com a água do mar.

Em relação a razão rNa^+/rCl^- , se essa estiver próximo ou exceder o valor esperado de 1, pode indicar influência da água do mar no aquífero (Cartwright & Weaver 2005). Nesse sentido, os poços 2, 5, 6, 7, 9, 10, 12 estão sob influência de alguma fonte salina. Levando em consideração os critérios adotados pelas 3 razões iônicas, as únicas amostras analisadas que não tiveram contato com nenhuma fonte salina foram 8, 13 e 14. As 3 razões iônicas apontam que os poços 5, 7 e 12 estão afetados por fontes salinas.

A Tabela 10 é apresentada uma comparação entre os dados analisados no presente estudo com dados disponíveis na literatura. Por meio desta tabela podemos ver os principais indicadores de salinização utilizados nas pesquisas de intrusão marinha em aquíferos costeiros, em diferentes regiões, são as análises dos íons principais dissolvidos, razões iônicas, isótopos de $\delta^{18}O$ e δ^2H , CE e STD.

3.5 CONCLUSÃO

Os dados físico-químicos analisados e íons dissolvidos sugerem que o Aquífero Costeiro da Vila de Algodal é sazonalmente afetado por processos de intrusão salina. Em relação a CE apenas o poço 3 indicou água considerada salobra, apesar disso a média de CE se manteve alta nos poços analisados. O maior valor de CE ocorreu nos períodos secos, o que mostra a variabilidade no teor desse parâmetro. Deve-se considerar que nesses períodos secos, a evaporação supera a precipitação e os sais apresentam-se concentrados, no entanto, a avaliação das razões iônicas indicam tendência à salinização. O principal íon dissolvido é o Cl^- , apesar de se encontrar dentro dos limites de potabilidade, os valores apresentados sugerem contaminação por água do mar.

Tabela 10- Comparação entre os dados analisados nesta pesquisa com dados relevantes de outras pesquisas similares em diferentes partes do mundo.

Local	Tipo de aquífero e características	Indicadores de salinização	Referência
Ilha de Algodual, Pará (Brasil)	Costeiro Região amazônica Rasos (<12 m) Super explotado	Íons dissolvidos: Cl ⁻ , Na ⁺ Razões iônicas: $rMg^{2+}/rCa^{2+} > 0,9$, $rCa^{2+}/rMg^{2+} < 1,0$ CE:453 µS/cm	Presente estudo
Maricá, Rio de Janeiro	Costeiro	Íons dissolvidos: Cl ⁻ , Na ⁺ CE > 120 uS/cm	Almeida & Silva Junior (2007)
Baixo Jaguaribe, Ceará (Brasil)	Costeiro Região semiárida	Íons principais Dissolvidos: Cl ⁻ , Na ⁺ Razões iônicas: $rMg^{2+}/rCa^{2+} > 0,9$, $rCl/rHCO_3 > 20$ Isótopos de d ¹⁸ O e d ² H	Caracas (2013)
Tamilnadu, Índia	Costeiro	Íons dissolvidos: Cl ⁻ , Na ⁺ TDS > 100 mg/L	Gipinath <i>et al.</i> (2019)
São Caetano de Odivelas	Costeiro	CE > 100uS/cm	Fernandes <i>et al.</i> (2021)
Ghiss-Nekkor, Marrocos	Costeiro Mineralização de halita	Razões Iônicas $rCl/rNa^+ = 1,2$, Cl-/Br- = 650	El Yousfi <i>et al.</i> (2022)

Em relação a outras possíveis fontes de contaminação, a baixa profundidade do lençol freático contribui para uma maior vulnerabilidade do aquífero. O pH da água subterrânea da Vila de Algodual é baixo, portanto, não é ideal para o consumo humano segundo os critérios de potabilidade do Ministério da Saúde e CONAMA. As águas apresentaram condições de transição entre oxidante e redutor.

A variação na qualidade de água do aquífero costeiro da Vila de Algodual, é principalmente sazonal, ou seja, entre o período mais e menos chuvoso (seco). A variação entre os períodos de maior e menor consumo da água subterrânea não se mostrou relevante. Os indicadores de qualidade de água mostraram valores melhores no mês de março, quando há pluviosidade máxima na região, sendo assim uma melhor qualidade de água. Em relação aos principais íons dissolvidos, não houve variação significativa entre os meses de fevereiro, agosto e novembro, corroborando com a ideia de que a melhora dos índices de qualidade de água está diretamente relacionada com a pluviosidade e, conseqüentemente, a recarga do aquífero.

4 ARTIGO 2: QUALIDADE DAS ÁGUAS EM AQUÍFERO COSTEIRO DA ILHA DE ALGODOAL/MAIANDEUA, REGIÃO AMAZÔNICA

4.1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água potável é um assunto de extrema relevância para a sustentabilidade da população e para o progresso econômico mundial. Um dos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) para a erradicação da pobreza é garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos, aumentar a eficiência do uso da água em todos os setores e implementar uma gestão integrada dos recursos hídricos (ODS-6) (<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/6>).

As diversas fontes de abastecimento de água, incluindo a água subterrânea, apresentam variações significativas entre distintas regiões do planeta (Wada *et al.* 2010). Estas águas estão armazenadas em aquíferos, que segundo Brito *et al.* (2021) constituem uma importante fonte hídrica, tanto de forma efetiva como para reserva estratégica, por estarem localizadas em formações geológicas ou entre sedimentos subterrâneos a uma certa profundidade. Sendo assim, esses recursos estão mais protegidos em relação às águas superficiais.

De acordo com a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), a água subterrânea é amplamente utilizada como fonte de abastecimento, representando cerca de 30% do uso total de água no planeta (Margat & Van Der Gun 2013). Além disso, o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos indica que a água subterrânea é responsável por aproximadamente 25% do uso total de água para irrigação (UNESCO 2022). Em alguns países, como Arábia Saudita, Dinamarca e Malta, a água subterrânea é a única fonte de abastecimento humano disponível, enquanto em outros, como Áustria, Alemanha, Bélgica, Holanda, Hungria, Itália, Rússia e Marrocos, a utilização de fontes subterrâneas representa pouco mais de 2/3 da água consumida (MMA/SRH 2007, Gomes & Pereira 2020).

No Brasil, a distribuição dos sistemas de abastecimento de água em domicílios mostra que 15,6% fazem uso exclusivo de água subterrânea, 77,8% utilizam rede de abastecimento público e 6,6% recorrem a outras formas de abastecimento. Em muitas regiões do país, a água subterrânea representa o principal recurso hídrico disponível

(ANA 2008), como regiões mais isoladas, incluindo ilhas fluviais e fluviomarinhas na zona costeira.

A zona costeira é caracterizada pela transição entre o continente e oceano, onde convergem uma multiplicidade de questões físico-naturais, sociais e econômicas (Andrés *et al.* 2023). A maioria da população mundial habita zonas costeiras em decorrência da oferta de recursos naturais, tais como alimentos, energia e recreação. Contudo, tais atividades geram alterações significativas nos processos e características físicas, químicas e biológicas do ambiente, tornando-o altamente suscetível a modificações antrópicas (Andrade 2002). Nessas regiões, surge um contínuo dilema entre o desenvolvimento econômico e as demandas de preservação dos recursos naturais, especialmente os hídricos.

O Brasil detém 7637 km de costa, que podem chegar a mais de 8000 km se forem consideradas baías. Os riscos socioambientais desses espaços estão associados principalmente com o processo de valorização capitalista que ocorreu a partir de 1950 com o crescimento das indústrias, popularização do turismo de praia e de segundas residências, hotéis e complexos hoteleiros, além da desigualdade social, que de certa forma obriga pessoas a construírem residências em locais impróprios (Vitte 2003). A pressão pelo desenvolvimento, especialmente turístico, intensifica ainda mais as ameaças aos ecossistemas (Hanazaki *et al.* 2006).

Junto com o turismo, o crescimento populacional e os impactos que são gerados no litoral por atividades antrópicas, tornam a zona costeira complexa em relação a sua gestão adequada (Dias *et al.* 2007). Desta forma, a região torna-se mais propensa a impactos ambientais negativos sobre seus bens naturais, como a água subterrânea.

Esta situação, é alvo de preocupação em parte da zona costeira do Estado do Pará (Assunção *et al.* 2012, Brito *et al.* 2012, Medeiros 2008), também ocorre na Vila de Algodal (Ilha de Maiandeuá/PA). Na ilha, a ocupação humana e construção de novos imóveis, associados com o incremento ano após ano da atividade turística, não são acompanhadas por estudos que forneçam um embasamento para o planejamento de ações de proteção e políticas de gerenciamento costeiro. A falta de infraestrutura básica é notada por toda a ilha com implicações tanto no aspecto ambiental, quanto socioeconômico e cultural. Além de gerar vulnerabilidade à saúde humana.

Estima-se que, somente em 2019, no Brasil, internações hospitalares causadas por doenças de veiculação hídrica chegaram a 273 mil casos e 2734 óbitos (DATASUS 2019). Quase 90% dos episódios anuais de diarreia em todo o mundo estão atribuídos a problemas no esgotamento sanitário e na disponibilidade de água de boa qualidade (WHO/UNICEF 2006).

Sendo assim, a pesquisa possui uma grande importância do ponto de vista da saúde pública, já que por meio das análises de qualidade de água e suas fontes pontuais de contaminação, podem ser evitadas a contaminação de pessoas por agentes patogênicos causadores de doenças (amebíase, esquistossomose e diarreias agudas), no qual o veículo transmissor é a água (Brasil 2007).

Sendo assim, o objetivo deste artigo foi analisar se a água utilizada pelos moradores é própria para o consumo do ponto de vista bacteriológico, através da coleta de informações diretamente com os próprios moradores, por meio de um questionário socioambiental sobre a qualidade da água consumida por eles na Vila de Algodal. Pretende-se investigar como esses problemas afetam a vida dos habitantes da ilha.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 Procedimentos de coleta para análise microbiológica

As coletas foram realizadas no período chuvoso devido ao maior transporte dos resíduos pela água da chuva (Figura 21). Foram realizadas em poços abertos e poços tubulares (Figura 22) tanto individual como comunitário. Foram coletadas um total de 12 amostras de água para análise microbiológica (Figura 23) durante a campanha de campo realizada no mês de março de 2022.



Figura 21- Mapa de coleta das amostras para análise microbiológica (Fonte: esta pesquisa).



Figura 22- (a) Poço fechado tubular da Agência Distrital da Vila de Algodal e (b) poço aberto localizado em uma pousada da vila.

Os frascos para coleta foram envolvidos com papel alumínio, com a tampa semiaberta e esterilizados anteriormente em autoclave por um período de 20 minutos a 120°C (Figura 23). Durante a amostragem foram tomados os devidos cuidados para a não contaminação das amostras, sendo higienizadas as mãos previamente antes de cada coleta, além do uso de luvas. Nos locais onde a coleta foi feita por meio de torneiras, deixou-se escorrer a água por um período de 1 minuto, com o intuito de eliminar a água estagnada da tubulação, e assim não interferir nos resultados das análises. Posteriormente foi ajustado a torneira em fluxo baixo e coletado 150 mL de água. As amostras foram armazenadas em caixa térmica com gelo e levadas para o laboratório. As coletas e análises foram realizadas no mesmo dia.



Figura 23- Descontaminação dos frascos com uso de autoclave.

4.2.2 Análises de Coliformes

As amostras de água coletadas de acordo com os procedimentos padrões estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice *et al.* 2017) foram levadas para o Laboratório do Instituto de Estudos Costeiros da UFPA onde foi utilizado o método de tubos múltiplos. Essa metodologia consiste em três etapas. A primeira é o teste presuntivo, no qual se presume a presença de contaminantes na água que sejam capazes de produzir gases por meio da lactose, após serem incubados por 24h à 35° C; a segunda etapa consiste no teste confirmativo, nele há a confirmação da presença de coliformes totais também a partir da produção de gás em um meio contendo caldo lactosado. Já a terceira etapa é o teste para confirmar a presença de *Escherichia coli* (EC), que identifica a presença de coliformes fecais (Araújo Filho *et al.* 2016).

Para a realização do teste presuntivo são feitos três tipos de caldos: o CLD (caldo lactosado duplo), o CLS (caldo lactosado simples) e o caldo EC. No CLD são colocados 10 mL da amostra coletada; no CLS, que possui exatamente metade da concentração do CLD, é colocado 1 ml da amostra coletada; já no EC é colocada apenas 0,1 ml da amostra. A diferença entre o EC e o CLS, apesar de possuírem exatamente a mesma

quantidade de caldo lactosado, é que no EC é adicionado uma água de diluição constituída a partir de difosfato monobásico e cloreto de magnésio.

Após 24 h a partir da inoculação (figura 24) foi realizada a leitura a olho nu, nos quais foram identificados como positivos os tubos que apresentaram a presença de gás detectados por meio de bolhas. Nas amostras que bolharam foram realizados os testes confirmativos. A finalidade deste teste é a confirmação da presença de coliformes nas amostras analisadas. Para isso foi inoculado uma alíquota de cada um dos tubos que bolharam no teste presuntivo junto com caldo lactosado e bile verde brilhante.

No teste confirmativo, os sais de bile possuem a capacidade de inibir o crescimento de bactérias não entéricas e o verde brilhante inibe o crescimento de bactérias Gram-positivos. Com isso, este teste separa os coliformes de outras possíveis bactérias presentes. Durante o procedimento, os tubos do teste confirmativo ficaram por um período de 24h a 35° C incubados. Após esse período foi realizada a leitura a olho nu e identificados como positivos os tubos com produção de gás.



Figura 24- Inoculação das amostras coletadas para análise microbiológica.

A última etapa é o Teste Complementar, cujo finalidade é avaliar o número de coliformes fecais, já que naturalmente eles suportam temperaturas mais elevadas, sendo capazes de resistir e crescer a 44,5° C, o que acaba possibilitando sua diferenciação. O

procedimento de análise é realizado após a avaliação do teste presuntivo, no qual foi transferido uma alíquota de cada um dos tubos com amostras positivas para os tubos contendo EC. As amostras foram incubadas novamente por um período de 24h a 44,5° C. Após esse período foi realizada a análise e identificando os tubos com produção de gás como positivos.

4.2.3 Questionário socioambiental

A aplicação de questionário junto à comunidade (figura 25) foi realizada para se determinar a percepção dos moradores em relação aos problemas dos recursos hídricos subterrâneos e como isso tem afetado o padrão de vida desses moradores.

Para a aplicação do questionário foi necessário o cadastramento dos pesquisadores na Plataforma Brasil e autorização do Conselho de Ética da UFPA; o cadastro da pesquisa no Sisbio do ICMBio; para somente então fosse autorizada as coletas pelo IDEFLOR-BIO, responsável pela APA Algodoal/Maiandeuá.

Para o questionário, foram aplicadas as seguintes perguntas:

- 1) Se a residência/comércio tem poço próprio;
- 2) A profundidade do poço;
- 3) Se o indivíduo observa problema de água salgada no poço;
- 4) Em que período do ano observa mais o possível problema;
- 5) Se bebe diretamente a água do poço;
- 6) Se faz algum tratamento na água para consumo
- 7) Se já ficou doente com suspeita de contaminação pela água do poço;
- 8) Distância das fossas sépticas do poço;
- 9) Se já teve algum atendimento da secretaria de saúde municipal para verificar a qualidade dos poços.



Figura 25- Aplicação do questionário socioambiental junto a morador da Vila de Algodal.

4.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.4.1 Análises Microbiológicas

A tabela 11 mostra os resultados das análises microbiológicas da Vila de Algodal, referente às coletas realizadas no mês de março de 2022 em doze pontos diferentes.

Tabela 11- Resultado das análises microbiológicas para E. coli e Coliformes Termotolerantes na Vila de Algodal realizadas em março de 2022.

Amostra	E. coli (NMP para 100 MI de água)	CTT (NMP para 100 MI de água)
1	150	1100
2	28	28
3	15	21
4	460	1100
5	43	93
6	460	460
7	>1100	>1100
8	150	150
9	93	240
10	1100	1100
11	1100	1100
12	9,2	15

De acordo com os resultados apresentados na tabela 11, é possível verificar a presença de E. coli e coliformes termotolerantes em todos os pontos de amostragem, sendo observado que as amostras referentes aos pontos 07, 10 e 11 apresentam níveis tanto de E. coli quanto de CTT acima de 1000 por 100 ml de água. Além disso, os pontos 01 e 04 apresentam valores de 1100 NMP para coliformes termotolerantes. Em geral, espera-se que a recarga adequada de um aquífero pode ajudar a diluir a quantidade de coliformes, entretanto, se a fonte de contaminação estiver próxima ao aquífero, a recarga pode levar a um aumento na concentração de coliformes, já que a recarga da água pode transferir os coliformes presentes na zona contaminada para o aquífero (Ayach *et al.* 2009).

Sousa *et al.* (2015) observou o aumento da ocorrência de coliformes totais a partir do início do período chuvoso, já que o lençol freático fica mais próximo da superfície, aumentando as chances de contato da água com as possíveis fontes de contaminação.

A presença de coliformes nesses poços está relacionado com a falta de esgotamento adequado, as condições sanitárias e aspectos socioeconômicos, já que a presença desses microrganismos indica que as águas subterrâneas estão recebendo contaminação por material fecal. Com isso a água se torna um veículo de contaminação de diversos tipos de doenças (Zorzin *et al.* 2011).

Vale ressaltar que além da proximidade de algumas fossas sépticas dos poços, a vila ainda tem uma particularidade que pode agravar a contaminação do solo e, por conseguinte, do lençol freático: fezes e urina de animais que circulam na ilha, especialmente os cavalos, visto que o meio de transporte local são carroças guiadas por equídeos.

Outros locais na zona costeira amazônica apresentam esta contaminação de água subterrânea, como Salinópolis e Bragança (Pinto *et al.* 2011, Sousa *et al.* 2013). Todos os autores associam tal situação a problemas no saneamento básico.

A contaminação abaixo da superfície terrestre pode demorar anos para que ocorra, no entanto, a difícil detecção dos poluentes dificultam as ações que podem identificar as possíveis localizações das suas fontes (Brito *et al.* 2021).

De acordo com a Resolução do CONAMA n° 397 de 03 de abril de 2008 e a portaria N° 888 de 2021 do Ministério da Saúde, as águas subterrâneas classificadas como de classe 1 devem apresentar ausência de *E. coli* e coliformes termotolerantes em 100 mL de água. Portanto, todos os pontos de amostragem de água em poços estão fora dos padrões estabelecidos por lei.

4.4.2 Questionário Socioambiental

No total foram aplicados 38 questionários socioambientais com os moradores da Vila de Algodual. Por meio deles foi possível compreender os problemas envolvendo a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos do ponto de vista dos próprios moradores. Dentre as residências onde foi aplicado o questionário, a grande maioria são casas regularmente habitadas, seguido por hotéis ou pousadas, restaurantes ou bares e outros tipos, como mostra a Figura 26. Estes estabelecimentos têm sua demanda por água aumentada em períodos de veraneio, que em alguns casos coincide com o período de menos chuvas, sobrecarregando os aquíferos e, conseqüentemente, diminuindo a qualidade da água explorada (Custódio 2002).

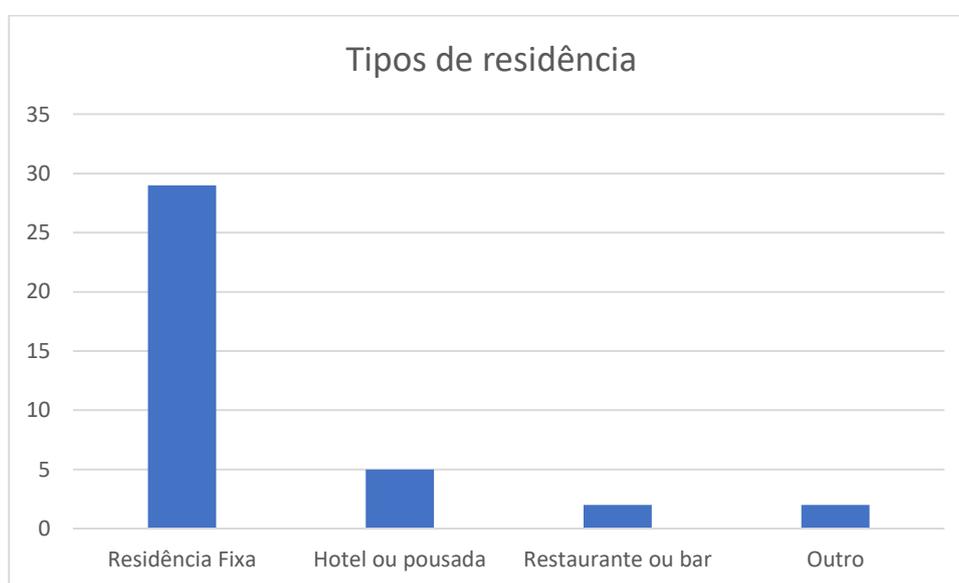


Figura 26- Tipos de imóveis onde foi aplicado o questionário socioambiental na Vila de Algodual. Percebe-se que a maioria corresponde a residências fixas, seguido por hotéis e pousadas, restaurantes ou bares e outros imóveis comerciais.

A captação e distribuição de água da vila é realizada por poços abertos e/ou tubulares, privados ou comunitários. De maneira geral, os poços abertos estão em desuso, atualmente são pouco utilizados e estão sendo gradualmente substituídos por poços tubulares. Os primeiros caracterizam-se como fontes pontuais de contaminação do aquífero, pois normalmente a ausência de revestimento adequado ou proteção nas laterais deles proporcionam um alto risco de contaminação, somado ao abandono, falta de manutenção e proteção, como tampas e limpeza regular, facilitando a contaminação (Sena *et al.* 2006).

Grande parte das residências são abastecidas por poços comunitários presentes na vila, que abastecem a porção sul e região do porto, a região central, a região mais ao norte e casas próximas às zonas de mangue (figura 27). De acordo com os próprios moradores, os poços responsáveis por abastecer a porção sul da vila e região do porto foram instalados por intermédio dos residentes locais que sofriam com a escassez do recurso hídrico de boa qualidade. Os poços que abastecem a região central pertencem a Agência Distrital de Algodal e o poço ao norte foi construído pela COSANPA (Companhia de Saneamento do Pará), de acordo com os moradores.



Figura 27- Mapa da localização de poços comunitários na Vila de Algodal. Os polígonos representam as principais áreas de abrangência de cada poço.

Tabela 12- Síntese dos resultados obtidos nos questionários aplicados.

	% sim	% não
1) Se tem poço próprio;	92	8
2) Se a água do poço é salobra;	33	67
3) Se a profundidade do poço é maior que 10m;	87	13
4) Se bebe diretamente a água do poço;	79	21
5) Se faz algum tratamento na água para consumo	58	42
6) Se já ficou doente com suspeita de contaminação pela água do poço;	16	84
7) Se já houve algum atendimento da secretaria de saúde/ meio-ambiente municipal para verificar a qualidade dos poços.	17	83

- 1) Se tem poço próprio: 92% dos moradores possuem poço próprio, seja artesiano ou poço Amazonas. No entanto, apenas 42% desses moradores ainda utilizam esses poços, a maioria encontra-se desativados, abandonados ou contaminados. Atualmente a maior parte dos moradores da vila fazem uso dos poços comunitários.
- 2) Se a água do poço é salobra: 33% dos moradores entrevistados afirmam que a água utilizada por eles é salobra, desses 87% afirmam que esse fenômeno acontece apenas em determinadas épocas do ano, normalmente relacionadas aos períodos de maior turismo na região. O restante afirmou que a água é salobra durante o ano todo.
- 3) Se a profundidade do poço é maior que 10m: 87% dos poços são superiores a 10m de profundidade. Normalmente os poços de menores profundidades não são mais utilizados devido a qualidade ruim da água.
- 4) Se bebe diretamente água do poço: 79% dos entrevistados bebem água do poço diariamente. Geralmente são moradores mais antigos da vila e/ou muitas vezes não

têm outra opção, já que comprar água mineral não é economicamente viável para os habitantes.

- 5) Se faz algum tratamento na água para consumo: 58% dos moradores entrevistados afirma fazer algum tipo de tratamento na água do poço antes do seu consumo. Desses 64% utilizam hipoclorito de sódio para purificar a água, 27% fervem a água e 9% possuem filtro.
- 6) Se já ficou doente com suspeita de contaminação pela água do poço: 16% afirmam já terem ficado doentes devido à ingestão da água. Durante as entrevistas, ficou claro que as doenças normalmente acometem moradores recém chegados na vila e/ou crianças que não possuem o costume de beber diretamente a água do aquífero.
- 7) Se já houve algum atendimento da secretaria municipal de saúde ou meio ambiente para verificar a qualidade dos poços: 87% dos moradores entrevistados afirmam não terem recebido qualquer atendimento da secretaria municipal de saúde ou meio ambiente para verificar a qualidade dos poços e da água utilizada.

As residências onde foram aplicados os questionários possuem e fazem o uso de fossas sépticas ou normais. A presença dessas fossas acaba representando um risco a saúde da população, pois além de atraírem insetos e outros vetores de doenças, elas são normalmente escavadas, sem nenhum tipo de revestimento que impeça a infiltração do material que resulta da decomposição orgânica, caindo diretamente no aquífero, por se tratar de uma região onde o solo é bastante permeável (Abreu 2001). Em relação a distância entre as fossas e os poços, dez delas estão a distâncias maiores de 10 m do poço, uma se encontra há uma distância de 9 m; o restante não foi possível averiguar. A proximidade entre fossas e poços de captação pode ocasionar contaminação da água por material depositado nas fossas.

Segundo Brasil (2006), a localização do poço deve obedecer à distância mínima de 15 metros entre o poço e a fossa séptica ou estarem distantes de qualquer outra fonte de poluição e outros pontos de contaminação como, chiqueiros, estábulos ou esgoto à uma distância mínima de 45 metros. O que não foi observado na vila, com destaque para o poço 8, que é um poço de abastecimento comunitário e se encontra ao lado de um estábulo.

De acordo com o questionário constatou-se que grande parte dos moradores utilizam água dos poços para beber, além de utilizarem a água para preparar comida e

lavar alimentos (figura 28), tendo como formas de tratamento fervê-la ou adicionar hipoclorito de sódio.

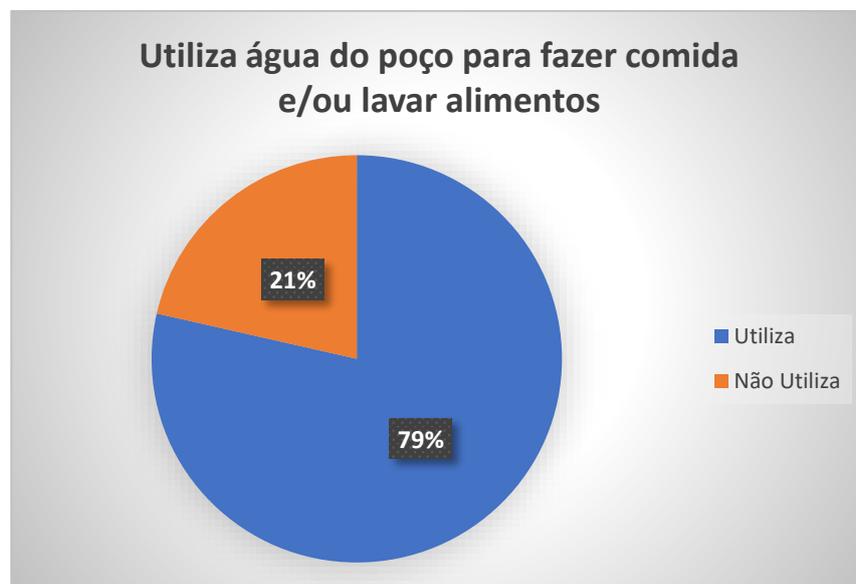


Figura 28- Proporção do uso da água subterrânea para lavar e/ou preparar alimentos pelos moradores.

4.5 CONCLUSÕES

As análises microbiológicas realizadas no mês de março de 2022 na Vila de Algodal mostraram que todos os poços possuem *E. coli* e coliformes termotolerantes, portanto, as águas desses poços são impróprias para o consumo humano.

Com o grande aumento no número de pousadas e estabelecimentos que prestam serviços de hotelaria, se torna cada vez mais comum que moradores da vila vendam suas casas no centro e migrem para regiões próximas ao manguezal, com infraestrutura ainda mais precária de saneamento, o que aumenta o problema relacionado ao despejo de lixo e esgoto em lugares inadequados, e a susceptibilidade à insalubridade.

A instalação de fossas ecológicas, como por exemplo, fossas sépticas biodigestoras, que trata o esgoto do vaso sanitário, sendo de fácil instalação e acessível economicamente, é uma opção frente a falta de saneamento, tendo em vista que tais fossas evitam a contaminação dos lençóis freáticos (EMBRAPA 2017)

Por meio do questionário socioambiental constatou-se que boa parte dos moradores da vila fazem uso de poços comunitários e o principal problema relacionado a qualidade de água é o fato dela ser salobra. As residências, em sua maioria, possuem fossas, e essas estão localizadas próximas aos poços, sendo um agravante que influencia

na má qualidade da água. Apesar de parte dos moradores não utilizarem a água do poço para beber, a utilizam para preparo de alimentos e os demais afazeres do dia a dia, tendo como forma de tratamento apenas ferver a água.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com os resultados obtidos nesta pesquisa através das análises físico-químicas, de íons principais e a partir da aplicação do questionário socioambiental constatou-se que há intrusão salina no aquífero costeiro da Vila de Algodal de modo sazonal, sendo mais evidente no período de menos chuvas (período seco). A região mais afetada por esse processo é a nordeste da vila, onde foi identificado valores altos de CE, STD e salinidade e uma maior concentração do íon cloreto, um bom indicador de salinização. Além disso, a água do aquífero costeiro da vila encontra-se contaminada por coliformes devido a carência no saneamento local, comum em áreas mais isoladas como pequenas ilhas, e além do despejo inadequado de dejetos de origem humana e animal, portanto, sendo a água subterrânea não recomendada para consumo humano.

Recomenda-se que sejam instalados poços mais profundos e distantes de possíveis fontes de contaminação e que não haja acúmulo de lixo em locais inadequados. As fossas devem ser construídas de acordo com os padrões adequados para que não haja vazamentos para o aquífero e devem manter uma distância mínima de 15 metros do poço. Já estábulos, chiqueiros e afins devem ser localizados a pelo menos 45 metros de distância de poços de captação de água.

Sobre os resultados desta pesquisa, conclui-se que o estudo alcançou os objetivos pretendidos, tendo contribuído de maneira global para o levantamento de informações importantes sobre a qualidade da água subterrânea em áreas costeiras mais isoladas, como ilhas na zona equatorial, dominadas por macromarés, portanto com altos índices pluviométricos e grande avanço das marés sobre a costa, modulando a recarga do aquífero e a cunha salina nele.

Regionalmente, a pesquisa traz contribuições sociais, devido ao levantamento de dados de interesse público, especialmente para comunidade local que reside com os problemas detectados e, para as entidades governamentais e não governamentais que podem utilizar das informações para planos de gestão ambiental.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas – ANA. 2018. *Estudos hidrogeológicos para a gestão de águas subterrâneas na região de Belém/PA*. Brasília,DF. (Relatório Final). 160p.
- Agência Nacional de Águas – ANA. 2002. *Águas Subterrâneas*. Brasília,DF, Superintendência de Informações Hidrológicas - SIH. ago. 85 p. (Fonte Diversas. Elaborado e Editado por Célio Augusto Pedrosa e Francisco A. Caetano).
- Agência Nacional de Águas - ANA. 2010. *Atlas Brasil. Abastecimento urbano de água*. Brasília,DF: ANA. Disponível em: <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Home.aspx>. Acesso: 25/09/2021.
- Albuquerque J. P. T. 2004. Sustentabilidade de aquíferos. *In: 7º Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Livro de Resumos[...]*. São Luís – MA. Página inicial e final ou doi
- Albuquerque J. P. T. 2007. Água subterrânea no planeta água. *Estudos Geológicos*. Recife, Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Tecnologia e Geociências, Ed. Bagaço, **17** (1): 23-39.
- Alcamo J., Henrichs T., Rösch T. 2000. *World water in 2025—global modeling scenarios for the World Commission on Water for the 21st Century*. World Water Series 2, Centre for Environmental Systems Research, University of Kassel, Germany.
- Almaraz C. U. 1997. *Aspectos geoquímicos e ambientais dos calcários da Formação Pirabas – Estado do Pará*. PhD Theses, Geologia, IG, UFRGS, Porto Alegre, 198p.
- Almeida G. M. 2009. *Estudo do aquífero costeiro de Maricá – RJ: instrumentação e Investigação do Comportamento da Cunha Salina*. MS Dissertation, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, Programa de Pós Graduação em Geologia – PPGL. 145 p.
- Almeida G. M. & Silva Junior G. 2007. Fatores hidrogeológicos no estudo da intrusão salina em aquíferos costeiros da região litorânea do município de Maricá - RJ. *Anuário do Instituto de Geociências*, **30**: 104-117. DOI: 10.11137/2007_2_104-117.
- Andrade M. C. de A *et al.* 2012. Avaliação da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos pela intrusão salina em trecho da orla de Fortaleza CE, Brasil. *In: 17º ABAS, Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Bonito. Anais[...]*. São Paulo. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27592/17850>. Acesso em: 3 set. 2023.
- Andrés M., Muñoz J.M.B., Onetti J.G., Zuniga L.D.C. 2023. Mapping services for an ecosystem based management along the Andalusian coastal zone (Spain). *Ocean & Coastal Management*, **231**: e 106402.
- Apoitia L. F. M. 2003. *Caracterização preliminar do quimismo das águas subterrâneas em Cuiabá – MT*. PhD Theses, Programa de Pós-Graduação em Geologia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 119 p.

Araújo Filho M. A., Freitas A. M. A., Freitas A. B. A., Silva E. B., Silva J. R., Mattos R., Lima J. S. S., Peixoto J. P., Neves H. J. P. 2016. Análise Microbiológica usando a Técnica de Tubos Múltiplos em amostras de poço artesiano da cidade de Brejo da Madre de Deus. *In: 6º Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade, João Pessoa. Anais [...]* Paraíba, João Pessoa, p. 611 – 615.

Assunção F. P. C., Matta M. A. S., Silva L. S., Pinho B. C. P., Rodrigues E. S. F., Oliveira H. C. S., Carmona K. M., Novaes L. F. R., Assis J. F. P. 2012. Problemas ambientais da ocupação urbana de Salinópolis – Pará e sua influência no abastecimento de água local. *In: 17º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e 18º Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. Bonito – MS, Anais[...]*.

Bernardino F. Saboya 2015. Salinização, recarga e intrusão salina nos Aquíferos Costeiros da Planície do Recife. *Águas Subterrâneas*, **28**(1). Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28444>. Acesso em: 02 out 2021.

Borba T. A. C. 2011. *Morfodinâmica e hidrodinâmica de praias do litoral Nordeste Paraense, Brasil*. TCC, Bacharelado em Oceanografia, Faculdade de Oceanografia, Belém, 40 p.

Borges A.de C. & Silva V. M.da. 2013. Influência hidrogeoquímica da água subterrânea em manguezais. *Geochimica Brasiliensis*, **27**(2): 98. Retrieved from <https://geobrasiliensis.emnuvens.com.br/geobrasiliensis/article/view/361>.

Branco F. O. L. *Composição aniônica e parâmetros físico-químicos de águas subterrâneas: subsídios à gestão ambiental do nordeste paraense*. Orientadora: Silvia Keiko Kawakami. 2018. 57p. TCC (Graduação). Oceanografia. Faculdade de Oceanografia. Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

Brasil. *Lei N° 9.433*, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm.

Brasil. 2006. *Manual de orientações técnicas para o programa de melhorias sanitárias domiciliares*. [S.l.], Fundação Nacional de Saúde.

Brasil. 2021. Ministério da Saúde. *Portaria GM/MS N° 888*, de 4 de maio de 2021. Diário Oficial da União, Brasília, Df, Seção 1, p. 127, 7 de maio de 2021. Brasília,DF, n. 85, p. 127, 7 maio 2021. Disponível em: <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=07/05/2021&jornal=515&pagina=127>. Acesso em: 9 out. 2021.

Brasil. 2005. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. *Portaria MS n.º 518/2004* / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano (MMA/SRH). 2007. *Águas subterrâneas – um recurso a ser conhecido e protegido*. Brasília,DF: MMA/ABAS/PETROBRÁS. 40 p.

Brasil. 2021. *Portaria GM/MS Nº 888*, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário oficial da União.

Brito E. O., Gomes P. B., Oliva P. A. C. 2021. Utilização da ferramenta ground penetrating radar (GPR) e da modelagem 3-D para a detecção da interface de interação água doce/salgada da Vila do Bonifácio, Praia de Ajuruteua (Bragança-Pa). *Brazilian Journal of Development*. **07**(2):14185-14224.

Capaccioni B., Didero M., Paletta C., Didero L. 2005. Saline intrusion and refreshing in a multilayer coastal aquifer in the Catania Plain (Sicily, Southern Italy): dynamics of degradation processes according to the hydrochemical characteristics of groundwaters. *Journal of Hydrology*, **307**(1-4): 1–16. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.08.037.

Caracas I. B. 2013. *Influência da salinização em parâmetros de qualidade das águas subterrâneas na região costeira do Baixo Jaguaribe*. MS Dissertation, Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 90 p.

Cartwright I. & Weaver T.R. 2005. Hydrogeochemistry of the Goulburn valley region of the Murray basin, Australia: implications for flow paths and resources vulnerability. *Hydrogeol Journal.*, [S.l.], **13** (4): 752-770.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. 2011. *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas*. Organizadores: Carlos Jesus Brandão *et al.* São Paulo, CETESB; Brasília,DF, ANA. 326p.

Cleary R. W. 1989. *Águas subterrâneas*. [S.l.], Princeton Groundwater, INC. 111 p.

Collyer T. A. *et al.* 2003. *Mapa gemológico do Estado do Pará*. Belém, SEICON.

Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. 2005. *Resolução CONAMA nº 357/2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, Brasil.

Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. 2008. *Resolução CONAMA nº 396/2008*. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, Brasil.

Conover W. J. 1999. *Practical nonparametric statistics*. 3rd ed. New York, Wiley.

Cortez C. M. B. *et al.* 2000. Utilização de águas minerais dos aquíferos do Grupo Barreiras na região de Belém (PA). In: 1º Joint World Congress on Groundwater, Fortaleza. *Proceedings*[...].

Cruz Alexandre. *Estudo de processos de salinização de aquíferos no litoral Leste do Estado do Rio de Janeiro modelagem hidrogeoquímica e avaliação de vulnerabilidade à intrusão marinha*. Orientador: Gerson Cardoso da Silva Júnior. MS Dissertation. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. 117p.

Cruz A., Silva JR. G. C.da, Almeida G.M.de 2006. Modelagem hidrogeoquímica do aquífero freático da Restinga de Piratininga, Niterói-RJ. *Águas Subterrâneas*. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23057>. Acesso em: 17 de junho de 2023.

Custodio E. 2002. Aquifer overexploitation: what does it mean?. *Hydrogeology Journal*, **10**: 254–277 <https://doi.org/10.1007/s10040-002-0188-6>.

Custódio E. & Llamas M. R. 2001. *Hidrología subterránea*. 2. ed. Barcelona, OMEGA. 1200 p.

DATASUS. 2019. Sistema de Informação de Atenção Básica – Situação de Saneamento/PA. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?siab/cnv/SIABCbr.def> Acesso em: 10/06/2023.

Dias J. A., Polette M., Carmo J. A. 2007. O Desafio da gestão costeira integrada. *Revista Gestão Costeira Integrada*, **7**(1): 3-4.

Diretoria de Hidrografia Nacional (DHN). 2011a. *Tábuas de maré para o fundeadouro de Salinópolis (Estado do Pará)*. Disponível em: <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas>. Acessado em: 08 de outubro de 2021.

Duarte P. S. C., Baratella R., Paiva A. S. 2015. As doenças de veiculação hídrica: um risco evidente. In: 8º Encontro de Pesquisa em Educação, Uberaba. *Anais*[...].

Durbin J. 1951. Incomplete blocks in ranking experiments. *British Journal of Psychology (Statistical Section)*, **4**(1): 85-90.

El Yousfi Y *et al.* 2023. Pollution Vulnerability of the Ghiss Nekkour Alluvial Aquifer in Al-Hoceima (Morocco), Using GIS-Based DRASTIC Model. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. **20**(6): 4992. DOI: 10.3390/ijerph20064992.

EMBRAPA. 2017. *Memorial descritivo: montagem e operação da fossa séptica bioigestora*. 1. ed. São Carlos, SP: EMBRAPA-SP.

Fernandes M. E. B. 2016. *Os manguezais da costa norte brasileira*. Bragança, PA, Laboratório de Ecologia de Manguezal. v. 3. 177 p.

Fetter C.W. (ed) 1994. *Applied hydrogeology*. New Jersey, Prentice-Hill, 588p.

- Friedman M. 1937. The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *Journal of the American Statistical Association*, **32** (200): 674-701.
- Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). 2013. *Manual prático de análise de água*. 4^a ed. Brasília, DF, FUNASA.
- Geyer R. *et al.* 1996. Physical oceanography of the Amazon shelf. *Continental Shelf Research*. **16**(5): 575–616.
- Goes A.M. *et al.* 1990. Modelo deposicional preliminar da Formação Pirabas no nordeste do Estado do Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*. Serie Ciências da Terra, Belém, **2**(1): 3–15.
- Goetten Willian Juscelino. 2015. *Avaliação da governança da água subterrânea nos Estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul*. Orientado por: Noemia Bohn. MS Dissertation - Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Regional de Blumenau, 320p.
- Gomes A. B. B. & Fernandes L. L. 2019. Estudo do regime pluviométrico da microrregião do Salgado no Estado do Pará. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*. Disponível em: <https://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/62023>. Acesso em: 5 Jan. 2023.
- Gomes M. A. F. & Pereira L. C. 2020. Cenário mundial dos recursos hídricos subterrâneos. *Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento*, **15**: 79-97. ISSN: 2448-0959. Disponível em: <https://www.nucleodoconhecimento.com.br/meio-ambiente/cenario-mundial>. Acesso em: Agosto de 2020.
- Gopinath S. *et al.* 2019. Tracing groundwater salinization using geochemical and isotopic signature in Southeastern coastal Tamilnadu, India. *Chemosphere*. **236**. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.07.036.
- Ground Water U.S.-USGS. 1999. *Geological survey general interest publication reston*. Virginia. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/gip/gw/index.html>. Acesso em 18/04/2023.
- Hanazaki N. *et al.* 2017. Between the sea and the land: the livelihood of estuarine people in southeastern Brazil. *Ambiente & Sociedade*. Campinas. **10**(1): 121-136.
- Hem J. D. 1985. Study and interpretation of the characteristics of natural waters. *Geological Survey Water-Supply Paper*, Washington, **3**: 265.
- Hirata R. *et al.* 2019. *As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil*. São Paulo, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 66p.
- Jorge Mauricio Victor Elleres. *Arcabouço geológico-geofísico da região Nordeste do Estado do Pará*. Orientado por: Francisco de Assis Matos de Abreu. MS Dissertation. Universidade Federal do Pará – UFPA. Belém, 2017. 83p.

- Lisboa E. G. *et al.* 2022. Modelagem fuzzy na avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas na ilha Algodual/Maiandeuá/PA. *Águas Subterrâneas*, **36**(1): e-30027. DOI: 10.14295/ras.v36i1.30027.
- Listyani R. A. & Peni N. 2020. Chemical type variation of groundwater in borobudur and surroundings area, Magelang District. *E3S Web of Conferencism*, 12005, nov. 13 p. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202020212005>. Acesso em 16 de junho de 2023.
- Löbler C. A. *et al.* 2015. Relação entre pluviometria e a condutividade elétrica em zona de afloramento do sistema aquífero Guarani. *Ciência e Natureza*, Santa Maria, **37**(4): 115-121.
- Lobo F. A. C. *et al.* 2012. Detection of domestic sewage contamination in groundwater of Guarulhos (São Paulo, Brazil). *Journal of Environmental Management*, **103**: 48-53.
- Maas E.V. Crop salt tolerance. 1990. In: Tanji K.K. (ed.). *Agricultural salinity assessment and management*. New York, N. ASCE. p.262-304.
- Mageshkumar P & Vennila G. 2020. Assessment of errors in water quality data using ion balancing methods -A case study from Cauvery River, South India. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, **49**: 57-62.
- Manziona R. L. 2015. *Águas subterrâneas: conceitos e aplicações sob uma visão multidisciplinar*. Jundiaí, Paco Editorial. 388p.
- Marengo J. A. 1995. Interannual variability of deep convection in the tropical South American sector as deduced from ISCCP C2 data. *International Journal Climatology*, **15**(9): 995-1010.
- Margat J. & Van Der Gun J. 2013. *Groundwater around the world: a geographic synopsis*. Leiden, Balkema, CRC Press. 10.1201/b13977.
- Martin L., Suguio K., Flexor J. 1993. As flutuações do nível do mar durante o Quaternário Superior e a evolução geológica dos “deltas” brasileiros. *Boletim do IGUSP*, **15**: 1-86.
- Mascarenhas Abraão Levi dos Santos. 2006. *Análise geoambiental da ilha de Algodual/Maiandeuá/PA*. Orientador: Antônio Jeovah de Andrade Meireles. MS Dissertation, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, Pós-Graduação em Geografia, Fortaleza, 133p.
- Mastrocicco M. & Colombani N. 2021. The issue of groundwater salinization in coastal areas of the mediterranean region: a review. *Water*, **13**(1):1-90. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13010090>.
- Matta M. A. S. 2002. *Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos da região de Belém/Ananindeua – Pará, Brasil*. PhD Theses, Geologia, Curso de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 292p.

Medeiros A. R. C. 2008. *Metodologias geofísicas e hidrogeoquímicas aplicadas à prospecção de água subterrânea em ambiente de intrusão Salina na Vila de Algodão-Pa*. Tcc, Bacharel em Geofísica, Faculdade de Geofísica, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, p. 57.

Montgomery J.H. 2007. *Groundwater chemicals desk reference*. 4th ed. [S.l.], CRC Press, 1752 p.

Nunes A. de B. *et al.* 1973. Geologia. In: Brasil. Projeto RadamBrasil. *Folha SA.23 São Luís e parte da Folha SA.24 Fortaleza; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso do potencial da terra*. Rio de Janeiro, CPRM, p. I/1-33. (Levantamento de Recursos Naturais, 3).

Oliveira J. R.de, Matta M. A.da S., Vieira R., Pontes A. 2006. Exploração dos aquíferos costeiros em Salinópolis e arredores. *Águas Subterrâneas*. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23000>. Acesso em: 05 ago. 2023

Pará. Companhia Paraense de Turismo. 2007. *Inventário da oferta turística de Maracanã*. Belém, Governo do Estado do Pará.

Pará. 2020. *Lei N° 9.064*, de 27 de maio de 2020. Institui a Política Estadual de Gerenciamento Costeiro (PEGC/PA). Diário oficial, Belém, ano CXXX, n. 34234, 27 maio. Disponível em: <http://www.ioepa.com.br/pages/2020/2020.05.27.EXTRA.pdf>. Acesso em: 9 out. 2021.

Pará. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. 2012. *Plano de manejo da área de proteção ambiental Algodão-Maiandeuá*. Belém, SEMA. 348p.

Paranhos P. F. 2010. *Caracterização hidroquímica do sistema aquífero Pirabas em Icoaraci, região metropolitana de Belém – Estado do Pará*. MS Dissertation, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Universidade Federal do Pará, Belém, 94p.

Pereira D. G., Afonso A., Medeiros F. M. 2015. Overview of Friedman's Test and Post-hoc Analysis. *Communications in Statistics - Simulation and Computation*, **44**(10): 2636-2653. DOI: 10.1080/03610918.2014.931971.

Pereira L. *et al.* 2002. Caracterização Isotópica das Águas Subterrâneas da Ilha de São Luís/MA Brasil. In: 12º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. *Anais[...]*. São Paulo, ABAS.

Prüss-Ustin A., Bos R., Gora F., Bartram J. 2008. *Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health*. Geneva, WHO- World Health Organization, 53 p. Disponível em: http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/saferwater/en/index.html

Quaresma H. D. A. B. (ed.) 2003. *O Desencanto da Princesa: pescadores tradicionais e turismo na área de proteção ambiental de Algodão-Maiandeuá*. Belém, NAEA, 254p.

R Core Team. 2021. *R: a language and environment for statistical computing* (Versão 4.1) [Software de Computador]. Disponível em: <https://cran.r-project.org>. Acesso em 12 de nov. 2022

Raiol C. S., Bentes J. M. B., Faro C. L. 2014. O lazer dos moradores da Vila de Algodual, na ilha de Maiandeuá, Maracanã – Pa. *Revista Hispeci & Lema On-Line*, Bebedouro, SP, **5** (1):12-27.

Rebouças A. C. 2006. Águas subterrâneas. In: Rebouças A. C., Braga B., Tundisi J.G. (orgs). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo, Escrituras editora.

Ribeiro A. A, Santos D. C, Sales R. S. 2021 Análise da influência da intrusão salina em poços de abastecimento nas comunidades das ilhas de São Caetano de Odivelas no nordeste paraense. *Química: Ensino, Conceitos e Fundamentos*. **2**(1): 31 - 61.

Rodrigues É. do S. F. 2016. *Caracterização hidroquímica dos aquíferos freáticos costeiros na cidade de Salinópolis-PA*. Orientador: José Augusto Martins Corrêa. MS Dissertarion, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2016. 75p.

Rossetti D. F. 2006. Evolução sedimentar miocênica nos estados do Pará e Maranhão. *Revista do Instituto de Geociências – USP*. São Paulo, **6**(2): 7-18. Disponível em www.igc.usp.br/geologiausp. Acesso em: 04 out 2021

Rossetti, D. F., Góes A. M., Souza L. S. B. 2001. Estratigrafia da sucessão sedimentar Pós-Barreiras (Zona Bragantina, Pará) com base em radar de penetração no solo. *Revista Brasileira de Geofísica*, **19**(2): 113–130.

Santiago R. N. S. 2010. *Processos hidrogeoquímicos em águas subterrâneas no cristalino em Caucaia/CE: contribuição da modelagem inversa através do PHREEQC*. MS Dissertation, Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 77p.

Santos Quaresma M. de N. *et al.* 2023. Focos de Calor na Microrregião do Salgado Paraense: análise multitemporal dos municípios de Marapanim, Maracanã e Magalhães Barata-PA. *Geoambiente*, [On-line], **42**. Disponível em: <https://revistas.ufj.edu.br/geoambiente/article/view/70184>. Acesso em: 1 ago. 2023.

Santos D. C. *et al.* 2007. O difícil acesso à água potável em áreas de manguezal: a problemática em comunidades carentes (São Caetano de Odivelas, NE do Pará). In: 6º Workshop Internacional - Ecossistemas Costeiros Amazônicos, Macapá, ECOLAB. v. 1. p. 419-423.

Santos V. F. dos. 1996. *Estratigrafia holocênica morfodinâmica atual da Planície Costeira da ilha de Algodual e Marudá*. MS Dissertation Geologia e Geoquímica, Centro de Geociências, Universidade federal do Pará, Belém, 139p.

Sedegwick P. 2014. Spearman's rank correlation coefficient. *BMJ: British Medical Journal*, **349**:7327. DOI: 10.1136/bmj.g7327.

Sena G. L. *et al.* 2006. Análise do fluxo hídrico e a vulnerabilidade dos sistemas hídricos do município de Curuçá-PA. *Águas Subterrâneas*. Disponível em:

<https://aguassubterraneas.abas.org/assubterraneas/article/view/22145>. Acesso em: 02 out 2022.

Shapiro S. S. & Wilk M. B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, **52**: 591-611.

Silva F. J. A.da, Almeida M. M. M., Fernandes A. L. C. 2002. Hidroquímica de águas subterrâneas do cristalino no trópico semiárido nordestino, Brasil. In: APESB/APRH, 10º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga. *Anais[...]* Braga. Paginação ou DOI

Silva Júnior G. C. *et al.* 2000. A problemática da intrusão marinha nos aquíferos costeiros do leste fluminense: um estudo de caso - a região oceânica de Niterói. *Águas Subterrâneas*. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/assubterraneas/article/view/23777>. Acesso em: 22 ago. 2023.

Silva A. W. & Silva F. F. 2018. Análise química da água de entrada no sistema agroindustrial de curtume em Maringá. REMOA. *Revista Monografias Ambientais*, Santa Maria, **17**: 1 – 15.

Silva B. T. A. & Gomes C. C. 2007. Intrusão marinha em poços de exploração de água subterrânea, na beira-mar de Fortaleza – Ceará. In: 17º Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo, *Anais[...]*, p. 1-20.

Silva P. V. M. 2015. *Estudo da morfodinâmica sazonal e quantificação de transporte sedimentar costeiro nas praias de Fortalezinha e Princesa, Algodual/Maiandeuá (Nordeste do Estado do Pará)*. MS Dissertation, Geologia e Geoquímica, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 105 p.

Singmann H. 2018. *afex*: analysis of factorial experiments [Pacote R]. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=afex>. Acesso em: 21 nov 2022

Sousa, M. C. B. *et al.* 2015. Estudo da contaminação do aquífero próximo ao cemitério Ateias, Teresina/PI, Brasil. *Brazilian Geographical Journal*, Ituiutaba, **6** (1): 41-57.

Stumm W. & Morgan J. J. 1996. *Aquatic chemistry, chemical equilibria and rates in natural waters*. 3rd ed. New York, John Wiley & Sons, Inc.

Szlafsztein C. F. Indefinições e obstáculos no gerenciamento da zona costeira do Estado do Pará, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, **9**(2):47-58, 2009.

Teixeira W. *et al* (ed.). 2009. *Decifrando a terra*. 2ª ed. São Paulo, Companhia Editora Nacional. 623p.

The Jamovi project. *Jamovi (Versão 2.3)* [Software de Computador], 2022. Recuperado de <https://www.jamovi.org>

Todd D.K. *Groundwater hydrology*. 2nd ed. New York, John Wiley & Sons, 1980.

Troian G. C. *et al.* 2020. Modelo conceitual hidroestratigráfico do sistema aquífero costeiro no litoral norte do Estado do Rio Grande do Sul. *Águas Subterrâneas*, **34** (3): 264–274, DOI: 10.14295/rasv34i3.29883.

Tucci C. E. M. 2003. Drenagem urbana. *Cienc. Cult.*, São Paulo, **55** (4):36-37, Dec. Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252003000400020&lng=en&nrm=iso. Access on 18 July 2023.

Unesco. 2022. Relatório Mundial das Nações Unidas Sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos. *Águas Subterrâneas: tornar visível o invisível*. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000380726_por. Acesso em 17 de junho 2023.

Vasconcellos R. G. 2015. *Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial*. MS Dissertation, Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais, 113p.

Vasconcelos M. A. & Oliveira I. B. 2018. Especiação química do sulfato em águas subterrâneas do Domínio Hidrogeológico Sedimentar do Estado da Bahia - Brasil, utilizando o Método Tableau. *Águas Subterrâneas*, **32** (2): 256-266.

Vasquez M. L., Sousa C. S., Carvalho J.M.A. (orgs.). 2008. *Mapa geológico e de recursos minerais do Estado do Pará, escala 1:1.000.000*. Belém, CPRM. Programa Geologia do 75 Brasil (PGB), Integração, atualização e difusão de dados da geologia do Brasil, Mapas Geológicos Estaduais.

Vaz S. R. 2017. *Estudo comparativo da intrusão salina em aquíferos costeiros da região dos lagos e Norte Fluminense – Estado do Rio de Janeiro*. MS Dissertation, UFRJ, Museo Nacional. 64p.

Velásquez L.N.M. *et al.* 2006. *Projeto avaliação dos recursos hídricos do sistema aquífero Guarani no município de Araguari, Minas Gerais, Brasil*. 219 p.

Villar P. C. 2016. As águas subterrâneas e o direito à água em um contexto de crise. *Ambiente & Sociedade*, São Paulo, **xix**(1): 83-102.

Vitte A. C. 2003. *Litoral brasileiro: a valorização do espaço e os riscos socioambientais*. Coimbra, Territorium.

Wada Y. *et al.* 2010. Global depletion of groundwater resources. *Geophysical Research Letters*, **37** (20): 1-5. DOI: 10.1029/2010gl044571.

Webb M. D. & Howard K. W. F. 2010. Modeling the Transient Response of Saline Intrusion to Rising Sea-Levels. *Ground Water*, **49**(4): 560–569. Doi:10.1111/j.1745-6584.2010.00758.x.

Werner A. D. *et al.* 2013. Seawater intrusion processes, investigation and management: Recent advances and future challenges. *Advances in Water Resources*, **51**: 3–26, Doi:10.1016/j.advwatres.2012.03.004.

Zar J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. 5th ed. Upper Saddle River, Prentice-Hall, Pearson, xiii, 944 p.

Zoby J. L. G. 2008. Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil. *Águas Subterrâneas*. Disponível em:
<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23802>

Zornin F. M. *et al.* 2011. Análise da qualidade da água do Ribeirão Sobradinho – contaminação ambiental e qualidade de vida. *Tempus - Actas de Saúde Coletiva*, Distrito Federal. 5(6): 107-118.

APÊNDICE A

Estatística Descritiva dos parâmetros físico-químicos

Condutividade Elétrica (CE)

Estatística Descritiva

	Mar/22	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	290	479	510	495
Mediana	248	391	391	415
Mínimo	53	177	131	117
Máximo	931	1263	1782	1239
W de Shapiro-Wilk	0.742	0.746	0.719	0.812
p Shapiro-Wilk	0.002	0.001	< .001	0.007
25° percentil	177	334	255	323
50° percentil	248	391	391	415
75° percentil	261	455	461	516

Friedman

χ^2	GI	P
14.6	3	0.002

Comparações Múltiplas (Durbin-Conover)

			Estatística	P
Mar/22	-	Ago/22	3.37	0.002
Mar/22	-	Nov/22	3.37	0.002
Mar/22	-	Fev/23	4.63	< .001
Ago/22	-	Nov/22	0.00	1.000
Ago/22	-	Fev/23	1.26	0.216
Nov/22	-	Fev/23	1.26	0.216

Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Estatística Descritiva

	Mar/22	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	145	234	254	249
Mediana	127	194	190	208
Mínimo	26	68	65	58
Máximo	463	632	891	616
W de Shapiro-Wilk	0.747	0.782	0.719	0.825
p Shapiro-Wilk	0.002	0.003	< .001	0.010
25° percentil	87.8	167	127	162
50° percentil	127	194	190	208
75° percentil	131	228	231	258

Estatística Descritiva

	Mar/22	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Friedman				
χ^2	gl	P		
12.9	3	0.005		

Comparações Múltiplas (Durbin-Conover)

			Estatística	P
Mar/22	-	Ago/22	2.827	0.008
Mar/22	-	Nov/22	3.028	0.005
Mar/22	-	Fev/23	4.240	< .001
Ago/22	-	Nov/22	0.202	0.841
Ago/22	-	Fev/23	1.413	0.168
Nov/22	-	Fev/23	1.211	0.235

Salinidade

Estatística Descritiva

	Mar/22	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	0.138	0.225	0.245	0.200
Mediana	0.120	0.185	0.180	0.200
Mínimo	0.0200	0.0600	0.0600	0.0500
Máximo	0.450	0.620	0.890	0.500
W de Shapiro-Wilk	0.744	0.774	0.710	0.864
p Shapiro-Wilk	0.002	0.002	< .001	0.035
25° percentil	0.0875	0.157	0.120	0.150
50° percentil	0.120	0.185	0.180	0.200
75° percentil	0.122	0.217	0.220	0.232

Friedman

χ^2	gl	p
10.3	3	0.016

Comparações Múltiplas (Durbin-Conover)

			Estatística	P
Mar/20 22	-	Ago/22	3.643	0.001
Mar/20 22	-	Nov/22	1.726	0.095
Mar/20 22	-	Fev/23	2.684	0.012
Ago/22	-	Nov/22	1.917	0.065
Ago/22	-	Fev/23	0.959	0.345
Nov/22	-	Fev/23	0.959	0.345

Estatística Descritiva

	Mar/22	Ago/22	Nov/22	Fev/23
--	--------	--------	--------	--------

Potencial Redox (ORP)

Estatística Descritiva

	Mar/2022	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	291	254	244	255
Mediana	290	255	277	265
Desvio-padrão	40.8	23.3	99.6	43.6
Mínimo	185	213	-65.9	118
Máximo	341	289	329	289
W de Shapiro-Wilk	0.831	0.965	0.646	0.680
p Shapiro-Wilk	0.021	0.797	<.001	<.001
25° percentil	280	240	239	252
50° percentil	290	255	277	265
75° percentil	308	271	289	280

Friedman

χ^2	gl	p
10.7	3	0.013

Comparações Múltiplas (Durbin-Conover)

			Estatística	p
Mar/2022	-	Ago/22	3.643	0.001
Mar/2022	-	Nov/22	1.726	0.095
Mar/2022	-	Fev/23	2.684	0.012
Ago/22	-	Nov/22	1.917	0.065
Ago/22	-	Fev/23	0.959	0.345
Nov/22	-	Fev/23	0.959	0.345

Potencial Hidrogeniônico (pH)

Estatística Descritiva

	Mar/22	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	4.81	4.61	4.60	4.74
Mediana	4.45	4.35	4.50	4.50

Estatística Descritiva

	Mar/22	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Desvio-padrão	0.851	0.730	0.834	0.633
Mínimo	3.90	3.80	3.20	4.20
Máximo	7.00	6.60	6.40	6.10
W de Shapiro-Wilk	0.836	0.858	0.904	0.773
p Shapiro-Wilk	0.025	0.029	0.152	0.002
25° percentil	4.27	4.13	4.30	4.32
50° percentil	4.45	4.35	4.50	4.50
75° percentil	5.08	4.95	4.60	4.95

Efeito Intra-Sujeitos

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado médio	F	p
Fator Med. Rep. 1	0.662	3	0.221	1.47	0.242
Residual	4.495	30	0.150		

Nota. Soma de Quadrados de Tipo 3

Efeito Inter-Sujeitos

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado médio	F	p
Residual	18.2	10	1.82		

Nota. Soma de Quadrados de Tipo 3

Descriptives

	Parâmetro	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11	Poço 12	Poço 13	Poço 14
N	pH	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	3	3
	CE (uS/cm)	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	3
	ORP (mV)	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	3	3
	Salinidade (psu)	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	3
	STD (mg/L)	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	3	3
	T (oC)	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3
Mean	pH	4.58	6.53	4.45	4.33	4.72	4.05	4.50	4.23	5.15	4.42	4.55	4.20	4.20	5.77
	CE (uS/cm)	120	291	1084	341	278	426	560	419	391	324	277	690	862	259
	ORP (mV)	269	147	237	294	276	312	283	288	244	270	257	280	274	211
	Salinidade (psu)	0.0525	0.138	0.403	0.160	0.133	0.203	0.273	0.200	0.185	0.152	0.115	0.330	0.420	0.120
	STD (mg/L)	57.8	145	540	169	139	214	280	221	195	162	124	344	430	129
	T (oC)	29.2	28.9	29.0	29.1	29.3	28.6	29.6	28.7	29.7	29.3	29.4	29.5	30.2	28.1
Median	pH	4.55	6.50	4.45	4.25	4.65	4.10	4.40	4.20	5.15	4.40	5.00	4.20	4.40	5.90
	CE (uS/cm)	124	328	1085	357	267	432	408	451	391	330	288	632	1014	259
	ORP (mV)	274	201	275	293	281	309	289	285	240	262	250	268	278	213
	Salinidade (psu)	0.0550	0.155	0.315	0.170	0.125	0.205	0.195	0.210	0.185	0.155	0.120	0.305	0.500	0.120
	STD (mg/L)	61.5	163	540	178	134	216	204	255	196	166	129	317	506	129
	T (oC)	29.0	28.3	28.2	29.1	28.9	28.6	28.7	28.7	29.9	29.2	29.5	29.5	29.2	28.0
Minimum	pH	4.40	6.10	4.40	4.10	4.00	3.80	4.30	4.10	5.00	4.30	3.20	3.90	3.80	5.30
	CE (uS/cm)	53.0	94.0	385	258	182	258	162	242	268	222	196	451	517	255
	ORP (mV)	249	-65.9	118	249	258	289	256	277	214	255	237	258	256	202
	Salinidade (psu)	0.0200	0.0400	0.0900	0.120	0.0900	0.120	0.0800	0.120	0.130	0.100	0.0600	0.210	0.250	0.120
	STD (mg/L)	26.0	47.0	190	130	90.0	130	81.0	125	134	111	68.0	226	258	127
	T (oC)	28.6	27.5	27.5	28.9	28.5	28.3	28.3	28.5	28.1	28.7	28.7	29.3	28.2	27.5
Maximum	pH	4.80	7.00	4.50	4.70	5.60	4.20	4.90	4.40	5.30	4.60	5.00	4.50	4.40	6.10
	CE (uS/cm)	177	415	1782	391	397	583	1263	563	513	414	337	1044	1054	264
	ORP (mV)	282	251	281	341	284	341	297	302	281	300	288	327	289	219
	Salinidade (psu)	0.0800	0.200	0.890	0.180	0.190	0.280	0.620	0.270	0.240	0.200	0.160	0.500	0.510	0.120
	STD (mg/L)	82.0	208	891	190	198	292	632	282	256	207	169	517	527	132
	T (oC)	30.0	30.8	31.4	29.3	30.5	28.8	31.8	28.9	31.1	30.0	29.9	29.7	33.2	28.7
Shapiro-Wilk W	pH	0.971	0.994	0.729	0.887	0.981	0.863	0.827	0.964	0.993	0.849	0.630	0.945	0.750	0.923
	CE (uS/cm)	0.974	0.909	1.000	0.902	0.964	0.989	0.824	0.970	0.921	0.816	0.936	0.927	0.806	0.996
	ORP (mV)	0.885	0.795	0.671	0.998	0.794	0.827	0.841	0.949	0.974	0.830	0.881	0.762	0.967	0.973
	Salinidade (psu)	0.982	0.916	0.914	0.827	0.917	0.995	0.818	0.987	0.895	0.864	0.898	0.941	0.779	NaN
	STD (mg/L)	0.954	0.914	0.999	0.856	0.968	0.990	0.823	0.875	0.918	0.825	0.896	0.931	0.808	0.987
	T (oC)	0.940	0.920	0.880	1.00	0.893	0.987	0.834	NaN	0.987	0.983	0.964	1.00	0.893	0.991
Shapiro-Wilk p	pH	0.850	0.976	0.024	0.369	0.906	0.272	0.161	0.637	0.972	0.224	0.001	0.683	<.001	0.463
	CE (uS/cm)	0.868	0.477	0.999	0.441	0.801	0.954	0.152	0.670	0.543	0.134	0.631	0.575	0.128	0.878
	ORP (mV)	0.359	0.094	0.005	0.993	0.091	0.160	0.198	0.563	0.864	0.167	0.342	0.050	0.650	0.685
	Salinidade (psu)	0.911	0.514	0.503	0.161	0.519	0.983	0.139	0.780	0.409	0.275	0.420	0.662	0.065	NaN
	STD (mg/L)	0.739	0.503	0.999	0.245	0.831	0.958	0.151	0.308	0.528	0.154	0.414	0.602	0.134	0.780
	T (oC)	0.528	0.454	0.323	1.000	0.363	0.780	0.200	NaN	0.780	0.747	0.637	1.000	0.363	0.817

Descriptives

	İon (mg/L)	Poço 1	Poço 2	Poço 3	Poço 4	Poço 5	Poço 6	Poço 7	Poço 8	Poço 9	Poço 10	Poço 11	Poço 12	Poço 13	Poço 14
N	Na ⁺	4	4	4	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	4
	K ⁺	4	4	4	3	3	3	3	2	3	3	3	4	3	4
	Cl ⁻	4	4	4	3	3	3	3	2	3	3	4	4	3	4
	NO ₃ ⁻ (N)	4	4	4	3	3	3	3	2	3	3	4	4	3	4
	Ca ²⁺	1	2	3	2	2	2	3	1	3	3	4	3	3	3
	Mg ²⁺	3	2	4	2	3	2	3	2	3	3	4	4	3	4
	SO ₄ ²⁻	3	3	3	2	2	2	2	1	2	2	3	3	2	3
Median	Na ⁺	4.02	3.50	62.3	20.5	17.9	21.4	76.8	18.4	24.2	24.0	21.8	22.3	12.4	26.0
	K ⁺	1.05	0.300	2.80	1.70	2.10	5.30	6.90	6.25	4.50	3.10	4.30	1.52	2.50	2.50
	Cl ⁻	9.80	6.80	188	47.6	30.8	20.0	37.2	230	10.8	30.9	41.8	38.9	42.3	56.8
	NO ₃ ⁻ (N)	0.100	0.0100	0.300	0.100	0.300	0.400	0.400	0.185	0.100	0.300	0.400	0.150	0.500	0.300
	Ca ²⁺	0.400	0.925	2.70	0.850	1.40	5.70	3.60	7.60	4.50	1.70	1.95	1.00	3.30	4.50
	Mg ²⁺	0.400	0.200	5.30	1.00	1.60	0.750	3.10	0.600	1.80	2.80	1.10	1.45	0.800	1.90
	SO ₄ ²⁻	4.10	8.20	46.8	10.3	26.3	34.9	41.4	7.80	26.9	23.1	27.4	14.0	17.7	5.50
Standard deviation	Na ⁺	2.36	3.19	44.0	4.84	5.81	4.41	33.5	12.6	7.20	3.57	15.7	1.41	34.2	21.3
	K ⁺	1.86	0.668	1.33	0.551	0.777	0.802	3.30	4.31	0.889	0.208	2.64	0.837	2.43	1.83
	Cl ⁻	2.64	2.86	132	71.9	8.15	3.59	59.4	310	21.7	1.36	37.7	37.3	56.1	45.1
	NO ₃ ⁻ (N)	0.0400	0.346	0.310	0.0577	0.158	0.252	0.306	0.163	0.250	0.115	0.399	0.122	0.100	0.202
	Ca ²⁺	NaN	1.24	2.41	0.778	0.141	1.13	3.63	NaN	3.80	3.96	1.53	0.850	5.78	6.45
	Mg ²⁺	0.200	0.141	5.09	0.00707	0.436	0.636	4.23	0.00	1.08	0.643	2.62	0.424	1.19	1.23
	SO ₄ ²⁻	0.666	3.76	13.1	2.69	5.30	6.01	39.6	NaN	34.2	4.81	11.8	4.34	19.2	26.9
Minimum	Na ⁺	2.40	2.50	17.7	18.8	14.8	18.8	65.5	9.50	12.1	23.3	3.80	20.7	5.90	7.70
	K ⁺	0.500	0.200	1.60	1.60	1.70	4.40	3.60	3.20	3.20	2.80	0.750	0.800	2.10	1.80
	Cl ⁻	4.90	3.40	31.0	32.3	22.4	18.3	34.4	11.0	5.10	28.9	12.5	1.80	5.60	10.5
	NO ₃ ⁻ (N)	0.0200	0.00600	0.100	0.100	0.0900	0.100	0.200	0.0700	0.0400	0.300	0.0300	0.0200	0.400	0.0500
	Ca ²⁺	0.400	0.0500	1.30	0.300	1.30	4.90	2.40	7.60	1.80	1.40	1.70	0.700	0.900	1.70
	Mg ²⁺	0.200	0.100	0.600	1.00	0.900	0.300	0.400	0.600	0.300	1.80	0.200	1.10	0.500	0.500
	SO ₄ ²⁻	4.00	2.00	30.6	8.40	22.5	30.6	13.4	7.80	2.70	19.7	9.00	10.7	4.10	3.30
Maximum	Na ⁺	7.40	9.40	121	27.9	26.0	27.4	128	27.3	24.9	29.8	35.0	23.5	68.2	56.5
	K ⁺	4.50	1.60	4.30	2.60	3.20	6.00	10.2	9.30	4.90	3.20	5.90	2.60	6.50	5.80
	Cl ⁻	10.7	9.90	338	164	38.7	25.2	139	450	45.2	31.5	102	91.2	116	109
	NO ₃ ⁻ (N)	0.100	0.700	0.800	0.200	0.400	0.600	0.800	0.300	0.500	0.500	0.800	0.300	0.600	0.500
	Ca ²⁺	0.400	1.80	6.00	1.40	1.50	6.50	9.20	7.60	9.30	8.40	4.90	2.30	11.9	14.0
	Mg ²⁺	0.600	0.300	12.6	1.01	1.70	1.20	8.70	0.600	2.40	3.00	5.80	2.00	2.70	2.90
	SO ₄ ²⁻	5.20	8.80	56.6	12.2	30.0	39.1	69.4	7.80	51.1	26.5	31.0	19.3	31.3	51.0
Shapiro- Wilk W	Na ⁺	0.896	0.801	0.990	0.884	0.937	0.950	0.880	NaN	0.791	0.830	0.992	0.994	0.827	0.966
	K ⁺	0.794	0.691	0.878	0.824	0.932	0.995	1.00	NaN	0.915	0.923	0.954	0.926	0.818	0.830
	Cl ⁻	0.775	0.979	0.992	0.836	1.000	0.921	0.770	NaN	0.854	0.912	0.933	0.982	0.964	0.950
	NO ₃ ⁻ (N)	0.630	0.635	0.920	0.750	0.960	0.987	0.964	NaN	0.846	0.750	0.830	0.987	1.00	0.963
	Ca ²⁺	NaN	NaN	0.948	NaN	NaN	NaN	0.878	NaN	0.975	0.782	0.737	0.885	0.904	0.910
	Mg ²⁺	1.00	NaN	0.978	NaN	0.842	NaN	0.961	NaN	0.942	0.871	0.823	0.912	0.850	0.837
	SO ₄ ²⁻	0.812	0.816	0.980	NaN	0.869	0.982	NaN	0.785						
Shapiro- Wilk p	Na ⁺	0.413	0.104	0.959	0.337	0.516	0.571	0.324	NaN	0.093	0.188	0.832	0.847	0.182	0.816
	K ⁺	0.091	0.009	0.332	0.174	0.497	0.862	1.000	NaN	0.433	0.463	0.589	0.571	0.157	0.167
	Cl ⁻	0.065	0.895	0.968	0.204	0.966	0.456	0.045	NaN	0.252	0.424	0.615	0.914	0.636	0.714
	NO ₃ ⁻ (N)	0.001	0.001	0.538	<.001	0.614	0.780	0.637	NaN	0.230	<.001	0.168	0.940	1.000	0.796
	Ca ²⁺	NaN	NaN	0.562	NaN	NaN	NaN	0.317	NaN	0.694	0.072	0.029	0.339	0.399	0.418
	Mg ²⁺	1.000	NaN	0.891	NaN	0.220	NaN	0.620	NaN	0.537	0.298	0.151	0.492	0.241	0.186
	SO ₄ ²⁻	0.144	0.152	0.730	NaN	0.292	0.745	NaN	0.078						

APÊNDICE B

Cloreto (Cl⁻)

Estatística Descritiva

	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	34.5	57.5	75.3
Mediana	20.4	31.5	36.7
Mínimo	5.50	5.10	1.80
Máximo	139	240	450
W de Shapiro-Wilk	0.700	0.762	0.588
p Shapiro-Wilk	<.001	0.003	<.001
25° percentil	10.9	10.7	26.6
50° percentil	20.4	31.5	36.7
75° percentil	32.0	91.2	44.5

Friedman

χ^2	Gl	P
4.15	2	0.125

Comparações Múltiplas (Durbin-Conover)

			Estatística	p
Ago/22	-	Nov/22	1.85	0.077
Ago/22	-	Fev/23	1.85	0.077
Nov/22	-	Fev/23	0.00	1.000

Sódio (Na⁺)

Estatística Descritiva

	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	22.6	33.2	26.2
Mediana	18.8	27.0	18.4
Mínimo	2.70	2.40	3.80
Máximo	65.5	76.8	128
W de Shapiro-Wilk	0.827	0.861	0.603
p Shapiro-Wilk	0.015	0.050	<.001

Friedman

χ^2	Gl	P
2.18	2	0.336

Magnésio (Mg⁺²)

Estatística Descritiva

	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	1.21	2.13	1.89
Mediana	0.750	1.65	1.05
Desvio-padrão	1.05	2.13	2.23
Mínimo	0.200	0.200	0.300
Máximo	3.10	6.70	8.70
W de Shapiro-Wilk	0.834	0.818	0.693
p Shapiro-Wilk	0.037	0.015	< .001

Efeito Intra-Sujeitos

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado médio	F	p
Mês	10.6	2	5.32	1.15	0.342
Residual	74.2	16	4.64		

Nota. Soma de Quadrados de Tipo 3

Efeito Inter-Sujeitos

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado médio	F	p
Residual	27.3	8	3.42		

Nota. Soma de Quadrados de Tipo 3

Nitrato (NO₃⁻)

Estatística Descritiva

	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	0.277	0.254	0.262
Mediana	0.250	0.200	0.150
Desvio-padrão	0.227	0.239	0.254
Mínimo	0.00600	0.0100	0.0100
Máximo	0.800	0.800	0.800

Estatística Descritiva

	Ago/22	Nov/22	Fev/23
W de Shapiro-Wilk	0.894	0.869	0.852
p Shapiro-Wilk	0.091	0.051	0.023

Efeito Intra-Sujeitos

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado médio	F	p
Fator Med. Rep. 1	0.0116	2	0.00578	0.10	0.900
Residual	1.3117	24	0.05465		

Nota. Soma de Quadrados de Tipo 3

Efeito Inter-Sujeitos

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado médio	F	p
Residual	0.837	12	0.0697		

Nota. Soma de Quadrados de Tipo 3

Potássio (K⁺)

Estatística Descritiva

	Ago/22	Nov/22	Fev/23
Média	3.22	3.64	3.00
Mediana	2.50	3.60	2.00
Mínimo	0.300	0.200	0.750
Máximo	9.30	6.50	10.2
W de Shapiro-Wilk	0.895	0.979	0.766
p Shapiro-Wilk	0.115	0.974	0.002
25° percentil	1.60	2.60	1.60
50° percentil	2.50	3.60	2.00

Estatística Descritiva

	Ago/22	Nov/22	Fev/23
75° percentil	4.40	4.50	3.18

Friedman

χ^2	gl	P
4.17	2	0.125

Sulfato (SO₄²⁻)

Estatística Descritiva

	Ago/22	Nov/22
Média	25.2	18.3
Mediana	24.5	13.4
Desvio-padrão	20.2	16.5
Mínimo	4.00	2.00
Máximo	69.4	56.6
W de Shapiro-Wilk	0.884	0.877
p Shapiro-Wilk	0.066	0.065
25° percentil	8.50	5.20
50° percentil	24.5	13.4
75° percentil	30.6	30.0

Efeito Intra-Sujeitos

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado médio	F	p
Fator Med. Rep. 1	437	1	437	1.18	0.299
Residual	4441	12	370		

Nota. Soma de Quadrados de Tipo 3

Efeito Inter-Sujeitos

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado médio	F	p
--	--------------------------	-----------	-----------------------	----------	----------

