



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS
E GEODINÂMICA**

TESE DE DOUTORADO Nº 090

KARINA SUZANA FEITOSA PINHEIRO

**OCUPAÇÃO DO SOLO, QUALIDADE DAS ÁGUAS E CONTAMINAÇÃO
DE AQUÍFEROS: Implicações aos Estudos Hidrológicos em Ambiente
Sedimentar Costeiro**

**BRASÍLIA/ DF
2025**

KARINA SUZANA FEITOSA PINHEIRO

TESE DE DOUTORADO Nº 090

**OCUPAÇÃO DO SOLO, QUALIDADE DAS ÁGUAS E CONTAMINAÇÃO
DE AQUÍFEROS:** Implicações aos Estudos Hidrológicos em Ambiente
Sedimentar Costeiro

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, área de concentração de Hidrogeologia e Meio Ambiente, do Instituto de Geociências, da Universidade de Brasília, como requisito final para obtenção do grau de doutora.

Orientador: Dr. José Eloi Guimarães Campos
Coorientador: Dr. Cláudio José da Silva de Sousa

BRASÍLIA/ DF
2025

Ficha catalográfica elaborada automaticamente, com os dados
fornecidos pelo(a) autor(a)

PINHEIRO, KARINA SUZANA FEITOSA
PP654o **OCUPAÇÃO DO SOLO, QUALIDADE DAS ÁGUAS E
CONTAMINAÇÃO DE AQUÍFEROS:** Implicações aos Estudos
Hidrológicos em Ambiente Sedimentar Costeiro / KARINA SUZANA
FEITOSA PINHEIRO; orientador JOSÉ ELOI GUIMARÃES CAMPOS; co-
orientador CLÁUDIO JOSÉ DA SILVA DE SOUSA. – Brasília, 2025.
311 p.

Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas e Geodinâmica)
Universidade de Brasília, 2025

1. AQUÍFERO. 2. CONTAMINAÇÃO E RISCO 3. ILHA DO
MARANHÃO. I. GUIMARÃES CAMPOS, JOSÉ ELOI , orient. II. DA SILVA
DE SOUSA, CLÁUDIO JOSÉ, co-orient. III. Título.

KARINA SUZANA FEITOSA PINHEIRO

**OCUPAÇÃO DO SOLO, QUALIDADE DAS ÁGUAS E CONTAMINAÇÃO
DE AQUÍFEROS: Implicações aos Estudos Hidrológicos em Ambiente
Sedimentar Costeiro**

Tese de doutorado, apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, área de concentração de Hidrogeologia e Meio Ambiente, do Instituto de Geociências, da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do grau de doutora.

Prof. José Eloi Guimarães Campos
Doutor em Geologia
Universidade de Brasília
Orientador

Prof. Gustavo Macedo de Mello Baptista
Doutor em Geologia
Universidade de Brasília
Avaliador Interno

Profa. Edilea Dutra Pereira
Doutora em Geociências e Meio Ambiente
Universidade Federal do Maranhão
Avaliadora Externa

Prof. Luiz Antônio de Oliveira
Doutor em Geologia
Universidade Federal de Uberlândia
Avaliador Externo

*Dedico ao Rei de Reis e Senhor de Senhores, a Ti,
meu Amado **Senhor e Salvador JESUS**, para tua honra,
glória e louvor.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela força, coragem, e determinação ao longo dessa jornada. Meu alicerce e meu porto seguro.

Ao meu querido e amado filho, Isaac Leví, fonte de inspiração e incentivo.

Aos meus pais, José dos Santos Pinheiro (*in memoriam*) e Dolores Feitosa Pinheiro, meus grandes incentivadores, sempre acreditando em mim.

Aos meus familiares pela força e encorajamento. Em especial aos meus queridos irmãos Leila Maria, Alessandra e Pinheiro Júnior.

Ao amigo e irmão Erverlon Bruno pelo acolhimento, incentivo e carinho de sempre.

Aos queridos irmãos da *Comunidade Menorah* de São Luís e *Comunidade Amada* de Brasília, pelo incentivo, carinho e palavras de edificação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica, por meio do *Prof. Dr. José Eloi Guimarães Campos*, registro meus sinceros agradecimentos pelos ensinamentos e pela orientação recebida. Sua excelência e dedicação ao longo de todo o percurso foram fundamentais para minha formação.

Ao meu amigo *Lucas Teles* pelo comprometimento e pela dedicação demonstrados durante o trabalho de campo, especialmente na realização dos testes de infiltração. Sua disposição foi fundamental para o sucesso da atividade.

Aos técnicos *Myller Tonhá e Fernando* do Laboratório de Geoquímica, e ao técnico *Flávio Henrique* do Laboratório de Raios X da Universidade de Brasília (UnB) pelo apoio.

À Universidade Estadual do Maranhão através dos professores do Departamento de Engenharia Civil, do Campus Paulo VI, em especial, aos *Professores Dr. Cláudio José da Silva de Sousa*, pela amizade e valiosa orientação, ao *Dr. Daniel de Lima Nascimento Sírío* pela amizade, realização de atividades de campo e preciosa orientação, ao *Me. Wanderson* pelo auxílio na realização de ensaios geotécnicos.

Aos pesquisadores do *Laboratório de Recursos Hídricos* do Núcleo Geoambiental da UEMA, *Leila Pinheiro e Rony Lopes Lunquinho* pelo apoio nas atividades de campo e laboratório.

À Companhia de Abastecimento de Água e Saneamento (CAEMA) e Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão (SEMA) pela concessão dos dados de solicitação de outorga e perfuração de poços na Ilha do Maranhão.

Aos amigos conquistados no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica/IG/UnB. Agradeço o bom convívio, as boas discussões, aos momentos de alegria, e incentivo mútuos.

A você, caro leitor, pelo interesse na leitura dessa pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento – 001.

PINHEIRO, K.S.F. 2025. **OCUPAÇÃO DO SOLO, QUALIDADE DAS ÁGUAS E CONTAMINAÇÃO DE AQUÍFEROS**: Implicações aos Estudos Hidrológicos em Ambiente Sedimentar Costeiro. **Tese de doutorado**. Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica. IG/UnB. Brasília-DF, 321p.

RESUMO

A presente pesquisa investiga como a dinâmica de ocupação do solo, associada às características da zona não saturada, pode afetar a segurança hídrica das águas subterrâneas no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência, localizada na Ilha do Maranhão, Brasil. Os principais objetivos são avaliar a vulnerabilidade e o risco à contaminação de aquíferos; qualificar as águas do Rio Paciência e estimar a sua capacidade de autodepuração; e propor ações práticas voltadas à governança das águas na região. A metodologia foi estruturada em etapas, contemplando caracterizações físicas, químicas, mineralógicas e geotécnicas dos solos da zona não saturada, incluindo a caracterização mineralógica por difração de Raios X. A caracterização química seguiu protocolos da Embrapa, enquanto a determinação de elementos-traço de metais pesados foi realizada por extração sequencial na fração F1 (frações trocáveis). A condutividade hidráulica vertical da zona não saturada foi estimada a partir da comparação entre os métodos de infiltração dos anéis concêntricos e *open end hole*. As águas subterrâneas foram analisadas quanto às fácies hidrogeoquímicas (diagramas de Piper, Durov e Stiff), classificadas pelo Índice Relativo de Qualidade (IRQ) e avaliadas em termos de vulnerabilidade e risco de contaminação, sendo as cargas potenciais contaminantes classificadas pelo método POSH. Na análise hidroquímica e da autodepuração do Rio Paciência, foram considerados treze parâmetros físico-químicos e bacteriológicos em seis pontos ao longo do curso d'água, com aplicação da Análise de Componentes Principais (PCA), da Análise de Grupos Hierárquicos (HCA) e do modelo Streeter-Phelps. Os resultados revelaram limitações na capacidade de recuperação natural do rio, fortemente influenciada pela sazonalidade climática e pelo lançamento de efluentes domésticos. Em abril, todos os pontos analisados apresentaram Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) acima do limite legal, e apenas um ponto manteve Oxigênio Dissolvido (OD) dentro dos padrões mínimos ($5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Já em dezembro, nenhum ponto atendeu à legislação. Os resultados indicaram vulnerabilidade variando entre moderada e alta, refletindo um risco elevado de contaminação, especialmente nas áreas de alto e médio curso do rio, com destaque para o entorno dos Sistemas Produtores Paciência I e II. As análises confirmaram a eficácia dos métodos aplicados para representar as condições da bacia, oferecendo subsídios para o saneamento, o licenciamento ambiental e a gestão dos recursos hídricos. Ademais, são apresentadas proposições de ações práticas integradas para águas superficiais e subterrâneas, voltadas à governança e gestão ambiental da região.

Palavras-chave: Água Subterrânea, vulnerabilidade e risco à contaminação, Ilha do Maranhão

PINHEIRO, K.S.F. 2025. **Land Use, Water Quality and Aquifer Contamination: Implications for Hydrological Studies in Coastal Sedimentary Environments**. Doctoral thesis. Graduate Program in Applied Geosciences and Geodynamics. IG/UnB. Brasília-DF, 321p.

ABSTRACT

This research investigates how land use dynamics, associated with the characteristics of the unsaturated zone, can affect the water security of aquifers in the context of the Paciência River basin, located on Maranhão Island, Brazil. The main objectives are to assess the vulnerability and contamination risk of the Barreiras Aquifer; to qualify the Paciência River waters and estimate their self-purification capacity; and propose practical actions to water governance in the region. The methodology was structured in stages, encompassing physical, chemical, mineralogical, and geotechnical characterizations of the soils in the unsaturated zone, including mineralogical characterization by X-Ray diffraction. The chemical characterization followed Embrapa protocols, while the determination of heavy metal trace elements was performed by sequential extraction in the F1 fraction (exchangeable fractions). The vertical hydraulic conductivity of the unsaturated zone was estimated by comparing the concentric ring and open end hole infiltration methods. Groundwater was analyzed for hydrochemical facies (Piper, Durov, and Stiff diagrams), classified using the Relative Quality Index (RIQ), and assessed for vulnerability and contamination risk. Potential contaminant loads were classified using the POSH method. In the hydrochemical and self-purification analysis of the Paciência River, thirteen physical, chemical, and bacteriological parameters were considered at six points along the river course, using Principal Component Analysis (PCA), Hierarchical Cluster Analysis (HCA), and the Streeter-Phelps model. The results revealed limitations in the river's natural recovery capacity, which is strongly influenced by climatic seasonality and the discharge of domestic effluents. In April, all analyzed points presented Biochemical Oxygen Demand (BOD) above the legal limit, and only one point maintained Dissolved Oxygen (DO) within the minimum standards (5 mg L^{-1}). In December, however, none of the points met the legislation. The results indicated moderate to high vulnerability, reflecting a high risk of contamination, especially in the upper and middle reaches of the river, particularly around the Paciência I and II Production Systems. The analyses confirmed the effectiveness of the methods applied to represent the basin conditions, providing support for sanitation, environmental licensing, and water resource management. Furthermore, proposals for integrated practical actions for surface and groundwater are presented, aimed at environmental governance and management in the region.

Keywords: Groundwater, vulnerability and risk to contamination, Maranhão Island

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Localização da bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão	6
Figura 2.2	Mapa Geológico da Ilha do Maranhão, com delimitação da bacia hidrográfica do Rio Paciência	10
Figura 2.3	Coluna estratigráfica das unidades geológicas da Ilha do Maranhão	11
Figura 2.4	Unidades morfológicas da Ilha do Maranhão com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão	14
Figura 2.5	Mapas geomorfológicos da Ilha do Maranhão com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Paciência: (a) altitude, (b) declividade	17
Figura 2.6	Mapa de solos da Ilha do Maranhão, com delimitação da bacia hidrográfica do Rio Paciência	19
Figura 2.7	Uso do solo e cobertura vegetal da Ilha do Maranhão, com delimitação da bacia hidrográfica do Rio Paciência	24
Figura 2.8	Balanço hidroclimático: a) Deficiência, Excedente, Retirada e Reposição; b) Precipitação, Evapotranspiração Potencial (ETP) e Evapotranspiração Real (ETR), c) Evaporação total, umidade relativa do ar e precipitação (PRE), a partir dos dados da normal climatológica de 1991-2020 da estação 82820 (INMET, 2023).....	26
Figura 2.9	Atuação dos Fenômenos atmosféricos produtores de chuva na Ilha do Maranhão.....	28
Figura 2.10	Unidades hidrográficas da Ilha do Maranhão.....	30
Figura 2.11	Hidrogeologia da Ilha do Maranhão, com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Paciência e para os domínios hidrogeológicos do Brasil	32
Figura 2.12	Zonas de ocorrência e classificação das águas subterrâneas da Ilha do Maranhão, com a delimitação das bacias hidrográficas	35
Figura 3.1	Etapas do procedimento de coleta de amostras de solo: (a) perfuração do terreno com o trado holandês, (b) pontos de coleta na subárea (c) demonstração da coleta de amostra com o trado nas diferentes profundidades (d) amostra de solo no trado (e) acondicionamento e etiquetagem das amostras.....	37
Figura 3.2	Principais etapas na realização do ensaio de granulometria dos solos: a) preparo da amostra, b) peneiramento dos solos, c) sequência das peneiras do material grosso, d) leitura do densímetro no ensaio de sedimentação, e) amostras em provetas para o ensaio de sedimentação.....	38
Figura 3.3	Processo de Difractometria de Raios X.....	39
Figura 3.4	Representação da Lei de Bragg em duas dimensões.....	40
Figura 3.5	Preparo das amostras para análise geoquímica dos solos: (a) amostra de solo (b) identificação das amostras para a secagem, (c) secagem das amostras para o peneiramento, (d) peneiramento e moagem do solo no almofariz e pilão de ágata, (e) secagem da amostra em estufa para ensaio Raios X, (f) frasco de acrílico utilizados para o solo moído, (g) fracos preenchidos e identificados com amostras em pó.....	41
Figura 3.6	Limites de Atterberg.....	42
Figura 3.7	Etapas realizadas na determinação dos solos segundo Embrapa (2017): (a) pesagem da amostra, (b) agitação da amostra (60s), (c) agitação da amostra para leitura, (d) determinação do pH.....	45

Figura 3.8	Etapas para o processo de extração F1 - metais trocáveis: (a) amostras separadas para realização da análise, (b) peneiramento e moagem das amostras, (c) amostras moídas e acondicionadas para realização do ensaio, (d) momento de leitura no ICP-OES na UnB	47
Figura 3.9	Fluxograma das etapas para o processo de extração F1 - metais trocáveis	49
Figura 3.10	Esquema conceitual do ensaio de infiltração tipo <i>open and hole</i>	50
Figura 3.11	Teste <i>open end hole</i> : (a) tubos de PVC cravados com martelo emborrachado, (b) disposição dos furos na área do teste, e esquema ilustrativo das profundidades e infiltração, (c) posicionamento do galão de água para preenchimento dos furos, (d) furo preenchido com água para realização do teste, (e) aferição da distância entre a borda do tubo ao nível d'água com auxílio de uma	51
Figura 3.12	Teste de infiltração dos anéis concêntricos: (a) cravação dos anéis no terreno, (b) preenchimento dos anéis com água, (c) anéis preenchidos com água no início do teste, (d) medição da lâmina com auxílio de uma trena.....	51
Figura 3.13	Determinação da turbidez da amostra: (a) preparação do material a ser utilizado no procedimento, (b) realizando prova em branco, (c) realizando leitura da amostra, (d) caneta digital TDS-3 para determinação dos SDT, (e) determinação de SDT em amostra.....	53
Figura 3.14	Procedimento Colipaper Petri: a) kit de cartelas colepaper, b) retirada da cartela para uso, c) imersão da cartela na amostra a ser analisada, d) a cartela é recolocada na embalagem plástica para incubação, e) incubação da cartela em estufa a 15° C, f) cartela retirada da estufa pronta para análise.....	53
Figura 3.15	Diagrama de Piper para a classificação hidroquímica das águas subterrâneas...	57
Figura 3.16	Representação das análises químicas em miliequivalentes por litro no diagrama proposto por Durov, conforme descrito por Zaporozec (1972).....	57
Figura 3.17	Representação do Diagrama de Stiff.....	58
Figura 3.18	Escala de vulnerabilidade intrínseca com seus respectivos intervalos propostos para usuários do método DRASTIC, com base nas cargas variáveis determinadas por Aller <i>et al.</i> (1987).....	65
Figura 3.19	Determinação do risco à contaminação de aquíferos.....	65
Figura 3.20	Classificação e mapeamento das fontes de contaminação difusas segundo o sistema POSH.....	67
Figura 3.21	Classificação e ranqueamento das fontes de contaminação pontuais segundo o sistema POSH	67
Figura 3.22	Valores e pesos dos parâmetros referente a capacidade de atenuação à contaminação de aquíferos, com faixas de valores e <i>scores</i> : capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica (MO)	69
Figura 3.23	Valores e pesos dos parâmetros referente a capacidade de atenuação à contaminação de aquíferos, com faixas de valores e <i>scores</i> : condutividade hidráulica vertical (Kv), textura do solo (TEX) e potencial hidrogeniônico (pH)	69
Figura 3.24	Etapas para estimativa do risco à contaminação de aquíferos	71
Figura 4.1	Localização dos pontos de coletas de amostras indeformadas no mapa de bacias hidrográficas da Ilha do Maranhão - com concentração dos perfis na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências: (1) momento da coleta das amostras com auxílio de trado; (2) confirmação do comportamento do solo por meio de trincheira; (3) amostras de solo devidamente acondicionadas	74

Figura 4.2	Amostras de solos em diferentes profundidades: KP1, KP2, KP3, KP4, KP5 e KP6	75
Figura 4.3	Descrição geral dos solos associado ao ponto de amostragem KP1: (a) perfil do solo; (b) ponto escavado para coleta de amostra pelo método estratificado; (c) acondicionamento das amostras de solo; (d) amostras peneirada para ensaios laboratoriais.....	76
Figura 4.4	Descrição geral dos solos associado ao ponto de amostragem KP4: (a) perfil do solo, com amostras de (1) a (5) coletas nas diferentes profundidades ao longo do perfil; (b) amostras coletadas no atual estudo em diferentes profundidades (0 - 50 cm; 50 - 100 cm; 100 - 150 cm; e 150 - 200 cm).....	78
Figura 4.5	Local de amostragem do ponto KP5: (a) visão geral da área; (b) furo de coleta com auxílio de um trado; (c) amostras acondicionadas em plástico e etiquetadas para análises laboratoriais.....	79
Figura 4.6	Local de amostragem do ponto KP6: (a) visão geral da área; (b) amostras acondicionadas em plástico e etiquetadas para análises laboratoriais; (c) amostras secas para realização de ensaios.....	80
Figura 4.7	Amostra de solos em diferentes profundidades: KP7, KP8, KP9, KP10, KP11 e KP12.....	81
Figura 4.8	Resultado percentual do fracionamento textural do solo em diferentes profundidades: (a) resultado textural por ponto amostral; (b) análise estatística dos percentuais passantes da fração argila e silte; (c) análise estatística dos percentuais passantes da fração areia; (d) representação gráfica do percentual textural por profundidade - valores médios	84
Figura 4.9	Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP1 e KP2	86
Figura 4.10	Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP3 e KP4	86
Figura 4.11	Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP5 e KP6.....	87
Figura 4.12	Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP7 e KP8	88
Figura 4.13	Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP9 e KP10	89
Figura 4.14	Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP11 e KP12	90
Figura 4.15	Comportamento das argilas em cada ponto de amostragem em diferentes profundidades: (a) matriz de calor dos teores de argila; (b) <i>boxplot</i> dos percentuais passantes de argila.....	91
Figura 4.16	Difratograma de Raios X do perfil KP2 (0-50 cm) obtido por moagem	94
Figura 4.17	Estratos do Grupo Barreiras, na região litorânea na Ilha do Maranhão: (a) perfil litológico do Grupo Barreiras - (1) horizonte superficial alterado; (2) zona de cimentação; (3) depósito coluvial; (b) sedimentos variegados, em uma sequência de sedimentos vermelho-alaranjado, amarelo-claro a roxa.....	98
Figura 4.18	Classificação textural de solos na bacia hidrográfica do Rio Paciência e entorno	99
Figura 4.19	Mapa textural dos solos na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e entorno: (a) profundidade entre 0 – 50 cm; (b) entre 50 – 100 cm, (c) entre 100 – 150 cm e (d) 150 – 200 cm	100

Figura 4.20	Classificação textural dos solos por ponto amostral nas diferentes profundidades	100
Figura 4.21	Ilustração de diferentes curvas granulométricas	102
Figura 4.22	Curvas granulométricas das amostras de solo em diferentes profundidades por ponto	104
Figura 4.23	Índices físicos dos solos dos perfis KP1, KP2 e KP3: (a) - densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índice de vazios (e); (b) ilustração esquemática do comportamento dos índices físicos; (c) frações texturais do solo em diferentes profundidades	105
Figura 4.24	Índices físicos dos solos dos perfis KP4, KP6, KP7, KP8, KP9 e KP10: (a) densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índice de vazios (e); (b) ilustração esquemática do comportamento dos índices físicos; (c) frações texturais do solo em diferentes profundidades	106
Figura 4.25	Índices físicos dos solos dos perfis KP11 e KP12: (a) - densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índice de vazios (e); (b) ilustração esquemática do comportamento dos índices físicos; (c) frações texturais do solo em diferentes profundidades	107
Figura 4.26	Consistência do solo dos perfis KP, KP3, KP4, KP6, KP8, KP10, KP11 e KP12	110
Figura 4.27	Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índices de vazios (e) dos perfis KP1 a KP2	112
Figura 4.28	Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índices de vazios (e) dos perfis KP3 a KP4	113
Figura 4.29	Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índices de vazios (e) dos perfis KP7 a KP8	113
Figura 4.30	Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índices de vazios (e) dos perfis KP9 a KP10	114
Figura 4.31	Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índices de vazios (e) dos perfis KP11 a KP12	114
Figura 4.32	Condutividade hidráulica na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências: (a) resultado de $K_v (cm.s^{-1})$ por perfil em diferentes profundidades; (b) matriz de calor da condutividade hidráulica por KP; (c) matriz de calor do teor de umidade (w); (d) representação gráfica da condutividade hidráulica vertical (K_v) por perfil (KP) dos solos estudados	117
Figura 4.33	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP1</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (K_v); (b) gráfico textural, dos índices físicos e K_v	119
Figura 4.34	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP2</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (K_v); (b) gráfico textural, dos índices físicos e K_v	120
Figura 4.35	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP3</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de	

	liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv	120
Figura 4.36	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP4</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.	121
Figura 4.37	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP7</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.	121
Figura 4.38	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP8</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.	122
Figura 4.39	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP9</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.	122
Figura 4.40	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP10</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.	123
Figura 4.41	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP11</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.	123
Figura 4.42	Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do <u>perfil KP12</u> : (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.	124
Figura 4.43	Comparação da condutividade hidráulica ($K_v - m.s^{-1}$) para a camada superficial do solo (0-50 cm): método <i>open end hole</i> e <i>anéis concêntricos</i>	125
Figura 4.44	Mapas da condutividade hidráulica dos solos na zona não saturada em diferentes profundidades na bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão: (a) à 50 cm; (b) à 100 cm; (c) à 150 cm e (d) à 200 cm de profundidade	127
Figura 4.45	Processos de adsorção e absorção de contaminantes no solo	131
Figura 4.46	Troca catiônicas: formação de complexo de esfera interna e externa – (1) as moléculas de água envolvem cátions (como o Mg^{2+} , Cl^- , e HPO_4^- mostrados) dissolvidos na solução do solo. (2) Em um complexo de esfera externa (como mostrado para o íon adsorvido Ca^{2+}), as moléculas de água formam a ligação entre o cátion adsorvido e a superfície negativamente carregada do coloide. (3) No caso de um complexo de esfera interna (como indicado para o ânion adsorvido HPO_4^-), nenhuma molécula de água intervém, e o cátion pode se ligar diretamente com o átomo do metal (neste caso, o alumínio) da estrutura do coloide	132
Figura 4.47	Matriz de calor dos parâmetros pH, matéria orgânica (MO - %) e capacidade de troca catiônica ($CTC - cmol_c.kg^{-1}$).....	138

Figura 5.1	Distribuição vertical dos diferentes ambientes do aquífero e principais processos associados às transferências das águas atmosféricas e superficiais para o ambiente subterrâneo.....	144
Figura 5.2	Evolução das águas subterrâneas	145
Figura 5.3	Localização dos poços tubulares analisados no estudo	148
Figura 5.4	Classificação hidrogeoquímica dos aquíferos Barreiras-Itapecuru no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão: (a) diagrama de Piper, (b) porcentagem das fácies hidrogeoquímicas dominantes	151
Figura 5.5	Classificação hidrogeoquímica dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência pelo método Durov - poços da SEMA	155
Figura 5.6	Classificação hidrogeoquímica dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência pelo método Durov – poços monitorados	156
Figura 5.7	Diagramas de Stiff para as amostras dos poços tubulares da SEMA	159
Figura 5.8	Diagramas de Stiff para as amostras dos poços tubulares monitorados	160
Figura 6.1	Localização dos poços considerados nos estudos na Bacia Hidrográfica do Rio Paciência.....	162
Figura 6.2	Análise estatística dos dados de qualidade das águas dos poços tubulares do Sistema Paciência I e II entre os anos de 2015 e 2018: (a) gráfico de análise de tendência central e dispersão dos dados, (b) gráfico <i>boxplot</i> , (c) gráfico de correlação, (d) gráfico percentil.....	164
Figura 6.3	Análise estatística dos dados de qualidade das águas dos poços tubulares do SIGLA da SEMA entre os anos de 2019 e 2021: (a) gráfico de análise de tendência central e dispersão dos dados, (b) gráfico <i>Bar-chart</i> , (c) gráfico de correlação, (d) gráfico de percentil	164
Figura 6.4	Análise estatística dos dados de qualidade das águas dos poços tubulares monitorados no estudo no ano de 2023: (a) gráfico de análise de tendência central e dispersão dos dados, (b) gráfico <i>Bar-chart</i> , (c) gráfico de correlação, (d) percentil.....	165
Figura 6.5	Matriz de calor: (a) poços tubulares da CAEMA, (b) poços tubulares da SEMA, (c) poços tubulares monitorados.....	166
Figura 6.6	Matriz de calor das correlações de Pearson entre as diferentes variáveis	168
Figura 6.7	Mapas temáticos dos parâmetros: cor, ferro, pH, turbidez, SDT e CE das águas subterrâneas dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências	168
Figura 6.8	Mapas temáticos dos parâmetros: cloreto, dureza total, cálcio (Ca^+), magnésio (Mg^+), bicarbonatos (HCO_3^-) e sódio (Na^+) dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências	174
Figura 6.9	Mapas temáticos dos parâmetros: bicarbonatos, sulfatos, nitrito, nitrato, coliforme total e <i>Escherichia coli</i> dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências	175
Figura 6.10	Condições do entorno de poços tubulares dos Sistema Paciência I da CAEMA: (a) localização do Poço P04-A, situado no bairro Jardim São Cristóvão; (b) condições do entorno do poço P-04A; (c) estrutura de captação do Poço P04-A, localizado próximo a UEMA; (d) localização geográfica do Poço P06-A no campus Paulo VI da UEMA, (e) condições do entorno no momento da implantação do Poço P06-A; (e) condições atuais do entorno do Poço P06-A no campus Paulo VI da UEMA	195

Figura 6.11	Condições do entorno de poços tubulares monitorados no estudo: (a) localização geográfica dos poços P17 e P19, situados no bairro da Divinéia e na Estrada da Maioba, respetivamente; (b) densidade populacional no entorno do poço P19; (c) localização do poço comunitário P19 na Avenida Progresso, no bairro da Divinéia; (d) imagem do registro do poço comunitário P19; (e) condições do entorno do poço P17, localizado na Estrada da Maioba; (f) vista do centro educacional onde se encontra o poço P17; (g) condições gerais do entorno do poço P17	196
Figura 6.12	Índice Relativo de Qualidade (IRQ) para caracterização do potencial qualitativo dos aquíferos Barreiras-Itapecuru para consumo humano: (a) poços tubulares da CAEMA, (b) poços tubulares da SEMA e (c) poços tubulares monitorados no estudo.....	197
Figura 7.1	Ilustração do experimento da Lei de Darcy	199
Figura 7.2	Obtenção dos dados para Lei de Darcy	200
Figura 7.3	Carga hidráulica em um ponto no aquífero.....	202
Figura 7.4	Carga hidráulica h , carga de pressão ϕ e carga de elevação z para um piezômetro.....	202
Figura 7.5	Condutividade hidráulica da zona não saturada do Aquífero Barreiras na bacia hidrográfica do Rio Paciência: (a) na profundidade até 50 cm; (b) na profundidade entre 150 - 200 cm.....	204
Figura 7.6	Zona não saturada (Zona de Aeração) e não saturada do aquífero (Zona de Saturação).....	205
Figura 7.7	Exemplo da espessura do Aquífero Barreiras. Dados extraídos de um do poço tubular (22000035377) da plataforma SIAGAS (SGB, 2025) do Sistema Produtor Paciência no município de São Luís – MA.....	206
Figura 7.8	Vazão de teste de poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Paciência	209
Figura 7.9	Aquífero Livre, Confinado, Nível Potenciométrico e Nível Freático ou Nível Estático (NE): (1) poço freático, (2) e (3) poços confinados.....	210
Figura 7.10	Profundidade (Prof.) e Nível Estático (NE) de poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Paciência, na Ilha do Maranhão.....	211
Figura 7.11	Nível Estático (NE) e Nível Dinâmico (ND).....	212
Figura 7.12	Ilustração do rebaixamento de um poço	212
Figura 7.13	Nível dinâmico (ND) e rebaixamento de poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Paciência, na Ilha do Maranhão: (a) nível dinâmico; (b) rebaixamento	213
Figura 7.14	Perfil de poços tubulares localizados na bacia hidrográfica do Rio Paciência, na Ilha do Maranhão, com exemplos representativos, nos municípios de São Luís, São José de Ribamar, Raposa e Paço do Lumiar com descrição litológica	215
Figura 7.15	Mapa do índice DRASTIC de vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão	217
Figura 7.16	Principais fontes potenciais de contaminação das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências	218

Figura 7.17	Conceito de áreas de proteção de captação subterrânea e as restrições ao uso do solo: (a) exemplo de contaminação de um poço; (b) zonas aceitais de proteção	219
Figura 7.18	Exemplo de um poço tubular, com a descrição, quantificação das principais fontes potenciais de poluição no seu entorno na bacia hidrográfica do Rio Paciência - Poço PC4	221
Figura 7.19	Exemplo de um poço tubular, com a descrição, quantificação das principais fontes potenciais de poluição no seu entorno na bacia hidrográfica do Rio Paciência – Poço PS8.....	222
Figura 7.20	Exemplo de um poço tubular, com a descrição, quantificação das principais fontes potenciais de poluição no seu entorno na bacia hidrográfica do Rio Paciência – Poço PS29.....	222
Figura 7.21	DRASTIC, índice POSH, Capacidade de Atenuação (CAT) e Risco a contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru: (a) vulnerabilidade; (b) índice POSH; (c) CAT à 50 cm; (d) CAT à 200 cm; (e) risco à contaminação à 50 cm; (f) risco à contaminação à 200 cm.....	227
Figura 8.1	Fluxograma ilustrativo integrando Governança, Gestão, Gerenciamento e Governabilidade dos Recursos Hídricos	239
Figura 8.2	Poços dedicados para monitoramento das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão: (a) mapa de risco a contaminação das águas até a profundidade de 50 cm; b) mapa de risco a contaminação das águas na profundidade de 50 cm; (c) mapa da bacia com os resultados da condutividade hidráulica a 200 cm de profundidade no contexto da Ilha do Maranhão.....	239
Figura 8.3	Simulação de Cenários de Monitoramento da Qualidade da Água com Indicadores de Alerta.....	243

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Relação existente entre o Índice de Consistência (IC), o grau de consistência das argilas, e a resistência à compressão simples.....	44
Tabela 3.2	Parâmetros operacionais do ICP-OES Agilent 5110	48
Tabela 3.3	Erros Permissíveis pelas Faixas das Somas Iônicas	55
Tabela 3.4	Erro prático máximo permitido considerando o CE da água	55
Tabela 3.5	Faixas escalares de variação do Índice Relativo de Qualidade (IRQ) para caracterização do potencial qualitativo das águas subterrâneas para consumo humano.....	59
Tabela 3.6	Pesos inferidos para os fatores DRASTIC	60
Tabela 3.7	Valores e pesos do Parâmetro Dp (Profundidade da água)	61
Tabela 3.8	Valores e pesos do Parâmetro R (Recarga do aquífero)	61
Tabela 3.9	Valores e pesos do Parâmetro Ap (Meio aquífero)	62
Tabela 3.10	Valores e pesos do Parâmetro Sp (Tipo de Solo)	62
Tabela 3.11	Valores e pesos do Parâmetro Tp (Topografia)	63
Tabela 3.12	Valores e pesos do Influência da Zona Vadosa (I)	64
Tabela 3.13	Valores e pesos do Parâmetro Cp (Condutividade hidráulica)	64
Tabela 3.14	Classificação do risco à contaminação de aquíferos, em ambiente sedimentar costeiro: classe e características ambientais	72
Tabela 4.1	Valores de pH, M.O. (%), concentrações dos elementos majoritários (mg.kg^{-1}), elementos traços (mg.kg^{-1}) nas profundidades de 0 - 50 cm e 150 - 200 cm e CTC (cmolc.kg^{-1})	136
Tabela 4.2	Avaliação ambiental dos perfis KP1 a KP12 nas profundidades de 0 - 50 cm e 150 - 200 cm, considerando a susceptibilidade a contaminação dos solos da zona não saturado dos aquíferos Barreiras-Itapecuru	142
Tabela 5.1	Tipos de águas segundo Lloyd e Heathcoat (1985).....	153
Tabela 6.1	Valores de referência para os tipos das águas e valor máximo permitido (VMP) como padrão de referência conforme Portaria MS nº 2914/2011 e Resolução Conama nº 396/2008.....	162
Tabela 6.2	Valores de referência para os tipos das águas e valor máximo permitido (VMP) como padrão de referência conforme Portaria MS nº 2914/2011 e Resolução Conama nº 396/2008	163
Tabela 7.1	Classificação e descrição dos valores do índice DRASTIC.....	216
Tabela 7.2	Dimensões médias das zonas de contribuição e perímetros de proteção para os aquíferos do Estado de São Paulo usando métodos analíticos (Hirata, 1994)	220
Tabela 7.3	Principais fontes potenciais de contaminação das águas subterrâneas, identificadas na bacia hidrográfica do Rio Paciência e entorno, na Ilha do Maranhão.....	221
Tabela 7.4	Faixa e classificação do risco à contaminação de aquíferos sedimentares.....	226
Tabela 8.1	Tipologia dos Pontos de Monitoramento da Qualidade da Água.....	238

LISTA DE SIGLAS

ALUMAR	Complexo de Alumínio do Maranhão
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
AVI	Arquifer Vulnerability Index
BDIAS	Banco de Dados de Informações Ambientais
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DRASTIC	Groundwater Vulnerability Assessment Method
CAEMA	Companhia de Saneamento Ambiental do Maranhão
CCCT	Com Coleta e Com Tratamento
CCST	Com Coleta e Sem Tratamento
CNARH	Cadastro Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONERH/MA	Conselho Estadual do Recursos Hídricos do Maranhão
COHAB	Companhia de Habitação Popular do Maranhão
COHATRAC	Cooperativa Habitacional dos Trabalhadores do Comércio
CPTEC	Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CTRS	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DOL	Distúrbios Ondulatórios de Leste
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EK _v	Índice de vulnerabilidade do aquífero com base na condutividade hidráulica vertical do solo ou rocha
ENOS	El Niño - Oscilação Sul
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
GERCO	Gerenciamento Costeiro do Maranhão
GOD	Groundwater occurrence; Overall aquifer class; Depth to groundwater
GALDIT	Groundwater Vulnerability to Sea Water Intrusion
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IMESC	Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IPEM	Instituto de Previdência do Estado do Maranhão
MDE	Modelo Digital de Elevação
MS	Ministério da Saúde

NEB	Norte do Nordeste do Brasil
NUGEO	Núcleo Geoambiental
ODP	Oscilação Decadal do Pacífico
ONU	Organização das Nações Unidas
PAC	Programa de Aceleração do Crescimento
PERH	Política Estadual de Recursos hídricos
PMSL	Prefeitura Municipal de São Luís
PNDU	Política Nacional de Desenvolvimento Urbano
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
SCST	Sem Coleta e Sem Tratamento
SEGRH/MA	Sistema Estadual de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos
SEMA	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais
SI	Sensitivity Index
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
SINTACS	Sistema de Avaliação da Vulnerabilidade de Aquífero
SIAGAS	Sistema de Informações de Águas Subterrâneas
SINFRA	Secretaria de Estado da Indústria e Comércio e Energia
SUDENE	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
ZEE	Zoneamento Ecológico Econômico

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	1
1.1 Área de estudo	1
1.2 Justificativas	2
1.3 Hipótese	4
1.4 Objetivos	4
1.5 Estrutura da Tese	4
CAPÍTULO 2 – CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	6
2.1 Introdução	6
2.2 Contexto Geológico da Ilha do Maranhão	7
2.3 Geomorfologia da Ilha do Maranhão	12
2.4 Solos da Ilha do Maranhão	18
2.5 Uso e Cobertura Vegetal do Solo na Ilha do Maranhão.....	21
2.6 Características Climáticas da Ilha do Maranhão	25
2.7 Recursos Hídricos da Ilha do Maranhão	29
CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODO	36
3.1 Introdução	36
3.2 Coleta de Amostras, Caracterização Física, Textural e Mineralógica dos Solos	36
3.3 Consistência dos Solos Finos	42
3.4 Análise Geoquímica dos Solos	44
3.5 Determinação da Condutividade Hidráulica Vertical	49
3.6 Análise de Amostras de Água de Poços Tubulares	51
3.7 Balanço Iônico das Análises Químicas das Águas Subterrâneas	54
3.8 Caracterização Hidrogeoquímica das Águas Subterrâneas	55
3.9 Índice Relativo de Qualidade de Água (IR)	58
3.10 Estimativa da Vulnerabilidade e Risco à Contaminação dos Aquíferos Barreiras-Itapecuru	60
CAPÍTULO 4 - CARACTERIZAÇÃO DA ZONA NÃO SATURADA DOS AQUÍFEROS BARREIAS-ITAPECURU NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA	73
4.1 Introdução	73
4.2 Caracterização Morfológica, Textural e Mineralógica dos Solos	73
4.3 Caracterização Geotécnica dos Solos	101
4.4 Condutividade Hidráulica na Zona Não saturada e Mobilização de Contaminantes	115
4.5 Caracterização Geoquímica dos Solos	133

CAPÍTULO 5 – EVOLUÇÃO HIDROGEOQUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, NO DOMÍNIO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA, NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL	143
5.1 Introdução	143
5.2 Balanço Iônico dos Parâmetros de Análise das Águas	147
5.3 Diagrama de Piper e Durov	150
5.4 Diagrama de Stiff	157
CAPÍTULO 6 - CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E APLICAÇÃO DO ÍNDICE RELATIVO DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA, NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL	161
6.1 Introdução	161
6.2 Análise Estatística e Comportamento dos Dados de Qualidade das Águas	163
6.3 Espacialização dos Dados de Qualidade das Águas	171
6.4 Índice Relativo de Qualidade de Água para Abastecimento Humano	193
CAPÍTULO 7 - VULNERABILIDADE E RISCO À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL	198
7.1 Introdução	198
7.2 Hidrodinâmica das Águas Subterrâneas	199
7.3 Vulnerabilidade dos Aquíferos Barreiras-Itapecuru pelo método DRASTIC	214
7.4 Risco à Contaminação dos Aquíferos Barreiras-Itapecuru	224
CAPÍTULO 8 – AÇÕES DE GOVERNANÇA APLICADAS AOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA, NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL	228
8.1 Introdução	228
8.2 Governança, Gestão e Gerenciamento dos Recursos Hídricos	229
8.3 Ações Práticas para a Governança das Águas	236
CAPÍTULO 9 – CONCLUSÕES, CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	245
9.1 Introdução	245
9.2 Conclusões	247
9.3 Considerações Finais	248
9.4 Recomendações	251
REFERÊNCIAS	254
APÊNDICES	284

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 Área de estudo

A Ilha do Maranhão, localizada na porção norte do Estado do Maranhão, na região nordeste do Brasil, é constituída pelos municípios de São Luís (capital), São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Raposa. Juntos, perfazem uma população de 1.458.836 habitantes (IBGE, 2022). A ocupação da ilha iniciou desde a sua colonização em 1612. A década de 1970 foi marcada pela mudança do eixo de expansão da cidade, com a construção da ponte Governador José Sarney e da Barragem do Bacanga que tiraram a cidade de São Luís do confinamento estabelecido pelos rios Anil e Bacanga. De 1973 a 2010, em termos absolutos, São Luís teve o maior crescimento territorial, em termos relativos, a ocupação em São Luís foi superada (Sousa, 2022).

A demanda por ocupação dos espaços nos últimos anos tem se intensificado para outros setores da ilha: região central, nordeste e noroeste; sendo ocupados de forma mais expressiva os municípios de São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Raposa. Como resultado de mais de 20 anos de ocupação, em um processo de expansão urbana, problemas ambientais têm sido recorrentes, como a falta de água para abastecimento público. Esse não é um problema ambiental em si, e sim, oriundo de outras questões, como a poluição e contaminação dos recursos hídricos superficiais, inundação de áreas urbanas, deficiência de sistemas de abastecimento urbano, tratamento de esgoto, e inepto sistema de gestão das águas.

Neste cenário de passivos ambientais, a ineficiência do saneamento básico é percebida na grande ilha. Segundo dados do Atlas Esgoto (ANA, 2017), da carga total gerada na Ilha do Maranhão (61.448.6 kg/dia), 77% voltam ao ambiente sem tratamento. De acordo com Sousa (2021), os lançamentos de águas servidas sem o devido tratamento em rios, córregos e sistema de drenagem de águas pluviais; os vazamentos nas redes de esgoto; as descargas provenientes de fossas sépticas e outras formas de esgotamento são responsáveis por anomalias nos parâmetros que regulam a potabilidade da água como sinalizam os estudos desenvolvidos por Rabelo (2006), Soeiro (2018), Corrêa *et al.* (2019) e Rocha (2019).

Além disso, importante salientar, que a Ilha do Maranhão, apesar de ter um conjunto considerado de bacias hidrográficas em seu território, entre elas: Anil, Bacanga, Paciência, Tibiri e Cachorros, possui 54% dos domicílios particulares abastecidos por mananciais superficiais e 46% por mananciais subterrâneos, tendo a Companhia de Saneamento Ambiental do Maranhão (CAEMA) a concessionária principal. O município de São Luís conta atualmente com quatro

sistemas de produção de água: Italuís (Itapecuru), Sacavém, Paciência e Cidade Operária. Nos municípios de Raposa, São José de Ribamar e Paço do Lumiar, os sistemas de abastecimento de água estão sob a responsabilidade do poder público municipal (Silva, 2015; CAEMA, 2024).

A proporção de uso das águas subterrâneas na Ilha do Maranhão chega a ultrapassar a dos mananciais superficiais se forem contabilizados, além dos poços dos sistemas produtores, poços isolados que atendem residências e zona rural. O uso crescente de mananciais subterrâneos é fruto, entre outras questões, da ocupação progressiva dos espaços, com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Paciência, principalmente a partir da década de 1980 com a criação de grandes conjuntos habitacionais populares, e de residenciais de alto padrão.

A bacia hidrográfica do Rio Paciência, com uma área de 150,51 km², tem território distribuído nos municípios de São Luís (5,43%), Paço do Lumiar (60,65 %), Raposa (16,13%) e São José de Ribamar (11,06%) (NUGEO, 2016). Nessa região, o Sistema Produtor do Paciência capta água subterrânea de baterias de poços tubulares, Paciência I e II, que além de abastecer bairros nos municípios de Paço do Lumiar, Raposa e São José de Ribamar, contribui com 8% de suas águas para o abastecimento de bairros de São Luís. Esse sistema produz em média 338.481 m³/mês, o que representa 3% da água produzida para o abastecimento de São Luís (CAEMA, 2024).

Além do sobredito sobre mudanças no processo de ocupação do solo, e suas consequências quanto ao comprometimento da qualidade das águas, principalmente dos mananciais superficiais, que automaticamente induzem ao crescimento de uso das águas subterrâneas, há de se considerar, as condições do ambiente em que a bacia hidrográfica do Rio Paciência está inserida, sendo este sedimentar, costeiro e insular, e ainda, em um contexto climático de grandes índices pluviométricos, característicos de regiões tropicais, que podem vir a potencializar este cenário.

Dessa forma, é premente o desenvolvimento de estudos com o propósito de conhecer a dinâmica de ambientes com as características anteriormente mencionadas, intensamente urbanizados, e de contribuir com proposições acerca do uso integrado dos recursos hídricos, na perspectiva de um ambiente sustentável.

1.2 Justificativas

Diante da conjuntura abordada, compreende-se que o equilíbrio entre a ocupação do solo, capacidade de fornecimento dos sistemas produtores da ilha e insatisfatório processo de gestão integrada dos recursos hídricos na região, tem motivado estudos e pesquisas relacionadas ao uso dos espaços, qualidade das águas, vulnerabilidade e risco à contaminação de aquíferos, monitoramento dos recursos hídricos, entre outros temas afeitos à gestão das águas.

Neste contexto, estudos desenvolvidos sobre a qualidade das águas superficiais retratam que a poluição por efluentes domésticos ou resíduos sólidos, reflexo de processo de urbanização acelerado, altera a ocupação do solo, impulsionada pela falta de infraestrutura mínima necessário (Souza; Gastaldini, 2014; Menezes *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2018).

Outros estudos apontam características atípicas na qualidade das águas, incluindo: a) baixa influência das chuvas em parâmetros como oxigênio dissolvido, assim como, a diluição de outros parâmetros relacionados a elevados índices de precipitação pluviométrica; b) influência da sazonalidade das chuvas no transporte de poluentes, sendo este fator principal de afetação em quase todos os parâmetros de enquadramento de qualidade das águas (Lobón *et al.*, 2015; Kolm, 2016).

Além dos estudos citados, o mapeamento da vulnerabilidade e risco de contaminação dos aquíferos representam um instrumento de incremento ao processo de gestão de áreas urbanas. Nesse sentido, existem diversas variáveis que podem ser combinadas para traduzir a vulnerabilidade, sendo elas ajustadas em distintas metodologias, tais como: DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), SINTACS (Civita *et al.*, 1990), AVI (Van *et al.*, 1992), GOD (Foster; Hirata, 1988), SI (Francés *et al.*, 2001), GALDIT (Chachadi; Lobo Ferreira, 2001) e Ekv (AUGE, 2004), entre outras. Essas metodologias, no entanto, foram criadas a partir de estudo de casos, considerando tipo de aquíferos, espessuras, profundidade de aquífero, variáveis ambientais, litológicas e de solos, distintos dos observados na área de estudo.

Com relação ao risco à contaminação das águas subterrâneas, se observa uma forte correlação com a vulnerabilidade do aquífero e a carga contaminante relacionado ao uso do solo. Nesse caso, igualmente, os resultados obtidos estão implicados às condições locais, salinização de poços tubulares pela intrusão salina, ocupação do solo, fontes e cargas contaminantes, entre outros (Covello *et al.*, 1985; Foster, *et al.*, 1988; Foster; Hirata, 1988).

Notadamente, a aplicação desses modelos à outras regiões com características geoambientais e hidrogeológicas diferentes de onde foram inicialmente desenvolvidas pode não traduzir da melhor forma a qualidade dos mananciais, o reflexo das inundações, a vulnerabilidade e risco à contaminação de aquíferos em outros sítios. Isso pode conduzir a erros, considerando que as variáveis de cada modelo são referentes a um estudo de caso específico ou a condições de solos e climas de regiões distintos aos observados em condições tropicais.

Assim, torna-se fundamental a realização de estudos ambientais que considerem as particularidades locais, tais como ambientes sedimentares, costeiros, insulares e com múltiplos padrões de ocupação do solo. Pesquisas desse tipo não apenas oferecem instrumentos de síntese, mas também subsidiam a formulação de ações propositivas voltadas ao uso ordenado do território

e dos recursos hídricos, em especial na bacia hidrográfica do Rio Paciência e, de forma mais ampla, a subsidiar a gestão dos recursos hídricos na Ilha do Maranhão.

1.3 Hipótese

Em face do exposto, a hipótese da presente pesquisa está ancorada na seguinte afirmação: as alterações na ocupação do solo, associadas às características físico-hidrogeológicas da zona não saturada, em um ambiente sedimentar, costeiro e insular, influenciam diretamente a qualidade das águas na bacia hidrográfica do Rio Paciência aumentando a vulnerabilidade de aquíferos à contaminação e comprometendo a segurança hídrica da Ilha do Maranhão.

1.4 Objetivos

A partir do enfoque da hipótese formulada, a presente pesquisa tem por objetivo *estudar como a dinâmica da ocupação do solo e as características da zona não saturada podem afetar a segurança hídrica dos aquíferos Barreiras-Itapecuru no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão.*

Especificamente, pretende-se:

- Analisar a vulnerabilidade e determinar o risco à contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão;
- Qualificar as águas do Rio Paciência e estimar sua capacidade de autodepuração;
- Propor ações práticas voltadas a governança das águas na bacia hidrográfica do Rio Paciência.

1.5 Estrutura da Tese

Além da introdução, esta pesquisa está estruturada em nove capítulos que se interligam de forma lógica, visando ao conhecimento da área de estudo nos seus aspectos fisiográficos e de ocupação do solo. Esses elementos contribuem para a caracterização morfológica, pedológica e geotécnica da zona vadosa, bem como para a estimativa da vulnerabilidade e a determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas, e da capacidade de autodepuração do Rio Paciência. O trabalho culmina com ações práticas e recomendações voltadas para a governança dos recursos hídricos na região.

A metodologia adotada contempla a explanação conceitual necessária, fundamentada nas contribuições dos autores mais relevantes para cada técnica ou abordagem empregada. Dessa maneira, a fundamentação teórica se encontra incorporada de forma transversal, tanto nas descrições metodológicas, quanto nas análises realizadas. Optou-se, portanto, por não incluir um capítulo exclusivo de Fundamentação Teórica, uma vez que os referenciais teóricos são tratados

de maneira integrada ao longo do trabalho. Essa opção visa evitar repetições e promover um texto mais coeso, objetivo e fluido, sem renunciar à profundidade conceitual e do rigor acadêmico exigidos. O conteúdo desenvolvido em cada capítulo contribui diretamente para o alcance dos objetivos específicos deste estudo:

Capítulo 2: apresenta a caracterização da área, tanto em termos de meio físico como de ocupação. Este capítulo constitui a base sobre a qual se apoia todo o conhecimento e os resultados apresentados nos capítulos seguintes.

Capítulo 3: traz os materiais e método aplicado ao desenvolvimento da pesquisa. Por se tratar de um trabalho, multidisciplinar, envolvendo distintas áreas como pedologia, hidrogeologia, geotecnia, geologia, e outras, optou-se por apresentar um texto detalhado para que diferentes usuários com distintas formações possam entender os aspectos metodológicos adotados;

Capítulo 4: expõe os resultados sobre a zona vadosa da área de estudo, incluindo informações pedológicas, mineralógica, hidrogeológicas e geotécnicas. Além disso, nesse capítulo estima-se a condutividade hidráulica vertical dos solos.

Capítulo 5: apresenta um estudo sobre a evolução de fácies hidrogeoquímicas dos aquíferos Barreiras-Itapecuru no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência, com base na interpretação dos diagramas de Piper, Durov e Stiff;

Capítulo 6: nesse capítulo trata-se sobre a análise físico-química e bacteriológica de baterias de poços tubulares, e da aplicação do índice relativo de qualidade das águas subterrâneas para abastecimento público;

Capítulo 7: apresenta estudo sobre a vulnerabilidade e risco à contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência, com ênfase na capacidade de atenuação das águas subterrâneas desse aquíferos;

Capítulo 8: apresenta propostas de ações práticas para a governança das águas na bacia hidrográfica do Rio Paciência;

Capítulo 9: enumera os principais resultados na forma de conclusões da pesquisa, considerações finais, e recomendações para trabalhos futuros.

Além desses capítulos, o **Apêndice A** apresenta o resumo do estudo de caracterização da qualidade das águas e da capacidade de autodepuração do Rio Paciência, elaborado a partir da criação de diferentes cenários em um contexto de expansão urbana. Esse estudo foi estruturado na forma de um artigo, submetido e publicado ao longo do desenvolvimento da pesquisa¹.

¹ Artigo publicado na Revista Geociências, São Paulo, UNESP. Geociências, v. 43, n. 4, p. 377 - 396, 2024 - ISSN: 1980-900X (online).

CAPÍTULO 2

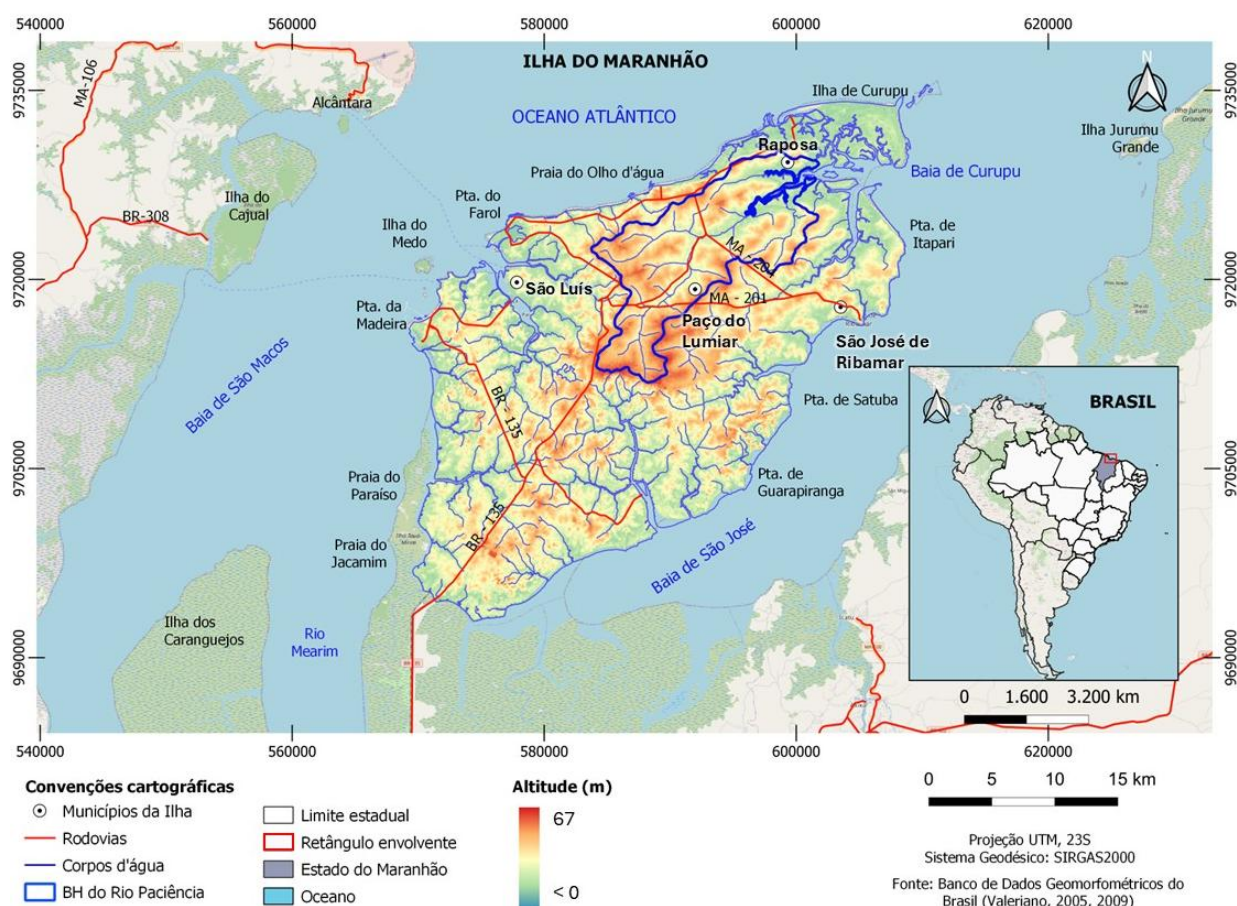
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

2.1 Introdução

A bacia hidrográfica do Rio Paciência (**Figura 2.1**) localiza-se na Ilha do Maranhão, sendo limitada ao norte pelo Oceano Atlântico; ao sul, pela Baía de São José e pelo Estreito dos Mosquitos, que a separa do continente; a oeste, pela Baía de São Marcos; a leste, pela Baía de São José; e, a nordeste, pela Ilha de Curupu.

Regionalmente, a Ilha do Maranhão situa-se na Região Nordeste do Brasil, ao Norte do Estado do Maranhão, abrangendo áreas dos quatro municípios que compõem a ilha: São Luís, São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Raposa. Segundo dados do IBGE (2022), com base no Censo Demográfico realizado no ano de 2021, a Ilha concentra aproximadamente 20% da população total do estado, totalizando cerca de 1.458.836 habitantes. Desses, São Luís possui 1.037.775 habitantes, seguido por São José de Ribamar com 244.579, Paço do Lumiar com 145.643 e Raposa com 30.839 habitantes.

Figura 2.1 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

2.2 Contexto Geológico da Ilha do Maranhão

A Ilha do Maranhão está inserida na porção leste da Bacia Intracratônica de São Luís, integrante, juntamente com as bacias de Bragança-Viseu e Ilha Nova, do Sistema Grábens do Gurupi (Azevedo, 1991), pertencentes a Província Costeira e Margem Continental Atlântico Equatorial (Schobbenhaus; Brito Neves, 2003; Cordani *et al.*, 2009). O embasamento da Bacia de São Luís é composto por rochas pré-silurianas, incluindo o Cráton São Luís e o Cinturão Orogênico do Gurupi, além de rochas sedimentares cambro-ordovicianas da Formação Bequimão e devonianas da Formação Pimenteiras. Sobre esse substrato, encontram-se sequências do Cretáceo, representadas pelas formações Codó e Grajaú, e pelo Grupo Itapecuru. Sobreposto as essas unidades litoestratigráficas, encontram-se os depósitos do Grupo Barreiras e os Sedimentos Pós-Barreiras (Sousa, 2021).

Segundo Sousa (2021), de acordo com os estudos desenvolvidos por diferentes autores (Rossetti; Truckenbrodt; Goés, 1989; CPRM, 2020; Rossetti, 2001a) a base dos depósitos cretáceos na Bacia de São Luís é representada pelo Sistema Codó-Grajaú, que caracteriza o ciclo deposicional da fase inicial de individualização da bacia. Esse sistema é constituído por arenitos médios da Formação Grajaú, em concordância com folhelhos escuros - localmente betuminosos - intercalados com lentes de calcário e gipsita/anidrita, além de arenitos finos esbranquiçados da Formação Codó. Segundo Batista (1992), a sequência Codó-Grajaú, obtidos a partir de testemunhos de poços na Bacia de São Luís, indicam ambientes de leque aluvial, planície deltaica, lobo de suspensão, lacustre e lagunar, compondo um sistema flúvio-deltaico-lacustre, com episódios de invasões marinhas.

Sotoposta de forma concordante ao Sistema Codó-Grajaú, o Grupo Itapecuru (Rossetti; Truckenbrodt; Goés, 1989) do Cretáceo, é constituído pelas formações Cujupe e Alcântara, e Unidade Indiferenciada. A Formação Cujupe, do Turoniano ao Paleoceno (Santos; Carvalho, 2009), na Ilha do Maranhão, possui como área-tipo a rodovia Pinheiro-Alcântara (MA-106) ao Porto do Cujupe/MA e seção-tipo localizada no extremo leste da rodovia (CPRM, 2020; Sousa, 2021). É composta litologicamente por arenitos caulínicos, com granulometria fina a muito fina, bem selecionados, de coloração branca ou rósea a amarelada, argilitos de coloração branca, cinza a violeta, e conglomerados intraformacionais, com clastos de argila e matriz arenosa (Rossetti, 2001a).

A Formação Alcântara datada entre o Nealbiano e o Cenomaniano (Rossetti; Truckenbrodt, 1997; Rossetti, 2001), é constituída por camadas dolomíticas intercaladas com espessos pacotes de pelito, além de arenitos com estratificações do tipo *swaley* e complexa, conglomerados e pelitos que formam um paleossistema costeiro (*shoreface-foreshore*) com praias,

ilhas barreiras, canais de maré e lagunas/leques de *washover* (Rossetti, 1996; Rossetti; Truckenbrodt, 1997; Rossetti, 2001).

As unidades indiferenciadas pertencentes ao Grupo Itapecuru, foram descritas por Rossetti *et al.* (2001a) como uma sequência deposicional com espessura aproximada de 500 m, correlacionadas à sucessão superior dos depósitos aflorantes nas proximidades de Codó/MA, representados por arenitos, argilitos e, subordinadamente, calcários formados entre o Meso/Neoalbiano. Na sequência estratigráfica, sobreposto ao Grupo Itapecuru, a Sucessão Pirabas/Barreiras é constituída de arenitos, argilitos e, em menor proporção, conglomerados e calcários (Rossetti, 2000). Segundo Sousa (2021), esses depósitos foram interpretados como preenchimento de um paleovale estuarino, lateralmente contínuas por vários quilômetros de distância e limitadas por superfícies de descontinuidades, um total de três (Unidades 1, 2 e 3). Essas unidades são constituídas por paleossolos com concreções ferruginosas e bauxíticas (paleossolos lateríticos), com acentuado relevo erosional.

De acordo com Rosseti (2006), as formações Pirabas e Barreiras formam uma sucessão geneticamente relacionadas, ligada ao desenvolvimento de uma mesma sequência deposicional, que resultou na gradação de estratos carbonáticos-siliciclásticos para totalmente siliciclásticos ao longo da evolução miocênica, dessa forma sua análise deve ser de forma conjunta como Sucessão Pirabas/Barreiras exposta nos estados do Pará e Maranhão, com discordâncias no topo e na base com caráter erosivo e marcadas e/ou correlacionáveis com paleossolos lateríticos.

Na sequência estratigráfica, sobreposto ao Grupo Itapecuru, a Sucessão Pirabas/Barreiras é constituída de arenitos, argilitos e, em menor proporção, conglomerados e calcários (Rossetti, 2000). Segundo Sousa (2021), esses depósitos foram interpretados como preenchimento de um paleovale estuarino, lateralmente contínuas por vários quilômetros de distância e limitadas por superfícies de descontinuidades, um total de três (Unidades 1, 2 e 3). Essas unidades são constituídas por paleossolos com concreções ferruginosas e bauxíticas (paleossolos lateríticos), com acentuado relevo erosional.

Segundo Rosseti (2006), as formações Pirabas e Barreiras formam uma sucessão geneticamente relacionadas, ligada ao desenvolvimento de uma mesma sequência deposicional, que resultou na gradação de estratos carbonáticos-siliciclásticos para totalmente siliciclásticos ao longo da evolução miocênicas, dessa forma sua análise deve ser de forma conjunta como Sucessão Pirabas/Barreiras exposta nos estados do Pará e Maranhão, com discordâncias no topo e na base com caráter erosivo e marcadas e/ou correlacionáveis com paleossolos lateríticos.

Na sequência, de acordo com Sousa (2021), sobreposto aos depósitos do Grupo Barreiras, ocorrem os Sedimentos Pós-Barreiras, proposto inicialmente por Sá (1969 *apud* Rossetti *et al.*, 2013b) aos depósitos arenosos finos a médios e, em geral, maciços que ocorrem sobrepostos, em

várias localidades da costa brasileira, do período Quaternário. De acordo com Tatum *et al.* (2008), Almeida Filho *et al.* (2009) e Rossett *et al.* (2011b; 2013b) os Sedimentos Pós-Barreiras, de idade entre o Neopleistoceno e o Holoceno estão sobrepostos discordantemente ao Grupo Barreiras. Segundo Rosseti *et al.* (2013b), esses sedimentos são agrupados em duas unidades estratificadas.

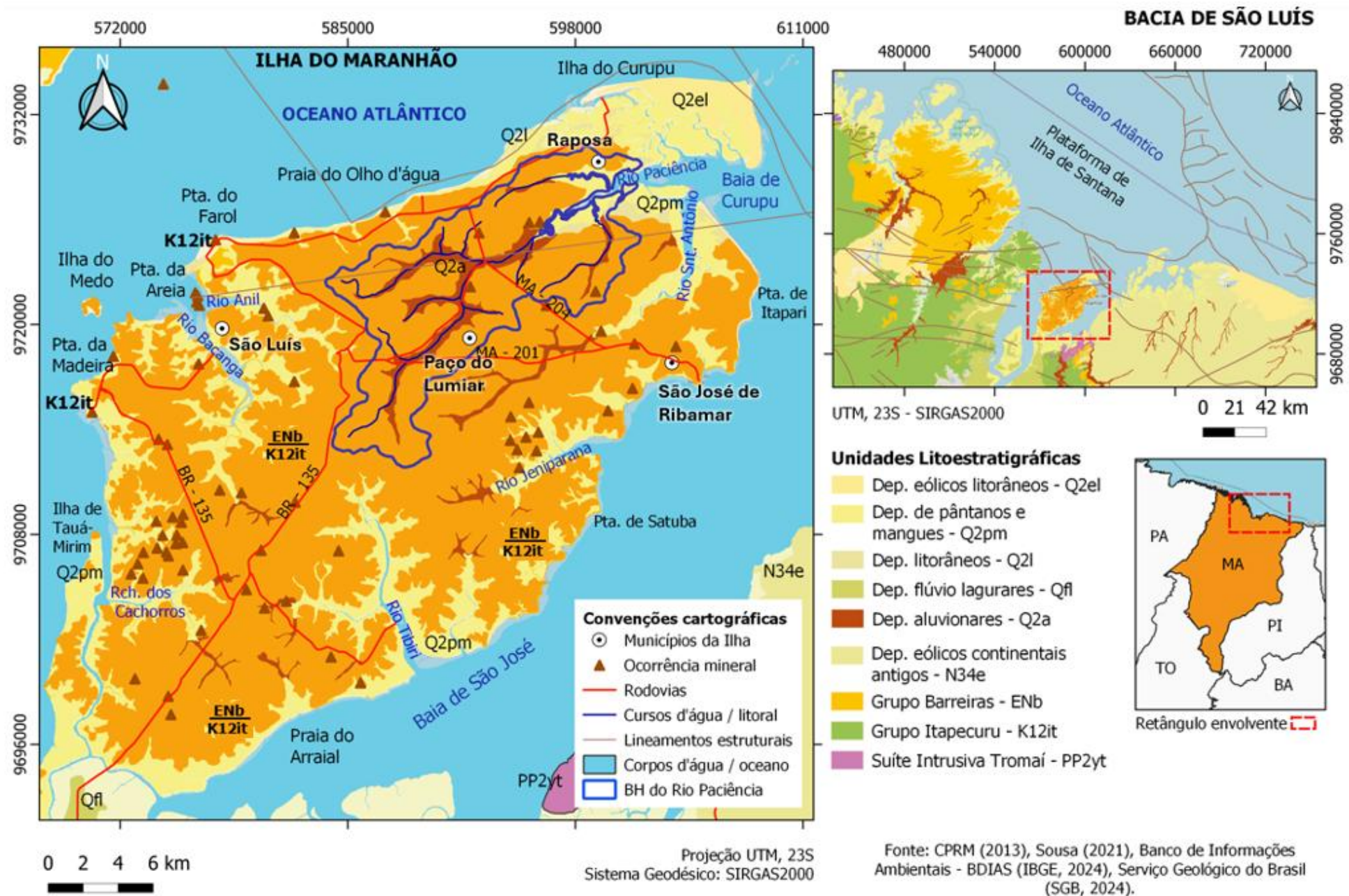
A unidade inferior é constituída predominantemente em areia de coloração vermelho-clara a alaranjada, maciças, localmente bioturbadas de forma intensa, de seleção moderada a boa, granulometrias em geral finas a médias, podendo ser localmente grossas a conglomeráticas, sendo também registradas pelitos e argilitos. Já a unidade superior, consiste em areias finas a muito finas e bem selecionadas, com fragmentos de cerâmica. As cores variam desde tipicamente amarelo-clara a amarelo-dourada, laranja-acinzentada, marrom-amarelada e amarelo-amarronzada. Essas unidades são diferenciadas por uma superfície de descontinuidade de natureza erosiva.

Diante do exposto, na concepção do mapa geológico proposto para a Ilha do Maranhão (**Figura 2.2**), levou-se em consideração os estudos desenvolvidos por Rodrigues *et al.* (1994), Veiga Júnior (2000), Rossetti *et al.* (2001), Vasconcelos *et al.* (2004), Klein *et al.* (2009) e Sousa *et al.* (2012) e Sousa (2021). Embora o Grupo Itapecuru apresente afloramentos pontuais, como na faixa litoral da Ilha do Maranhão, a sua ocorrência é predominantemente sotoposta ao Grupo Barreiras. Em função disso, e considerando a escala do mapa, esses afloramentos não são passíveis de individualização cartográfica, razão pela qual a unidade não aparece representada diretamente no mapa da ilha em cores.

Na bacia hidrográfica do Rio Paciência, ocorre predominantemente os sedimentos do Grupo Barreiras (ENb), do Oligo-Mioceno, sobreposto aos sedimentos do Grupo Itapecuru (K12it) do Cretário, enquanto em seu baixo curso ocorrem os Depósitos de Pântanos e manguezais (Q2pm), do Quaternário, bordejados por Depósitos litorâneos (Q2l), e ainda ocorrem os Depósitos aluvionares (Q2a) que acompanham a planície aluvial do Rio Paciência. Os Depósitos litorâneos (Q2l), são constituídos por areias de textura fina, associado a um relevo de planície marinha de fácil observação na Praia do Araçagy, em São José de Ribamar, e Praia de Panaquatira, no município de Paço do Lumiar (CPRM, 2020).

Esses depósitos são formados por dunas fixas (constituídos por areias quartzosas de granulometria muito fina), praias (areias quartzosas de granulometria muito fina a fina), planície arenosa (areias quartzosas de granulometria fina a média) e cordões litorâneos antigos (areias quartzosas de granulometria muito fina a fina), que apresentam maior expressão na região costeira a oeste da ilha de São Luís (Klein *et al.*, 2009; Veiga Júnior, 2000). Os Depósitos aluvionares (Q2a) que acompanham a planície aluvial do Rio Paciência, são de constituição eminentemente arenosa ou areno-silto-argilosa, com granulometria de fina a média e presença de seixos e outros grãos na sua constituição, mas de forma dispersa (Rodrigues *et al.*, 1994; CPRM, 2020).

Figura 2.2 - Mapa Geológico da Ilha do Maranhão, com a delimitação da bacia hidrográfica do Rio Paciência



Fonte: elaborada pela autora (2025)

A **Figura 2.3** apresenta a coluna estratigráfica da Ilha do Maranhão, na qual se evidencia a sequência sedimentar, destacando-se as principais unidades litoestratigráficas, suas idades relativas e a organização vertical dos depósitos que compõem o arcabouço geológico da área de estudo, conforme descrito anteriormente. A partir desta representação, compreendem-se com maior clareza os processos deposicionais e a disposição dos principais depósitos que constituem a litologia da Ilha do Maranhão.

Figura 2.3 - Coluna estratigráfica das unidades geológicas da Ilha do Maranhão

ÉON	ERA	PERÍODO	ÉPOCA	IDADE		UNIDADE LITOESTRATIGRÁFICA	SEQUÊNCIA DEPOSICIONAL								
FANEROZÓICO	CENOZÓICO	Quaternário	Holoceno			Sedimentos Pós-Barreiras (Q)	Sucessão 3				Rossetti et al. (2013b)				
			Pleistoceno				Sucessão 2 Sucessão 1								
		Neógeno	Plioceno				Grupo Barreiras (ENb)	Paleossolo laterítico				DS4	Rossetti (2000)		
			Mioceno	Neo		Formação Barreiras Média e Superior				Unidade 3					
				Meso		Paleossolo laterítico				DS3					
						Eo		Formação Barreiras Inferior				Unidade 2 DS2 + RS			
				Paleógeno				Oligoceno	Neo	Formação Pirabas				Unidade 1	
			Meso			Paleossolo laterítico/ bauxítico				DS1					
		Neo													
		Eoceno													
		Paleoceno													
		MESOZÓICO	Cretáceo	Superior		Maastrichtiano		Grupo Itapecuru (K12 it)	Formação Cojupe	S3	f			Rossetti (2001a)	
						Campaniano									
						Santoniano									
						Coniaciano									
						Turoniano									
	Cenomaniano														
	Inferior			Albiano	Neo	Formação Alcântara			Unidade Indiferenciada		S2				
					Meso		e								
							d								
				Eo	c										
							b								
	Aptiano	Neo	Formações Codó/Grajaú				S1								

Fonte: Sousa (2021)

2.3 Geomorfologia da Ilha do Maranhão

A Ilha do Maranhão está inserida na unidade geomorfológica denominada Golfão Maranhense, localizada no extremo norte do estado do Maranhão, formado pelas baías de São Marcos e Baía de São José. Segundo Souza Filho (2005) o Golfão Maranhense integra uma zona costeira caracterizada por estuários e reentrâncias no noroeste do Maranhão, onde se encontram aproximadamente 5.414 km² de manguezais, e no nordeste do Pará, que abriga cerca de 2.177 km² de manguezais.

Nesse sentido, Feitosa (2006) descreve o Golfão Maranhense como a principal reentrância central do litoral do Maranhão, abrangendo as baías do Cumã, São José, São Marcos e Tubarão. Em sua retroárea, estende-se uma vasta planície fluviomarinha, conhecida como Baixada Maranhense, caracterizada por topografia extremamente plana e praticamente ajustada ao nível de base geral. Essa extensa planície interior é composta por superfícies sazonalmente inundadas, incluindo pântanos de água doce (ou campos hidrófilos de várzea), lagos intermitentes, campos halófilos de várzea, pântanos salinos (ou apicuns), manguezais, planícies de maré lamosa (ou coroas de lama) e canais estuarinos (Teixeira; Souza Filho, 2009). Para essa região, convergem os principais rios genuinamente maranhenses: Itapecuru, Munim, Mearim, Grajaú e Pindaré.

De acordo com Ab'Saber (1960) o Golfão Maranhense é uma região caracterizada por terras rebaixadas e alagadiças, resultantes dos estuários afogados dos rios Pindaré, Mearim, Itapecuru e Munim, próximas ao mar, com risco de inundação; e, de acordo Sousa (2021) o arcabouço geológico dessa unidade é constituído por rochas pré-silurianas pertencentes ao Cráton São Luís e ao Cinturão Orogênico do Gurupi, além de formações sedimentares cambro-ordovicianas da Formação Bequimão e devonianas da Formação Pimenteiras. Também inclui rochas do Cretáceo, representadas pelas formações Grajaú e Codó, além do Grupo Itapecuru, e depósitos do Cenozoico, como o Grupo Barreiras e as coberturas quaternárias. Nessa conjuntura, compreende-se que as formas de relevo predominantes no Golfão Maranhense e no Estado do Maranhão como um todo são resultantes de eventos geológicos-geomorfológicos.

Na Ilha do Maranhão caracteriza-se como uma plataforma elevada composta por sedimentos terciários, estando ligeiramente separada dos terrenos continentais devido à erosão pós-pliocênica e totalmente isolada pela ingressão marinha profunda ocorrida no Pleistoceno Ab'Saber (1960).

À vista disso, compreende-se que a morfologia da Ilha do Maranhão é resultante da erosão diferencial causada pela ação fluvial dos rios que convergem para o Golfão Maranhense, sendo considerada uma ilha-península. Sua característica insular deve-se à presença do canal dos Mosquitos, que a separa da Baixada de Perizes e conecta as baías de São José e São Marcos. Durante as fases glaciais do Pleistoceno, quando o nível do mar estava cerca de 100 metros abaixo

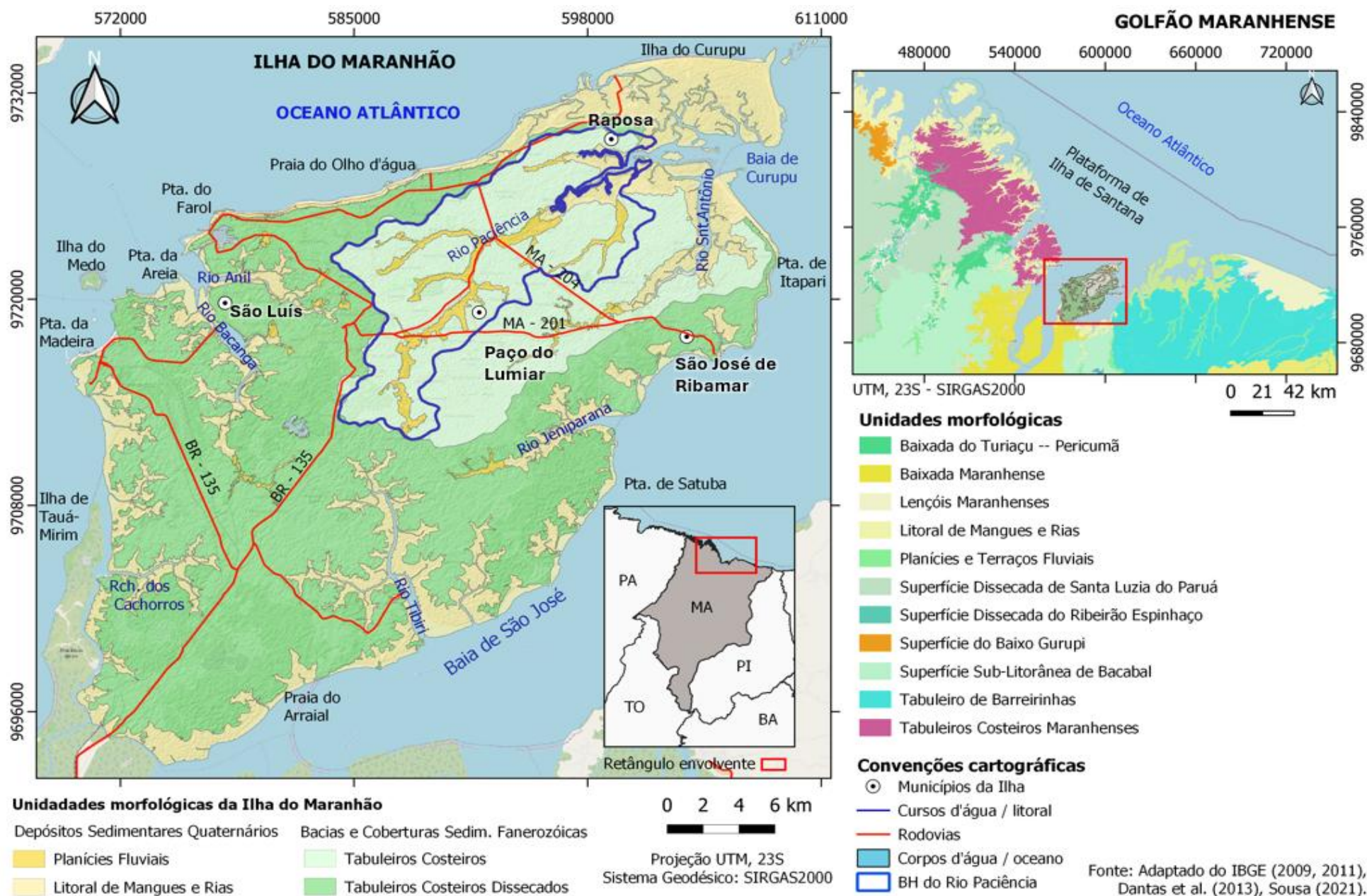
do atual, a superfície tabular cretácico-terciária foi moldada em baixos platôs dissecados ou transformada em relevo de colinas, com a formação de vales profundos no eixo central do Golfão Maranhense.

Ainda, segundo Ab'Saber (1960), com a transgressão flandriana ocorrida no atual período interglacial holocênico, houve um significativo preenchimento sedimentar da extensa depressão topográfica representada pelo Golfão Maranhense. Como resultado, os vales anteriormente escavados foram submersos, dando origem às atuais baías de São José e de São Marcos, que foram individualizadas pela presença da Ilha do Maranhão (Ab'Saber, 1960). Dessa forma, as baías de São José e de São Marcos configuram-se como os principais estuários dos rios Itapecuru e Mearim, estendendo-se por dezenas de quilômetros para o interior do continente. Toda a rede de drenagem que desemboca nessas vastas áreas é composta por canais meândricos divagantes, de moderada a alta sinuosidade, sujeitos periodicamente aos refluxos das macromarés do Golfão Maranhense (Ab'Saber, 1960; Barbosa; Novaes Pinto, 1973).

Atentando para o histórico de eventos geológicos-geomorfológicos na região, e objetivando caracterizar o relevo na região foram desenvolvidos estudos com a realização de mapeamentos dos ambientes costeiros do Golfão Maranhense, incluindo a Ilha do Maranhão. Entre esses estudos destaca-se os realizados por Andrade *et al.* (2007), Teixeira e Souza Filho (2009), Bezerra (2011), que resultaram em mapas geológico-geotécnicos e geomorfológicos para o Golfão e Ilha do Maranhão. O estudo desenvolvido por Silva (2012), por sua vez, adotou a taxonomia de Ross (2005) para a análise do relevo da Ilha do Maranhão, na escala 1:60.000, visando à compreensão de suas paisagens, com vistas ao planejamento ambiental.

Com base nesses estudos, e na taxonomia do mapeamento geomorfológico (IBGE, 2009), no mapa geomorfológico do Estado do Maranhão (IBGE, 2011) e no mapa de geodiversidade do Estado do Maranhão (Dantas *et al.*, 2013), Sousa (2021) elaborou o mapa de unidades morfológicas para a Ilha do Maranhão. Nesse sentido, considerando a fundamentação retratada, o mapa da **Figura 2.4**, destaca as principais unidades morfológicas do Golfão Maranhense com base nos estudos realizados pelo IBGE (2009, 2011), por Dantas *et al.* (2013), bem como, por Sousa (2021) para a Ilha do Maranhão, evidenciando-se a bacia hidrográfica do Rio Paciência. Descreve-se, as unidades existentes na Ilha do Maranhão atribuídas aos Depósitos Sedimentares do Quaternário e as Bacias e Coberturas Sedimentares do Fanerozoico.

Figura 2.4 - Unidades morfológicas da Ilha do Maranhão com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão



Fonte: elaborada pela autora (2025)

As unidades geomorfológicas que compõem os Depósitos Sedimentares do Quaternário na Ilha do Maranhão incluem as Planícies Fluviais e o Litoral de Mangue e Rias. Nesse contexto, Santos *et al.* (2004) descrevem o Golfão Maranhense como um “... grande e complexo sistema estuarino ...” (p. 1). Segundo Rosseti *et al.* (2008), trata-se de um “... corpo de água semifechado no qual ocorre mistura de processos fluviais e marinhos...”, frequentemente associado ao afogamento de vales fluviais e à significativa diluição da salinidade devido ao aporte de água doce (Suguio *et al.*, 1992). Sob essa perspectiva, e considerando a sua dimensão espacial, os estuários na zona costeira funcionam como uma extensão do sistema fluvial, apresentando uma morfologia alongada e tendo como limite continental a zona de máxima influência das correntes de maré Segundo Rosseti *et al.* (2008).

Nesse contexto, as Planícies Fluviais caracterizam-se como unidades geomorfológicas deposicionais, constituídas de sedimentos inconsolidados de idade holocênica, modelados predominantemente pelo clima, pelos agentes oceanográficos e pela ação humana e apresentam forte dinâmica em virtude dos fluxos constantes de matéria e energia (Teixeira *et al.*, 2009). Na área de estudo as Planícies Fluviais encontram-se bordejando toda a drenagem da bacia hidrográfica do Rio Paciência, evidenciando-se ao longo do rio principal.

Conforme Sousa (2021), as Planícies Fluviais abrangem uma área de 24,07 km² na Ilha do Maranhão. Segundo Teixeira e Souza Filho (2009), essas regiões caracterizam-se por serem áreas baixas, com altitudes variando entre 0 e 10 metros, sujeitas a inundações durante os períodos de grandes cheias. Elas se desenvolvem ao longo dos principais cursos d’água da ilha, incluindo os rios Paciência, Bacanga e Santo Antônio.

Segundo Silva (2012), as Planícies Fluviais encontram-se no interior da Ilha do Maranhão, contornando os canais fluviais, nos fundos dos vales. Em algumas áreas da ilha, ainda se tem uma vegetação residual em função da instalação de equipamentos urbanos residenciais, comerciais e industriais. Em geral, grande parte dessa vegetação já foi retirada o que tem gerado muitos problemas socioambientais relacionados às inundações.

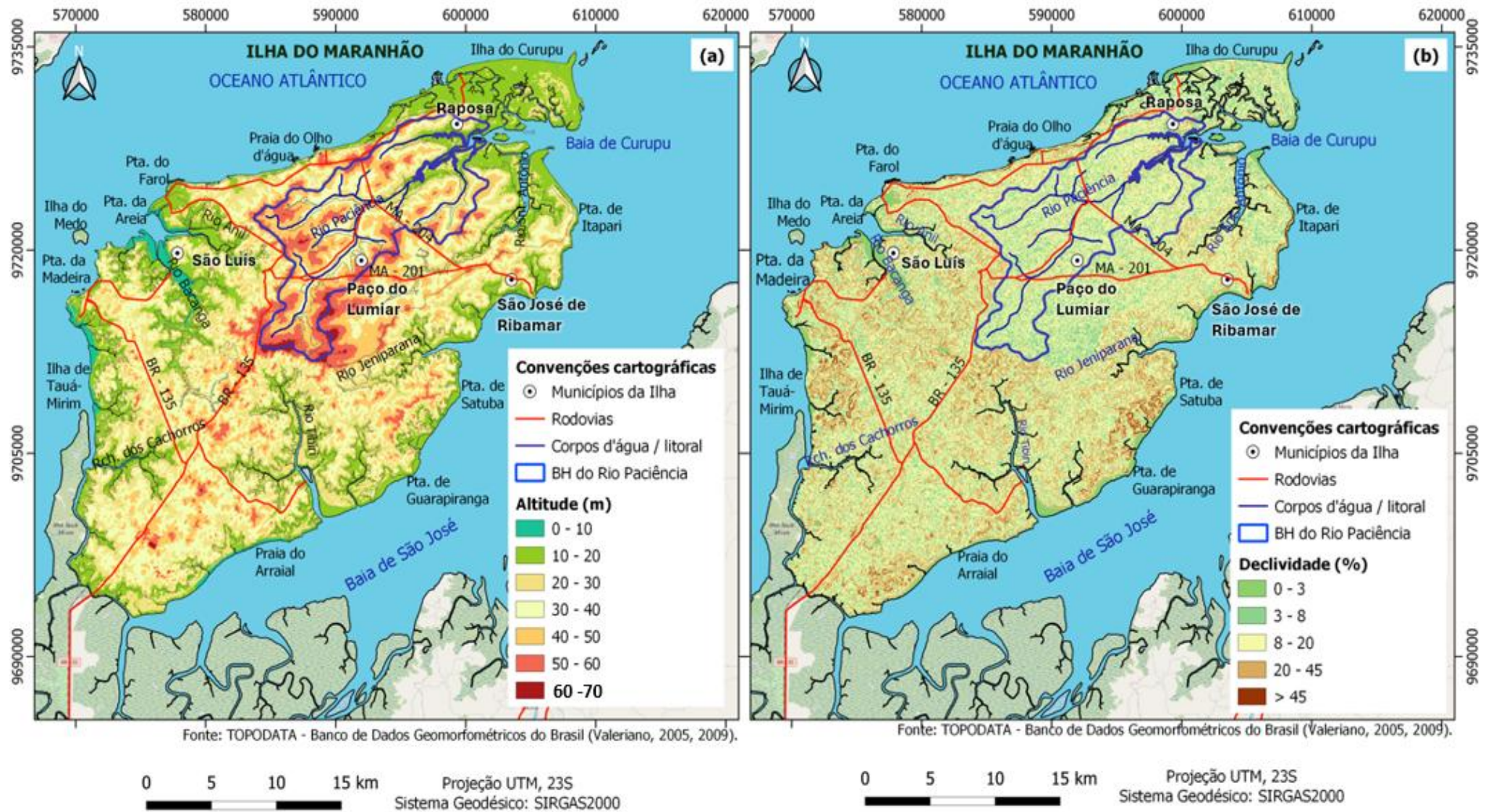
Quanto ao Litoral de Mangues e Rias, de acordo com Feitosa *et al.*, (2008), essas unidades abrangem uma área de 203,26 km², sendo mais extensa nos estuários dos rios Anil, Bacanga, Tibiri, Jeniparana, Paciência e na Ilha de Curupu, localizada a nordeste. A conformação dessa unidade resulta da hidrodinâmica da costa submersa, influenciada pelo fluxo e refluxo das marés, bem como pela ação dos ventos. Os processos marinhos e fluviomarinheiros atuantes na região são responsáveis pela formação de manguezais, vasas, apicuns, lagunas e falésias.

Os Tabuleiros Costeiros Maranhenses ocupam aproximadamente 672,83 km², correspondendo a cerca de 74% da área da Ilha do Maranhão (Sousa, 2021). Conforme Feitosa (2006; 2013), essa unidade geomorfológica é caracterizada por formas de relevo tabular e

subtabular, com bordas dissecadas em colinas de baixa, média e alta declividade, resultantes de processos erosivos que originaram vales pouco profundos. De acordo com Dantas *et al.* (2013), na área de estudo, esse compartimento de relevo subdivide-se em duas subunidades. A primeira, localizada na porção centro-norte da Ilha, é composta por extensos tabuleiros de baixa amplitude altimétrica, enquanto a segunda, situada na região centro-sul, apresenta tabuleiros intensamente esculpidos, configurando um relevo de baixos platôs dissecados, entalhados por canais com média densidade de drenagem.

Na Ilha do Maranhão, ainda, observa-se tabuleiros em uma condição mais intensamente esculpida em relevo de baixos platôs, denominados de Tabuleiros Costeiros Dissecados, que se encontram francamente entalhados por uma rede de canais de moderada densidade de drenagem (Dantas *et al.*, 2013). Essa unidade apresenta cotas entre 30 m e 70 m, com maiores elevações na parte centro-norte da ilha, como pode ser visto no alto curso da bacia hidrográfica do Rio Paciência, com altitudes acima de 60 m (**Figura 2.5a**). Apesar das declividades, observa-se claramente duas compartimentações na Ilha do Maranhão (**Figura 2.5b**), uma porção centro-nordeste, que abrange a bacia hidrográfica do Rio Paciência, com predomínio de declividades entre 0% e 3%, e outra, da porção centro-sudoeste com declividades superiores a 3%.

Figura 2.5 - Mapas geomorfológicos da Ilha do Maranhão com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Paciência: (a) altitude, (b) declividade.



Fonte: elaborada pela autora (2025)

2.4 Solos da Ilha do Maranhão

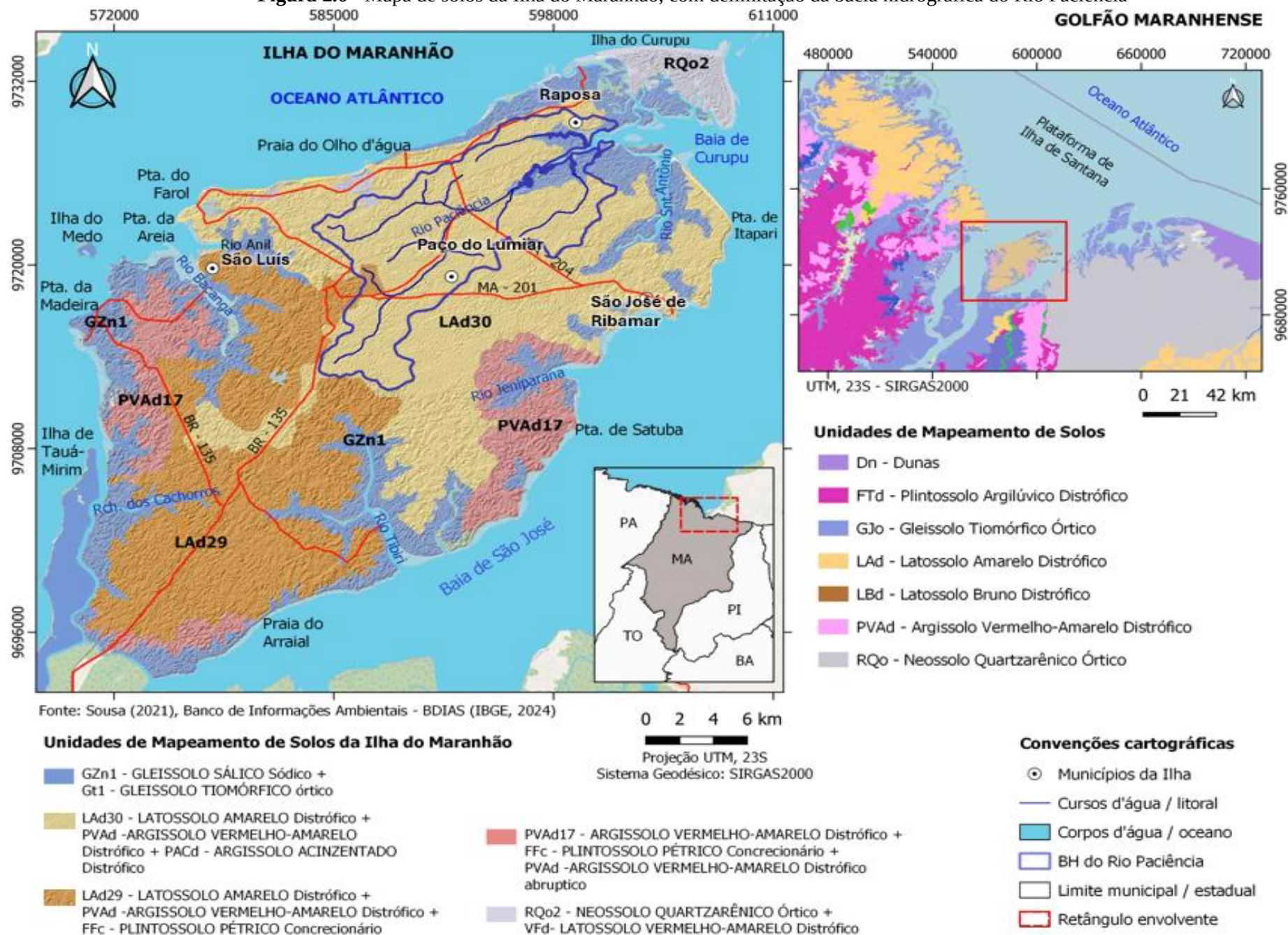
O mapa de solos da Ilha do Maranhão teve como base as informações do Banco de Dados do estudo de Caracterização dos Aquíferos na Ilha do Maranhão desenvolvido por Sousa (2021) e do Banco de Dados de Informações Ambientais - BDIAS (IBGE, 2024). A descrição das classes foi em concordância com o Manual Técnico de Pedologia do IBGE (2015), Lepsch (2002, 2011), o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (Embrapa, 2025), bem como, com as informações do Relatório Técnico de Pedologia do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Maranhão (ZEE) - Etapa Bioma Amazônico (IMESC, 2021) e Sousa (2021).

Diante do exposto, a **Figura 2.6** destaca as unidades de mapeamento de solos do Golfão Maranhense, incluindo a Ilha do Maranhão, evidenciando-se as unidades presentes na bacia hidrográfica do Rio Paciência através de sua delimitação. Na bacia hidrográfica do Rio Paciência ocorre de forma predominante o agrupamento das classes Latossolo Amarelo Distrófico + Argissolo Vermelho-Amarelo + Argissolo Acinzentado Distrófico, no domínio da unidade morfológica dos Tabuleiros Costeiros, cuja altitudes decorrerem entre os intervalos de 20 m e 30 m, e, 30 m e 40 m. São descritas as principais classes de solos com associações.

Os latossolos amarelos representam as classes de solos mais comuns na Ilha do Maranhão. Eles são encontrados em áreas formadas pelos litotipos do Grupo Barreiras e dos Sedimentos Pós-Barreiras, situadas ao longo dos Tabuleiros Costeiros Litorâneos. Segundo as pesquisas de Santos *et al.* (2018), IBGE (2015) e Lepsch (2002), esses solos são compostos por material mineral e apresentam um horizonte B latossólico. Seus componentes demonstram um elevado nível de intemperismo, com quantidades variadas de óxidos de ferro e alumínio, argilominerais, quartzo e outros minerais que são mais resistentes à intemperização, como as argilas tipo 1:1 (caulinita). Geralmente, são solos muito profundos, possuindo horizontes A, B e C, e mostram pouca diferenciação entre sub-horizontes, com transições que costumam ser difusas ou graduais. Em termos de drenagem, eles variam de bem a fortemente drenados (IMESC, 2021; Sousa, 2021).

Os argissolos são agrupamentos de solos minerais profundos e bem drenados, caracterizados por um aumento acentuado no teor de argila do horizonte superficial "A" para o horizonte subsuperficial "B". Essa variação evidencia a presença do horizonte diagnóstico B textural (Bt), podendo ou não apresentar cerosidade. A classificação da textura desses solos segue um sistema binário, podendo ser arenosa/média, média/argilosa ou argilosa/muito argilosa. Quando a diferença no teor de argila entre os horizontes "A" e "B" é abrupta, a nomenclatura utilizada é arenosa/argilosa ou média/muito argilosa. Além disso, é comum a ocorrência de adensamento de partículas entre 30 e 70 cm de profundidade, fenômeno identificado pela resistência à penetração com faca pedológica, o que caracteriza o chamado caráter coeso (Santos *et al.*, 2018).

Figura 2.6 - Mapa de solos da Ilha do Maranhão, com delimitação da bacia hidrográfica do Rio Paciência



Fonte: elaborada pela autora (2025)

Os argissolos vermelho-amarelos são solos característicos da Ilha do Maranhão, encontrados nas regiões leste, oeste e no extremo sul. Eles se desenvolvem nos Tabuleiros Costeiros Dissecados, em áreas de relevo ondulado, ou em associação com os Latossolos Amarelos. Esses solos apresentam um horizonte B textural (Bt), que é uma camada mineral subsuperficial com textura franco-arenosa ou mais fina, onde ocorre um aumento no teor de argila. A transição entre os horizontes A e Bt pode ser clara, abrupta ou gradual. Os argissolos apresentam profundidade variável e drenagem que varia de forte a imperfeita. Suas cores predominantes são avermelhadas e amareladas (Santos *et al.*, 2018; Sousa, 2021).

Conforme Sousa (2021), os Argissolos ocorrem de forma associada como as classes Plintossolo Pétricos, que solos formados em condições de restrição à infiltração da água gravitativa, especialmente em áreas com grande variação do nível do lençol freático, favorecendo a formação de plintita. Esse material é rico em óxidos de ferro ou em uma combinação de ferro e alumínio, apresentando-se na forma de camadas ou nódulos avermelhados. Quando exposto ao sol ou submetido à redução de umidade, esse processo leva ao desenvolvimento de concreções ferruginosas com formas e tamanhos variados. Os solos em questão correspondem aos antigos concrecionários lateríticos que, segundo Araújo *et al.* (1973), na área da folha SA.23, apresentam textura argilosa e arenosa, são medianamente profundos a profundos, bem drenados, com estrutura maciça e indiscriminada, ocorrendo predominantemente em relevos ondulados sobre litologias que variam do Cretáceo ao Neógeno (Sousa, 2021).

Os neossolos são solos jovens e pouco desenvolvidos, caracterizados por serem rasos ou pouco profundos e pela ausência de um horizonte B diagnóstico. Essa categoria de solos apresenta uma grande variedade de características físico-químicas, influenciadas diretamente pelo material de origem. De acordo com Santos *et al.* (2018), IBGE (2015) e Lepsch (2002), os neossolos são caracterizados por serem rasos ou pouco profundos. Essa categoria de solos apresenta uma grande variedade de características físico-químicas, influenciadas diretamente pelo material de origem.

Segundo Santos *et al.* (2018), os neossolos são constituídos por material mineral ou orgânico de pequena espessura, com ausência de alterações expressivas do material original, em virtude da baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos. A classe Neossolo Quartzarênico apresenta textura arenosa e francoarenosa em todos os horizontes até, no mínimo, a profundidade de 150 cm, a partir da superfície do solo ou até um contato lítico. Na Ilha do Maranhão, ocorrem ao longo do Litoral de Mangues e Rias, em ambiente de praias e dunas (Sousa, 2021).

Os gleissolos são solos minerais hidromórficos caracterizados por drenagem deficiente, formados a partir de sedimentos recentes sob forte influência do lençol freático. Essa condição cria um ambiente redutor, favorecendo a solubilização do ferro, o que se reflete em cores neutras dos

minerais de argila ou na precipitação de compostos ferrosos. A entrada de ar por meio de pequenos orifícios deixados por raízes ou organismos do solo pode resultar na oxidação e na formação de “mosqueados” (Santos *et al.*, 2018; Sousa, 2021).

O horizonte saturado ocorre nos primeiros 50 cm da superfície ou entre 50 e 150 cm, desde que imediatamente abaixo dos horizontes A, E ou hístico (superficial e predominantemente orgânico). A gleização é uma característica marcante, evidenciada por tonalidades acinzentadas e azuladas, além de mosqueados resultantes de processos de oxirredução (Sousa, 2021). Esses solos apresentam baixo grau de desenvolvimento, profundidade moderada e horizontes genéticos organizados em sequências como A e Cg ou A, Bg e Cg, típicas dos gleissolos háplicos (Santos *et al.*, 2018).

Na área de estudo, ocorre os gleissolos sálicos sódicos de forma associada aos gleissolos tiomórficos órticos, de modo mais expressivo no baixo curso da bacia, no domínio da unidade morfológica Litoral de Mangues e Rias, e de acordo com Sousa (2021), ainda às margens do Rio Paciência - na Planície Fluvial - ocorrem os gleissolos tiomórficos, cujo caráter órtico corresponde àqueles que não se enquadram no caráter húmico (horizonte superficial escuro e espesso com baixos teores de cálcio trocável).

2.5 Uso e Cobertura Vegetal do Solo na Ilha do Maranhão

Historicamente, a ocupação da Ilha do Maranhão teve início em 1612, quando os franceses fundaram a cidade de São Luís, concentrando sua expansão inicialmente no setor noroeste da ilha, atualmente denominado Centro Histórico. A partir de então, o crescimento demográfico na Ilha do Maranhão se intensificou, e a urbanização ocorreu de forma espontânea. Nesse contexto, em decorrência do crescimento demográfico e de incentivos da união, por meio do Banco Nacional de Habitação (BNH), foi instituída a Companhia de Habitação Popular do Maranhão (COHAB-MA) pela Lei nº 2.637/66. Entre 1967 e 1970, a COHAB-MA construiu três conjuntos habitacionais - Anil I, Anil II e Anil III - em áreas afastadas do centro urbano. Essa expansão gerou grandes vazios urbanos, demandando investimentos em infraestrutura, abastecimento, saneamento e transporte. Como consequência, essas regiões foram valorizadas e impulsionaram a criação de empregos (Ferreira, 2014).

Na década de 1970, a cidade de São Luís passou por uma transformação com a construção de 55 conjuntos residenciais, viabilizados pelo Estado por meio da COHAB-MA, pelo Instituto de Previdência do Estado do Maranhão - IPEM, por cooperativas habitacionais e da Caixa Econômica Federal como parte do Programa Nacional de Capitais e Cidades de Porte Médio instituído pela Política Nacional de Desenvolvimento Urbano - PNDU (Ferreira, 2014). Além disso houve uma ampliação de suas áreas urbanas, que foram impulsionadas pela construção da ponte do

Governador José Sarney e da Barragem do Bacanga. Essas obras eliminaram o isolamento que os rios Anil e Bacanga impunham ao núcleo histórico de São Luís (Sousa, 2022).

Os conjuntos habitacionais da COHAB foram construídos em diferentes períodos: o COHAB-Anil I em 1967, o COHAB-Anil II em 1968, o COHAB-Anil III em 1969, o COHAB-Anil IV em 1975, o Turu I em 1979 e o COHATRAC I em 1977. A Cidade Operária foi inaugurada em 1986. No município de Paço do Lumiar, foi criado o conjunto Maiobão em 1980. Já em São José de Ribamar, o complexo habitacional Parque Vitória surgiu em 1991, após o desmembramento do município de Paço do Lumiar. No que se refere a grandes projetos habitacionais nesse território, destacam-se o Residencial Pirâmide, destinado à população de baixa renda, e o condomínio Alphaville, voltado para a alta classe social, ambos construídos na primeira década dos anos 2000 (Alencar, 2023).

Segundo Ferreira (2014), apesar da construção dos conjuntos habitacionais, também houve a expansão de alternativas de moradia por meio de palafitas e áreas de ocupação (84 desenvolvidas entre 1974 e 1998), o que contribuiu significativamente para o crescimento horizontal de forma não planejada em São Luís. Além disso, a fragmentação da mancha urbana nas regiões onde esses conjuntos foram implantados impulsionou a ação de especuladores fundiários, resultando na concentração inicial dos loteamentos em São Luís e, posteriormente, na sua expansão para os municípios de Paço do Lumiar, Raposa e São José de Ribamar.

Conforme relata Sousa (2022), a expansão urbana em São Luís, que abrange uma área de 52,22 km², direcionou-se desde o núcleo original da cidade em rumo à parte central da ilha. No ano de 1984, o crescimento urbano chegou a 62,53 km², impulsionado pela abertura de novas vias, pela ampliação da zona industrial e pelas políticas habitacionais implementadas. Entretanto, em 1995, houve uma diminuição na expansão urbana, totalizando 58,38 km². Essa queda foi atribuída, entre outros fatores, à crise das políticas habitacionais (Burnett, 2002) e à promulgação da Lei Municipal nº 3.253, de 29 de dezembro de 1992, que estabeleceu diretrizes para o zoneamento, parcelamento, uso do solo urbano, regulamentando assim o “urbanismo espontâneo” da cidade (Espírito Santo, 2006).

Em 2006, conforme Sousa (2022), a urbanização se expandiu em 68,75 km² nas áreas periféricas de São Luís, refletindo um processo de turbulência urbana impulsionado, possivelmente, pela implementação da Lei Complementar Estadual nº 38, datada de 12 de janeiro de 1998, que estabeleceu a Região Metropolitana da Grande São Luís. Em 2010, essa expansão foi observada, principalmente, em São José de Ribamar e Paço do Lumiar, associada aos condomínios do Programa “Minha Casa, Minha Vida”, que atraiu um contingente populacional numeroso para esses municípios (IPEA, 2015).

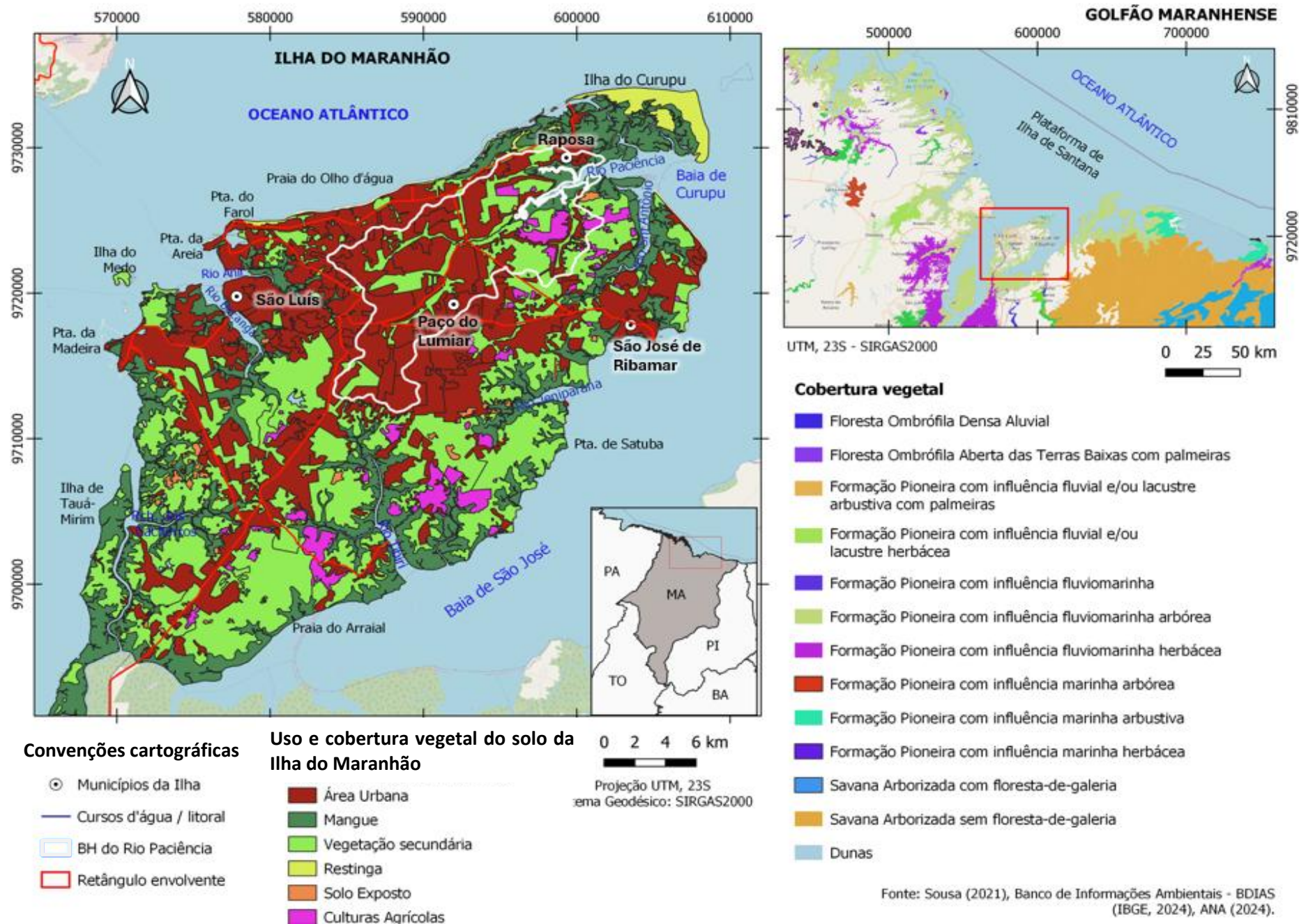
Nessa conjuntura, observa-se que o processo de ocupação da bacia hidrográfica do Rio Paciência ocorreu de maneira natural, não planejada, acompanhando a expansão urbana de São Luís e iniciando-se a sudoeste de sua área. No ano 2000, essa ocupação se intensificou, deslocando-se para as áreas centro-norte e nordeste da bacia, com a criação de loteamentos e alguns condomínios fechados voltados para a população de classe média e popular, especialmente nos bairros do Turu e Araçagy. Em 2009, esse processo foi ainda mais acelerado com a implementação do programa habitacional “Minha Casa, Minha Vida”, do Governo Federal, concentrando-se principalmente nas regiões nordeste e leste, correspondentes ao baixo curso do Rio Paciência. Essas áreas, caracterizadas por menor urbanização, localizam-se nas proximidades dos bairros Iguaíba, Maioba e Mocajutuba, no município de Paço do Lumiar (Alencar, 2023).

Atualmente, a bacia hidrográfica do Rio Paciência apresenta a ocupação do solo predominantemente por áreas urbanas, abrangendo 48,76 km². Além disso, incluem-se formações florestais que totalizam 15,59 km², compostas por manguezais e restingas, que juntos ocupam 4,65 km². A vegetação secundária cobre uma extensão adicional de 30,18 km² (**Figura 2.7**). Especificamente, existem remanescentes de vegetação em sua parte superior (no Aeroporto Internacional Marechal Cunha Machado), na região média (dentro da Área de Proteção Permanente do Parque Estadual do Itapiracó) e na parte inferior, com a ocorrência de manguezais no baixo curso do Rio Paciência, bem como, da presença de culturas agrícolas com destaque para o cultivo de arroz, milho, banana, abacaxi, macaxeira, dentre outros, por famílias locais.

De acordo com o Gerenciamento Costeiro do Maranhão - GERCO (Pereira, 2010), no baixo curso da bacia hidrográfica do Rio Paciência, na área situada no Porto de Salina ocorrem espécies predominantes de manguezais, como o mangue vermelho (*R. mangle* L.), com uma altura média de 12 m e circunferência entre 40-60 cm, e branco (*L. racimosa* GAER), seguidos pelo siriba (*A. germinans* JACQUES). Ainda nessa área foram observados exemplares de mangue preto (*Conocarpus erectus* L.), com estrato arbóreo. Segundo Costa (1996) o mangue preto (*C. erectus* L.) é uma espécie típica de transição entre o médio e supra litoral.

As formações de restinga manifestam-se de forma mais significativa no nordeste da Ilha do Maranhão, destacando-se a praia de Panaquatira, no baixo curso da bacia hidrográfica do Rio Paciência, no município de São José de Ribamar, bem como, as praias de Carimã, do Canto e de Curupu, situadas no município de Raposa (Machado, 2016). Entre as espécies vegetais típicas dessas áreas, encontram-se o *Anacardium occidentale* (cajueiro), *Byrsonima crassifolia* (murici), *Euterpe oleracea* (açazeiro), *Mauritia flexuosa* (buritizeiro) e *Spondias lutea* (cajazeira) (Cabral-Freire e Monteiro, 1993).

Figura 2.7 - Uso do solo e cobertura vegetal da Ilha do Maranhão, com delimitação da bacia hidrográfica do Rio Paciência.



Fonte: elaborada pela autora (2025)

As restingas correspondem às comunidades vegetais relacionadas aos depósitos de areia da costa que se formaram durante o período quaternário, além dos ambientes rochosos à beira-mar. Essas comunidades são chamadas de edáficas porque sua formação depende mais das características do solo do que do clima. Elas podem ser encontradas em praias, cordões de areia, dunas, depressões e nas transições para áreas vizinhas. Dependendo da vegetação predominante, essas comunidades podem ter diferentes camadas, como herbáceas, arbustivas e arbóreas, sendo essas últimas mais internas (IBGE, 2012).

Em relação a vegetação secundária ou capoeira, ocorre de forma mais abrangente no setor centro sul da Ilha do Maranhão, e na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência em seu baixo curso. Segundo IBGE (2012), essa cobertura vegetal engloba as florestas e campos originais alterados até as formações florestais espontâneas secundárias. Os ecólogos, por sua vez, entendem vegetação secundária como a comunidade de plantas de sucessão que ocorre após perturbação (Brown; Lugo, 1990).

Em uma definição ampla, floresta secundária é a vegetação arbóreo-arbustiva que se desenvolve secundariamente por meio da regeneração natural, após um distúrbio que elimina mais de 90% da cobertura vegetal primária (Davis *et al.*, 1998). De acordo com Costa (2004) e Salomão *et al.* (2012), as florestas secundárias ou capoeiras são aquelas resultantes de processo natural de regeneração da vegetação, em áreas onde no passado houve corte raso da floresta primária. Nesses casos, quase sempre as terras foram temporariamente usadas para agricultura ou pecuária e a floresta ressurgiu espontaneamente após o abandono destas atividades.

No baixo curso da bacia hidrográfica do Rio Paciência, conforme estudos realizados pelo GERCO (Pereira, 2010), devido a ocupação antrópica na área, existem poucas espécies de vegetação secundária, destacando-se: o angelim (*Andira fraxinifolia* Benth. - Fabaceae), janaúba (*Himatanthus drasticus* (Mart.) Plumel. - Apocynaceae), caraoba (não identificada), tucum (*Astrocaryum vulgare* Mart. - Arecaceae), babaçu (*Orbignya phalerata* Mart. - Arecaceae), murici (*Byrsonima crassifolia* (L.) H.B.K. - Malpighiaceae), juçara (*Euterpe oleracea* Mart.), cajá (*Spondias monbim* L. Anacardiaceae), pitomba (*Talisia esculenta* (St. Hill.) Radik. - Sapindaceae), caju (*Anacardium occidentale* L. - Anacardiaceae), embaúba (*C. glaziovii* Snethlage - Cecropiaceae), buriti (*M. flexuosa* L. - Arecaceae) e jatobá (*Hymenaea courbaril* L. - Fabaceae).

2.6 Características Climáticas da Ilha do Maranhão

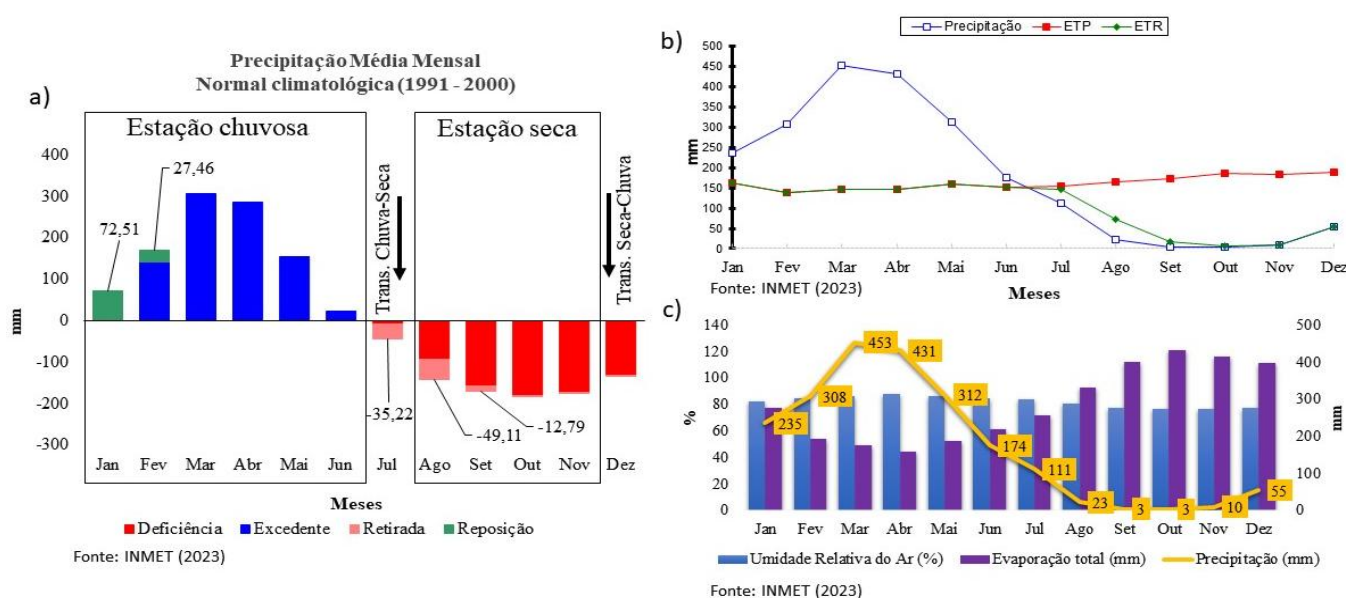
A Ilha do Maranhão encontra-se inserida, segundo a classificação climática de Koppen, em um clima Tropical de Savana (Aw), com inverno seco, com total anual de precipitação pluviométrica de 2.142 mm; com temperatura média anual variando entre 18 °C e 26,8 °C (Sousa, 2021). As estações definem-se em: chuvosa (janeiro a julho) e seca (agosto a dezembro). O mês

de julho na estação chuvosa destaca-se como de transição (da estação chuvosa/seca), e dezembro inserido na estação seca, igualmente de transição (da estação seca/chuvosa).

Tendo em vista a classificação climática de Thornthwait (Ayaode, 1996; Pereira *et al.*, 2002), o clima no estado do Maranhão segundo Sousa (2021), classifica-se do tipo AwA'a, a saber: superúmido (A), com índice de umidade efetiva superior a 100; déficit moderado de umidade no inverno (w), explicado pelo índice de aridez entre 16,7 e 33,3; megatérmico (A'), com evapotranspiração potencial anual acima de 1.440 mm, sendo 48% concentrada nos três meses mais quentes do ano (a').

Como exemplo da classificação climática de Thornthwait (**Figura 2.8**), a partir dos dados da estação 82280 (INMET, 2023), da normal climatológica de 1991 - 2020 e considerando a capacidade de água disponível no solo (CAD) de 100 mm (Pereira *et al.* 2002), verifica-se, que na estação chuvosa, entre os meses de janeiro a junho, ocorre excedente hídrico, com acumulado total da precipitação (PRE) de 1.913 mm, em relação a evapotranspiração potencial (ETP) de 903 mm, resultando em ganhos (valores positivos) no mês de janeiro de 75,51 mm, e fevereiro de 27,46 mm, como mostra a **Figura 2.8a**.

Figura 2.8 - Balanço hidroclimático: a) Deficiência, Excedente, Retirada e Reposição; b) Precipitação, Evapotranspiração Potencial (ETP) e Evapotranspiração Real (ETR), c) Evaporação total, umidade relativa do ar e precipitação (PRE), a partir dos dados da normal climatológica de 1991-2020 da estação 82820 (INMET, 2023).



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Na estação chuvosa, as chuvas do trimestre março-abril-maio acumulam um percentual de 56% em relação ao total anual, com o mês de março destacando-se com 453 mm. Na estação seca, os meses de setembro e outubro, destacam-se com menores índices pluviométricos, em média, de

3 mm mensal. No período (janeiro a junho) não há falta de água, sendo a ETP igual ETR. Corroborando com esse comportamento, o gráfico da **Figura 2.8b**, mostra que a evaporação total (EVT) é inferior a precipitação (PRE), com umidade relativa do ar em média de 85%. Não obstante, no período de julho a dezembro, verifica-se, decréscimo da PRE, sendo a ETP > PRE em todos os meses, resultando em deficiência hídrica, com retirada de água do solo, com valores negativos mais significativos nos meses de julho, agosto e setembro (-35,22 mm, - 49,11 mm e - 12,79 mm).

Diante do exposto, entende-se, que as condições climáticas são bem definidas pelos elementos principais do clima, como: precipitação, umidade, temperatura, dentre outros, e para melhor percepção destes, importante a transcrição dos fenômenos ou sistemas atmosféricos que os determinam e que são atuantes, principalmente, como produtores de chuvas. Neste contexto, segundo Pereira *et al.* (2002), a ilha por situar-se próximo a uma grande região de calmaria ou depressões barométricas tropicais está sujeita a atuação de sistemas produtores de tempo, que oscilam entre os paralelos 12° ao norte e 6° ao sul, e a alguns sistemas que atuam na Região Nordeste, e, portanto, condicionam a produção das chuvas na Ilha do Maranhão.

Considerando as condições climáticas na região, os autores: Gan e Kousky (1986), Hendon Liebmann (1990); Cohen *et al.* (1995), Satyamurty (1998), Molion e Bernardo (2002), Silva (2005) e Coelho *et al.*, (2015), Menezes (2016), Cordeiro *et al.* (2018), Sousa (2021), mencionam os fenômenos atuantes no estado, com destaque aos produtores de chuvas, a saber: Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), Distúrbios Ondulatórios de Leste (DOL), Complexos Convectivos de Mesoescala (CCMs); Vórtices Ciclônicos em Altos Níveis (VCANs), e a Oscilação Madden-Julian (OMJ), El Niño-Oscilação Sul (ENOS), entre outros. Na **Figura 2.9** são apresentados fenômenos atuantes ao longo do ano, podendo ocorreu um ou mais no mês (NUGEO, 2023). Descreve-se, os principais atuantes na ilha, incluindo:

ZCIT - corresponde à região de confluência dos ventos alísios de sudeste provenientes do Hemisfério Sul com os de nordeste provenientes do Hemisfério Norte e é caracterizada por intensa atividade convectiva (Kousky, 1988; Cohen *et al.*, 1995).

ZCAS - é uma região de convergência de umidade em baixos e médios níveis que ocorre em uma faixa orientada de noroeste a sudeste atravessando o Brasil. Geralmente esta região está associada com abundante nebulosidade e precipitação que atua no mínimo três dias e ocorre nos meses de outubro a abril (Cavalcanti *et al.*, 1982).

DOL - também chamados de Ondas de Leste – são perturbações no campo de vento e pressão que atuam na faixa tropical do globo terrestre, em área de influência dos ventos alísios, que se deslocam desde a costa da África até o litoral leste do Brasil (Cordeiro *et al.*, 2018).

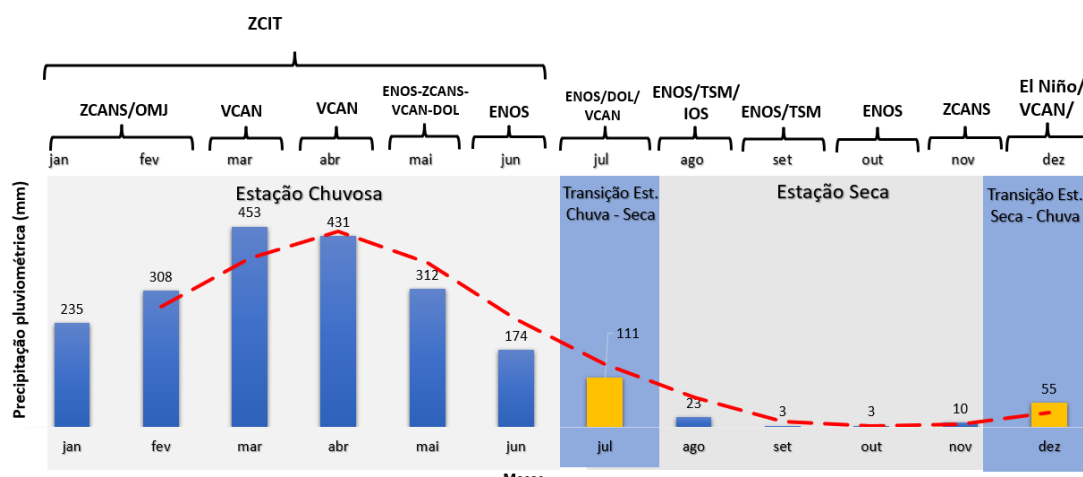
CCMs - caracterizam-se como um conjunto de nuvens convectivas, apresentando forma circular e crescimento vertical em um intervalo de tempo entre 6 a 12 horas, associando-se frequentemente com eventos de precipitação intensa (Maddox, 1980).

VCAN - é um sistema de baixa pressão atmosférica, de escala sinótica, que se forma na média e alta troposfera (entre 5 e 13 quilômetros de altitude). Pode tanto inibir quanto causar chuvas (Cavalcanti *et al.*, 2009).

MADDEN-JULIAN - é a principal variabilidade na escala intrasazonal da atmosfera tropical, correspondendo a distúrbios atmosféricos que se propagam para leste e possuem um intervalo de tempo de 30 a 60 dias. Desempenham papel fundamental na precipitação na região tropical do globo (Madden; Julian, 1994).

El Niño-Oscilação Sul (ENOS): El Niño e La Niña - o **El Niño** é o aquecimento anormal das águas superficiais da porção equatorial do Oceano Pacífico e que altera o padrão de clima em vários lugares do globo, incluindo o Brasil. Pode causar inibição das chuvas e elevação da temperatura no Nordeste do Brasil, assim como apresentar um cenário de chuvas acima da média na região sul do Brasil, e **La Niña** - é um fenômeno climático com características opostas ao EL Niño, ou seja, apresenta um resfriamento anormal nas águas superficiais do Oceano Pacífico Equatorial (Cavalcanti *et al.*, 2009).

Figura 2.9 - Atuação dos Fenômenos atmosféricos produtores de chuva na Ilha do Maranhão.



Fonte dos dados de chuva: Normal Climatológica de 1991 - 2020 (INMET, 2023)

Nota: TMS – Temperatura da Superfície do Mar (anomalias); IOS – Índice Negativo de Oscilação Sul

Fonte: elaborado pela autora (2025).

Considerando a influência dos fenômenos atmosféricos, segundo Menezes (2009), o município de São Luís é caracterizado por uma marcha estacional das chuvas, que é basicamente influência pela ZCIT, que reflete em três meses com precipitações máximas, cujo percentual equivale a 55% (porcentagem de precipitação máxima em 3 meses consecutivos), sendo os meses de fevereiro-março-abril, resultando em excedentes hídricos. Segundo o NUGEO (2023), o mês

de janeiro de 2023 foi marcado por incursões ao norte do estado, de instabilidade atmosférica associada a um posicionamento levemente anormal ao sul da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), o que provocou boas chuvas no litoral com destaque para a região metropolitana de São Luís, que foi a região do estado que apresentou o maior índice pluviométrico.

Por outro lado, meses de transição, julho e dezembro, são influenciados de forma significativa pelos fenômenos de brisas marítimas, linhas de instabilidade, termodinâmica local e pelo VCAN (no mês de dezembro). O mês de dezembro enquadra-se como seco, devido aos menores acumulados decendiais², tendo registro de déficit hidrológico, com a precipitação inferior a evapotranspiração neste período, ocorrendo pouca retirada de água do solo (Menezes, 2009).

2.7 Recursos Hídricos da Ilha do Maranhão

O Estado do Maranhão na conjuntura das 12 regiões hidrográficas nacional, definidas pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) na Resolução nº 32 de 2003, encontra-se inserido na Atlântico Nordeste Ocidental (ANA, 2022) constituída pelas unidades hidrográficas dos Rios Gurupi, Itapecuru, Mearim Litorânea MA e Litorânea MA-PA, e na do Parnaíba, pelas unidades hidrográficas do Alto, Médio e Baixo Parnaíba. No contexto da região do Atlântico Nordeste Ocidental, a Ilha do Maranhão encontra-se inserida na Unidade Hidrográfica do Itapecuru (**Figura 2.10**).

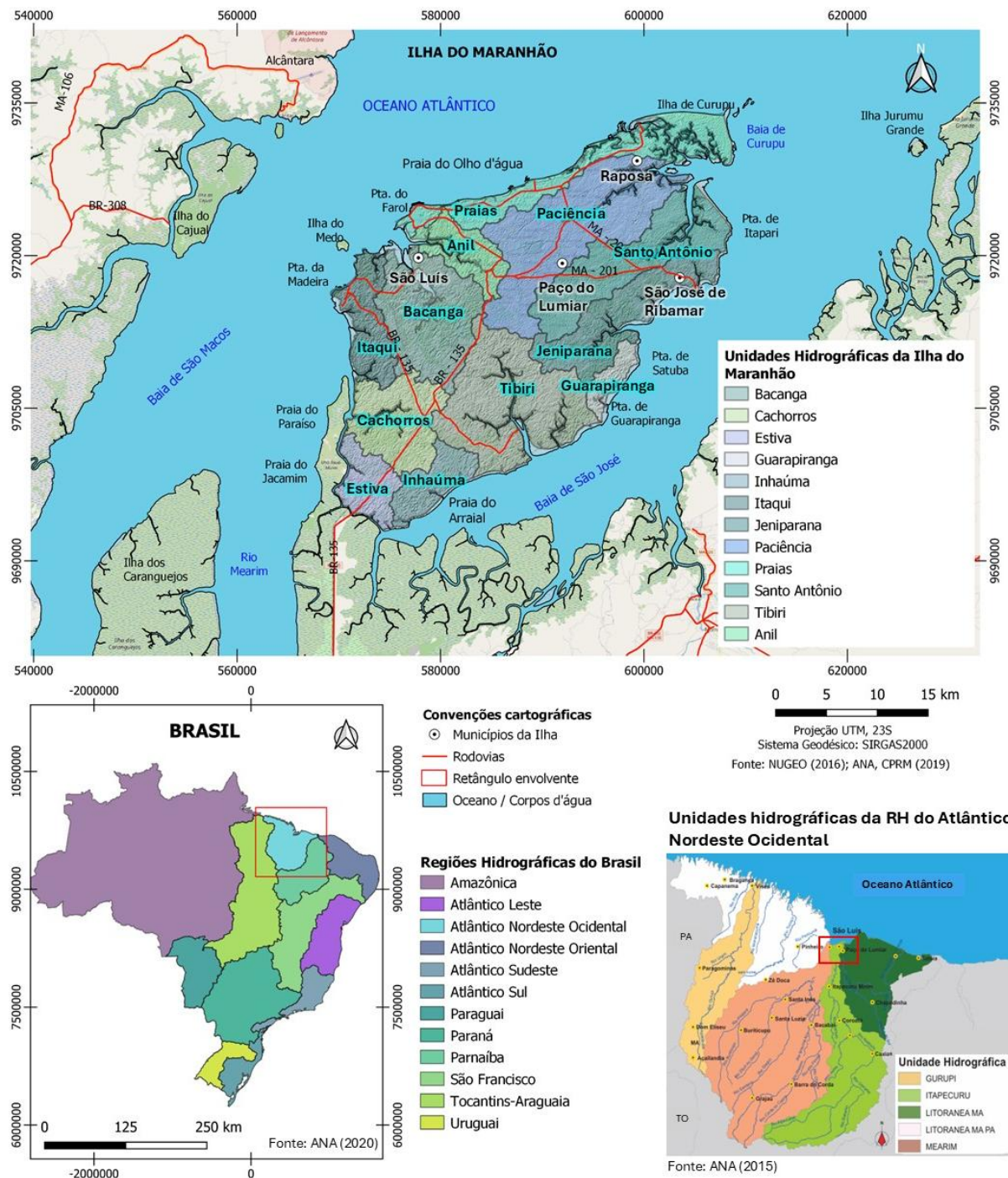
De acordo com ANA (2022), a bacia hidrográfica do Rio Itapecuru é marcada pelo uso urbano da água, que representa a maior parte em comparação aos outros usos (48%), sendo a região metropolitana de São Luís uma das principais responsáveis por essa demanda. Embora represente apenas 7%, a demanda do setor industrial também tem um papel relevante nessa unidade. A concentração mais significativa de atividades industriais na bacia deve-se à presença do Distrito Industrial de São Luís e dos projetos mineradores da Companhia Vale e da Alumínio do Maranhão - Alumar.

No contexto da Ilha do Maranhão, são 12 as unidades hidrográficas formadas pelas bacias hidrográficas dos rios Bacanga, Cachorros, Estiva, Guarapiranga, Inhaúma, Itaqui, Jeniparana, Paciência, Santo Antônio Tibiri e Anil, e pela região das Praias. A bacia hidrográfica do Rio Paciência apresenta uma área territorial de 150,51 km² (NUGEO, 2016), abrangendo quatro municípios São Luís, São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Raposa. Seu rio principal, com comprimento aproximado de 27 km, nasce na porção central da Ilha do Maranhão, entre os bairros São Cristóvão e Santa Bárbara, a uma altitude de aproximadamente 56 m, com foz na Baía de Curupu (Pinheiro *et al.*, 2025).

² Decêndio: Equivale ao período de 10 (dez) dias. O primeiro decêndio é os dez primeiros dias consecutivos do mês. O segundo equivale o dia 11 até o dia 20, e assim por diante até o dia 30 ou 31 (INMET, 2009).

A bacia hidrográfica do Rio Paciência é classificada como uma bacia de 5ª ordem na hierarquia dos cursos de água, sendo contígua à unidade hidrográfica das Praias e às bacias dos rios Anil e Santo Antônio. Apresentando um padrão de drenagem do tipo dendrítico, a bacia possui, entre os seus principais afluentes pela margem direita, os rios Itapiracó, Turu, Santa Rosa, Saramanta, Prata e Miritiua. Pela margem esquerda, destacam-se os igarapés Iguaiá, Cristóvão, Cajueiro, Maiobão, Genipapeiro e Cumbique, entre outros.

Figura 2.10 - Unidades hidrográficas da Ilha do Maranhão.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Segundo Sousa (2021), as bacias hidrográficas dos rios Paciência e Santo Antônio abrangem uma área estimada em 250 km² (NUGEO, 2016) e concentram cerca de 42% da população da Ilha do Maranhão. A ocupação dessas áreas, conforme citado, intensificou-se a partir da década de 1970, impulsionada por políticas habitacionais direcionadas às camadas de média e baixa rendas (Burnett, 2002). Atualmente, estas unidades hidrográficas abrigam a maior parte dos empreendimentos imobiliários da ilha. Os cursos principais dessas bacias foram classificados como “grande área produtora” (Acqua-Plan, 1972), apresentando poços com vazão máxima de até 100 m³.h⁻¹ (Rodrigues *et al.*, 1994). Entre os principais problemas ambientais identificados estão: especulação imobiliária, desmatamento da vegetação ciliar, assoreamento, despejo de efluentes domésticos e a presença de lixões nos municípios de São José de Ribamar (nas localidades de Canavieira/Timbuba) e Paço do Lumiar (entre Pindoba e Iguaíba), conforme relata o IMESC (2011).

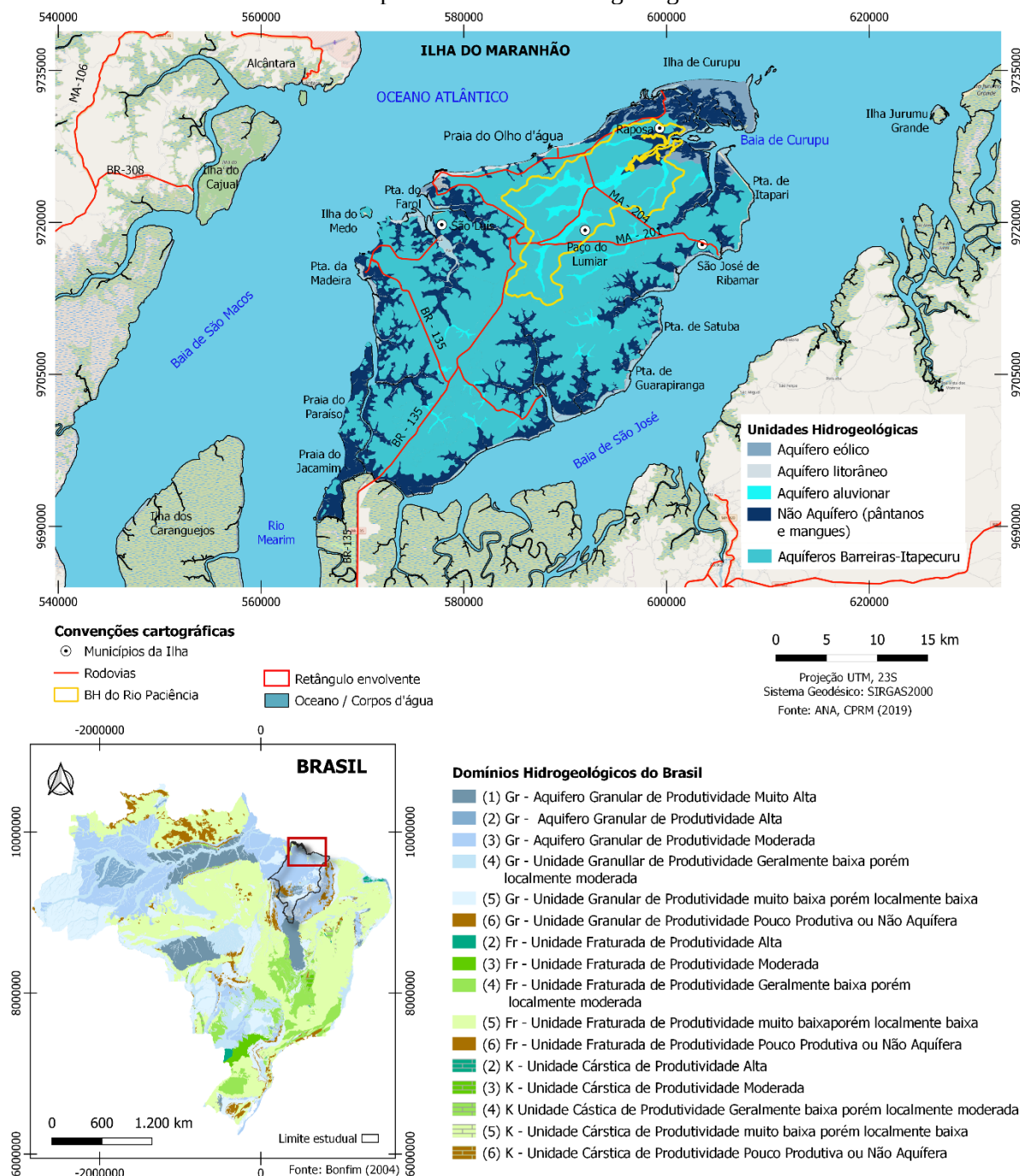
No que concerne às águas subterrâneas, o Estado do Maranhão segundo, Diniz *et al.* (2014), é constituído predominantemente por aquíferos intergranulares ou porosos, representados por formações nas quais as águas se acumulam nos espaços entre os grãos do arcabouço da rocha e circula através destes vazios. Esta unidade ocorre em rochas sedimentares consolidadas, sedimentos não consolidados e materiais arenosos decompostos. Geralmente constituem aquíferos importantes, pelo grande volume de água que podem armazenar, e por normalmente ocorrerem de forma contínua e abranger grandes áreas, nos terrenos arenosos, com elevada permeabilidade. Segundo Sousa (2021), no Estado do Maranhão, o domínio poroso ocupa 93,5% do seu território e concentra 18 aquíferos aflorantes.

Neste contexto, a Ilha do Maranhão, localizada no Norte do Estado, abriga aquíferos intergranulares associados às Formações Cenozoicas e às Bacias Sedimentares (**Figura 2.11**). De acordo com Bomfim (2004), as Formações Cenozoicas são compostas por conjuntos de rochas sedimentares com variadas composições e espessuras, que se sobrepõem a formações geológicas mais antigas. Dependendo da espessura e da proporção entre areia e argila dessas unidades, os poços tubulares perfurados podem apresentar vazões significativas. No entanto, é comum que os poços localizados nesse domínio captem água dos aquíferos sotopostos. Este domínio inclui depósitos associados temporalmente ao Quaternário, Paleogeno/Neogeno, como aluviões, coluviões, depósitos eólicos, areias litorâneas, depósitos flúvio-lagunares, arenitos de praia e depósitos de leques aluviais. Também engloba coberturas detríticas, detrito-lateríticas variadas e coberturas residuais.

No domínio hidrogeológico das Formações Cenozoicas, o Grupo Barreiras é predominante como unidade litoestratigráfica com média a alta favorabilidade de ocorrência, com alternância litológica de sedimentos arenosos, argilosos e areno-conglomeráticos, com bruscas variações

laterais de fácies. Possui espessuras variáveis, sendo que localmente podem ultrapassar os 70 metros, com água de boa qualidade (Bomfim, 2004; Diniz *et al.*, 2014).

Figura 2.11 - Hidrogeologia da Ilha do Maranhão, com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Paciência e para os domínios hidrogeológicos do Brasil.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

O domínio hidrogeológico das Bacias Sedimentares corresponde às formações compostas por sequências de rochas sedimentares - frequentemente associadas a episódios vulcânicos, ainda que não necessariamente predominantes - que constituem as unidades geotectônicas conhecidas como Bacias Sedimentares. Segundo a definição de domínio adotada, incluem-se

preferencialmente as bacias fanerozoicas, nas quais não ocorreram processos de metamorfismo. Do ponto de vista hidrogeológico, estas bacias destacam-se pelo seu elevado potencial, funcionando como os principais reservatórios de águas subterrâneas. Tal fato deve-se à grande espessura dos sedimentos acumulados e à elevada porosidade e permeabilidade das suas litologias, o que permite a captação de vazões consideráveis (Diniz *et al.*, 2014).

Na Ilha do Maranhão, o **Aquífero Itapecuru** encontra-se subjacente ao Aquífero Barreiras, nas regiões correspondentes às unidades morfológicas dos Tabuleiros Costeiros e Tabuleiros Costeiros Dissecados. Estas unidades morfológicas são margeadas pelas unidades hidrogeológicas dos Sedimentos Pós-Barreiras, que incluem o aquífero eólico e o aquífero litorâneo. O aquífero aluvionar destaca-se ao longo do leito do Rio Paciência. A descrição dessas unidades baseia-se nas folhas cartográficas SA-23-Z-A (São Luís) e SA-23-X-C (Cururupu), conforme apresentado por Rodrigues *et al.* (1994).

O Aquífero Itapecuru é constituído por arenitos avermelhados e esbranquiçados, médios a grossos, pouco argilosos, quartzosos, pintalgados de caulim. Apresenta estratificações cruzadas de grande porte e plano-paralelas, e pequenas intercalações de siltitos e folhelhos avermelhados (Rodrigues *et al.*, 1994). Em função dessas características litológicas, no âmbito da Bacia do Parnaíba, esse aquífero apresenta fraco potencial hidrogeológico, no entanto, no contexto das folhas citadas apresenta-se como a principal fonte de captação de água subterrânea para poços com demanda inferior a $40 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e profundidade de até 250 m (Rebouças; Silva, 1972). Sua recarga ocorre predominantemente por infiltração direta das precipitações pluviométricas até a zona de saturação, com descarga parcial por interfluxo (pela presença de pelitos), e pelos rios que a drenam (Rodrigues *et al.*, 1994).

De acordo com Rodrigues *et al.* (1994), os poços perfurados no Aquífero Itapecuru apresentam em média, profundidade de 85 metros, nível estático de 19 metros e vazão de exploração de $13 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Em São Luís, onde se concentra o maior número de poços, existe a possibilidade de a descarga superar a recarga natural, o que pode resultar num acentuado rebaixamento do nível freático e no avanço da interface entre água doce e água salgada. As águas desse aquífero são classificadas como carbonatadas cálcicas e cloretadas sódicas (Sousa, 2021).

As características hidrodinâmicas do Aquífero Itapecuru foram determinadas por Rebouças e Silva (1972), no município de São Luís, na área industrial, no setor do Itaqui, por ocasião de testes realizados pela CAEMA, determinando-se a transmissividade (T), o armazenamento (S) e a condutividade elétrica (K). Os resultados foram considerados extensivos para toda a região, servindo de referência para a Ilha do Maranhão, com valores de $T = 7 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, $S = 3,5 \times 10^{-2}$ e $K = 1,4 \times 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ não sendo recomendada a exploração do mesmo com valores inferiores aos encontrados no teste.

O **Aquífero Barreiras** por sua vez é constituído, a partir da base, por arenitos pouco consolidados, vermelhos e amarelados, apresentado leitos de areia e argilitos continentais. Para o topo, ocorrem areia brancas quartzosas. Segundo Sousa (2021), no município de São Luís, no bairro do Sacavém, o aquífero livre (terciário) tem espessura saturada variável de 15 a 38 m.

Os aquíferos Barreiras e Itapecuru foram inicialmente investigados pela empresa Aqua-Plan em 1972. As pesquisas hidrogeológicas, conduzidas em nível de planeamento geral, possibilitaram a identificação de dois aquíferos distintos: um livre e outro confinado. Além disso, foram delimitadas duas principais áreas produtoras - Sacavém e Paciência - que passaram por estudos hidrodinâmicos específicos. O aquífero confinado, de idade cretácica, possui espessura variável entre 30 e 80 metros e é constituído predominantemente por arenitos argilosos, intercalados por camadas descontínuas de argila.

Este aquífero atua de forma drenante, recebendo recarga do aquífero livre superior através de uma camada confinante composta ora por níveis de argila e calcário, ora apenas por argilas. As propriedades hidrodinâmicas médias do aquífero confinado foram determinadas como sendo: condutividade hidráulica de $6,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$, transmissividade de $3,2 \times 10^{-3} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ e coeficiente de armazenamento (S) de $1,7 \times 10^{-4}$. Estes valores foram obtidos através de ensaios realizados em 10 poços na área do Sacavém, onde a captação foi feita exclusivamente na zona confinada, com a zona livre superior devidamente isolada (Sousa, 2021).

Na região do Paciência, o Aquífero Barreiras é composto por arenitos de granulometria fina a média, intercalados com camadas argilosas. A espessura do pacote sedimentar atinge cerca de 90 metros, dos quais aproximadamente 40% correspondem a argilas. Nos poços perfurados, a espessura dos níveis areníticos saturados varia entre 15 e 62 metros, enquanto os níveis estáticos registam valores entre 0 e 4,15 metros. Em quase todos os poços observa-se a presença de um nível-guia de calcário, que marca o topo da sequência cretácea (Aqua-Plan, 1972; Sousa, 2021).

O aquífero cretáceo está armazenado em arenitos finos e argilosos pertencentes à Formação Itapecuru, e encontra-se confinado sob uma camada de aproximadamente 60 metros de espessura, constituída por calcarenito e argilas. O nível piezométrico situa-se em torno dos 30 metros de profundidade, sendo que o topo do aquífero ocorre a cerca de 130 metros. Os estudos hidrodinâmicos realizados na área indicaram, para o aquífero livre, os seguintes valores: transmissividade de $6 \times 10^{-3} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$, coeficiente de armazenamento de $4,7 \times 10^{-2}$ e condutividade hidráulica de $1,6 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. Para o aquífero cretáceo, os valores determinados foram: $T = 6,2 \times 10^{-4} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ e $K = 5 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$. O mesmo estudo também abordou a delimitação das zonas de ocorrência e a classificação das águas subterrâneas da região (Aqua-Plan, 1972; Sousa, 2021).

Sousa (1997) no estudo sobre os sistemas aquíferos da Ilha do Maranhão definiu cinco zonas de ocorrência e classificação das águas subterrâneas, pautados em aspectos litológicos,

Na bacia hidrográfica do Rio Paciência predominam as zonas 2 e 3, com aquíferos classificados segundo sua ocorrência como livres e confinados, profundos, água doce, em sedimentos poucos consolidados ou não consolidados, e livres a semiconfinados, com baixa potencialidade. No baixo curso da bacia hidrográfica do Rio Paciência, ainda se encontram, embora em áreas reduzidas, aquíferos livres com águas salobras e salgadas em sedimentos não consolidados. Estes aquíferos situam-se tanto em zonas de sedimentos quanto em solos de manguezais, em ambientes de água salgada, sendo considerados inadequados para a captação de água subterrânea.

[illegible]

Fonte: elaborado pela autora (2025).

CAPÍTULO 3

MATERIAIS E MÉTODO

3.1 Introdução

A metodologia adotada foi organizada em etapas distintas, contemplando: coleta de amostras de solos; caracterização física, mineralógica e química dos solos; determinação da condutividade hidráulica vertical da zona não saturada; coleta e análise de amostras de água; caracterização de fácies hidrogeoquímicas das águas; estimativa da vulnerabilidade e do risco de contaminação das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Paciência; e por fim, sugestão de ações práticas para o fortalecimento da governança dos recursos hídricos na região.

3.2 Coleta de Amostras, Caracterização Física, Textural e Mineralógica dos Solos

Foram coletadas amostras deformadas de solo na bacia hidrográfica do Rio do Paciência e em seu entorno no mês de setembro de 2022. As coletas foram realizadas conforme metodologia de coleta “*forma aleatória estratifica*” de acordo com o manual da Embrapa (Filizola *et al.*, 2006). Neste método, na seleção de pontos ou subáreas de coleta, pode-se considerar: o tipo de solo, a topografia, ou as diferenças do uso do solo, admitindo-se, inclusive, cruzar as informações, para melhor seleção de pontos de coleta. A vantagem deste procedimento é que permite que o investigador caracterize cada ponto e melhore a precisão para estimar a área inteira da amostragem.

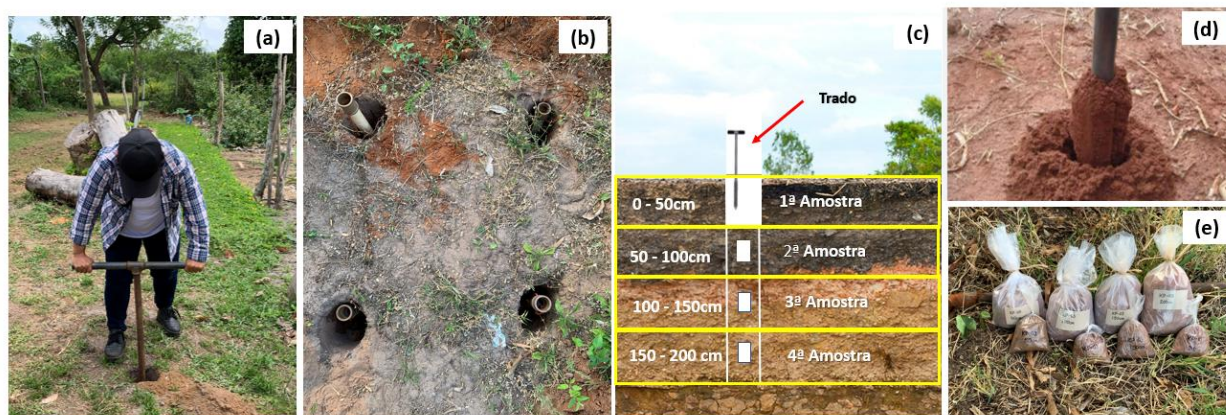
Para seleção de subáreas, foram consideradas as classes de solos e uso e cobertura vegetal presentes na bacia hidrográfica do Rio Paciência segundo Sousa (2021), sendo as classes de solo: Argissolo, Latossolo, Gleissolo e Neossolo; e as classes de uso e cobertura vegetal: formações pioneiras (manguezal e restinga), áreas antrópicas (vegetação secundária e solo exposto), áreas especiais (unidade de conservação), além da topografia.

As coletas dos solos foram realizadas concomitante ao teste de infiltração *open end hole*, cujos procedimentos serão descritos posteriormente nesse estudo. Este teste é utilizado para estimar a condutividade hidráulica vertical (Kv) em diferentes profundidades no solo (CPRM, 2000; Campos, 2001; Gonçalves *et al.*, 2009; Fiori, 2010).

Com esse propósito, com auxílio de uma cavadeira articulada, de 1,10 m de comprimento, de cabo de madeira, foi iniciada a perfuração do terreno, dando-se continuidade com um trado manual, tipo rosca, com cabo de aço fixo de 1 m x 10” e 4 facas (25 cm) de diâmetro, e hastes acopláveis até a profundidade de 2 m. Nas subáreas, foram realizados quatro furos, nas profundidades (0 - 50 cm; 0 - 100 cm; 0 - 150 cm; 0 - 200 cm). Conforme metodologia, os furos

distanciam-se a um metro, um em relação ao outro, formando um quadrado (**Figura 3.1**). A cada profundidade, os solos foram coletados e acondicionados em sacos plásticos etiquetados.

Figura 3.1 - Etapas do procedimento de coleta de amostras de solo: (a) perfuração do terreno com o trado holandês, (b) pontos de coleta na subárea (c) demonstração da coleta de amostra com o trado nas diferentes profundidades (d) amostra de solo no trado (e) acondicionamento e etiquetagem das amostras.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

Foram realizados 4 furos em 10 das subáreas, totalizando 40 amostras, com peso aproximado de 2 kg. Em duas outras subáreas, na impossibilidade da perfuração, devido ao terreno estar muito compactado, foram realizadas duas sondagens (nas profundidades: 50 - 100 cm) e outra (na profundidade: 50 cm), resultando em mais 3 amostras de solo.

Ao total foram coletadas 43 amostras de solos, para posterior caracterização física (no Laboratório de Solos e Pavimentação do Centro de Ciências Tecnológicas da UEMA), análise mineralógica por meio de Difração de Raios X (no Laboratório de Difractometria de Raios X do Instituto de Geociências - IG da UnB), análise química para determinação da capacidade de troca catiônica - CTC) e matéria orgânica dos solos - MO (no Laboratório de Recursos Hídricos do NUGEO da UEMA) e análise química para determinação de elementos traços (no Laboratório de Geoquímica da UnB).

As análises físicas - incluindo granulometria, umidade, densidade específica dos grãos e densidade real dos solos - foram conduzidas com o objetivo de caracterizar os solos em termos de textura, teor de umidade, porosidade e índices de vazios. Esses parâmetros são fundamentais para a compreensão da hidrodinâmica e da mobilidade de possíveis contaminantes ao longo dos perfis de solo.

Para tanto, foi realizado o ensaio de granulometria conjunta (peneiramento e sedimentação), conforme ilustrado na **Figura 3.2**, além dos ensaios para determinação da densidade real e da densidade ou massa específica dos grãos do solo. Os procedimentos seguiram as normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e do Departamento Nacional de Estradas de Rodagem (DNER), a saber: NBR 6457/2024: Amostras de solo -

preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização; NBR 7181/2025: estabelece o método para análise granulométrica de solos, por peneiramento ou por combinação de peneiramento e sedimentação; NBR 6458/2025: define o método para determinação da densidade específica dos grãos do solo; e DNER-ME 093/1994: apresenta o procedimento para determinação da densidade real dos solos.

Figura 3.2 - Principais etapas na realização do ensaio de granulometria dos solos: a) preparo da amostra, b) peneiramento dos solos, c) sequência das peneiras do material grosso, d) leitura do densímetro no ensaio de sedimentação, e) amostras em provetas para o ensaio de sedimentação.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

A partir dos resultados do ensaio de densidade dos solos, foi calculada a porosidade total e índices de vazios como proposto por Ribeiro *et al.* (2006), sendo a porosidade total (Pt) calculada através da Equação (1), onde D_s é a densidade do solo (g.cm^{-3}) e D_g - densidade das partículas ou grãos ou massa específica dos grãos (g.cm^{-3}). Através da Equação (2) calcula-se o índice de vazios (e).

$$PT = 1 - D_s / D_g \quad (1)$$

$$e = PT / (1 - PT) \quad (2)$$

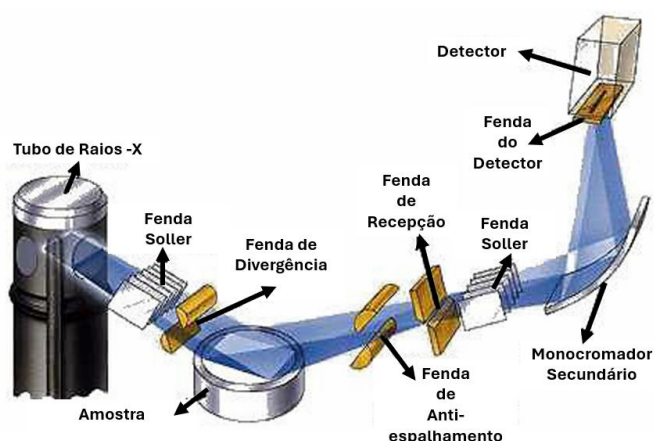
A partir da análise textural, foram construídas as curvas granulométricas de cada amostra; traduzindo-se a uniformidade dos solos e eventuais descontinuidades e concentrações de grãos de alguma faixa granulométrica conforme Das e Sobhan (2007). A partir desses resultados, os solos foram classificados texturalmente segundo NBR 7181/2025 e por meio do Diagrama Textural

Triangular (Das; Sobhan, 2007), que através do cruzamento entre os percentuais de areia, silte e argila classifica-se o solo, segundo os diâmetros equivalentes predominantes.

Esses dados são importantes para um conhecimento minucioso da permeabilidade do solo, dos processos de infiltração, susceptibilidade à contaminação, dentre outros aspectos de estudos ligados aos solos, a exemplo, dos trabalhos realizados por Osinubi e Bello (2011), Devatha *et al.* (2019) e Moraru *et al.* (2019a, 2019b) cujos resultados revelaram, que certas propriedades físicas do solo apresentam sensibilidade à contaminação de óleos, ou mesmo, que a presença de argilominerais são importantes na retenção de elementos traços, diminuindo a disponibilidade para a solução do solo, e ainda, a maior capacidade de percolação da água e contaminantes associada a solos com textura granular, com alto índices de vazios, dentre outros aspectos.

Na sequência, com objetivo de caracterizar a mineralogia dos solos, identificando a fração argila presente nas amostras, foi empregada a técnica de Difração de Raios X. Essa técnica consiste na utilização de um difratômetro de raios X, com a incidência de um feixe de raios X sobre um mineral, que interage com os átomos presentes gerando o fenômeno de difração (**Figura 3.3**).

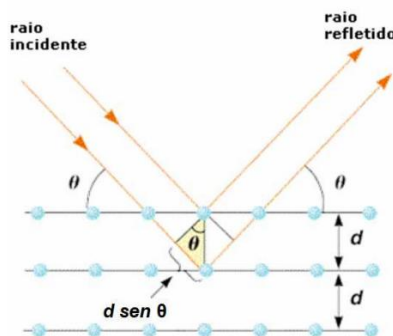
Figura 3.3 - Processo de Difratometria de Raios X.



Fonte: adaptado de Silva (2013).

A difração ocorre segundo a Lei de Bragg, que estabelece a relação entre o ângulo de difração e a distância entre os planos que a originaram (**Figura 3.4**), que corresponde as características de cada fase cristalina do mineral (Albers *et al.*, 2002).

Figura 3.4 - Representação da Lei de Bragg em duas dimensões.



Fonte: Spomberg (2010).

Segundo Embrapa (2017), os resultados apresentados por meio de difratogramas de Raios X, apresentam picos ou reflexos que correspondem às dimensões características dos espaçamentos basais de cada mineral. Esses espaçamentos (valor d) são obtidos por meio de conversão, com base na Lei de Bragg, conforme Equação (3), do valor em graus 2θ (escala horizontal do difratograma), onde n é o número inteiro referente à ordem de difração ou reflexão; λ , o comprimento de onda da radiação incidente, que depende do anodo utilizado no equipamento, em nm; d a distância interplanar para o conjunto de planos hkl da estrutura cristalina do mineral, em mm; e θ , o ângulo de incidência dos Raios X.

$$n \cdot \lambda = 2d \cdot \sin \theta \quad (3)$$

A análise de Difração de Raios X foi realizada para a fração fina das amostras de solo de cada profundidade dos furos de sondagem vertical a trado, como descrito anteriormente, sendo essas amostras secas previamente ao ar, e em seguida separada a fração argila, de granulometria $\leq 0,002$ mm através de ensaio granulométrico (segundo a norma NBR 7181/2025). Em seguida, as amostras foram secas em capela com lâmpada fluorescente, pulverizadas com auxílio de um pilão e almofariz de ágata grau A, e levadas a estufa a uma temperatura de 105°C por 24 horas para posterior montagem da amostra em lâminas de vidro (**Figura 3.5**) para leitura no Difratorômetro de Raios X.

O ensaio de difração de Raios X foi realizado no Laboratório de Difractometria de Raios X da UnB pelo método de policristais, ou método do pó, que consiste em submeter a amostra pulverizada de solo a feixes de Raios X no difratômetro, sendo utilizado um equipamento da marca Rigaku, modelo *Ultima IV*, operando com tubo de cobre acoplado e filtro de níquel, sob 30 kV e 15 mA com ângulo de varredura variando entre 3° e $70^{\circ} 2\theta$. Os resultados foram obtidos por meio de difratogramas e os minerais foram identificados com auxílio do *software Jade for Windows®*

3.0, que faz uma procura automática dos picos dos minerais, identificando assim, os argilominerais presentes nas amostras a partir do banco de dados PDF ICCD.

Figura 3.5 - Preparo das amostras para análise geoquímica dos solos: (a) amostra de solo (b) identificação das amostras para a secagem, (c) secagem das amostras para o peneiramento, (d) peneiramento e moagem do solo no almofariz e pilão de ágata, (e) secagem da amostra em estufa para ensaio Raios X, (f) frasco de acrílico utilizados para o solo moído, (g) fracos preenchidos e identificados com amostras em pó.



Fonte: elaborada pela autora (2025)

Ressalta-se, que a técnica de Difração de Raios X é amplamente utilizada na identificação de argilas em solos e rochas, como demonstra a literatura especializada. Corroborando, com isso, Albers *et al.* (2002), afirmam que, dentre as vantagens da técnica de Difração de Raios X para a caracterização mineralógica, destacam-se a simplicidade e rapidez do método, a confiabilidade dos resultados obtidos (pois o perfil de difração obtido é característico para cada fase cristalina), a possibilidade de análise de materiais compostos por uma mistura de fases e uma análise quantitativa destas fases. Além disso, os mesmos autores, afirmam ainda, que ao se caracterizar argilominerais, a utilização da técnica de DRX torna-se ainda mais indicada, pois uma análise química reportaria os elementos químicos presentes no material, mas não a forma como estão ligados.

Trabalhos realizados por outros autores (Ghidin *et al.*, 2006; Connolly, 2007; Siqueira *et al.*, 2011; Prandel *et al.*, 2014; Zang *et al.*, 2018) demonstram ampla aplicação da técnica de Difração de Raios X, como: caracterização da influência dos minerais da fração argila nas propriedades físicas dos solos; efeito das interações água-argila no inchamento de argilominerais; identificação das fases minerais apatita, tremolita, vermiculita e filossilicato interestratificado, em depósitos minerais; obtenção de propriedades mineralógicas em amostras de solos; dentre outros.

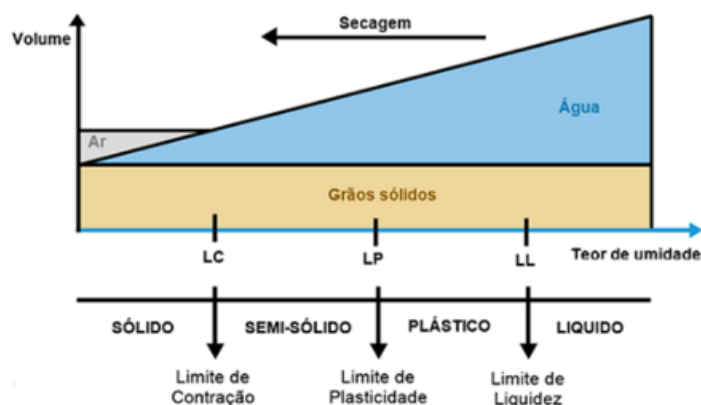
3.3 Consistência dos Solos Finos

Não obstante a caracterização física e textural dos solos, estes também foram caracterizados com relação a consistência das frações de finos. Para tanto, foram estimados o teor de umidade do solo - NBR 16097/2012; o Limite de Liquidez (LL) - NBR 6459/2016; e o Limite de Plasticidade (LP) - NBR 7180/2016. Esses limites são designados como limites de consistência dos solos desenvolvido por Atterberg (1911), com objetivo de descrever a consistência de solos granulares finos (argilosos) com teores variados de umidade.

Atterberg (1911) desenvolveu seu método considerando que quando existe um argilomineral em um solo granular fino, este pode ser remoldado na presença de alguma umidade sem desagregar, atribuindo ao solo um caráter coeso, ou seja, se uma determinada quantidade de água for adicionada ao solo, seu estado altera do sólido para o líquido. Por outro lado, se o solo no estado líquido sofrer ressecamento, ele se solidifica.

A transformação durante o processo de ressecamento ocorre em três estágios como definido pelos três limites de Atterberg: Limite Líquido (LL), Limite Plástico (LP) e Limite de Contração (LC) (Pinto, 2006; Bodó; Jones, 2017; DAS; Sobhan, 2017; Caputo, 2022;). Portanto, em uma base arbitrária e dependendo do teor de umidade, o comportamento do solo pode ser dividido em quatro estados básicos: sólido, semissólido, plástico e líquido, como mostra a **Figura 3.6**.

Figura 3.6 - Limites de Atterberg.



Fonte: Suporte (2025)³.

³ Suporte Sondagens e Investigação. Consistência do Solo – Ensaios Geotécnicos – Ensaios de Limite de Liquidez (LL) e de Plasticidade. (LP). Disponível em: <https://www.suportesolos.com.br/blog/consistencia-do-solo-ensaios-geotecnicos-ensaios-de-limite-de-liquidez-ll-e-de-plasticidade-lp/33/>

Para efeito do presente estudo foram determinados o LL e o LP, pelo meio do qual foram estimados o Índice de Plasticidade (IP) e o Índice de Consistência (IC) dos solos. A determinação dos limites de liquidez e plasticidade, bem como dos índices de plasticidade e consistência é fundamental no estudo de contaminação de solos, especialmente quando se trata de solos finos (contendo argilas). Esses parâmetros fornecem informações importantes sobre o comportamento físico-mecânico e de permeabilidade do solo, que influenciam diretamente sua interação com contaminantes, como estudado por diferentes autores (Sewell; Mote, 1969; Sharma; Lewis, 1994; Mitchell; Soga, 2005; Villibor; Nogami, 2009; Osinubi; Nwaiwu, 2012; Curi *et al.*, 2017).

O Limite de Liquidez (LL) é o valor de umidade no qual o solo passa do estado líquido para o estado plástico. Esse limite é determinado com auxílio do aparelho de Casagrande no qual se determina o teor de umidade que, com 25 golpes, une os bordos inferiores de uma canelura (um centímetro de comprimento) aberta, na massa de solo, por um cinzel de dimensões padronizadas (Caputo, 2022).

O Limite de Plasticidade (LP) é o valor de umidade na qual o solo passa do estado plástico para o estado semissólido. É o limite no qual o solo começa a se quebrar em pequenas peças, quando enrolado em bastões de 3 mm de diâmetro, ou seja, é o menor teor de umidade em que o solo se comporta plasticamente (Caputo, 2022).

O IP (%) é calculado pela subtração entre o LL (%) e o LP (%), e indica a faixa de umidade (%) em que o solo permanece plástico. Solos com IP alto são mais coesivos e deformáveis. Segundo Jenkins (1964), os solos poderão ser classificados como fracamente plásticos ($1 < IP < 7$), medianamente plásticos ($7 < IP < 15$) e altamente plásticos ($IP > 15$).

O Índice de Consistência (IC), calculado pela Equação (4), relaciona o Limite de Liquidez (LL %), o teor de umidade *in situ* (w %) e o Índice de Plasticidade (IP %). Quando o teor de umidade (w%) é igual ao LL, o IC é igual a zero. Por outro lado, se w for igual ao IP, então o IC será igual a 1. A interpretação dos valores obtidos é feita com base no enquadramento apresentado na **Tabela 3.1** (Caputo, 2022), que relaciona o Índice de Consistência do Solo (IC), com o grau de consistência das argilas e a resistência à compressão simples (RCS).

$$IC = \frac{LL - w}{LL - IP} \quad (4)$$

Tabela 3.1 - Relação existente entre o Índice de Consistência (IC), o grau de consistência das argilas, e a resistência à compressão simples.

Índice de Consistência do Solo - IC (%)	Grau de consistência da argila	Resistência à compressão simples - RCS (kgf/cm ²)
IC < 0	Muito mole	RCS < 0,25
0 < IC < 0,50	Mole	0,25 < RCS < 0,50
0,50 < IC < 0,75	Médias	0,50 < RCS < 1
0,75 < IC < 1,00	Rígidas	1 < RCS < 4
IC > 1,00	Duras	RCS > 4

Fonte: Caputo (2022).

Os limites de Atterberg e os índices de plasticidade e consistência foram determinados para todas as amostras de solo, coletadas em diferentes profundidades: de 0 - 50 cm, 50 - 100 cm, 100 - 150 cm e 150 - 200 cm. A análise desses dados, correlacionada à composição textural do solo, permitiu uma compreensão mais aprofundada de como ocorre a infiltração e a retenção de água no solo, além de sua permeabilidade, possibilitando melhor entendimento da mobilidade e comportamento de possíveis contaminantes no solo.

3.4 Análise Geoquímica dos Solos

Dos solos coletados em campo no mês de setembro de 2022, foram realizadas análises para a determinação da capacidade de troca catiônica dos solos (CTC), do teor de matéria orgânica (MO), e de elementos traços através da extração sequencial fase F1 em 23 amostras de 12 subáreas estudadas na bacia hidrográfica do Rio Paciência e em seu entorno.

Foram consideradas 12 amostras coletadas à profundidade de 50 cm e 11 amostras à profundidade de 200 cm, ou seja, para cada ponto foi adotado uma amostra ou corpo de prova do início do perfil estratificado (à profundidade de 50 cm) e outra do final do perfil (à profundidade de 200 cm). Uma exceção foi no ponto relacionado ao corpo de prova KP5, onde o solo estava notadamente antropizado, impossibilitando a coleta na profundidade de 200 cm. Nesse caso, foi obtida apenas a 50 cm de profundidade (KP5-50 cm). Igualmente para o perfil KP6, em que foram consideradas amostras das profundidades entre 0 - 50 cm, e entre 50 - 100 cm.

A CTC representa a quantidade total de cátions trocáveis que o solo pode absorver (Embrapa, 2017) e, na caracterização de solos, a sua determinação, especialmente, relaciona-se a nutrição e desenvolvimento de culturas agrícolas, uma vez que retém partículas com cargas positivas e nutrientes como o cálcio, magnésio e potássio, ao mesmo tempo em que influencia na eficiência de fertilizantes (Batista *et al.*, 2018).

Por outro lado, a determinação da CTC foi utilizada no presente estudo por ser fundamental para a compreensão da concentração de determinada espécie química do solo acima do esperado

em condições naturais, como em solos contaminados, podendo assim, influenciar na disponibilidade de metais pesados para o solo, a exemplo dos trabalhos desenvolvidos pelos autores Accioly e Siqueira (2000), e Zahermand *et al.* (2020).

A CTC dos solos foi determinada segundo os procedimentos descritos no Manual de Análise de Solos da Embrapa (2017). Para tanto, foram determinados os parâmetros potencial hidrogeniônico (pH), alumínio (Al^{3+}), cálcio (Ca^{2+}), hidrogênio (H^+), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+) e sódio (Na^+), para as 23 amostras de solo. O Al^{3+} trocável foi determinado pela extração com solução de cloreto de potássio (KCl) a 1 mol.L^{-1} e determinação volumétrica com solução diluída de soda cáustica (NaOH) (Embrapa, 2017).

Na sequência, ainda segundo o protocolo da Embrapa (2017) calculou-se a capacidade total de troca catiônica dos solos ($\text{CTC}_{\text{Total}}$) em $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$, resultante da soma de bases trocáveis (Valor $\text{S} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$) em $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ mais a acidez potencial do solo ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$) em $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ conforme Equação (5).

$$\text{CTC}_{\text{efetiva}} = \text{Valor S} + (\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}) \quad (5)$$

A acidez potencial foi igualmente determinada através dos procedimentos descritos pela Embrapa (2017) pela extração com acetato de cálcio ($\text{C}_4\text{H}_6\text{CaO}_4$) tamponado a pH 7,0 e determinado volumetricamente com solução de soda cáustica (NaOH) em presença de fenolftaleína como indicador. Como exemplo das análises realizadas apresenta-se as etapas na determinação do pH dos solos na **Figura 3.7**.

Figura 3.7 - Etapas realizadas na determinação dos solos segundo Embrapa (2017): (a) pesagem da amostra, (b) agitação da amostra (60s), (c) agitação da amostra para leitura, (d) determinação do pH.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

O teor de matéria orgânica (MO) do solo foi estimado considerando os procedimentos descritos no Boletim Técnico 106, do Instituto Agrônomo de Campinas - IAC (Camargo *et al.*, 2009), que trata dos métodos de análise química, mineralógica e física de Solos. Segundo Meumer (2010), a matéria orgânica juntamente com a CTC, são importantes no conhecimento da capacidade do solo em reter e disponibilizar elementos.

A determinação do teor da matéria orgânica do solo baseou-se na adição da solução de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em presença de ácido sulfúrico (H_2SO_4), utilizando-se como catalisador da oxirredução o calor desprendido na diluição do ácido sulfúrico e titulação do excesso de dicromato de potássio com sulfato ferroso amoniacal $[(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O]$. Após a realização de procedimentos descritos na metodologia, determinou-se o fator f de correção de umidade para a massa inicial na análise granulométrica do solo, de acordo com a Equação (6), onde V_1 corresponde ao volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação em ml, e meq a unidade de medida que representa um miliequivalente, ou seja, 1/1.000 de um equivalente.

$$f = \frac{meq\ K_2\ Cr_2\ O_7}{meq\ sulfato\ ferroso\ amoniacal} = \frac{10 \times 1}{V_1 \times 0,5} \quad (6)$$

Para amostras de solo onde foram identificados maiores teores de matéria orgânica, com coloração mais escura, pesou-se menor quantidade de amostra (0,5 g), determinando-se o percentual de carbono orgânico (%C) conforme Equação (7), com V_2 correspondendo ao volume de sulfato ferroso amoniacal em ml gastos na titulação da amostra e p ao peso da amostra (mg) e, na sequência, considerando que a matéria orgânica possui 58% de carbono, o cálculo do percentual de matéria orgânica (%MO) foi calculado de acordo com a Equação (8).

$$\%C = \frac{(10 - V_2 \times f \times 0,5) \times 0,4}{p} \quad (7)$$

$$\%MO = \%C \times 1,725 \quad (8)$$

Além dos parâmetros supracitados, foram determinadas as concentrações dos elementos majoritários sódio (Na^+), fósforo (P), cálcio (Ca^{2+}), potássio (K^+), ferro (Fe), magnésio (Mg^{2+}) e silício (Si), bem como dos elementos-traço alumínio (Al^{3+}), arsênio (As), bário (Ba^{2+}), níquel (Ni^{2+}), chumbo (Pb^{2+}), cádmio (Cd^{2+}), cobalto (Co^{2+}), cromo (Cr), cobre (Cu^{2+}), manganês (Mn^{2+}), molibdênio (Mo), zinco (Zn^{2+}) e zircônio (Zr), por meio de extração sequencial na fração ácida solúvel ligada a carbonatos (F1) segundo metodologia estabelecida pelo *Standard Measurements and Testing Program* BCR (Bacon *et al.*, 2005) através do Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma de Argônio - ICP-OES (5100, Agilent, USA).

Nesse sentido, segundo Porto *et al.* (2014), apenas a determinação da concentração total de metais em sedimentos ou solos não é suficiente para prever a capacidade de mobilização, compreendendo que o comportamento dos metais no ambiente depende fundamentalmente da sua especiação química, sendo, portanto, necessário a aplicação de outras técnicas de extração, como do processo de extração sequencial. Este processo é a determinação da concentração das diferentes formas químicas de um mesmo elemento em uma matriz.

Diante do exposto, objetivando compreender a capacidade de mobilização dos metais pesados nos solos, foi realizada a extração sequencial. De acordo com Tessier *et al.* (1979), o processo de extração sequencial fornece informações detalhadas sobre a origem, o modo de ocorrência, disponibilidade, mobilização e transporte de metais pesados. Esta etapa foi realizada no Laboratório de Geoquímica da UnB, com as extrações realizadas em triplicatas, usando-se alíquotas de (± 1) mg de pó de solo, previamente peneirada e moída por meio de moinho de ágata, com determinação dos elementos através do Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma de Argônio - ICP-OES (5100, Agilent, USA) no Laboratório de Geoquímica do Instituto de Geociências da UnB (**Figura 3.8**).

Figura 3.8 - Etapas para o processo de extração F1 - metais trocáveis: (a) amostras separadas para realização da análise, (b) peneiramento e moagem das amostras, (c) amostras moídas e acondicionadas para realização do ensaio, (d) momento de leitura no ICP-OES na UnB.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

O ICP-OES utiliza o plasma indutivo de argônio como fonte de ionização (1000 °C) para análise de multielementos. No interior de uma tocha formada por 3 tubos de quartzo concêntricos, o plasma é formado por onde passa o fluxo de argônio. Na parte superior desse tubo fica localizado uma bobina alimentada por um gerador de radiofrequência. O sistema de leituras do ICP-OES é axial (mais intensa, maior precisão e sensibilidade) e radial simultâneos que capturam os fótons ionizados do plasma com apenas uma leitura (Tonhá, 2020).

Ainda segundo Tonhá (2020), a introdução das amostras no plasma de argônio é realizada utilizando um nebulizador que produz aerossol da amostra sob fluxo de argônio. O ICP-OES 5100 utiliza policromadores do tipo *Echelle* (grade + prisma de CaF₂) que permitem obter leituras com alta dispersão e resoluções na ordem de 10-12 (Hill *et al.*, 2006). Ele utiliza detector de estado sólido que inclui detectores *charge-coupled device* (CCD) e *charge injection device* (CID). Esses detectores encontram-se selados, não necessitam de purga de argônio e são resfriados por um sistema com efeito *Peltier* (≈ -40 °C). Na **Tabela 3.2** são evidenciados os parâmetros operacionais do ICP-OES Agilent 5110 utilizado no estudo.

Tabela 3.2 - Parâmetros operacionais do ICP-OES Agilent 5110.

Parâmetros operacionais	
Fluxo nebulizador (L. min ⁻¹)	0,70
<i>Back pressure nebulizer</i> (kPa)	281
Fluxo de argônio do plasma (L. min ⁻¹)	17,95
Pressão de argônio (kPa)	527,9
Fluxo de gás auxiliar ((L. min ⁻¹)	2,00
Corrente de trabalho RF (A)	46
Fluxo de água RF (L. min ⁻¹)	1,46

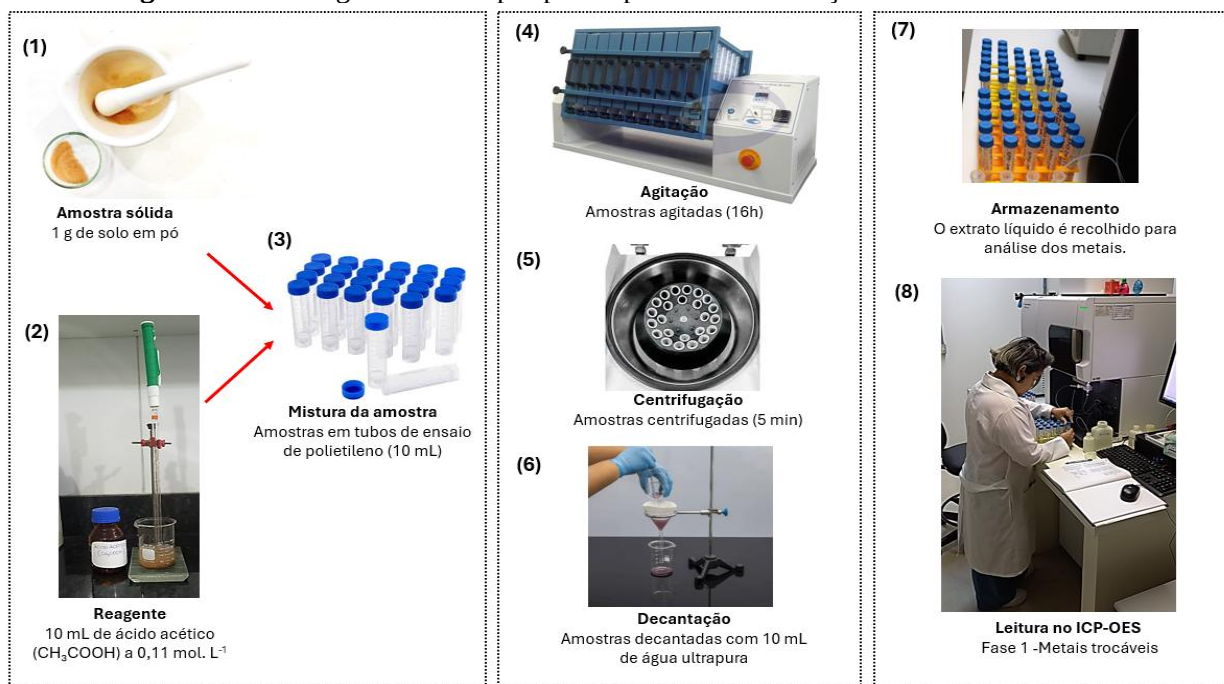
Fonte: Tonhá (2020).

O processo de extração da fase F1 - correspondente aos íons trocáveis e à fração associada a carbonatos - foi conduzido da seguinte forma: 10 mL de ácido acético a 0,11 mol·L⁻¹ foram adicionados a tubos de polietileno contendo 1 g de solo em pó (previamente seco e moído). As suspensões foram agitadas continuamente durante 16 horas num agitador horizontal (modelo Shaker). Em seguida, o extrato foi separado do sedimento por centrifugação a 2.500 rpm durante 5 minutos, sendo posteriormente lavado por decantação com 10 mL de água ultrapura.

O sobrenadante foi recolhido e armazenado para posterior leitura em espectrometria de emissão óptica com plasma induzido (ICP-OES), enquanto o resíduo sólido foi descartado (**Figura 3.9**). Os resultados obtidos foram comparados com os valores certificados do material de

referência BCR-701, bem como com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009) para os elementos analisados.

Figura 3.9 - Fluxograma das etapas para o processo de extração F1 - metais trocáveis.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

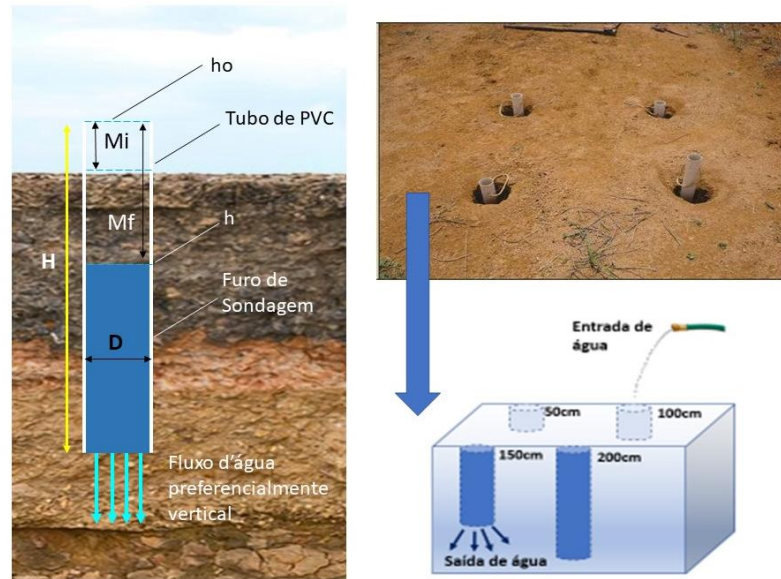
3.5 Determinação da Condutividade Hidráulica Vertical

Foram realizados ensaios e infiltração utilizando o método *open end hole* (Campos; Souza, 2001; Gonçalves *et al.*, 2009; Fiori *et al.*, 2010) e pelo método dos anéis concêntricos (Coelho *et al.*, 2000; Brandão *et al.*, 2009; Fagundes *et al.*, 2012). Para cada método foram executados 12 ensaios, correspondentes às 12 subáreas de estudo, totalizando 24 ensaios de infiltração.

Pelo método *open end hole* a condutividade hidráulica vertical (Kv) foi estimada para diferentes profundidades nos solos (50 cm; 100 cm; 150 cm e 200 cm). Para tanto, após coleta dos solos - em cada furo por subárea conforme metodologia de coleta “*forma aleatória estratificada*” descrita anteriormente - foi cravado um cano de PVC de 50 mm de diâmetro correspondente a cada profundidade, com auxílio de uma marreta emborrachada.

Na sequência, os tubos foram preenchidos com água, sendo, a distância entre a borda do tubo e o nível d’água aferidos (M_i e M_f) em um tempo inicial (T_o), e novamente aferidos em um tempo final (T_f), para determinação da quantidade de água infiltrada nesse intervalo de tempo. Um importante detalhe a se ressaltar é que o tempo inicial e final de cada tubo varia. Uma vez que o cronômetro é iniciado, as medidas são realizadas em sequência e, conseqüentemente, em tempos diferentes (**Figura 3.10**).

Figura 3.10 - Esquema conceitual do ensaio de infiltração tipo *open and hole*.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

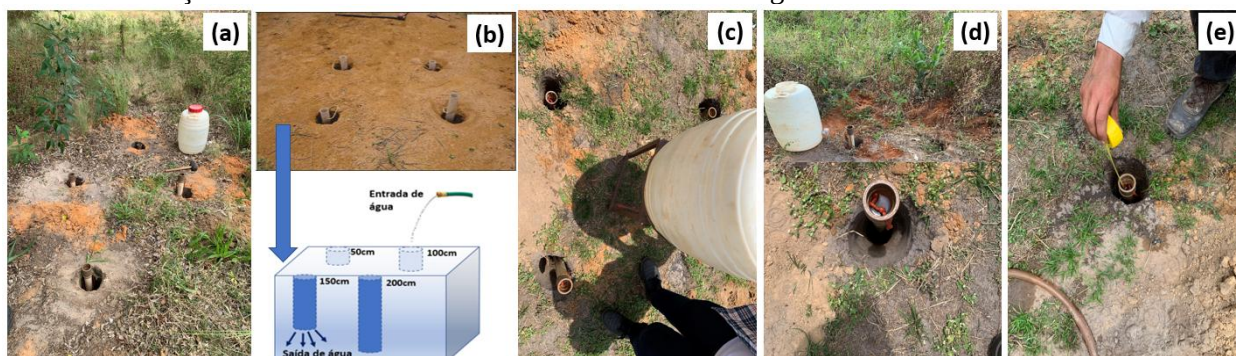
As medidas realizadas durante esse procedimento são utilizadas para determinar as variáveis presentes na Equação (9) para o cálculo da condutividade hidráulica vertical (K_v), onde: K_v = condutividade hidráulica vertical ($m.s^{-1}$); R = raio do tubo (m) = 0,025 m; Δt = intervalo de tempo para o rebaixamento da água (s); $h_0 = H - M_i$ = carga hidráulica inicial (cm); $h = H - M_f$ = carga hidráulica final (cm); H = altura da boca do cano até o fundo do buraco (cm).

$$K_v = 2,303 \times \left(\frac{R}{4\Delta t} \right) \times \log \left(\frac{h_0}{h} \right) \quad (9)$$

Conforme ABGE (2013) esse tipo de ensaio classifica-se como ensaios de rebaixamento, sendo realizado com carga variável (flutuação do nível d'água) e com injeção de água, na zona não saturada do aquífero. Esses métodos têm como principal característica avaliar a infiltração da água verticalmente, possibilitando a avaliação do potencial superficial dos solos à recarga nos períodos de excedente hídrico.

Síncrono ao teste de infiltração *open end hole* (Figura 3.11) foram realizados testes de infiltração pelo método dos anéis concêntricos (Figura 3.12), determinando-se igualmente a condutividade hidráulica vertical do solo próximo à superfície (Coelho *et al.*, 2000; Gonçalves *et al.*, 2007; Bernardo *et al.*, 2006; Fagundes *et al.*, 2012; Schmidt, 2017). A comparação entre os resultados dos testes, é importante para conhecer como cada método interage com os diferentes tipos de solo, compreendendo-se a dinâmica de infiltração da água no solo na área de estudo.

Figura 3.11 - Teste *open end hole*: (a) tubos de PVC cravados com martelo emborrachado, (b) disposição dos furos na área do teste, e esquema ilustrativo das profundidades e infiltração, (c) posicionamento do galão de água para preenchimento dos furos, (d) furo preenchido com água para realização do teste, (e) aferição da distância entre a borda do tubo ao nível d'água com auxílio de uma trena.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 3.12 - Teste de infiltração dos anéis concêntricos: (a) cravação dos anéis no terreno, (b) preenchimento dos anéis com água, (c) anéis preenchidos com água no início do teste, (d) medição da lâmina com auxílio de uma trena.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

No método dos anéis concêntricos, os anéis com diâmetro de 50 cm e 25 cm, ambos com altura de 25 cm, são cravados no terreno (de 40 a 70 mm) com auxílio de um peso de madeira e preenchidos com água. O anel central foi preenchido com água e a distância entre a borda do anel e o nível d'água são aferidos (M_i e M_f) em um tempo inicial (T_0) e novamente aferidos em um tempo final (T_f), que determina a quantidade de água infiltrada nesse intervalo de tempo de acordo com a Equação (10), onde U é 1/60.000, correspondente a mudança de unidades de mm/minuto para m/s.

$$K = U \times \frac{I}{\Delta t} \times \ln\left(\frac{h_0}{h}\right) \quad (10)$$

3.6 Análise de Amostras de Água de Poços Tubulares

Foram estudados 18 poços tubulares da Companhia de Água e Saneamento Ambiental – CAEMA, entre os anos de 2015 e 2021, sendo 13 poços do Sistema Produtor Paciência I e 5 poços do Paciência II. Esses poços foram analisados através dos parâmetros físico-químicos temperatura,

cor, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), dureza total (CaCO_3), turbidez, sólidos dissolvidos totais (SDT), cloretos (Cl^-), ferro (Fe), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-).

Além dos poços da CAEMA, foram considerados no estudo, os dados de 40 poços tubulares de processos de outorga de direito de uso das águas subterrâneas, do banco de dados do Sistema Informatizado de Gerenciamento de Licenciamentos e Autorizações - SIGLA, dos anos de 2019 a 2024, da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Naturais - SEMA, localizados na bacia hidrográfica do Rio Paciência e de seu entorno. Os parâmetros físico-químicos analisados foram temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), turbidez, sólidos dissolvidos totais (SDT), cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), cloretos (Cl^-) e bicarbonatos (HCO_3^-).

Como forma de validar os dados pré-existent de qualidade das águas subterrâneas e compreender a assinatura hidrogeoquímica das águas subterrâneas explotadas na bacia hidrográfica do Rio Paciência correspondente aos aquíferos Barreiras-Itapecuru, foram realizadas coletas de amostras, em campanha única, no mês de maio de 2022, em 30 poços tubulares distribuídos na bacia hidrográfica do Rio Paciência e entorno, por meio dos procedimentos descritos no Guia Nacional de Coleta e Preservação das Amostras (CETESB; ANA, 2011).

Os 30 poços foram selecionados previamente do banco de dados de poços tubulares organizados por Sousa (2021), que foi construído a partir de registros provenientes de Acqua-Plan (1972), Rodrigues *et al.* (1994), Soares (2004), Pereira (2006), Prefeitura Municipal de São Luís (PMSL), CAEMA e Superintendência de Recursos Hídricos (SRH) da SEMA. Foram selecionados poços localizados na área e entorno da bacia hidrográfica do Rio Paciência. Foram analisados os parâmetros físico-químicos temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), sulfato (SO_4^{2-}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), e microbiológicos *Escherichia coli* e coliformes totais.

Para determinação dos parâmetros temperatura, pH e CE *in loco* foi empregada a sonda Multiparâmetro da AKSO, modelo AK87, conjuntamente com a coleta de amostras. Em laboratório, com o emprego do turbidímetro de bancada da Alfakit, baseando-se no princípio nefelométrico, a turbidez da água foi determinada, com curva de calibração pré-programada para leitura na faixa de 0 a 1000 NTU. Para determinação dos SDT em diluição utilizou-se uma caneta digital eletrônica (TDS-3). O dispositivo TDS-3 realiza leitura em ppm ou partes por milhão de uma quantidade desconhecida de substância dissolvida em uma amostra (**Figura 3.13**). Através do Kit microbiológico de cartelas *Colipaper petri* com meio de cultura em forma de gel desidratado da Alfakit foram determinados os parâmetros coliforme total e *Escherichia coli* (**Figura 3.14**).

Para determinação dos parâmetros sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e

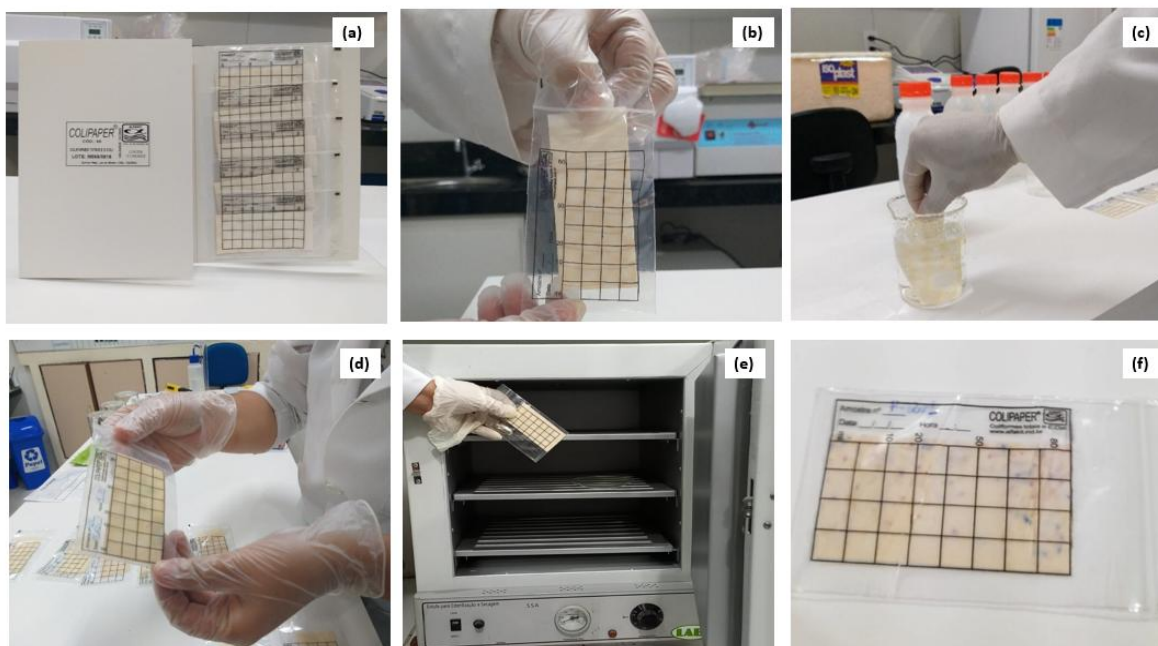
sulfatos (SO_4^{2-}), foram adotados os métodos analíticos segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22ª Edição da ALPHA (2012), sendo as análises realizadas no Laboratório de Recursos Hídricos (LabHidro) do Núcleo Geoambiental (NUGEO) da UEMA.

Figura 3.13 - Determinação da turbidez da amostra: (a) preparação do material a ser utilizado no procedimento, (b) realizando prova em branco, (c) realizando leitura da amostra, (d) caneta digital TDS-3 para determinação dos SDT, (e) determinação de SDT em amostra.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 3.14 - Procedimento Colipaper Petri: a) kit de cartelas colepaper, b) retirada da cartela para uso, c) imersão da cartela na amostra a ser analisada, d) a cartela é recolocada na embalagem plástica para incubação, e) incubação da cartela em estufa a 15° C, f) cartela retirada da estufa pronta para análise.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Após a análise e verificação da consistência dos dados, considerando os valores de referência propostos por Santos (Feitosa *et al.*, 2008) e por estudos regionais, os dados foram submetidos a uma análise estatística descritiva. Nessa etapa, foram calculadas medidas como média, mediana, variância e desvio padrão, com o auxílio do *software Palaeontological Statistics - PAST*, versão 4.08 (LO4D, 2023).

No intuito de verificar o grau de influência ou de similaridade no comportamento entre os parâmetros foi empregado aos dados médio de qualidade das águas o Coeficiente de Correlação de Pearson (R), que determina o grau e o tipo de relacionamento entre os parâmetros (Montgomery; Runger, 2016). O valor de R pode ser calculado através da Equação (11), onde n corresponde ao número de variáveis relacionadas no estudo, X, o valor da primeira variável, Y, o valor da segunda variável, e, XY o produto entre as variáveis pareadas.

$$R = \frac{n(\sum XY) - (\sum X)(\sum Y)}{\sqrt{(n(\sum X^2) - (\sum X)^2)(n(\sum Y^2) - (\sum Y)^2)}} \quad (11)$$

Com base nos valores do coeficiente de correlação (R), que variam entre -1 e 1, foi identificada a natureza da correlação entre as variáveis analisadas - positiva ou negativa - bem como a sua magnitude segundo Cohen (1988) e Helena *et al.* (2000): valores entre 0,10 e 0,29 (correlação fraca), entre 0,30 e 0,49 (correlação moderada); e valores entre 0,50 e 1 (correlação forte). Essa avaliação foi realizada por meio da representação dos resultados em matriz de calor (*heatmaps*), utilizando o *software Palaeontological Statistics - PAST*, versão 4.08 (LO4D, 2023), considerando um nível de significância de 5%, com base no teste t *de Student* para distribuição amostral.

3.7 Balanço Iônico das Análises Químicas das Águas Subterrâneas

Foi realizado o balanço iônico das análises químicas das águas dos poços tubulares estudados, dos dados pré-existent da CAEMA e SEMA, assim como, dos dados coletados *in loco*, denominados nesse estudo como poços tubulares monitorados, utilizando-se o *software Qualigraf* (MOBUS, 2002). Segundo Feitosa *et al.* (2008) em uma análise hidroquímica completa, a concentração total dos íons positivos (cátions) deve ser aproximadamente igual a concentração total dos íons negativos (ânions). O balanço iônico das análises química das águas, considerando-se, o desvio percentual desta igualdade é determinado pelo coeficiente de erro da análise (e%) conforme Equação (12), onde: $r \sum p$ é a concentração total dos cátions em miliequivalente por litro (meq.L⁻¹); $r \sum n$ a concentração total dos ânions em miliequivalente por litro (meq.L⁻¹).

$$e (\%) = (r \sum p - \sum n) / (r \sum p + \sum n) \times 100 \quad (12)$$

Segundo Filho (1997), esta equação deve ser utilizada considerando os erros permissíveis pelas faixas das somas iônicas, conforme **Tabela 3.3**. Caso o erro seja superior ao encontrado nesta tabela, significa que houve um erro significativo, podendo ser: um erro analítico, um erro de cálculo, a presença de certos íons não analisados na água em concentrações apreciáveis; e ainda, águas muito pouco mineralizadas, tais como águas de chuva (Santos, 1997).

Tabela 3.3 - Erros Permissíveis pelas Faixas das Somas Iônicas.

Soma de ânions ou cátions (meq.L ⁻¹)	Erro permissível (%)
1	10
2	6
6	4
14	3
30	2

Fonte: Santos (1997).

Obedecendo a divisão da condutividade elétrica pela soma dos ânions ou dos cátions (meq.L⁻¹), segundo Filho (1997), o valor deve estar entre 90 e 100 para a maioria das águas, de acordo com a relação da Equação (13).

$$90 \leq \text{Condutividade} / \sum \text{ânions ou cátions} \leq 100 \quad (13)$$

Conforme Santos (1997), levando-se em consideração os valores da condutividade elétrica da água (CE), o erro teórico é o erro prático máximo permitido (**Tabela 3.4**).

Tabela 3.4 - Erro prático máximo permitido considerando o CE da água.

CE (µS.cm ⁻¹)	50	200	500	2.000	> 2.500
Erro permitido (%)	30	10	8	4	<4

Fonte: Santos (1997).

3.8 Caracterização Hidrogeoquímica das Águas Subterrâneas

A partir de cátions e ânions foram construídos os diagramas de Piper (1944), Durov (1948) e Stiff (1951) com auxílio do *software Qualigraf* (Mobus, 2002). O diagrama de Piper é utilizado para comparar tipos de águas; identificar mistura de águas; e identificar reações químicas da água subterrânea, ou seja, esse diagrama é utilizado para classificar e comparar os distintos grupos de água quanto aos íons dominantes, em cloretadas, sódicas, carbonatadas, magnesianas, dentre outros (Santos, 1997).

De acordo com Lucena *et al.* (2004), nos diagramas de Piper ou diagramas trilineares (Piper, 1944) são plotados os cátions principais (Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$) e ânions principais ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$, Cl^- , SO_4^{2-}) em dois diagramas triangulares respectivos, e combinando as informações dos dois triângulos em um losango situado entre eles. As proporções são traçadas nos gráficos triangulares e suas escalas, para a proporção das variáveis, correspondem a 100%, ou seja, cada lado do triângulo representa um íon do líquido a ser estudado de 0% a 100%. Os gráficos (**Figura 3.15**) mostram, assim, as proporções relativas dos íons principais, mas não suas concentrações absolutas, apenas a classificação hidroquímica das amostras de água.

O diagrama Durov utilizado no *software Qualigraf* (Mobus, 2002) é uma modificação do diagrama original de Durov (1948), que inclui pH e sólidos dissolvidos totais (SDT) conhecido como diagrama de Zaporotec (1972). Nesse diagrama, os principais cátion e ânion das amostras de água, são expressos em miliequivalente por litro (meq.L^{-1}). A projeção dos constituintes (**Figura 3.16**) é perpendicular a base dos diagramas triangulares e associa a este a quantidade de sólidos dissolvidos totais. O diagrama Durov é empregado na análise das tendências composicionais na água subterrânea e determina a evolução dos parâmetros químicos como resultado da relação com o fluxo subterrâneo, cinética da solução, das interações rocha-água e das fontes de contaminação (Toumi *et al.*, 2015; Yusif; El-Aassar, 2018).

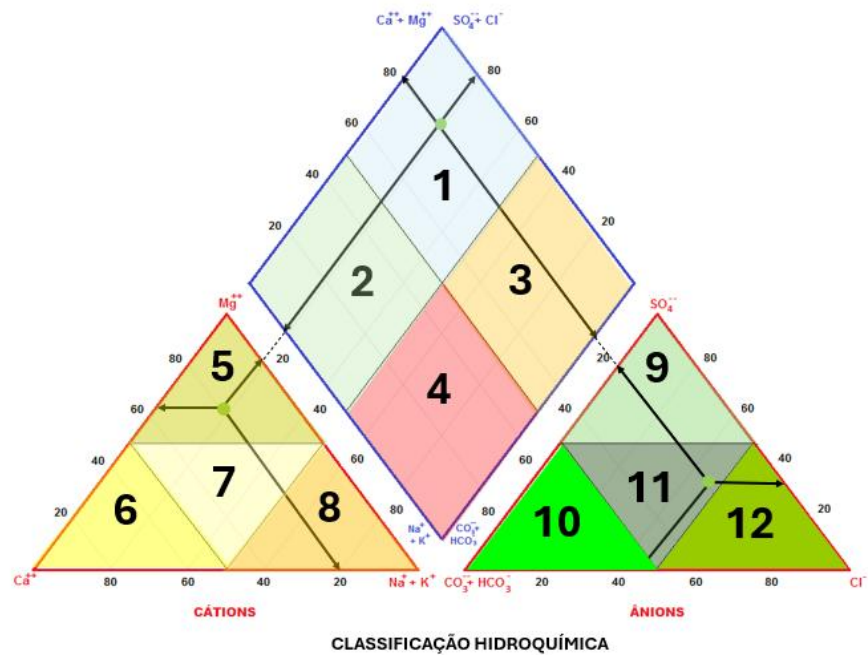
O diagrama de Stiff, por outro lado, baseia-se na representação dos resultados por linhas horizontais dispostas à esquerda e à direita de uma linha vertical, que representa o valor zero. O polígono formado terá, então, quatro eixos horizontais, cortados por um eixo vertical, plotados em miliequivalentes por litro. O diagrama de Stiff é muito útil na comparação rápida entre os diferentes tipos de águas, e ao mesmo tempo detectam-se águas de mesma família (Freeze; Cherry, 1979; Feitosa *et al.*, 2008).

O diagrama de Stiff (**Figura 3.17**) apresenta, de forma distinta, as principais características hidroquímicas de uma amostra (Stiff, 1951). As concentrações de cátions, expressas em miliequivalentes (meq), são representadas à esquerda do eixo central, enquanto as concentrações de ânions, também em miliequivalentes, são posicionadas à direita (Hem, 1985; Fetter, 2001). Esses pontos são então conectados, formando um polígono irregular que reflete o perfil hidroquímico da amostra.

Para interpretar o diagrama de Stiff, deve-se considerar:

- Os cátions (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} e Fe^{2+}) são plotados à esquerda de uma linha vertical que representa o valor zero;
- Os ânions (Cl^- , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} e NO_3^-) são plotados à direita da linha vertical;
- Os pontos gerados são interligados por linhas, originando um polígono;
- As formas e tamanhos dos polígonos gerados expressam as características das águas.

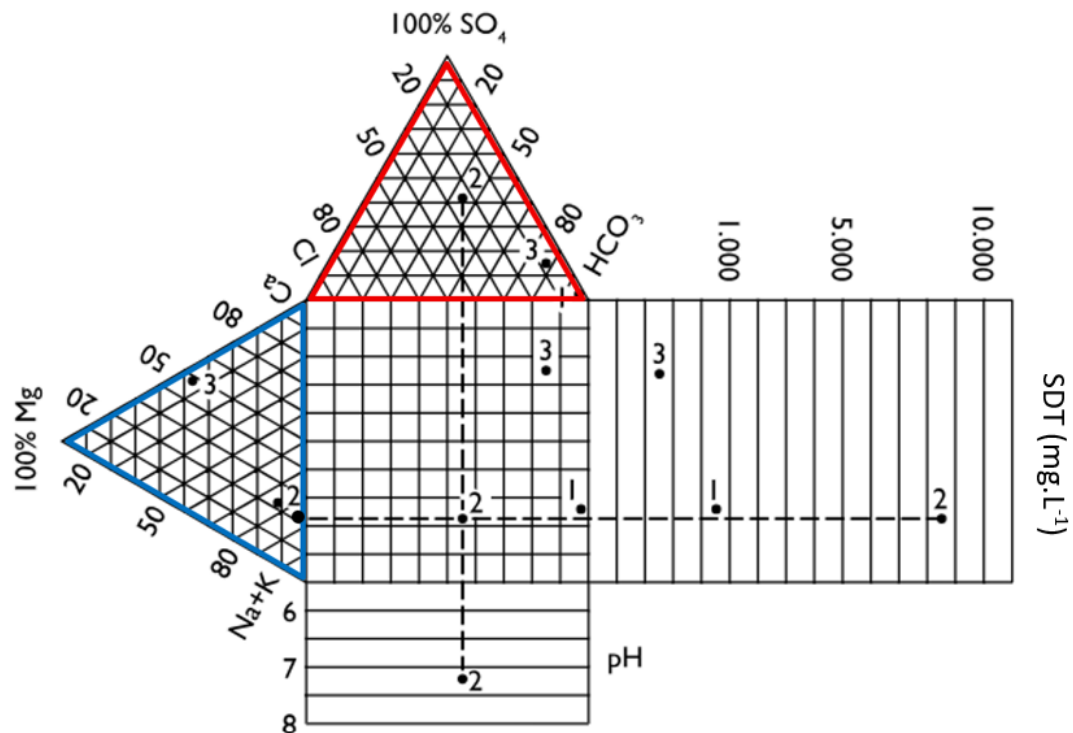
Figura 3.15 - Diagrama de Piper para a classificação hidroquímica das águas subterrâneas.



1 - Águas Sulfatadas ou Cloretadas Cálcicas ou Magnesianas. 2 - Águas Bicarbonatadas Cálcicas ou Magnesianas. 3- Águas Sulfatadas ou Cloretadas Sódicas. 4 - Águas Bicarbonatadas Sódicas. 5 - Águas Magnesianas. 6 - Águas Cálcicas. 7 - Águas Mistas. 8 - Águas Sódicas. 9 - Águas Sulfetadas. 10 - Águas Bicarbonatadas. 11 - Águas Mistas. 12 - Águas Cloretadas

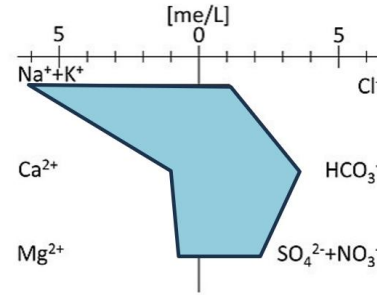
Fonte: adaptada de Mobus (2002).

Figura 3.16 - Representação das análises químicas em miliequivalentes por litro no diagrama proposto por Durov, conforme descrito por Zaporozec (1972).



Fonte: adaptada de Freezer e Cherry (1979).

Figura 3.17 - Representação do Diagrama de Stiff.



Fonte: adaptado de Stiff (1951).

3.9 Índice Relativo de Qualidade de Água (IR)

Com o objetivo de qualificar as águas subterrâneas na área investigada, foi utilizado o Índice Relativo de Qualidade de Água - IR que tem por objetivo caracterizar e hierarquizar o potencial de qualidade das águas subterrâneas para abastecimento humano. Esta metodologia, foi desenvolvida por Fernandes e Luzeiro (2006) com base nos parâmetros hidroquímicos de maior relevância e de seus respectivos valores de potabilidade, objetivando demonstrar o potencial qualitativo de áreas, ou de pontos, considerados estratégicos para o abastecimento, permitindo ainda uma avaliação constante e hierarquização deste potencial ao longo do tempo, desde que se mantenha o monitoramento adequado dos parâmetros de interesse.

A determinação desse índice pode ser feita por campanha ou por período de monitoramento. O IRQ pode ser determinado por período, mas a mesma metodologia pode ser empregada para uma determinação do IRQ por campanha de monitoramento (Fernandes; Luzeiro, 2006). No estudo em tela, o IRQ foi determinado por período para os poços tubulares da CAEMA (2015 a 2021), bem como, para os poços tubulares da SEMA (2019 a 2024). Para os poços monitorados no estudo foi por campanha única realizada em maio de 2022.

Foram considerados os valores médios de todos os parâmetros de cada bateria, ou seja, foi gerado $IRQ_{méd}$ por parâmetro (Equação 14), conforme exemplo para o parâmetro SDT, onde V_i é o valor médio resultante das análises do parâmetro i ; VMP_i é o valor máximo permitido pela portaria ou norma que se está usando para o parâmetro i . Nesse estudo, o valor de referência adotado foi a Portaria MS nº 2.914/2011. No exemplo, o valor máximo de referência para o SDT é de 1.000 mg.L^{-1} , conforme portaria em vigor.

$$IRQ_{STD_{méd}} = \frac{V_i}{VMP_i} \rightarrow IRQ_{STD_{méd}} = \frac{V_i}{1000} \quad (14)$$

Com os valores de $IRQ_{médio}$ calculados para cada parâmetro, em seguida foi calculado o IRQ_{final} para cada poço tubular investigado pela Equação (15). Onde n é o número de parâmetros utilizados no cálculo.

$$IRQ_{final} = \frac{IRQ_{STD_{méd}} + IRQ_{Na^+_{méd}} + \dots + IRQ_{i_{méd}}}{n} \quad (15)$$

A partir dos cálculos, a caracterização da qualidade das águas subterrâneas foi determinada em comparação com faixas escalares de variação proposto por Fernandes e Luzeiro (2006), conforme apresentado na **Tabela 3.5**. Em ambientes SIG no *software* QGis, v. 3.22 (*Open Source Geospatial Foundation Project*) foram espacializados os dados de IRQ para cada bateria de poços tubulares, sendo gerado mapa temático por conjunto de poços.

Tabela 3.5 - Faixas escalares de variação do Índice Relativo de Qualidade (IRQ) para caracterização do potencial qualitativo das águas subterrâneas para consumo humano.

Variação do IRQ	Qualidade das águas
$0,0 < IRQ \leq 0,3$	Excelente
$0,3 < IRQ \leq 0,6$	Boa
$0,6 < IRQ \leq 0,9$	Razoável
$0,9 < IRQ \leq 1,2$	Ruim
$IRQ \geq 1,2$	Péssima

Nota: parâmetros avaliados segundo a Portaria nº 2.914, do Ministério da Saúde, de 12/12/2011.

Fonte: compilado de Fernandes e Luzeiro (2006).

3.10 Estimativa da Vulnerabilidade e Risco à Contaminação dos Aquíferos Barreiras-Itapecuru

A vulnerabilidade de aquíferos na área de abrangência da bacia hidrográfica do Rio Paciência foi estimada através do modelo DRASTIC (Aller *et al.* 1987) considerando 18 poços tubulares da Companhia de Água e Saneamento Ambiental - CAEMA, dos Sistemas Produtores Paciência I e II, entre os anos de 2015 e 2021, e dados de 40 poços tubulares de processos de outorga de direito de uso das águas subterrâneas, do banco de dados do Sistema Informatizado de Gerenciamento de Licenciamentos e Autorizações - SIGLA, dos anos de 2019 a 2024, da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Naturais - SEMA. Os poços tubulares monitorados foram excluídos dessa análise, uma vez que a maioria não apresenta dados hidrodinâmicos e perfil construtivos, que são informações essenciais para a estimativa da vulnerabilidade e demais índices para a determinação do risco à contaminação de aquíferos.

O modelo DRASTIC foi desenvolvido para a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA), a fim de padronizar a avaliação da vulnerabilidade em qualquer unidade

hidrogeológica (Aller *et al.*, 1987). Avalia a vulnerabilidade geral, com objetivo de auxiliar na alocação de recursos e na priorização das diversas atividades relacionadas às águas subterrâneas, além de estimar áreas a serem protegidas, para garantir a integridade do aquífero em termos de poluição. Este modelo segue as seguintes premissas: a) o contaminante é inserido na superfície, b) o contaminante atinge a água subterrânea através da precipitação; c) o contaminante possui a mobilidade da água; e d) a área a ser avaliada tem dimensão mínima de 40 hectares (Guiguer; Kohnke, 2002).

O modelo considera a análise ponderada de 7 (sete) parâmetros hidrológicos aos quais são atribuídos números de 1 a 10 dependendo da faixa de valores. Estes são multiplicados por pesos w que variam de 1 a 5, sendo que o fator mais significativo recebe o peso 5 e o menos significativo 1 (**Tabela 3.4**).

O índice DRASTIC é calculado pela Equação (16):

$$\text{DRASTIC} = (\text{DcDp}) + (\text{RcRp}) + (\text{AcAp}) + (\text{ScSp}) + (\text{TcTp}) + (\text{IcIp}) + (\text{CcCp}) \quad (16)$$

Ressalta-se, que um valor baixo do índice não significa que não possa ocorrer contaminação, apenas será menos provável e menor que em outras áreas. Lembrando que: Dp, Rp, Ap, Sp, Tp, Ip e Cp correspondem aos pesos dos fatores DRASTIC que não podem ser modificados (**Tabela 3.6**), enquanto: Dc, Rc, Ac, Sc, Tc, Ic e Cc correspondem aos fatores de carga das variáveis nos seus respectivos intervalos de ocorrência, cujo valor varia de acordo com o nível identificado pelo usuário do método.

A profundidade da água (D) refere-se à espessura da zona não saturada, também conhecida como zona vadosa, sendo representada pela profundidade do nível estático (NE). Em termos simples, corresponde à distância desde o topo do aquífero até o nível da água, indicando o percurso que um possível contaminante teria de percorrer até alcançar a zona saturada do aquífero. Em aquíferos livres, esta profundidade equivale à distância entre a superfície do terreno e a superfície freática (Martins *et al.*, 2007).

Tabela 3.6 - Pesos inferidos para os fatores DRASTIC.

Fator DRASTIC	Peso
Profundidade da água (D)	5
Recarga (R)	4
Meio Aquífero (A)	3
Solo (S)	2
Topografia (T)	1
Influência da Zona Vadosa (I)	5
Condutividade Hidráulica (C)	3

Fonte: Aller *et al.* (1987).

Nesse estudo, os dados do NE dos poços foram organizados em planilha no formato *Microsoft Excel* (*Microsoft Corporation, 2021*), posteriormente reclassificados e atribuídos pesos de classificação entre 1 e 10 (**Tabela 3.7**).

Tabela 3.7 - Valores e pesos do Parâmetro Dp (Profundidade da água).

Profundidade da água (m) Dp	Peso
< 1,5	10
1,5 a 4,6	9
4,6 a 9,1	7
9,1 a 15,2	5
15,2 a 22,9	3
22,9 a 30,5	2
> 30,5	1

Fonte: adaptado de Aller *et al.* (1987).

A recarga (R) das águas subterrâneas se define como qualquer quantidade de água que alcance um sistema aquífero, independentemente de sua origem (através da zona não saturada do solo, de uma camada confinante inferior ou superior, ou lateralmente, de outro sistema). No âmbito da quantificação das reservas hídricas subterrâneas, o objetivo principal consiste em estimar o fluxo de água que atravessa a zona não saturada do solo até alcançar o nível freático, contribuindo assim para a formação do reservatório subterrâneo (Feitosa *et al.*, 2008). Na área em estudo, considerou-se a recarga estimada no levantamento realizado pela ANA e pelo CPRM (2019), especificamente para a Ilha do Maranhão, com valores discriminados por bacia hidrográfica. Para este trabalho, adotou-se o valor de recarga atribuído à bacia hidrográfica do Rio Paciência, posteriormente classificado de acordo com os critérios apresentados na **Tabela 3.8**.

Tabela 3.8 - Valores e pesos do Parâmetro R (Recarga do aquífero).

Recarga (mm/ano) – Rp	Peso
< 51	1
51 a 102	3
102 a 178	6
178 a 254	8
> 254	9

Fonte: adaptado de Aller *et al.* (1987).

O meio aquífero (A), que representa a formação geológica armazenadora e transmissora de água, foi definido a partir da caracterização litológica dos sistemas aquíferos locais, com base em Rodrigues *et al.* (1994) no contexto da folha cartográfica SA-23-Z-A (São Luís) e SA-23-X-C

(Cururupu), bem como, nos estudos desenvolvidos por Bomfim (2004); Diniz *et al.* (2014), ANA e CPRM (2019) e Sousa (2021), e posteriormente atribuídos pesos (**Tabela 3.9**).

Tabela 3.9 - Valores e pesos do Parâmetro Ap (Meio aquífero).

Meio aquífero - Ap	Peso
Xisto argiloso / argilito	1 - 3 (2)
Rocha metamórfica / ígnea	2 - 5 (3)
Rocha metamórfica / ígnea alterada	3 - 5 (4)
Arenito, calcário e argilito estratificado	5 - 9 (6)
Arenito maciço	4 - 9 (6)
Calcário maciço	4 - 9 (6)
Areia e cascalho	4 - 9 (8)
Basalto	2 - 10 (9)
Calcário carstificado	9 - 10 (10)
() Índice típico a atribuir	

Fonte: adaptado de Aller *et al.* (1987).

O tipo de solo (S) foi determinado com base na análise granulométrica realizada neste estudo, seguindo os procedimentos estabelecidos pela norma NBR 7181/2025, que define o método para análise granulométrica de solos, por peneiramento ou pela combinação de peneiramento e sedimentação. A classificação textural dos solos foi feita segundo a taxonomia do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), utilizando o diagrama triangular de textura do solo (*Soil Texture Triangle*), conforme Das e Sobhan (2017). Posteriormente, os tipos de solo foram classificados e atribuídos pesos conforme a **Tabela 3.10**.

Tabela 3.10 - Valores e pesos do Parâmetro Sp (Tipo de Solo).

Tipo de solo – Sp	Peso
Fino ou ausente	10
Cascalho	10
Areia	9
Turfa	8
Argila agregada ou expansível	7
Franco arenoso	6
Franco	5
Franco siltoso	4
Franco argiloso	3
Solo orgânico (Muck)	2
Argila não agregada e não expansível	1

Fonte: adaptado de Aller *et al.* (1987).

O parâmetro topografia (T) se refere à declividade do terreno, que representa a relação entre a diferença de altitude entre dois pontos e a distância horizontal que os separa. No índice DRASTIC, este parâmetro é considerado importante por influenciar a formação dos solos e por

afetar o comportamento dos poluentes - podendo facilitar o escoamento superficial ou permitir que estes permaneçam à superfície o tempo suficiente para se infiltrarem. Adicionalmente, fornece indicações sobre o gradiente hidráulico das águas subterrâneas e a velocidade do seu fluxo (Martins *et al.*, 2007). Para a elaboração do mapa de declividade, utilizou-se o *software* QGis, v. 3.22 (*Open Source Geospatial Foundation Project*), com base em dados altimétricos provenientes do projeto Topodata, do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil desenvolvido por Valeriano (2008). Os valores e pesos do parâmetro topografia foram então enquadrados de acordo com a **Tabela 3.11**.

Tabela 3.11 - Valores e pesos do Parâmetro Tp (Topografia).

Topografia (m) - Tp	Peso
< 2	10
2 - 6	9
6 - 12	5
12 - 18	3
> 18	1

Fonte: adaptado de Aller *et al.* (1987).

Segundo Shrestha *et al.* (2016) a influência da zona vadosa (parâmetro I) se refere à natureza do material que a compõe, considerando o tempo de interação com o contaminante. Essa interação favorece a ocorrência de diversos processos físico-químicos, como biodegradação, neutralização, filtração mecânica, volatilização e dispersão dos contaminantes (Martins *et al.*, 2007), ou seja, ela controla a passagem e atenuação dos contaminantes que lixiviam para os aquíferos.

A caracterização da zona vadosa ou não saturada foi baseada no perfil de poços da Companhia de Água e Saneamento Ambiental - CAEMA e de poços outorgados do banco de dados do Sistema Informatizado de Gerenciamento de Licenciamentos e Autorizações - SIGLA cadastrados pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Estado do Maranhão - SEMA. Os limites e os materiais existentes na zona vadosa foram determinados após análise dos perfis litoestratigráficos e dos valores dos níveis estáticos dos poços tubulares existentes na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e do seu entorno, e confirmados a partir das coletas realizadas em campo nesse estudo, sendo atribuído pesos conforme o material predominante em cada perfil (**Tabela 3.12**).

A condutividade hidráulica (C) determina o fluxo potencial de material contaminante dentro do sistema de águas subterrâneas (Feitosa *et al.*, 2008). Ela representa a capacidade dos materiais do aquífero em transmitir água em seu interior, e assim controlar o grau de mobilidade de um contaminante, ou seja, a condutividade hidráulica é o parâmetro que determina a facilidade com que a água se movimenta através de uma rocha sob determinado gradiente hidráulico. É

função do meio (porosidade, tamanho e distribuição das partículas, forma das partículas, arranjo das partículas) e do fluido (viscosidade e massa específica) (Martins *et al.*, 2007).

Os dados de condutividade hidráulica foram determinados através dos testes de infiltração *open end hole* (Campos; Souza, 2001; Gonçalves *et al.*, 2006; Fiori, 2010) como descrito anteriormente. Após a determinação da condutividade hidráulica, os dados foram ponderados conforme a **Tabela 3.13**.

Tabela 3.12 - Valores e pesos do Influência da Zona Vadosa (I).

Influência da Zona Vadosa - Ip	Peso
Camada confinante	1
Areia / Silte	2 - 6 (3)
Xisto argiloso / argilito	2 - 5 (4)
Calcário	2 - 7 (6)
Areia / Calcário e Argilito estratificado	4 - 8 (6)
Areia e cascalho com percentagem significativa de silte e argila	4 - 8 (6)
Rochas metamórficas e ígneas	2 - 8 (4)
Areia e cascalho	6 - 9 (8)
Basalto	2 - 10 (10)
Calcário carstificado	8 - 10 (10)
() Índice típico a atribuir	

Fonte: adaptado de Aller *et al.* (1987).

Tabela 3.13 - Valores e pesos do Parâmetro Cp (Condutividade hidráulica).

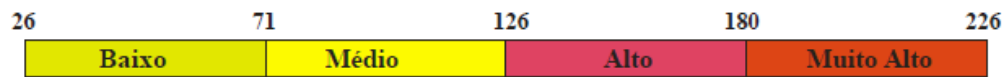
Condutividade hidráulica (m.s ⁻¹)	Peso
10 ⁻² – 10 ⁻³	10
10 ⁻³ – 10 ⁻⁴	9
10 ⁻⁴ – 10 ⁻⁵	7
10 ⁻⁵ – 10 ⁻⁶	5
10 ⁻⁶ – 10 ⁻⁸	3

Fonte: adaptado de Aller *et al.* (1987).

Com cada parâmetro do método DRASTIC individualmente determinado, o índice foi calculado pela Equação (17). A vulnerabilidade das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Paciência foi então classificada segundo a escala da **Figura 3.18**. O índice DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) varia de um mínimo de 23 (quando todos os valores das faixas são 1) a um máximo

de 230. Um índice DRASTIC mais elevado indica maior vulnerabilidade do aquífero à contaminação (Foster *et al.*, 2016).

Figura 3.18 - Escala de vulnerabilidade intrínseca com seus respectivos intervalos propostos para usuários do método DRASTIC, com base nas cargas variáveis determinadas por Aller *et al.* (1987).



Fonte: adaptado de Aller *et al.* (1987)

Como síntese da avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Paciência, os dados referentes ao nível estático, nível dinâmico, vazão e índice DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) foram inseridos no *software Surfer v.29 (Golden Software Inc.)* e interpolados através do método de krigagem ordinária (Landim *et al.*, 2002; Kamimura *et al.*, 2012). O método de krigagem consiste numa técnica geoestatística de interpolação aplicada a variáveis regionalizadas, fundamentada na dependência espacial dos dados, permitindo estimar valores em locais não amostrados com erro mínimo e conhecido (Kamimura *et al.*, 2012).

Ressalta-se, que embora os parâmetros hidrodinâmicos – como exemplo: nível estático, nível dinâmico, vazão - possam ser tratados como variáveis regionalizadas e interpolados por métodos geoestatísticos, a sua portabilidade é limitada, uma vez que a regionalização descreve apenas a continuidade estatística no domínio de estudo, não garantindo a validade física dos valores estimados fora das condições geológicas, hidrodinâmicas e de escala em que foram obtidos. Assim, os mapas temáticos gerados devem ser interpretados como ferramentas informativas, representando estimativas do comportamento espacial desses parâmetros, e não como valores absolutos ou diretamente transferíveis para aplicações locais específicas.

A partir desse processo, foram elaborados mapas temáticos que espacializam as informações e contribuem para a compreensão e discussão do comportamento da vulnerabilidade à contaminação na área em estudo. O resultado foi um conjunto de imagens *raster* com resolução espacial de 30 metros. Na sequência do estudo, propõe-se uma metodologia de avaliação do risco à contaminação de aquíferos sedimentares costeiros conforme ilustrado na **Figura 3.19**.

Figura 3.19 - Determinação do risco a contaminação de aquíferos sedimentares.



Fonte: elaborado pela autora (2025)

Na literatura a metodologia mais utilizada para verificar o risco à contaminação de aquíferos é através da avaliação da vulnerabilidade do aquífero associada as características de

fontes potenciais de contaminação. Correlacionado a esses parâmetros, o uso do solo e aspectos do saneamento ambiental são integrados em um sistema de análise de risco. O método POSH e modelagens numéricas em SIG (com aplicação de diferentes *softwares*) são amplamente aplicados.

Diante disso a metodologia proposta teve como base as abordagens de Covello *et al.* (1985), Foster (1987), Foster, Hirata e Rocha (1988), Foster e Hirata (1991), Sililo *et al.* (1999), Milek *et al.* (2014), Peixoto (2016), Embaby *et al.* (2017), Garcia *et al.* (2018), ANA e CPRM (2019). A vulnerabilidade à contaminação foi avaliada utilizando o método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987), como descrito anteriormente.

As cargas contaminantes foram estimadas com base no método POSH - *Pollutant Origin Surcharge Hydraulically* (Foster; Hirata, 1988). Esse método classifica as fontes potenciais de contaminação em três níveis qualitativos de geração de carga: reduzida, moderada e elevada, atribuindo pesos respectivos de 1, 2 e 3. A classificação considera o tipo de atividade desenvolvida, seu potencial de geração de poluentes e a carga hidráulica associada, refletindo a capacidade da fonte em contribuir para o transporte advectivo de contaminantes até os aquíferos. Na determinação das prováveis fontes contaminantes na área estudada (lava-jatos, postos de combustíveis, mecânicas automotivas (oficinas), estações de tratamento de esgotos (ETE's), cemitérios, lixões, extração mineral) foi atualizado o mapa temático das fontes potenciais de contaminação das águas da bacia hidrográfica do Rio Paciência desenvolvido por Pinheiro *et al.* (2025).

Após identificar as prováveis fontes de contaminação, as cargas contaminantes provenientes dessas fontes foram classificadas com base no sistema POSH. De acordo com Rocha (2014), o sistema POSH - é um dos principais métodos utilizados para classificar fontes potenciais de contaminação do subsolo e das águas subterrâneas. Este sistema considera a probabilidade de presença de poluentes e a existência de uma sobrecarga hidráulica suficiente para provocar o transporte advectivo (isto é, não dispersivo) desses contaminantes até os aquíferos. Ainda segundo Rocha (2014), com base em Foster *et al.* (2006), a aplicação do método POSH muitas vezes requer a adoção de suposições simplificadas, como relacionar a probabilidade de ocorrência de substâncias poluentes ao tipo de atividade desenvolvida, bem como estimar a possível sobrecarga hidráulica a partir do uso da água por essa atividade.

Perante o exposto, as cargas contaminantes foram classificadas de acordo com a **Figura 3.20** e a **Figura 3.21**, geradas de fontes de contaminação difusa (saneamento *in situ*) e as práticas agrícolas empregadas nos ambientes rurais. De acordo com Foster *et al.* (2006), o saneamento *in situ*, abrangendo soluções como latrinas, fossas negras e fossas sépticas, apresenta limitações na eficácia do tratamento de efluentes sanitários. Adicionalmente, pode gerar sobrecarga hidráulica e propiciar a infiltração de poluentes nos aquíferos. Essa percolação pode levar à contaminação por

microrganismos patogênicos, compostos nitrogenados e, potencialmente, substâncias químicas orgânicas sintéticas. A metodologia POSH avalia os impactos do saneamento *in situ* considerando a densidade populacional e a extensão da cobertura da rede de esgoto convencional.

Figura 3.20 - Classificação e mapeamento das fontes de contaminação difusas segundo o sistema POSH.

Potencial de carga contaminante de subsolo	Fonte de contaminação	
	Saneamento <i>in situ</i>	práticas agrícolas
Elevado (3)	cobertura da rede de esgoto inferior a 25% e densidade populacional superior a 100 pessoas/ha	culturas comerciais intensivas, geralmente monoculturas em solos bem drenados, em climas úmidos ou com baixa eficiência de irrigação, pasto intensivo em campos intensamente fertilizados
Moderado (2)	intermediário entre elevado e reduzido	
Reduzido (1)	cobertura da rede de esgoto superior a 75% e densidade populacional inferior a 550 pessoas/ha	rotação das culturas, terra para pasto extensivo, sistemas de cultivo ecológico, plantações com alta eficiência de irrigação em regiões áridas e semiáridas

Fonte: Foster *et al.* (2016).

Figura 3.21 - Classificação e ranqueamento das fontes de contaminação pontuais segundo o sistema POSH.

Potencial de carga contaminante de subsolo	Fonte de contaminação				
	deposição de resíduos sólidos	áreas industriais*	lagoas de águas residuais	outras (urbanas)	mineração e exploração de petróleo
Elevado (3)	resíduo industrial tipo 3, resíduo de origem desconhecida	indústria tipo 3 ou qualquer atividade que manuseie > 100 kg/dia de produtos químicos perigosos	todos os resíduos industriais tipo 3, qualquer efluente (exceto esgoto residencial) se a área > 5 ha	-	operações em campos de petróleo, mineração de metais
Moderado (2)	chuva > 500 mm/a com resíduos residenciais/agroindustriais/industriais tipo 1, ou demais casos	indústria tipo 2	esgoto residencial se a área > 5 ha, demais casos não relacionados acima ou abaixo	postos de gasolina, vias de transporte com tráfego regular de produtos químicos perigosos	algumas atividades de mineração/extração de materiais inertes
Reduzido (1)	chuva < 500 mm/a com resíduos residenciais/agroindustriais/industriais tipo 1	indústria tipo 1	águas residuais residenciais, mistas, urbanas, agroindustriais e de mineração de não metálicos	cemitérios	-

* solos contaminados de indústrias abandonadas devem ter a mesma classificação que a da própria indústria. **Indústrias Tipo 1:** madeireiras, manufaturas de alimentos e bebidas, destilarias de álcool e açúcar, processamento de materiais não metálicos. **Indústrias Tipo 2:** fábricas de borracha, fábricas de papel e celulose, indústrias têxteis, fábricas de fertilizantes, usinas elétricas, fábricas de detergente e sabão. **Indústrias Tipo 3:** oficinas de engenharia, refinarias de gás/petróleo, fábricas de produtos químicos/farmacêuticos/plásticos/pesticidas, curtumes, indústrias eletrônicas, processamento de metal.

Fonte: Foster *et al.* (2016).

A maneira como o solo é cultivado na agricultura impacta significativamente a qualidade da água que se infiltra para recarregar os aquíferos. Em áreas irrigadas, observa-se não apenas alterações na qualidade, mas também nas quantidades totais de recarga (Foster; Chilton, 1998; Foster *et al.*, 2000). Certas práticas agrícolas podem causar uma significativa poluição difusa, principalmente por nutrientes como nitratos e, em alguns casos, por agrotóxicos. Essa situação é mais crítica em regiões com solos rasos e de rápida drenagem (Foster *et al.*, 1982; Foster *et al.*, 1995; Barbash; Resek, 1996).

Por outro lado, nutrientes essenciais como potássio e fosfato tendem a ser retidos no solo, resultando em uma lixiviação menos expressiva para as águas subterrâneas. No caso das fontes pontuais, o método POSH avalia a carga contaminante associada a diversas atividades, incluindo a deposição de resíduos sólidos, áreas industriais, lagoas de águas residuais, atividades de mineração e extração de petróleo, bem como outras fontes urbanas, como vias de tráfego, postos de combustível e cemitérios (Lima, 2014).

Diversos mecanismos e fatores influenciam o transporte de contaminantes no solo. Quando transportados pela água em direção às camadas mais profundas, os contaminantes interagem com os materiais do solo, passando por processos naturais de atenuação. Entre os principais mecanismos que atuam na subsuperfície destacam-se: advecção, difusão e dispersão, adsorção e dessorção, volatilização, metabolismo microbiano, reações químicas, filtração, diluição e complexação. A eficácia desses processos depende das propriedades dos contaminantes, das características físicas e químicas do solo, das condições climáticas e das práticas agrícolas adotadas. A combinação desses fatores determina a chamada capacidade de atenuação das cargas contaminantes no solo e em zonas não saturadas (Libardi; Klein, 1998).

No presente estudo, propõe-se uma metodologia para estimativa da capacidade de atenuação, a partir das condições naturais intrínsecas da zona não saturada, considerado os aspectos texturais do solo, sua capacidade de troca catiônica (CTC), o teor de matéria orgânica (MO), o potencial hidrogeniônico (pH) e a condutividade hidráulica vertical (Kv). Outros aspectos incluindo a estruturação dos solos e os tipos de argilominerais presentes (se com estrutura 1:1 ou 2:1) são considerados relevantes para a avaliação da atenuação.

A título de exemplo, cita-se o caso do Lixão da Estrutural no Distrito Federal, em que de forma surpreendente a pluma de contaminação por chorume ficou retida em área de ocorrência de saprolitos argilosos (derivados de ardósias). Modelos prévios que não consideraram os processos de atenuação apresentaram equívocos de centenas de metros, onde a pluma modelada deveria ter 700 metros após 20 anos de migração, ficou limitada a menos de 300 metros após o período previsional (Campos, 2020).

Como as variáveis apresentam unidades de medidas diferentes, foi necessário estabelecer critérios específicos para cada uma. Por isso, os valores originais foram convertidos em um *score* padronizado entre 0 e 1 - sendo 0 a pior condição para atenuação e 1 a melhor. Essa conversão, descrita na **Figura 3.22** e na **Figura 3.23**, permite comparar as variáveis de forma direta e uniforme.

Figura 3.22 - Valores e pesos dos parâmetros referente a capacidade de atenuação à contaminação de aquíferos, com faixas de valores e *scores*: capacidade de troca catiônica (CTC) e matéria orgânica (MO).

Variável	Unidade	Faixa	Score (0-1)	Observações
CTC (5)	cmolc.kg ⁻¹	≥ 20	1.00	Alta capacidade de troca catiônica → forte retenção de metais e contaminantes catiônicos; reduz mobilidade.
		10 – 20	0.80	Boa capacidade de retenção; atenuação significativa de cátions.
		5 – 10	0.60	Capacidade moderada; parte dos cátions pode permanecer móvel em condições favoráveis ao transporte.
		2,5 – 5	0.40	Baixa retenção por CTC; aumento do risco de transporte para contaminantes iônicos.
		< 2,5	0.10	Muito baixa retenção iônica → alta vulnerabilidade a cátions solúveis.
MO (4)	%	> 8 %	1.00	Solos orgânicos/turfeiras, elevada capacidade de atenuação
		4 – 8 %	0.80	Boa proteção do aquífero, forte retenção
		2 – 4 %	0.60	Capacidade de sorção moderada
		1 – 2 %	0.40	Vulnerabilidade relativamente alta, alguma retenção
		< 1 %	0.20	Solos pobres em MO, baixa capacidade de retenção/sorção

Fonte: elaborada pela autora (2025).

Figura 3.23 - Valores e pesos dos parâmetros referente a capacidade de atenuação à contaminação de aquíferos, com faixas de valores e *scores*: condutividade hidráulica vertical (Kv), textura do solo (TEX) e potencial hidrogeniônico (pH).

Kv (3)	m.s ⁻¹	> 10 ⁻⁶	1.00	Kv muito baixa → fluxo vertical lento; tempo de trânsito longo favorece atenuação física,
		10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁵	0.80	Baixa – fluxo reduzido; boa probabilidade de retenção e degradação
		10 ⁻⁵ - 10 ⁻⁴	0.60	Moderada – transporte mais ativo; atenuação parcial possível.
		10 ⁻⁴ - 10 ⁻³	0.40	Relativamente alta — tempos de trânsito curtos; maior risco de percolação rápida de contaminantes.
		< 10 ⁻³	0.20	Kv muito alta, condução rápida; alta probabilidade de contaminação do aquífero por transporte advectivo.
TEX (2)	classe	Argila	1.00	Grande superfície específica e microporosidade → elevada sorção e retenção; fluxo lento; tendência à reduzida mobilidade de poluentes.
		Silte / franco-argílico	0.80	Boa retenção (sorção intermédia) e capacidade de retardação; permeabilidade moderada.
		Franco	0.60	Equilíbrio entre porosidade e sorção; atenuação moderada para muitos contaminantes.
		Areia média / fina	0.40	Área específica reduzida; menor sorção; maior permeabilidade → risco aumentado de transporte.
		Areia grossa	0.20	Baixa sorção e alta permeabilidade; fluxo rápido e elevada vulnerabilidade a contaminação.
pH (1)	adimensional	> 6.5	1.00	baixa quase neutra-alcalina; muitos metais apresentam menor solubilidade (retidos) e processos microbianos ativos favorecem degradação de orgânicos
		6.0 – 6.5	0.80	Ligeiramente ácida — retenção de alguns metais ainda moderada; possíveis alterações na mobilidade de metais trace.
		5.5 – 6.0	0.60	Moderadamente ácido — aumento da solubilidade de metais (maior mobilidade) e alteração da especiação de vários contaminantes.
		5.0 – 5.5	0.40	Ácido — maior mobilidade para muitos metais; alguns processos biogeoquímicos inibidos.
		<5	0.20	Faixa fortemente ácida (nota: o intervalo parece invertido — confirmar limites) — elevada solubilidade e mobilidade de metais; risco elevado de contaminação por metais e alteração das reações redox.

Fonte: elaborada pela autora (2025).

Diante do exposto, a capacidade de atenuação da zona não saturada dos aquíferos Barreiras-Itapecuru foi determinada com base na relação apresentada na Equação (17), considerando os parâmetros: capacidade de troca catiônica (CTC), teor de matéria orgânica (MO), condutividade hidráulica (Kv), textura do solo (TEX) e potencial hidrogeniônico (pH) dos solos.

Os dados utilizados correspondem às determinações realizadas neste estudo para os 12 perfis (KP's), considerando as profundidades de 0 - 50 cm e de 150 - 200 cm. Estes dados foram organizados em uma planilha de cálculo no *Microsoft Excel* (*Microsoft Corporation, 2021*), a partir da qual se calculou a capacidade de atenuação. Em seguida, os resultados foram espacializados no *software Surfer v.29* (*Golden Software Inc.*), utilizando o método de krigagem ordinária (Landim *et al.*, 2002; Kamimura *et al.*, 2012).

Conforme os autores Chen *et al.* (2005) e Sousa *et al.* (2007) a CTC (capacidade de troca catiônica), seguida da matéria orgânica e pela textura dos solos, são os principais fatores que governam a capacidade química e biológica do solo de reter e degradar contaminantes. Nesse sentido, foram atribuídos pesos a cada variável, conforme Equação (17).

$$C_{atenuação\%} = \frac{5 \cdot CTC + 4 \cdot MO + 3 \cdot Kv + 2 \cdot TEX + 1 \cdot pH}{5 + 4 + 3 + 2 + 1} \times 100 \quad (17)$$

Tendo em conta que os resultados da vulnerabilidade não se encontram em percentagem, e considerando ainda o potencial da carga contaminante, que varia de 1 (reduzido) a 3 (elevado), segundo modelo POSH, a capacidade de atenuação expressa em percentagem foi convertida conforme a Equação (18). Essa conversão permite que o resultado seja apresentado como um valor numérico diretamente comparável à vulnerabilidade. Para tal, adotou-se Cat_{min} igual a 0 e Cat_{max} igual a 120, que corresponde ao intervalo de variação da capacidade de atenuação à contaminação do aquífero, em que Cat representa o índice de atenuação em % (0 - 100).

$$C_{atenuação} = Cat_{min} + \frac{Cat}{100} \times Cat_{máx} \quad (18)$$

Diante do exposto, a Equação (18) converte-se na Equação (19), onde a capacidade de atenuação ($C_{atenuação}$) ou CAT é igual ao valor em percentual multiplicado pelo valor máximo da capacidade de atenuação ($Cat_{máx}$). Diante disso a CAT pode variar de: muito baixa (0 - 23), baixa (24 - 47), moderada (48 - 71), alta (72 - 95) e muito alta (> 95).

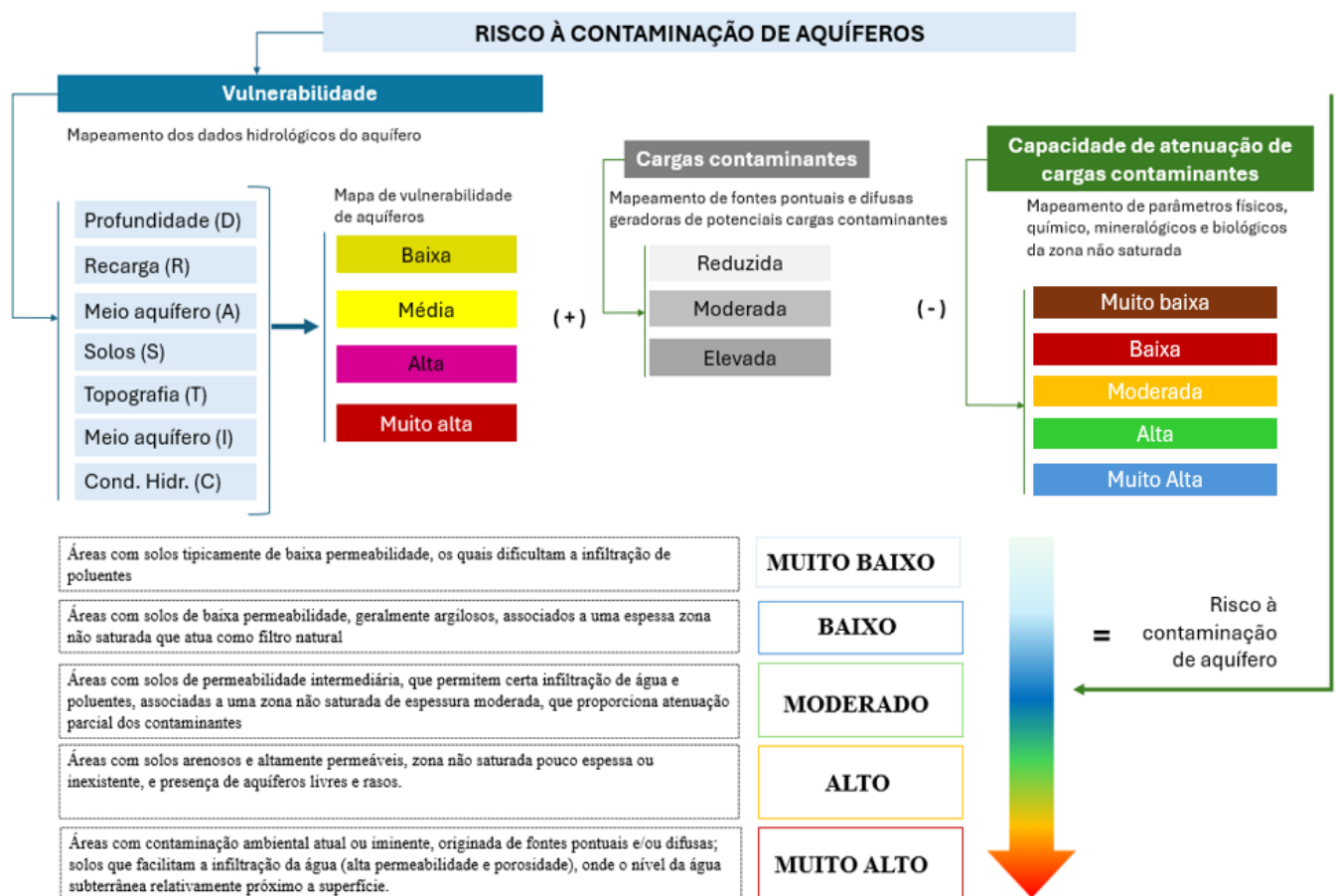
$$C_{atenuação} = \frac{Cat}{100} \times Cat_{máx} \quad (19)$$

Uma vez obtida a vulnerabilidade dos aquíferos Barreiras-Itapecuru pelo método DRASTIC em uma escala de 26 a 226, a carga contaminante variando em uma escala de 1 a 3, pelo método POSH, e a capacidade de atenuação, de 0 a 120, o risco foi calculado através da Equação (20), em que VUL representa a vulnerabilidade do aquífero, PCCT o potencial de carga contaminante e CAT a capacidade de atenuação. A classificação do risco segue as faixas estabelecidas no **Tabela 3.14**, sendo dividida em cinco categorias distintas.

$$Risco = VUL + PCCT - CAT \quad (20)$$

A espacialização dos dados hidrodinâmicos e risco na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência foi realizada com auxílio do *software Surfer*, v. 29 (*Golden Software Inc.*) através da sobreposição dos mapas de vulnerabilidade, carga contaminante e capacidade de atenuação. A **Figura 3.24** sintetiza o processo de geração do mapa de risco a contaminação dos aquíferos.

Figura 3.24 - Etapas para estimativa do risco à contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Tabela 3.14 - Classificação do risco à contaminação de aquíferos, em ambiente sedimentar costeiro: classe e características ambientais.

Faixa	Risco	Características Ambientais
0 - 46	Muito baixo	Áreas com solos tipicamente de baixa permeabilidade, os quais dificultam a infiltração de poluentes. Essas áreas contam com uma zona não saturada espessa, que atua como filtro natural, além de relevo inclinado, que favorece o escoamento superficial da água. Estão localizadas distantes de zonas de recarga direta, com nível freático profundo, seja em aquíferos confinados ou livres, e apresentam fluxo subterrâneo lento. São ambientes isolados de fontes relevantes de contaminação, como atividades industriais ou agricultura intensiva, com cobertura vegetal densa e baixa urbanização.
47 - 92	Baixo	Áreas com solos de baixa permeabilidade, geralmente argiloso, associados a uma espessa zona não saturada que atua como filtro natural. O relevo costura ser inclinado, favorecendo o escoamento superficial em detrimento da infiltração. A cobertura vegetal é densa e bem preservada, reduzindo a erosão e a entrada de poluentes. Além disso, estão afastados de fontes significativas de contaminação, como áreas industriais, agrícolas intensivas ou sistemas de saneamento precários. Esses ambientes geralmente abrigam aquíferos profundos ou confinados, protegidos por camadas geológicas menos permeáveis, o que confere alta capacidade natural de proteção contra a poluição.
92 – 138	Moderado	Áreas com solos de permeabilidade intermediária, que permitem certa infiltração de água e poluentes, associadas a uma zona não saturada de espessura moderada, que proporciona atenuação parcial dos contaminantes. O relevo é suavemente ondulado, favorecendo equilíbrio entre infiltração e escoamento superficial. Essas áreas podem estar próximas a zonas de recarga indireta e apresentam cobertura vegetal menos densa ou já modificada por ações humanas. A geologia subjacente pode exibir permeabilidade moderada ou presença livres com fluxo moderado de fertilizantes e defensivos, contribui para um nível de risco considerável, especialmente sob determinadas condições de ocupação do solo
139 – 184	Alto	Áreas com solos arenosos e altamente permeáveis, zona não saturada pouco espessa ou inexistente, e presença de aquíferos livres e rasos. Esses locais geralmente têm relevo plano, cobertura vegetal degradada ou urbanização intensa, além de estarem próximo de fontes potenciais de poluição, como áreas industriais, fossas, postos de combustíveis ou agricultura intensiva. A geologia local favorece a infiltração e o transporte de poluentes, aumentando significativamente a vulnerabilidade do aquífero à degradação da qualidade da água subterrânea.
184 - 230	Extremo	Áreas com contaminação ambiental atual ou iminente, originada de fontes pontuais e/ou difusas. Inclui áreas urbanizadas, agrícolas com uso intensivo de insumos, industriais com lançamento de efluentes ou resíduos (como lixões e esgotos), e locais onde fontes de poluição ameaçam áreas de recarga de aquíferos (poços artesianos, fossas sépticas). Ambientes com solos que facilitam a infiltração da água (alta permeabilidade e porosidade), onde o nível da água subterrânea relativamente próximo a superfície (em aquíferos livres ou freáticos), associados a um relevo plano a suave ondulado, com pouca ou nenhuma inclinação.

Fonte: elaborado pela autora (2025).

CAPÍTULO 4

CARACTERIZAÇÃO DA ZONA NÃO SATURADA DOS AQUÍFEROS BARREIRAS-ITAPECURU NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA

4.1 Introdução

Os resultados obtidos abrangem a caracterização física, mineralógica e textural dos solos, a análise do comportamento da condutividade hidráulica vertical da zona não saturada, bem como a caracterização geoquímica e os principais parâmetros geotécnicos dos solos. Esses elementos são fundamentais para compreender a mobilidade de possíveis contaminantes. Nesse sentido, são abordados temas relacionados à migração de poluentes no solo e na água subterrânea, com ênfase nos processos físicos e químicos, que interagem durante a infiltração da água ou de substâncias contaminantes.

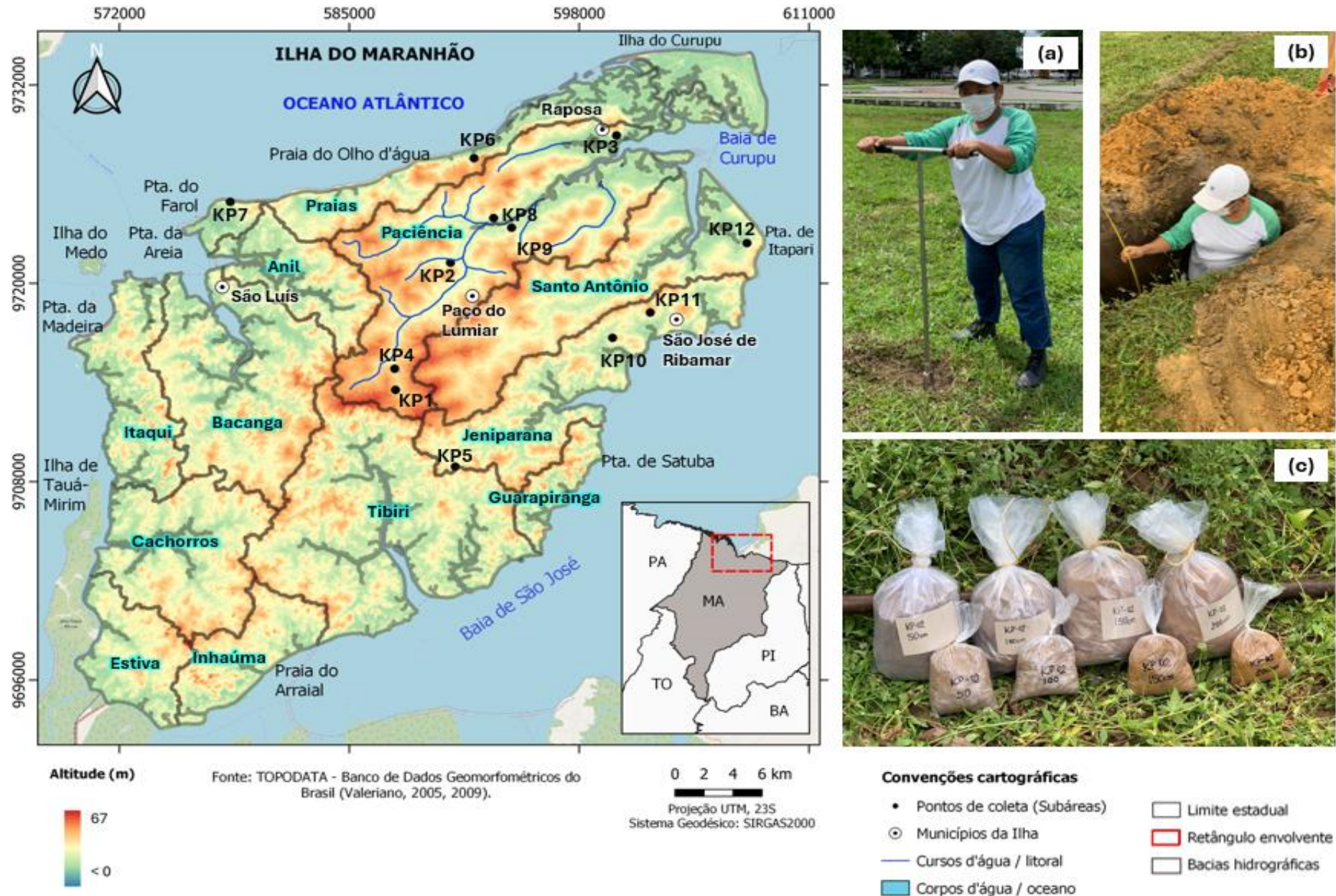
Com base nessas análises, as informações apresentadas neste capítulo são consideradas essenciais e a base para o entendimento da estimativa da vulnerabilidade e do risco à contaminação dos aquíferos. A integração dos dados permitiu identificar setores na bacia hidrográfica do Rio Paciência que requerem maior atenção, resultando na proposição de ações práticas voltadas ao fortalecimento da governança das águas na região.

4.2 Caracterização Morfológica, Textural e Mineralógica dos Solos

Nesta etapa, foram inicialmente coletadas amostras de solo em 12 pontos identificados como KP, a quatro profundidades distintas (0 - 50 cm; 50 - 100 cm; 100 - 150 cm; 150 - 200 cm), totalizando 43 amostras indeformadas. As coletas foram realizadas na bacia hidrográfica do Rio Paciência e em áreas adjacentes, objetivando abranger as principais classes de solos presentes na bacia (**Figura 4.1**). As amostragens foram realizadas com o uso de trado manual e, em determinadas situações, complementadas pela escavação de trincheiras, a fim de confirmar o comportamento do solo em diferentes profundidades. Esse procedimento permitiu a observação direta do perfil do solo até aproximadamente 150 cm de profundidade.

A **Figura 4.2** apresenta as amostras de solo coletadas em diferentes profundidades, dos pontos KP1 ao KP6. Ressalta-se que, nos pontos KP5 e KP6, foram coletadas uma e duas amostras, respectivamente, nas profundidades de 0 - 50 cm, e 0 - 50 cm e entre 50 - 100 cm. Nestes locais, o solo apresentava-se compactado, o que impossibilitou a coleta maiores profundidades. A princípio, os solos foram caracterizados morfolologicamente em cada profundidade em relação a cor, textura tátil-visual, coesão e estrutura com indicação da classe de solo, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (Embrapa, 2025).

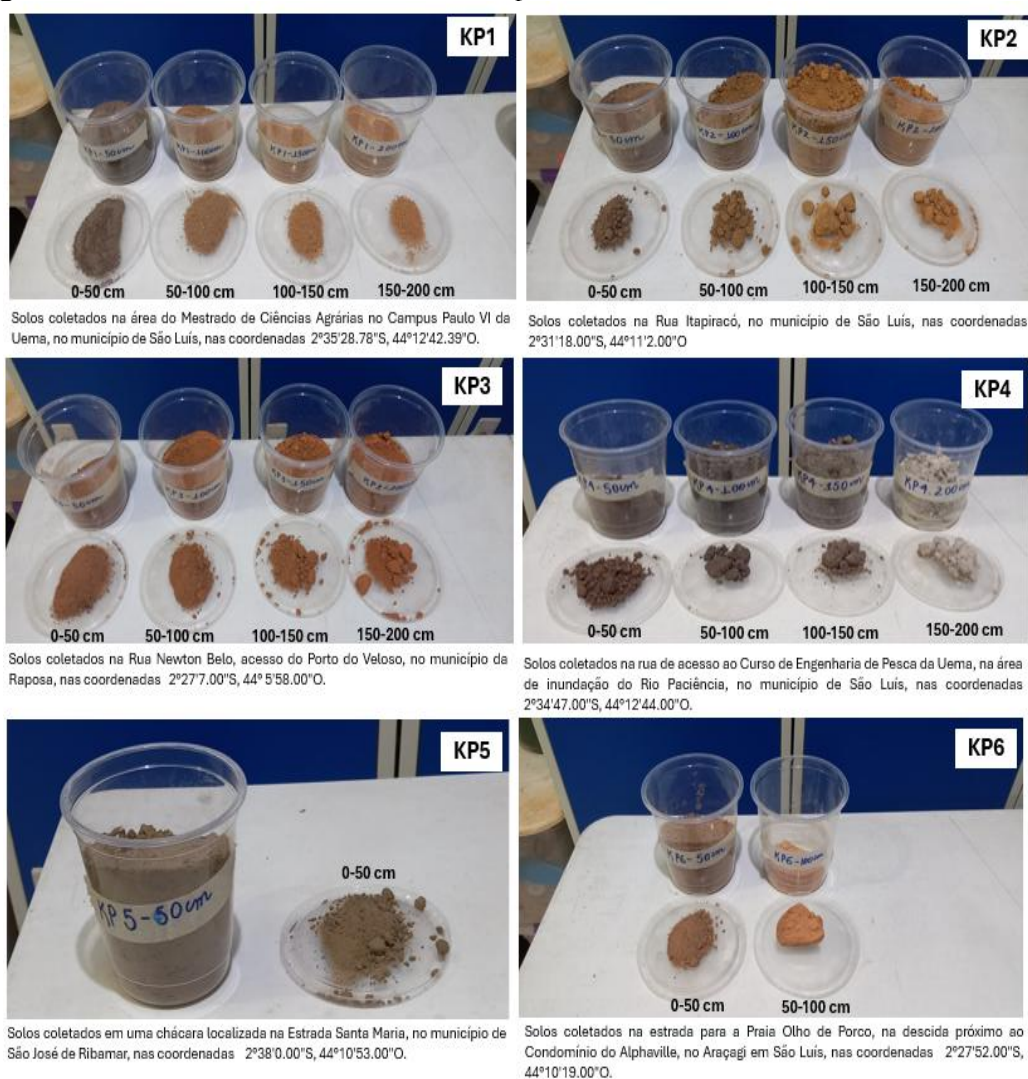
Figura 4.1 - Localização dos pontos de coletas de amostras indeformadas no mapa de bacias hidrográficas da Ilha do Maranhão - com concentração dos perfis na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências: (1) momento da coleta das amostras com auxílio de trado; (2) confirmação do comportamento do solo por meio de trincheira; (3) amostras de solo devidamente acondicionadas.



Fonte: elaborada pela autora (2025)

De forma geral, o solo do ponto KP1 apresenta coloração mais escura até a profundidade de 50 cm, o que indica maior presença de matéria orgânica, característica típica de um horizonte A. A partir dessa profundidade, observa-se uma transição gradual, com a coloração passando para tons de castanho médio a castanho-amarelado entre 50 - 100 cm, e 100 - 150 cm refletindo a redução da matéria orgânica; discretamente plástico e não pegajoso, possivelmente, com um aumento da presença de óxidos de ferro. Abaixo de 150 cm, até cerca de 200 cm de profundidade, a coloração do solo torna-se progressivamente mais clara, com predominância de tons amarelados, levemente plástico e não pegajoso, sugerindo a presença de material mais intemperizado, característico de um horizonte Bt, com indicação para a classe de **ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico**.

Figura 4.2 - Amostras de solos em diferentes profundidades: KP1, KP2, KP3, KP4, KP5 e KP6.

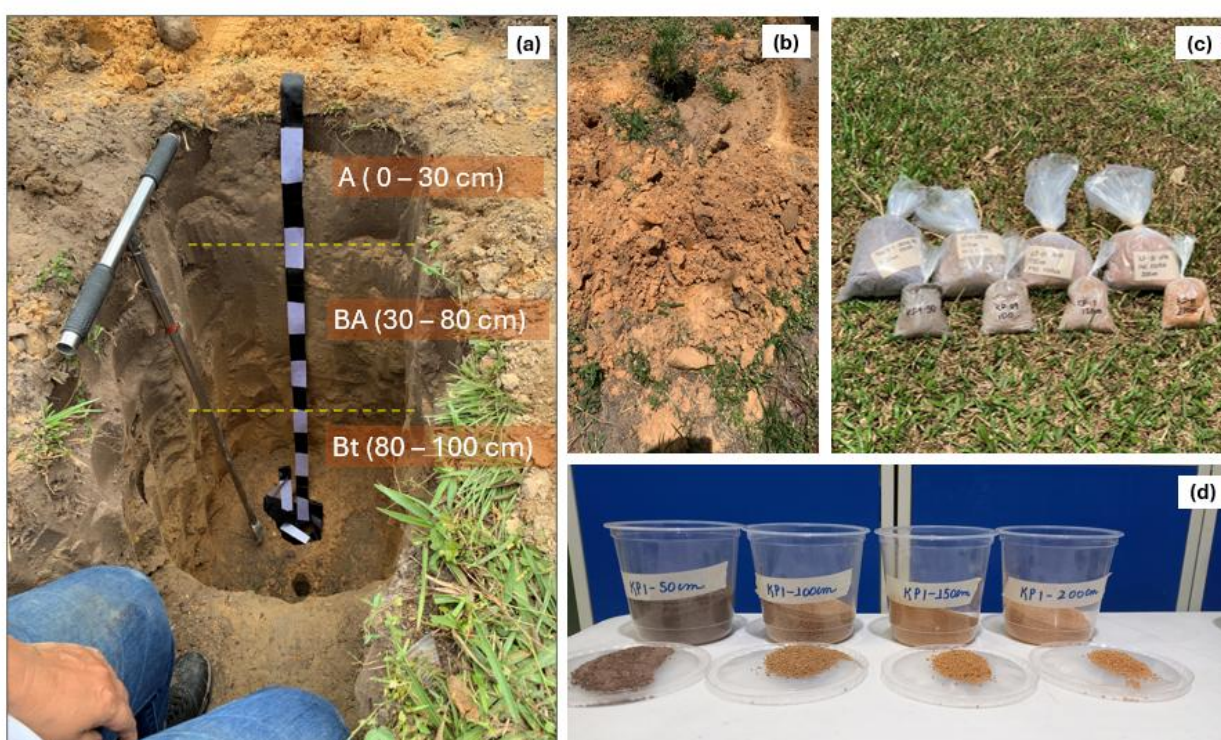


Fonte: elaborado pela autora (2025).

Corroborando essa interpretação, de um horizonte mais intemperizado (Bt), o perfil construído no ponto de amostragem KP1 (**Figura 4.3**) apresenta até uma profundidade de

aproximadamente 30 cm, um solo bem estruturado, com teor significativo de matéria orgânica, estrutura granular média fraca a moderada, com cor úmida de castanho-escuro a muito escuro. A partir da segunda camada, inicia-se a transição para um horizonte mais argiloso, com indícios de iluviação, em com uma estrutura em blocos. Na sequência, entre 80 - 100 cm, a cor do solo torna-se amarelo a castanho-amarelo. Observa-se um aumento da concentração de argilas e óxidos de ferro, possivelmente com presença de goethita. O solo apresenta estrutura subangular e consistência mais firme. A partir de 100 cm, o solo apresenta cor amarelo-claro. O material é mais grosso, menos estruturado, com baixa atividade biológica e com material de origem intemperizado.

Figura 4.3 - Descrição geral dos solos associado ao ponto de amostragem KP1: (a) perfil do solo; (b) ponto escavado para coleta de amostra pelo método estratificado; (c) acondicionamento das amostras de solo; (d) amostras peneirada para ensaios laboratoriais.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

O solo do ponto KP2, por sua vez, até a profundidade de 50 cm, apresenta cor castanho escuro, com textura fina, friável, com baixa coesão dos grãos, não plástico. Os materiais indicam alta atividade de intemperismo, com aspecto homogêneo, e solo bem evoluído pedogeneticamente. A partir dessa profundidade até 100 cm, a cor do solo muda para castanho claro, com textura fina e pequenos grumos. Apresenta leve coesão, porém solo não plástico. Na profundidade entre 100 - 150 cm, o solo apresenta cor castanho alaranjado, com presença de agregados e em menor grau de intemperização, porém não plástico. Entre 150 - 200 cm, o solo apresenta cor laranjada, solo mais denso e não plástico; possível proximidade ao material de origem. A indicação de classificação desse solo é de **LATOSSOLO AMARELO distrófico típico**.

O solo do ponto KP3, na profundidade entre 0 - 50 cm, apresenta cor castanho avermelhado escuro, com textura média, com baixa coesão e material mais friável, com leve lixiviação de finos e aumento de areia. A partir de 50 cm até 150 cm, a cor do solo passa de uma cor alaranjada intensa para alaranjada clara, com textura granular solta, leve plasticidade e não pegajoso. Na profundidade entre 150 - 200 cm, o solo apresenta cor alaranjada mais claro, com textura mais grossa, levemente coeso, com baixa plasticidade e não pegajoso. Considerando que o perfil apresenta predominância aparentemente arenosa, presença de horizonte B latossólico argiloso bem desenvolvido e transição vertical gradual e pouco expressiva em textura e estrutura, a indicação para classificação de campo desse solo é para a classe de **LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico**.

No ponto KP4 na profundidade entre 0 - 50 cm, o solo apresenta cor castanho acinzentado, com textural muito fina, uniforme e friável; quando molhado o solo escurece, apresentando-se não coeso, e não plástico. A partir de 50 cm até 100 cm, a cor do solo fica cinza escuro, com textura fina; leve coesão, porém não plástico. Na profundidade entre 100 - 150 cm, o solo apresenta cor cinza mais claro; textura granular, leve coesão, com baixa plasticidade e levemente pegajoso. A partir de 150 cm até 200 cm, o solo fica com cor esbranquiçada; moderada coesão e plasticidade, e levemente pegajoso. A indicação para classificação desse solo é de um **GLEISSOLO HÁPLICO** com textura média a argilosa.

De maneira geral, o solo apresenta cor acinzentada quando umedecido. Segundo Coringa *et al.* (2012), a coloração acinzentada dos solos é resultante da redução dos compostos de ferro, com ou sem alternância de oxidação, por efeito de flutuação do nível do lençol freático, em condições de regime de excesso de umidade permanente ou periódico.

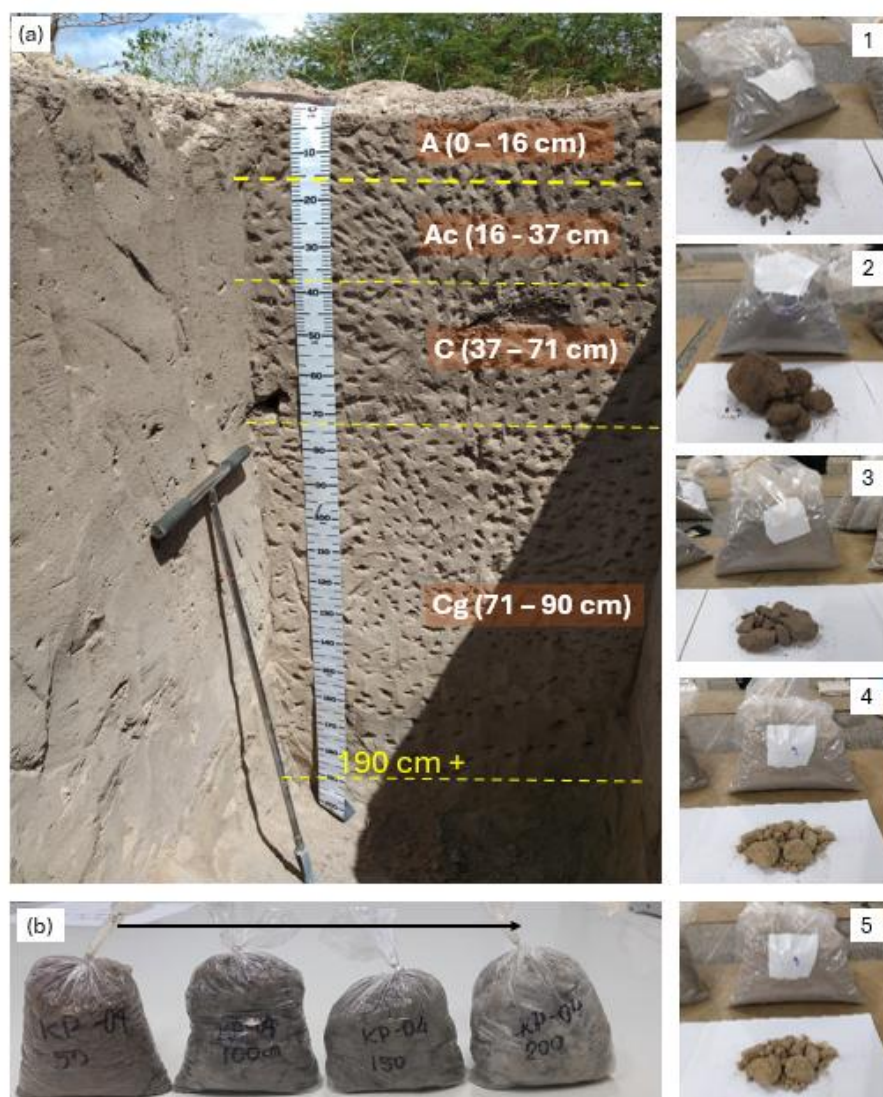
Ressalta-se, que foi escavada uma trincheira nesse local, no estudo desenvolvido por Rodrigues e Pinheiro (2020). A trincheira foi escavada no Campus Paulo VI da UEMA, em uma área sujeita a inundações, por se tratar de planície de inundação, pelo transbordamento das águas do Rio Paciência, que são mais intensas, no período chuvoso, de janeiro a junho (**Figura 4.4**). E desta forma, os solos foram caracterizados como hidromórfico, sob influência das inundações e pelas flutuações da superfície freática. Na **Figura 4.4**, as amostras demonstram o tipo de material de cada horizonte. Ainda, apresenta as amostras extraídas pelo método estratificado no atual estudo nas profundidades de 0 - 50 cm, 50 - 100 cm, 100 - 150 cm e entre 150 - 200 cm para efeito de comparação com o estudo desenvolvido pelos autores citados.

Rodrigues e Pinheiro (2020), verificaram, ainda, que ao longo do perfil não houve grande variação, na distribuição vertical das frações areia, silte e argila, conferindo classes texturais do tipo franco-arenosa e franco-argilo-arenosa. A camada Cg, e a camada sobrejacente destacaram-se, por apresentar uma consistência molhada plástica e pegajosa. Em áreas planas, sujeitas a

inundações e com a flutuação do lençol freático, ocorre um processo de remoção e transporte de minerais das camadas superiores para as mais profundas. Esse movimento, chamado de translocação, combinado com o intemperismo químico em profundidade, altera a composição do solo (Lepsch, 2002; 2011). Como resultado, a partir de 70 cm de profundidade, o solo se torna mais plástico e pegajoso devido à formação e ao acúmulo de argilas e argilominerais.

Os autores classificaram o solo como **GLEISSOLO HÁPLICO Tb distrófico**. Este tipo de solo é característico de áreas aluviais sujeitas a inundações, em decorrência de sua posição na paisagem. Gleissolo Háplico, são solos com perfil pouco profundos, sendo influenciado pelas condições hidromórficas resultantes de flutuações da superfície freática (Embrapa, 2025).

Figura 4.4 - Descrição geral dos solos associado ao ponto de amostragem KP4: (a) perfil do solo, com amostras de (1) a (5) coletas nas diferentes profundidades ao longo do perfil; (b) amostras coletadas no atual estudo em diferentes profundidades (0 - 50 cm; 50 - 100 cm; 100 - 150 cm; e 150 - 200 cm).



Fonte: elaborado pela autora (2025).

O solo coletado do ponto KP5 – única amostra – na profundidade entre 0 - 50 cm apresenta cor bege, com textura de areia média, não plástico com moderada coesão. Esse ponto localiza-se

em uma área com padrão de relevo plano suave ondulado, na Estrada de Santa Maria no município de São José de Ribamar, no entorno da bacia hidrográfica do Rio Paciência. Uma área extremamente compactada, com cobertura vegetal rasteira de gramíneas. Na **Figura 4.5** observa-se uma visão geral da área, com o furo de coleta de amostra com auxílio do trado manual até a profundidade de 50 cm. Após essa profundidade o solo mostrou-se muito compacto, o que dificultou a coleta para além de 50 cm. A indicação desse solo é para a classe do **PLINTOSSOLO HÁPLICO distrófico** com textura arenosa, e muito adensado.

Figura 4.5 - Local de amostragem do ponto KP5: (a) visão geral da área; (b) furo de coleta com auxílio de um trado; (c) amostras acondicionadas em plástico e etiquetadas para análises laboratoriais.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

O plintossolo muito adensado refere-se a um tipo de solo, classificado no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), que possui um horizonte plíntico ou concrecionário, formado pela segregação de ferro e comumente associado a condições de mau ou imperfeita drenagem em zonas quentes e úmidas com estação seca bem definida. O termo "muito adensado" nesse contexto sugere um grau elevado de compactação ou adensamento nesse horizonte, o que pode dificultar a infiltração de água e a penetração de raízes, além de influenciar as propriedades físicas do solo (Embrapa, 2025).

No ponto KP6, foram coletadas duas amostras nas profundidades de 0 - 50 cm, e entre 50 - 100 cm. O local da coleta, foi na estrada da Praia Olho de Porco, no município de São Luís, em um terreno declivoso, com presença de serrapilheira de uma estrutura de vegetação arbustivo-arbórea de uma floresta secundária (**Figura 4.6**). O solo na primeira camada, apresenta cor castanho escuro, com textura arenosa média, com leve coesão, levemente plástico e não pegajoso. Na segunda camada, entre 50 - 100 cm, a cor do solo migra para um castanho claro alaranjado, igualmente com leve coesão, levemente plástico e não pegajoso. A partir da profundidade de 100 cm, observou-se que o solo apresentou elevada compactação, o que dificultou a continuidade da perfuração e a coleta de amostras em níveis mais profundos, sendo inferida a presença de saprolito. A indicação para esse solo é para a classe de **CAMBISSOLO**.

Figura 4.6 - Local de amostragem do ponto KP6: (a) visão geral da área; (b) amostras acondicionadas em plástico e etiquetadas para análises laboratoriais; (c) amostras secas para realização de ensaios.



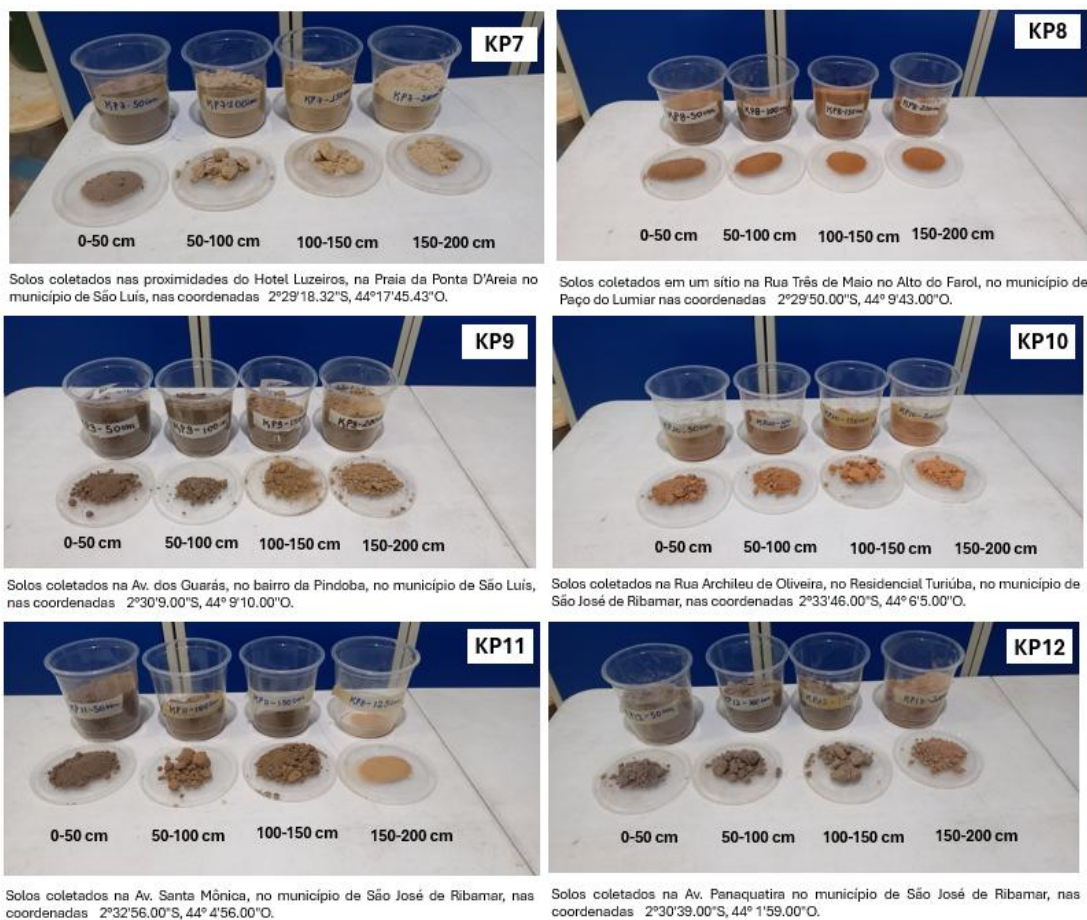
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Os cambissolos são solos não hidromórficos, fortemente, até imperfeitamente, drenados, rasos a profundos, de cor bruna ou bruno-amarelada, e de alta a baixa saturação por bases e atividade química da fração coloidal. O horizonte B incipiente (Bi) tem textura franco-arenosa ou mais argilosa, e o solum, geralmente, apresenta teores uniformes de argila, podendo ocorrer ligeiro

decréscimo ou um pequeno incremento de argila do horizonte A para o Bi. A estrutura do horizonte B pode ser em blocos, granular ou prismática, havendo casos, também, de solos com ausência de agregados, com grãos simples ou maciços. Os cambissolos que apresentam espessura no mínimo mediana (50 - 100 cm de profundidade) e sem restrição de drenagem, em relevo pouco movimentado, eutrófico ou distróficos, apresentam bom potencial agrícola (Embrapa, 2025).

A **Figura 4.7** apresenta as amostras de solos coletadas em diferentes profundidades, dos perfis KP7 ao KP12. Os solos do ponto KP7 de forma geral apresentam aparentemente baixos teores de argila e silte em todos os horizontes. Por outro lado, apresenta elevados teores de areia grossa e areia média, especialmente areia grossa, partir dos 50 cm de profundidade, apresentando uma distribuição bastante homogênea ao longo do perfil até 200 cm. Com esse padrão, é provável que este solo represente a classe de **NEOSSOLO QUARTZARÊNICO órtico**, típico de ambientes com material parental arenoso, geralmente de origem quartzosa, considerando que este material foi coletado nas proximidades da Praia da Ponta D'Areia no município de São Luís.

Figura 4.7 - Amostra de solos em diferentes profundidades: KP7, KP8, KP9, KP10, KP11 e KP12.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Os solos no ponto KP8, de forma geral, apresentam coloração avermelhada a alaranjada mais intensa nas camadas profundas (entre 100 - 150 cm e 150 - 200 cm), o que constitui indicativo

da presença de óxidos de ferro. Estes óxidos são característicos dos solos da região de São Luís, onde a intensa lixiviação e os processos de oxidação favorecem a sua formação, sendo os principais responsáveis pelas tonalidades observadas. Quanto mais intensa a coloração vermelha ou vermelho-amarronzada, maior é a concentração dos óxidos. Nas camadas mais profundas, a partir dos 50 cm, os solos apresentam leve coesão, com baixa plasticidade e leve pegajosidade, e uma textura predominantemente composta por areias finas e argilas. A classificação indicativa para esse solo é de **NITOSSOLO HÁPLICO distrófico típico**.

Os solos no ponto KP9, entre as profundidades de 0 - 100 cm, apresenta cor mais escura, de castanho-escuro, devido à presença de matéria orgânica. Abaixo dessa profundidade, sugere-se a existência de um horizonte C com cor clara e uniforme, geralmente em tons de bege-claro a amarelado refletindo o alto teor de quartzo e a baixa presença de óxidos de ferro ou matéria orgânica. Aparentemente textura é arenosa ao longo de todo o perfil até 200 cm, com baixo teor de argila, não plástico. Quando umedecido, surgem manchas acinzentadas, indicando processos de gleização - nesses casos, indica-se a classificação do solo como **NEOSSOLO QUARTZARÊNICO hidromórfico**. Essas cores claras e pouco contrastantes são típicas de solos com baixo grau de intemperismo e pouca atividade química, o que reforça sua classificação como solos jovens e pouco desenvolvidos pedogeneticamente (Embrapa, 2025).

Os solos no ponto KP10, ao longo do perfil até a profundidade de 200 cm, apresenta coloração com pouca variação, sendo avermelhada ou vermelho-amarelado, que é um indicador da presença de óxidos de ferro intemperizados. Em regiões tropicais úmidas como São Luís, os processos de latolização e ferralitização são dominantes. Esses processos removem sílica e bases, e concentram óxidos de ferro e alumínio, que são os pigmentos primários desses solos. Quanto mais intenso o vermelho, maior a concentração e o grau de cristalização desses óxidos (como a hematita). Os solos apresentam leve coesão nas primeiras camadas, e se elevam a partir da profundidade de 100 cm, apresentando plasticidade e pegajosidade. A indicação provável de classificação desse solo é da classe do **LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO**.

De forma geral, os solos no ponto KP11 apresentam coloração que varia entre o acinzentado e o bege, tornando-se mais amarelada na camada mais profunda (150 - 200 cm). A textura é areno-argilosa, com leve coesão nas camadas superficiais, que se intensifica a partir dos 100 cm de profundidade, evidenciando também certa plasticidade e leve pegajosidade. As características observadas indicam boa drenagem e a presença de óxidos de ferro, típicos de **LATOSSOLO AMARELO distrófico**.

Nos solos do ponto KP12, as amostras nas profundidades entre 0 - 50 cm, e entre 50 - 100 cm exibem tonalidade marrom acinzentado. A partir de 150 cm a cor dos solos migra para marrom avermelhado, além de parecer mais agregada ou com estrutura mais desenvolvida, com textura

areno-argilosa. Entre 150 - 200 cm, registou-se a presença incipiente de concreções ferrosas endurecidas, com moderada plasticidade e não pegajoso, o que sugere a classificação destes solos como **LATOSSOLO AMARELO distrófico** com caráter plintossólico.

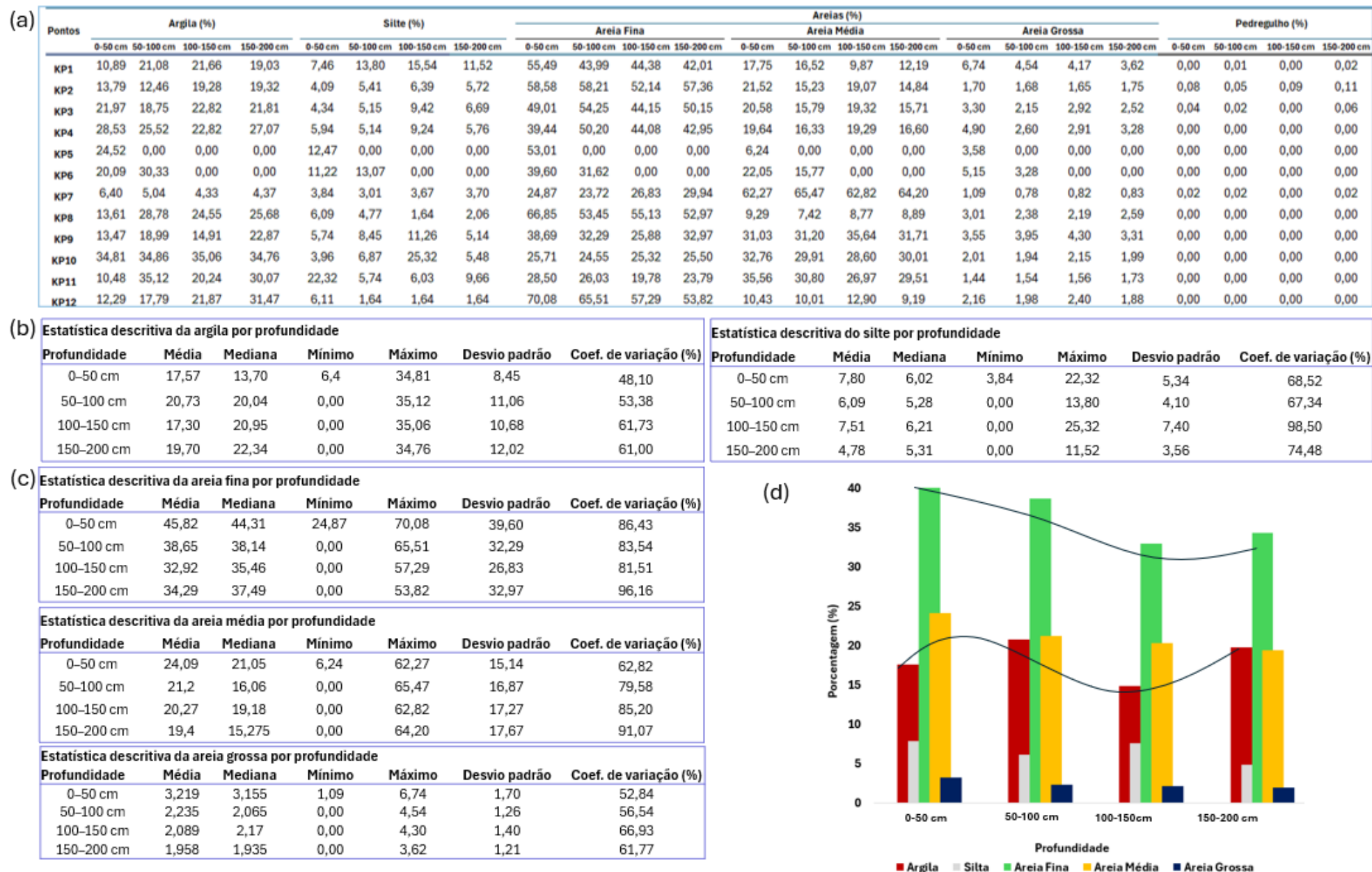
Além da descrição morfológica, os solos foram caracterizados em função da análise granulométrica (ou textural). A **Figura 4.8** resume os resultados dessa análise por ponto de amostragem, indicando a porcentagem correspondente a cada fração textural presente no solo. Adicionalmente, são apresentados os resultados da análise estatística dessas frações (**Figura 4.8b e 4.8c**), enquanto o gráfico (**Figura 4.8d**) ilustra o comportamento médio de cada fração em função da profundidade. Observa-se a partir dos resultados da análise granulométrica, a predominância de areias finas em todas as profundidades, com média geral de 37,92%, seguida de areias médias, com 21,24%, e em menor percentual, de areias grossas com 2,97%.

De forma geral, na formação de solos, há uma redução gradual no tamanho das partículas de areia à medida que se avança para camadas mais profundas. Esse fenômeno é compreendido a partir dos processos pedogenéticos e físicos de formação dos solos, ou seja, nas camadas mais superficiais, o solo está mais exposto à ação da chuva e da água percolante. A partir de então, ocorre remoção dos finos da parte superior do solo e acumulação nas camadas mais profundas ou a remoção dos finos por erosão.

A percolação da água a partir da superfície, resultante da infiltração das águas pluviais, promove não apenas a remoção de areias finas, mas também o transporte de partículas ainda mais finas, como siltes e argilas. Os dados apresentados na **Figura 4.8d** indicam um aumento no teor de argila entre a primeira camada (0 - 50 cm), com 17,57%, e a segunda (50 - 100 cm), com 20,73%. Esse valor reduz-se na terceira camada (100 - 150 cm), atingindo 14,82%, e volta a aumentar na quarta camada (150 - 200 cm), alcançando 19,70%.

Nota-se, ainda que, entre as profundidades de 50 - 100 cm para a profundidade de 100 - 150 cm, houve um ligeiro acréscimo no percentual de silte, respectivamente de 6,09% a 7,51%, o que pode ter contribuído para a redução relativa da fração argilosa nessa profundidade, na maioria dos pontos. Nesse contexto, a interpretação dos gráficos texturais por perfil (**Figura 4.9 a 4.15**) possibilitou a avaliação do comportamento individual das frações granulométricas (argila, silte e areia) em cada perfil amostrado. Essa abordagem permitiu identificar com precisão as camadas com maior concentração de argila, bem como estimar os valores médios de cada fração ao longo do perfil. Assim, foi possível compreender a dinâmica textural vertical de cada solo, revelando padrões de deposição, intemperismo ou movimentação de partículas que auxiliam na classificação e no entendimento de sua gênese.

Figura 4.8 - Resultado percentual do fracionamento textural do solo em diferentes profundidades: (a) resultado textural por ponto amostral; (b) análise estatística dos percentuais passantes da fração argila e silte; (c) análise estatística dos percentuais passantes da fração areia fina, média e grossa; (d) representação gráfica do percentual textural por profundidade - valores médios.



A **Figura 4.9** demonstra os resultados dos pontos KP1 e KP2. Confirma-se maior concentração das areias finas ao longo de todos os horizontes. No entanto, no ponto KP1 ocorre maior concentração de argilas, que aumenta gradualmente em profundidade, em detrimento da diminuição das outras frações, como dos siltes e areias médias, confirmando o comportamento plástico desse solo a partir de 100 cm de profundidade. O teor de argilas praticamente se manteve em torno de 15% ao longo do perfil no ponto KP2, com maior equilíbrio entre as areias finas e médias, o que indica uma textura mais arenosa, e sem plasticidade.

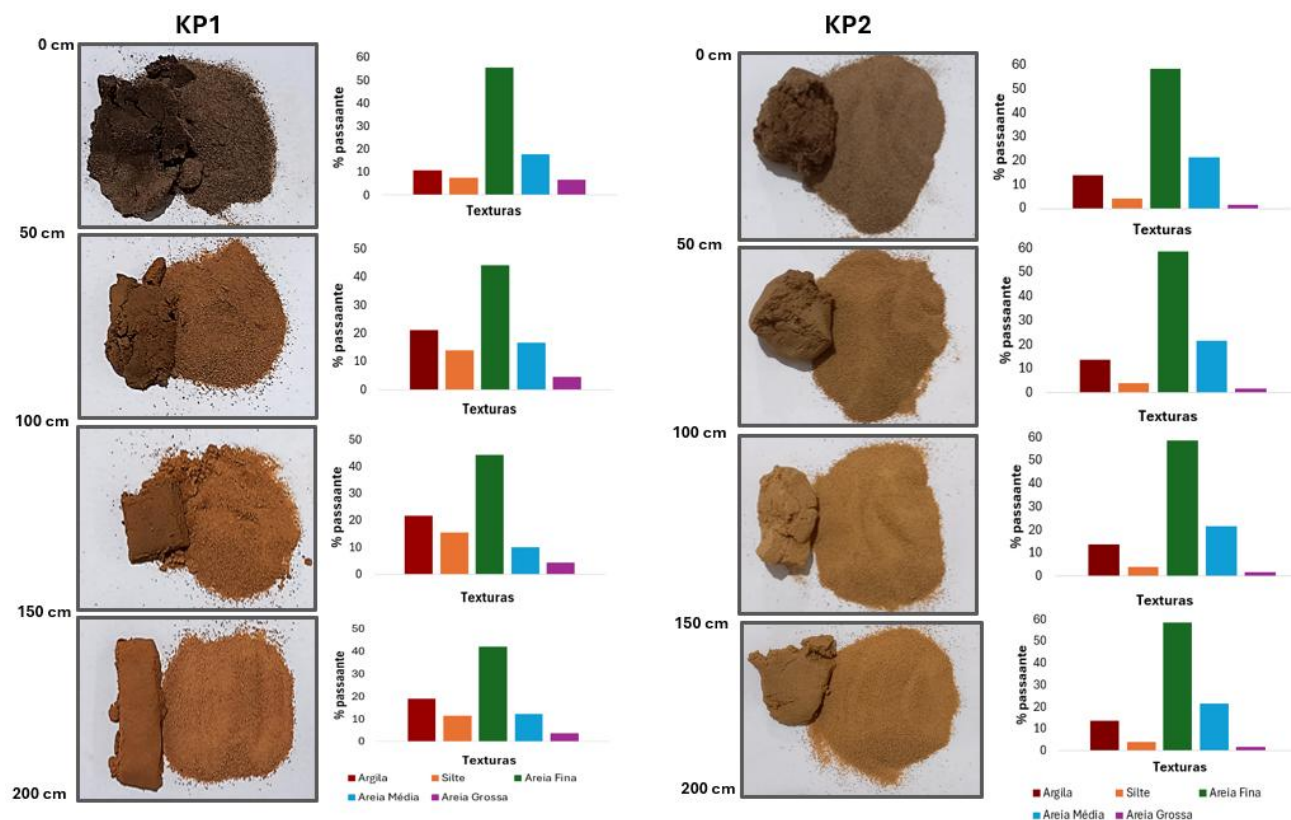
Na **Figura 4.10**, o perfil do ponto KP3, demonstra uma pequena variação no teor de argila entre as camadas, com maior concentração na terceira entre 100 - 150 cm, de 23%, com leve diminuição de 1% para a última camada, até 200 cm. Os percentuais confirmaram, a plasticidade e leve pegajosidade dos solos nas últimas camadas, pela presença dos percentuais de argila. Os percentuais de areias finas praticamente se mantiveram inalterada ao longo do perfil. As flutuações ocorreram nas frações silte e areia grossa.

No ponto PK4, praticamente as frações de argila, areias e silte se mantiveram sem alteração ao longo do perfil, com diminuição das areias grossas em profundidade. Ainda assim, foi observado que o teor de argila, diminui em torno de 4% da primeira camada (0 - 50 cm) para a segunda (50 - 100 cm) e desta para a terceira (100 - 150 cm), quando a partir dessa última ocorreu um incremento de 5%, elevando o teor da argila até a profundidade de 200 cm, confirmando a leve plasticidade e pegajosidade do solo, como o verificando na caracterização tátil visual em profundidade.

O solo do ponto KP5, confirma a textura areno-argilosa, com maior percentual de areias finas (53,01%), seguido das argilas (24,52%), porém os solos não apresentaram plasticidade, o que é atribuído ao fato das argilas serem representadas preferencialmente por partículas e não por argilominerais.

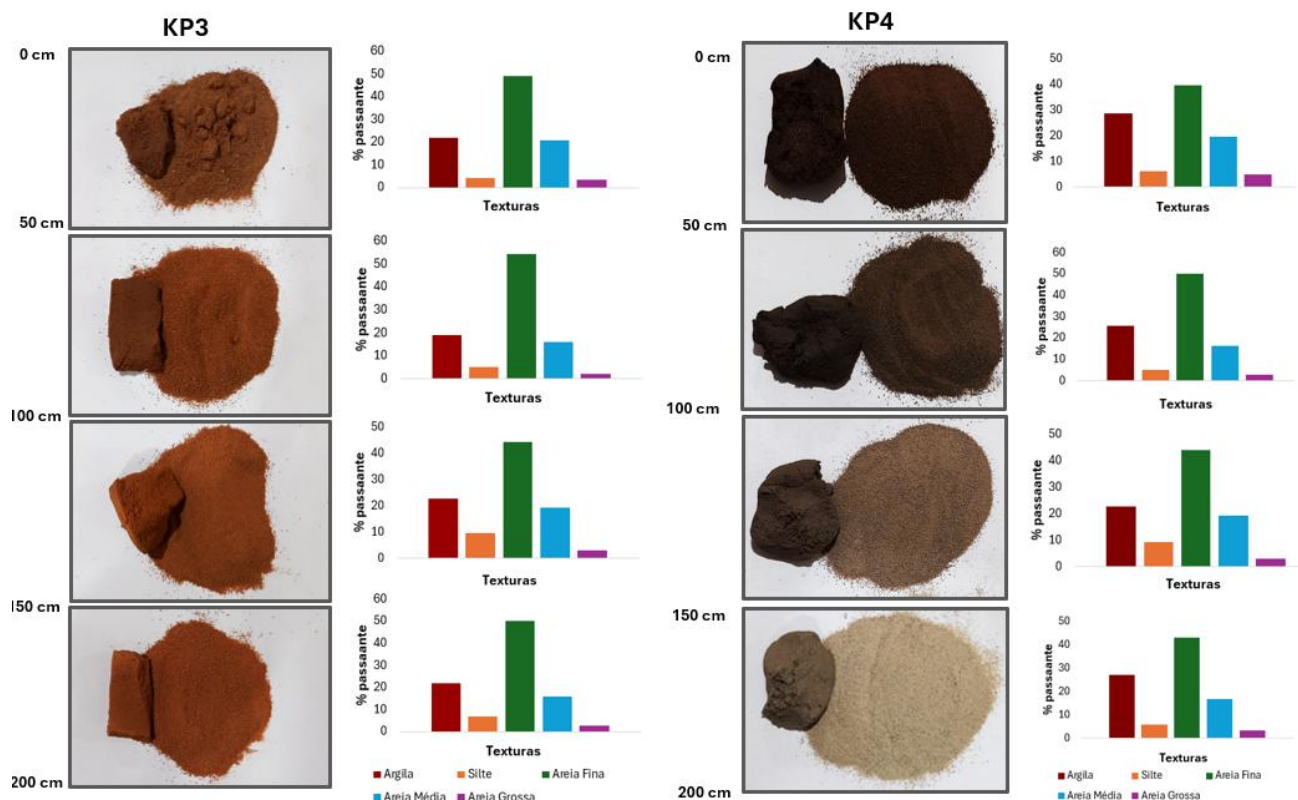
O solo do ponto KP6 registrara acréscimo do teor das argilas da primeira camada entre 0 - 50 cm de 20% para 30% até 100 cm, com leve decréscimo das demais frações (areias e siltes). Os solos a partir de 100 cm de profundidade demonstraram plasticidade e leve pegajosidade (**Figura 4.11**).

Figura 4.9 - Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP1 e KP2.



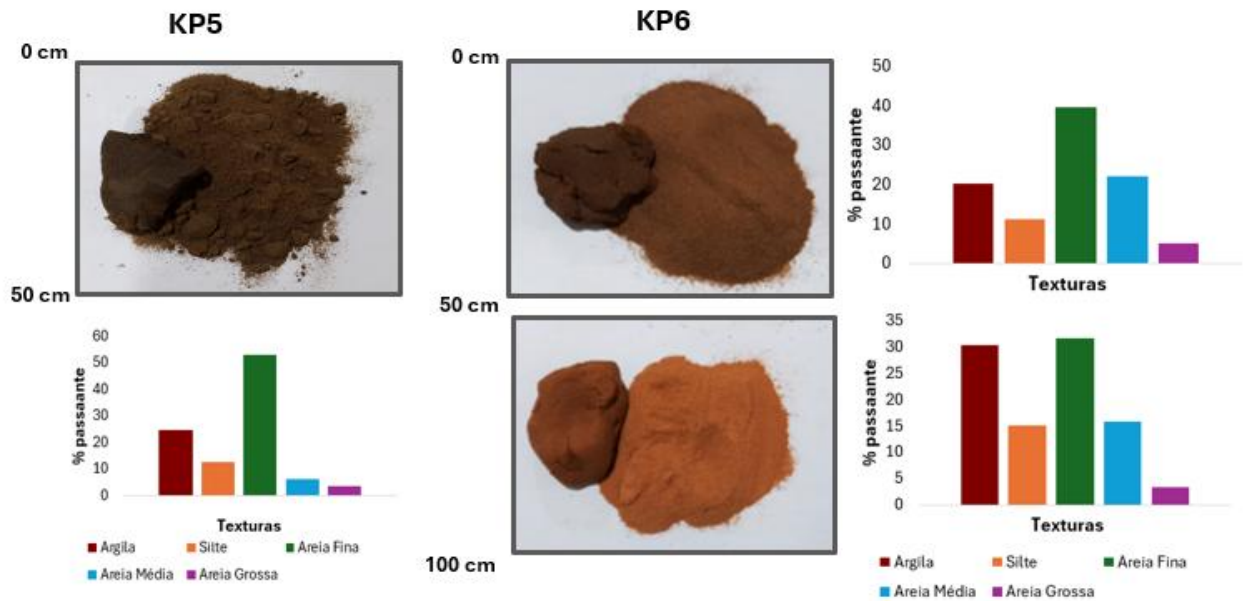
Fonte: elaborada pela autora (2025).

Figura 4.10 - Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP3 e KP4.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

Figura 4.11 - Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP5 e KP6.

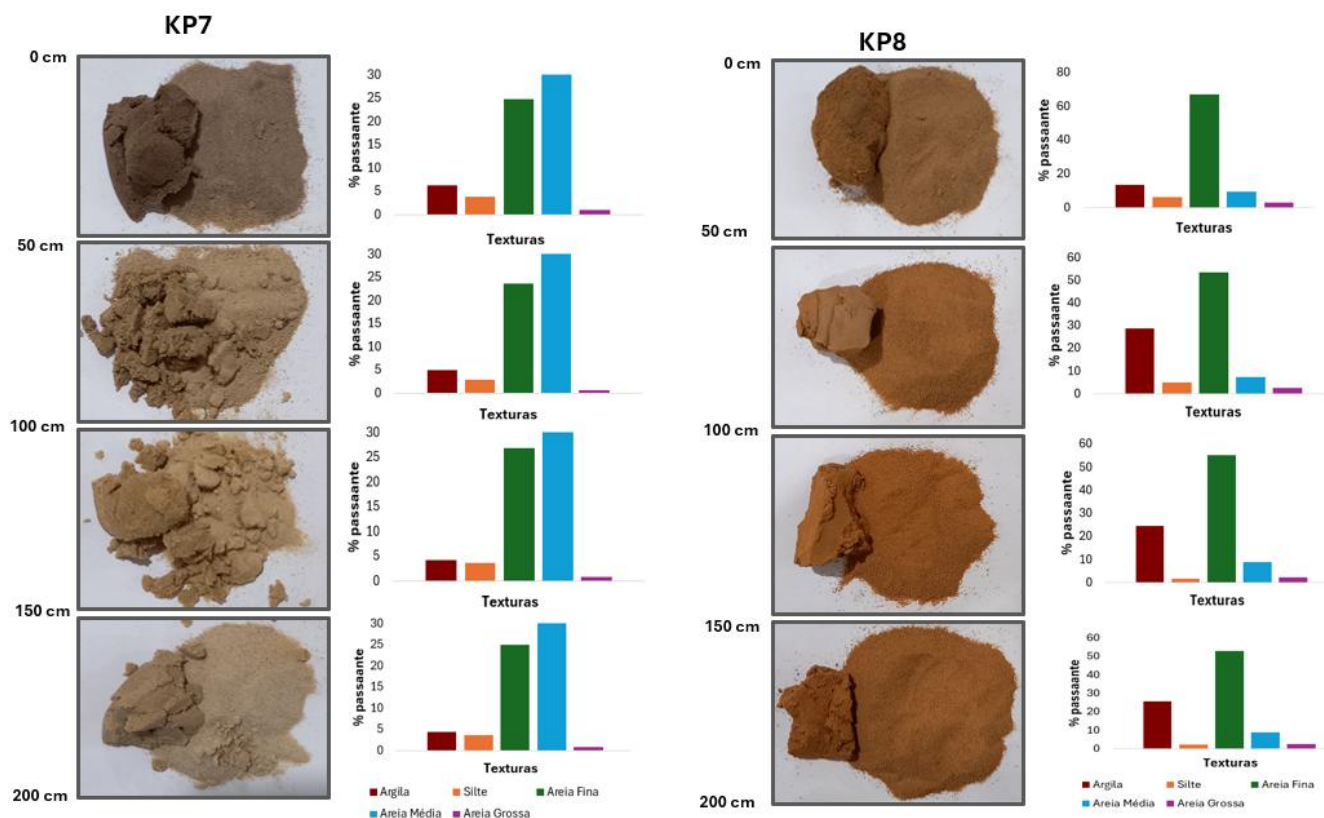


Fonte: elaborada pela autora (2025).

A **Figura 4.12** evidencia que, no ponto KP7, os solos apresentam textura média, com destaque para a fração de areia média, que representa em média 64% ao longo de todo o perfil. O teor de argila diminui progressivamente com a profundidade, o que indica um solo não plástico em todas as camadas analisadas. Por outro lado, no ponto KP8, observa-se um aumento da fração argila entre as profundidades de 50 - 100 cm, seguido por uma redução até os 150 cm, e, posteriormente, um ligeiro acréscimo de aproximadamente 2% até os 200 cm. Nas camadas mais profundas deste perfil, o solo apresentou comportamento plástico e ligeiramente pegajoso.

Nos solos do perfil KP9 (**Figura 4.13**), observa-se uma predominância de areia média e grossa nas camadas superficiais (0 - 100 cm), evidenciando textura arenosa bem definida. Em contrapartida, as frações finas, especialmente a argila, apresentaram aumento gradual com a profundidade, atingindo seus maiores teores aos 200 cm. Essa tendência indica uma possível diferenciação no material parental ao longo do perfil. A argila está presente em teores baixos em todo o perfil, mas há um ligeiro aumento nas camadas mais profundas (especialmente em 150 - 200 cm). A areia média e a areia grossa dominam nas camadas mais rasas (0 a 100 cm), indicando textura franco arenosa nessas profundidades. A partir de 150 cm, há leve substituição da areia média por argila e silte, sugerindo possível influência de material de deposição diferente ou processo de iluviação incipiente (migração de argila).

Figura 4.12 - Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP7 e KP8.

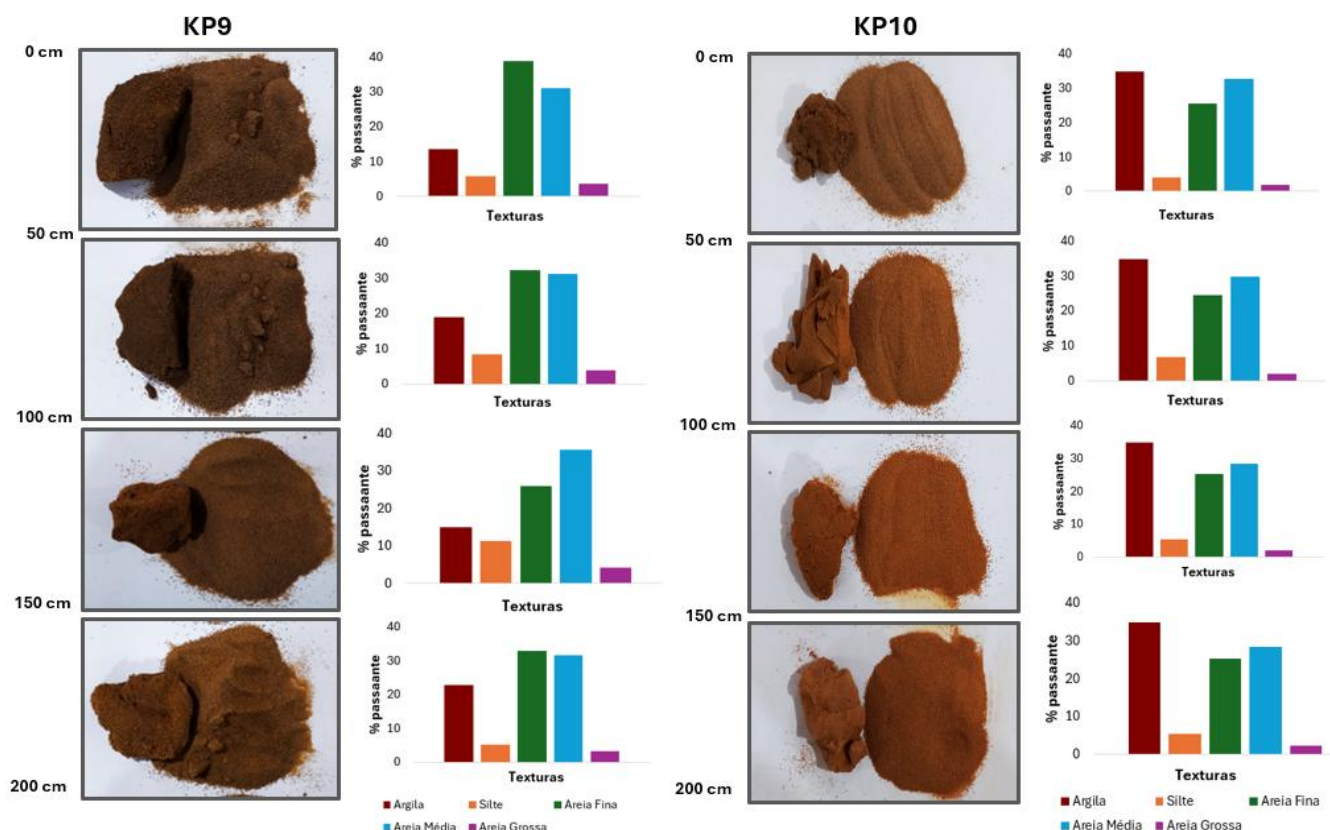


Fonte: elaborada pela autora (2025).

Verifica-se nos gráficos da distribuição granulométrica ao longo do perfil KP10 (**Figura 4.13**) que as proporções das frações principais (argila, areia média, areia fina) permanecem relativamente constantes em todas as camadas analisadas, no entanto, a argila é a fração mais abundante (cerca de 35%), seguida de perto pela areia média (cerca de 30 - 32%) e areia fina (cerca de 25 - 28%). Silte e areia grossa são minoritários. O solo é predominantemente argiloso-arenoso, com uma notável homogeneidade textural em profundidade, confirmando plasticidade e leve pegajosidade em todas as camadas.

Os solos no perfil KP11 (**Figura 4.14**) mostra uma variação textural e areias médias na camada superficial, com um aumento significativo de argila de um percentual de 10% na profundidade de 0 - 50 cm para 35% na segunda camada, entre 50 - 100 cm, sugerindo um horizonte de acúmulo de argila. No entanto, na camada subsequente ocorre uma redução da fração argila para um percentual de 20%, quando então eleva-se a partir de 150 cm até a profundidade de 200 cm, com um percentual de 30%. A partir de 100 cm o solo apresentou comportamento plástico e pegajoso.

Figura 4.13 - Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP9 e KP10.

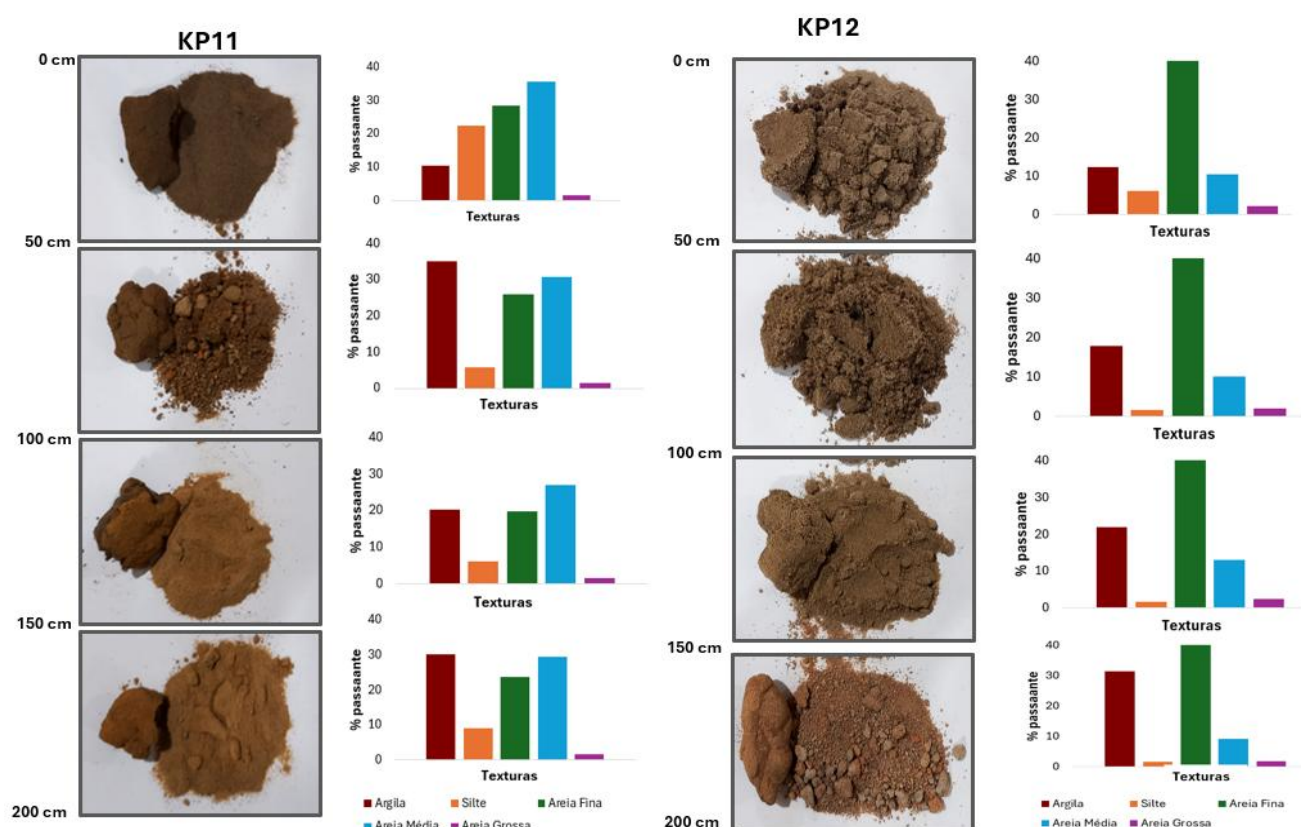


Fonte: elaborada pela autora (2025).

A partir da análise dos gráficos do perfil KP12 (**Figura 4.14**), verifica-se que os solos são predominantemente arenoso-argiloso, com a areia fina sendo a fração mais abundante em todas as profundidades analisadas, com percentuais superiores a 50% e a argila aumentando sua proporção com a profundidade, tornando-se uma fração muito significativa em 150 cm. A partir dessas características, verifica-se que esses solos tendem a ter boa aeração e drenagem devido à alta proporção de areias. A presença crescente de argila em profundidade pode contribuir para uma maior capacidade de retenção de água nessas camadas, com comportamento levemente plástico e pegajoso.

Com o objetivo de analisar especificamente o comportamento da fração argila ao longo do perfil dos solos, os percentuais foram representados por meio de uma matriz de intensidade, ou matriz de calor - *heatmaps* (**Figura 4.15a**). Esta forma de visualização facilitou a identificação da distribuição da argila em diferentes profundidades dos perfis analisados. Na matriz, a variação da cor está associada aos valores observados, com tons frios indicando menores concentrações e tons quentes representando maiores percentuais. Complementarmente, o gráfico *boxplot* (**Figura 4.15b**) foi utilizado para representar a dispersão dos dados, permitindo visualizar os limites inferior e superior, assim como a mediana dos valores, indicada pela barra central.

Figura 4.14- Comportamento textural dos solos em diferentes profundidades para os pontos KP11 e KP12.



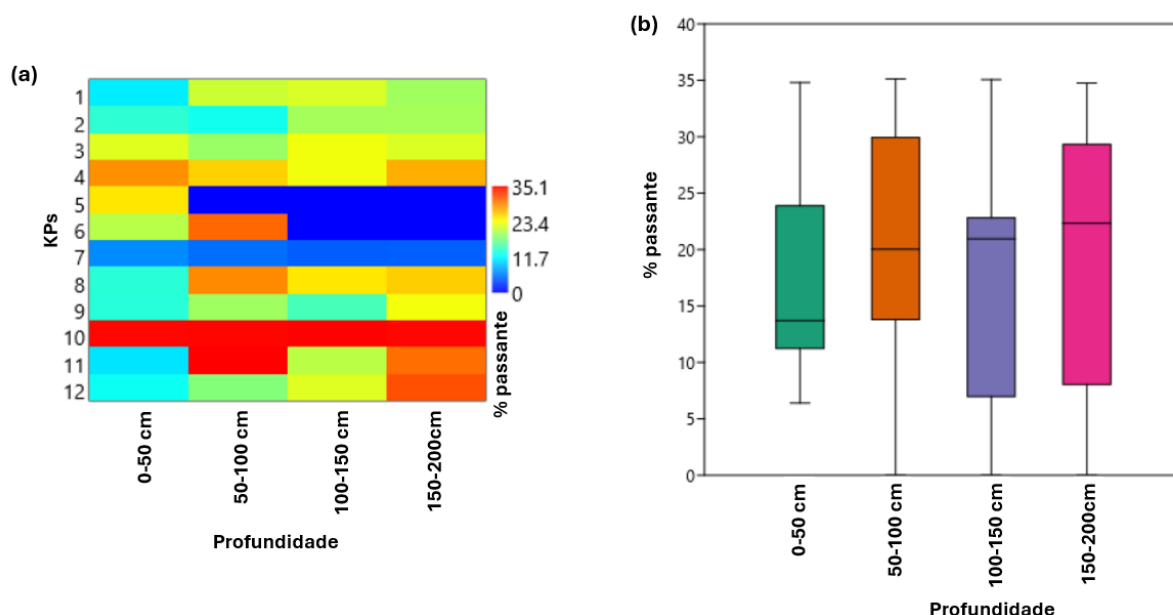
Fonte: elaborada pela autora (2025).

Observa-se na **Figura 4.15a** uma variação significativa no teor de argila entre os diferentes KPs e profundidades. Na matriz, o perfil KP4 mostra altos valores de argila (cor laranja forte/claro) em 0 - 100 cm, diminuindo em até 150 cm, quando a partir dessa profundidade eleva-se novamente até 200 cm. Já nos perfis KP5, KP6, KP7, KP8, os solos tendem a ter valores de argila intermediários (verde/amarelo) ou baixos (azul). Entre esses, os solos analisados do perfil KP8 mostram aumento de argila em profundidade, com elevação gradual até a profundidade de 200 cm (de 15% entre 0 - 50 cm para 25-30% em profundidade).

Claramente, na matriz de calor (**Figura 4.15a**), os valores mais altos de argila (vermelho intenso) em todas as profundidades (0 - 50, 50 - 100, 100 - 150, 150 - 200 cm) ocorrem para o perfil KP10. Isso é consistente com a análise anterior, onde KP10 apresentou cerca de 35% de argila em todas as profundidades, o que se encaixa perfeitamente na faixa vermelha (> 23,4% até 35,1%). No perfil KP11 valores de argila altos (laranja/vermelho) entre 0 - 50 cm, diminuindo moderadamente entre 100 - 150 cm. Isso também é consistente com a análise dos percentuais anteriormente, que mostrou um pico de argila entre 0 - 50 cm (cerca de 35%) e depois uma leve redução.

Na matriz, observa-se no perfil KP12, que os teores de argila são baixos (representados em azul na matriz de calor) nas profundidades entre 50 - 100 cm. Posteriormente, observa-se um aumento moderado do teor de argila nas camadas mais profundas, entre 150 - 200 cm. Esta tendência é corroborada pela análise textural detalhada do KP12, que indicou concentração de argila inicialmente baixa (entre 10% e 15%) e um aumento para 30% a 35% na profundidade de 150 cm. Os *boxplots* apresentados na **Figura 4.15b** indicam que a mediana do teor de argila é ligeiramente superior nas profundidades de 100 cm, 150 cm e 200 cm, em comparação com a de 50 cm. Além disso, observa-se uma variabilidade considerável nos teores de argila em todas as profundidades, evidenciando a heterogeneidade entre os diferentes pontos de amostragem (KPs).

Figura 4.15 - Comportamento das argilas em cada ponto de amostragem em diferentes profundidades: (a) matriz de calor dos teores de argila; (b) *boxplot* dos percentuais passantes de argila.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Observa-se, portanto, conforme apresentado na estatística descritiva (**Figuras 4.9d e 4.15**), uma variação nos teores de argila ao longo dos perfis e das diferentes profundidades avaliadas. Esse comportamento textural, marcado por oscilações no teor de argila, pode influenciar diretamente a infiltração e o movimento da água ao longo do perfil do solo, uma vez que variações na fração argilosa afetam a porosidade, a condutividade hidráulica e a retenção hídrica.

Compreende-se, que a presença de material argílico, característico de solos formados sobre a unidade geológica do Grupo Barreiras e dos Sedimentos Pós-Barreiras, impõe uma restrição física e hidráulica à percolação vertical da água, limitando assim o transporte e o acúmulo de partículas mais finas para as camadas inferiores, como observado até a profundidade de 150 cm.

De acordo com a Embrapa (2025), esse comportamento pode ocorrer em argissolos, que apresentam diferença abrupta no teor de argila entre os horizontes "A" e "B". Essa variação textural

pode resultar em classificações como arenosa/argilosa ou média/muito argilosa, consequência do adensamento de partículas entre 30 e 70 cm de profundidade - fenômeno identificado pela elevada resistência à penetração com faca pedológica, característica que define o chamado caráter coeso.

Ademais, segundo Sousa (2021), na Ilha do Maranhão, os argissolos podem ocorrer associados a classes como plintossolos pétricos, formados sob condições de restrição à infiltração da água gravitacional, especialmente em regiões com grande variação no nível do lençol freático. Tais condições favorecem a formação de plintita, um material rico em óxidos de ferro ou uma combinação de ferro e alumínio, que se apresenta sob a forma de camadas ou nódulos avermelhados, que dificulta a infiltração da água e consequentemente a mobilização de frações mais finas para as partes mais profundas do perfil do solo.

Situação semelhante pode ser observada nos latossolos amarelos, que se desenvolvem em áreas compostas igualmente sobre os litotipos do Grupo Barreiras e dos Sedimentos Pós-Barreiras. De acordo com Embrapa (2025), IBGE (2015) e Lepsch (2002, 2011), esses solos são constituídos por material mineral e apresentam horizonte B latossólico bem desenvolvido. Seus constituintes refletem elevado grau de intemperismo, com presença variável de óxidos de ferro e alumínio, de quartzo e outros minerais mais resistentes à ação intempérica, como as argilas do tipo 1:1 associada aos óxidos de ferro e/ou alumínio, favorecendo a formação de concreções e dificultando a passagem da água em certas camadas, onde há presença desse material.

Diante do exposto, compreende-se que a redução do teor de argila, mais especificamente na terceira camada, entre 100 - 150 cm acompanhada pelo aumento do teor de silte, pode estar associada à formação de uma camada mais densa e coesa, resultante do acúmulo de materiais ricos em óxidos de ferro ou em combinação de ferro e alumínio, ou da presença de sílica como agente cimentante. A diminuição vertical das frações texturais até a profundidade de 150 cm sugere a possibilidade de lixiviação lateral a partir da camada imediatamente superior, que apresenta maior consistência úmida e seca.

Esse processo pode ter ocasionado a translocação das frações e sua posterior percolação para camadas mais profundas, em pontos com maior permeabilidade e com menor coesão (menor adensamento). Como resultado, observam-se teores mais elevados dessas frações nas camadas mais profundas do perfil, especialmente entre 150 - 200 cm, onde houve aumento de finos. De forma geral, observou-se tendência de aumento no conteúdo de argila em profundidade e diminuição no percentual de areias grossa e silte.

Nesse contexto, de acordo com UFV (1984), a ocorrência de gradientes acentuados nos Tabuleiros Costeiros deve-se à remoção preferencial das partículas finas, conferida pela estabilidade natural da paisagem. Contudo, o processo de destruição de argila pode ocorrer simultaneamente a essa argiluviação, aumentando, ainda mais, a diferenciação textural. Segundo

Souza (1996), os solos de Tabuleiros Costeiros, apesar de serem considerados profundos, apresentam profundidade efetiva reduzida pela presença de horizontes coesos.

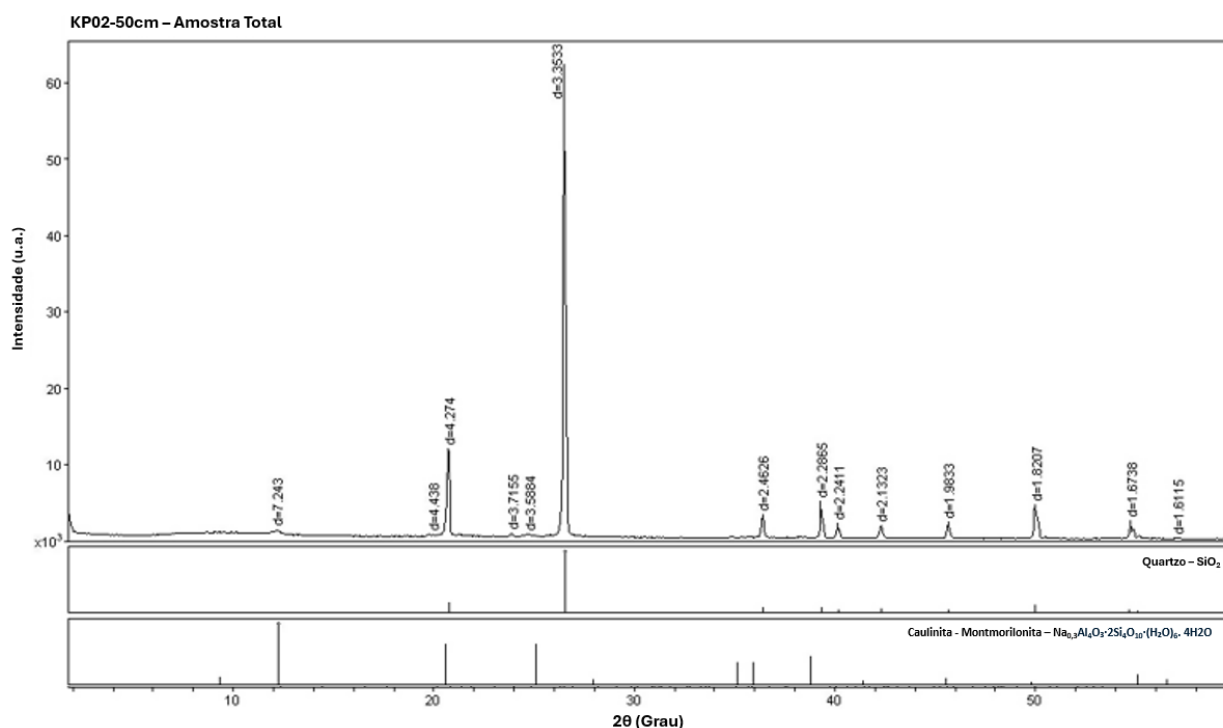
De acordo com Dantas *et al.* (2014), o acúmulo de partículas de argila oriundas dos horizontes superiores, as quais preencheriam poros, aumenta a densidade aparente do solo e torna o horizonte muito coeso. Essa constatação também foi observada por Côrrea *et al.* (2008), em estudos micromorfológicos em horizontes coesos de solos vermelhos e amarelos do ambiente Tabuleiros Costeiros no sul da Bahia, e no norte do Espírito Santos. Nesses estudos, os autores identificaram relação positiva entre os teores de argilominerais (caulinita - menor que 0,002 mm) e argila dispersa em água que contribuíram para compreensão sobre a formação dos horizontes coesos. Essa relação sugere maior probabilidade de translocação das partículas mais finas, entre ou dentro do mesmo horizonte, aumentando a superfície de contato entre os constituintes do solo (agregados e partículas) e promovendo expressivo ganho de resistência (Lamotte *et al.*, 1997a).

Nesse contexto, a análise das argilas através da Difração de Raios X, com a identificação mineralógica baseada na comparação com padrões de referência, teve como objetivo a caracterização da fração fina < 0,002 mm. Foram realizados os ensaios em diferentes profundidades (0 - 50 cm; 50 - 100 cm; 100 - 150 cm; 150 - 200 cm). Os pontos foram selecionados de forma a contemplar os diferentes tipos de solos presentes na área investigada, a saber: os perfis KP2, KP6, KP8, KP11 e KP12. Como exemplo apresenta-se o difratograma referente à amostra KP2 a 50 cm - Amostra Total (**Figura 4.16**).

Os resultados das amostras totais indicam que os solos são compostos predominantemente por quartzo, com presença adicional de argilas (como caulinita e/ou montmorilonita), associado a um ambiente costeiro e intemperizado. Especificamente na **Figura 4.16**, para o perfil KP2, o pico mais intenso é em 26.59°, característico do quartzo, comum em amostras de solos ou sedimentos. Na linha do meio, ocorre com menor intensidade, o mineral caulinita associado com traços de montmorilonita. A presença de quartzo é dominante, dado o alto grau de intemperismo, e a caulinita surge da alteração de minerais silicatados em condições ácidas e úmidas - muito coerente com os solos de clima tropical úmido da Ilha do Maranhão.

De forma geral, nos demais perfis até a profundidade de 0 - 50 cm foi identificada a presença de quartzo, caulinita e montmorilonita. A partir de 50 cm até 150 cm, além desses minerais foi identificada a presença de illita. A presença mais significativa de illita até a profundidade de 150 cm pode apontar justamente para uma zona de transição entre horizontes mais intemperizados e os menos alterados - talvez com menor ação da água percolante ou maior influência do material parental. Sua presença costuma indicar um ambiente com alguma restrição à lixiviação de bases (Almeida Filho, 1979; Rodrigues Neto, 1996; Schaefer *et al.*, 2008; Resende *et al.*, 2014).

Figura 4.16 - Difratoograma de Raios X do perfil KP2 (0-50 cm) obtido por moagem.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Nas análises realizadas não foi identificada a presença de óxidos como a hematita (Fe_2O_3) ou a goethita (FeOOH), minerais frequentemente encontrados em muitos solos tropicais. No entanto, observou-se a existência de horizontes com elevada coesão e resistência ao corte, mesmo sob condições de elevada umidade. É possível que esses óxidos estejam presentes em concentrações muito baixas, não sendo detectados pela Difração de Raios X. Alternativamente, a sua ausência em certos perfis pode indicar a presença de horizontes fragipãs ou duripãs. Estes horizontes caracterizam-se por uma compactação natural acentuada, o que dificulta tanto o crescimento das raízes como a infiltração da água no solo - fenômenos observados de forma mais evidente nos perfis KP5 e KP6.

De acordo com Nunes *et al.* (2011), a evolução dos solos dos Tabuleiros Costeiros está fortemente ligada ao seu material de origem sedimentar. Os autores destacam a relação entre a formação dos horizontes coesos e a presença de diamictitos, arenitos lamosos ou argilitos. Além disso, fazem referência aos duripãs ou fragipãs, frequentemente descritos e interpretados como resultado de processos pedogenéticos, sugerindo que estes possam, na verdade, corresponder a diamictitos cimentados ou duricrusts. Essas formações, comuns nas diversas unidades do Grupo Barreiras, são apontadas como pistas importantes para fomentar novas abordagens no estudo da origem da coesão dos solos nos Tabuleiros Costeiros.

Diversos estudos passaram a destacar características particulares dos solos dos Tabuleiros Costeiros, sendo a principal delas a presença de horizontes subsuperficiais coesos, associados a baixos teores de ferro (Fe), silício (Si) e alumínio (Al). Esses horizontes coesos são compreendidos como camadas pedogenéticas densas, muito duras ou extremamente duras quando secas, mas geralmente friáveis quando úmidas. Uma amostra úmida, ao ser pressionada, deforma-se lentamente sem se romper abruptamente em fragmentos menores, comportamento distinto do observado nos fragipãs (Camargo, 1958; Jacomine, 2001).

Jacomine *et al.* (1977 e 1979), em parceria com a Embrapa e a Sudene, realizaram extensivas análises de solos na região Nordeste do Brasil. Esses estudos revelaram que a coesão é mais acentuada nos horizontes AB (A3) e BA (B1). Quando presente um horizonte B textural, a coesão estendia-se até o Bt1 e, em alguns casos, alcançava o Bt2, entre 30 cm e 1 metro de profundidade.

Moreau *et al.* (2006) investigaram os mecanismos físicos, químicos e mineralógicos envolvidos no endurecimento dos horizontes coeso, fragipã e duripã. Através da análise de amostras de duas topossequências, constataram que os processos de endurecimento variam entre os diferentes tipos de horizonte. Nos horizontes coesos, os baixos teores de Fe, Si e Al indicam uma menor influência desses elementos na cimentação. Em contraste, nos solos com fragipãs e duripãs, os altos teores de Si e Al sugerem que esses elementos atuam como agentes cimentantes.

Nesse contexto, segundo Winters e Simonson (1951) e ainda Jacomine (1974), horizontes ou camadas do solo que apresentam endurecimento e forte adensamento são comumente designados como “pãs” (ou *pans*). Entre eles destacam-se os fragipãs e duripãs, cuja formação está relacionada à ação cimentante de elementos químicos como silício (Si), alumínio (Al) e ferro (Fe), conforme sugerido por diferentes autores (Winters, 1942; Steinhardt; Franzmeier, 1979; Karathanasis, 1987; Rolim Neto; Santos, 1994; Filizola *et al.*, 2001).

No Brasil, é comum a ocorrência de horizontes endurecidos, como os horizontes BA e partes dos horizontes Bt ou Bw, em Argissolos e Latossolos Amarelos encontrados nos tabuleiros costeiros da região litorânea. Embora esses horizontes se enquadrem na definição de “pã”, estudos iniciais (Achá Panoso, 1976; Anjos, 1985) indicam que a sua formação não estaria relacionada à cimentação química. Contudo, pesquisas mais recentes apontam para uma possível contribuição de agentes cimentantes nesse processo (Araújo Filho *et al.*, 2001; Filizola *et al.*, 2001; Romero *et al.*, 2003; Nunes *et al.*, 2003; Lima *et al.*, 2004).

A natureza compacta e o comportamento quebradiço, quando úmido, dos fragipãs, restringindo parcialmente a penetração de água e raízes, são explicados por empacotamento cerrado (Petersen *et al.*, 1970; Richie *et al.*, 1974); pontes de argila (Grossman; Cline, 1957) e, ou, ligação com um composto amorfo (Winters, 1942; Steinhardt; Franzmeier, 1979; Karathanasis,

1987; Rolim Neto; Santos, 1994; Filizola *et al.*, 2001). Segundo Franzmeier *et al.* (1989), dentre os agentes cimentantes, a sílica é o que tem recebido mais destaque na literatura. Além da sílica, alguns autores citam a participação também do alumínio como agente cimentante (Anderson; White, 1958; Nettleton *et al.*, 1968; Filizola *et al.*, 2001).

O fragipã geralmente mais friável quando seco, mas ainda coeso; ocorre mais comumente em solos com influência de processos pedogenéticos associados à percolação de água e iluviação de partículas finas. O duripã, por sua vez é muito mais endurecido, podendo até adquirir características de cimentação irreversível. A presença de sílica ou ferro pode contribuir, mesmo que de forma não visível com óxidos cristalinos detectáveis via DRX (Moreau *et al.*, 2006).

A coesão pode estar ligada à microestrutura do solo, ao rearranjo de partículas de argila, ou até a formação de selagem por elementos amorfos (como sílica ou alumínio amorfos). O fato de não aparecerem óxidos nos padrões de difração não descarta a presença de formas não cristalinas ou mal cristalizadas (Silva; Carvalho, 2007).

Diante o exposto, compreende-se que os solos na região em estudo estão sujeitos a processos pedogenéticos e antropogênicos para a coesão até a profundidade de 100 cm - como mais evidente nos perfis KP5, KP6 - com possibilidade inclusive da coesão e a resistência ao cisalhamento do solo aumentarem expressivamente com a redução do teor de água no horizonte BA (coeso), como identificado por Silva e Carvalho (2007) em amostras de um Latossolo Amarelo coeso típico (Embrapa, 1999), localizado no município de São Miguel dos Campos (AL), sob floresta subperenifólia. O solo é derivado do Grupo Barreiras, que se caracteriza por sedimentos areno-argilosos, constituídos principalmente por quartzo na fração areia e caulinita na fração argila, com baixos teores de óxidos de Fe (Jacomine *et al.*, 1976).

Nesse sentido, segundo Arai (2006), o Grupo Barreiras é composto por uma sequência de sedimentos detríticos, siliciclásticos, de origem continental pouco ou não consolidados, mal selecionados, de cores variegadas (Vilas Boas, 1996; Vilas Boas *et al.*, 2001), variando de areias finas a grossas, predominando grãos angulosos, argilas cinza-avermelhadas, com matriz caulínica e ocorrência escassa de estruturas sedimentares (Mabessone *et al.*, 1972; Bigarella, 1975; Lima, 2002).

Ainda segundo Rosseti *et al.* (2013), os Sedimentos Pós-Barreiras, que recobrem o Grupo Barreiras, são compostos predominantemente por areias de coloração vermelho-clara a alaranjada, de aspecto maciço e, em alguns locais, intensamente bioturbadas. Essas areias apresentam granulometria fina a média, podendo localmente variar para grossa a conglomerática, com seleção moderada a boa, caracterizando a subunidade inferior. Já a subunidade superior é formada por areias finas a muito finas, bem selecionadas e também maciças, separadas da unidade inferior por uma superfície de descontinuidade de natureza erosiva.

Essa descrição sedimentológica contribui para a compreensão da morfologia e textura e processos pedogenéticos dos solos da área estudada, reforçando a interpretação de que a presença de horizontes coesos possivelmente associa-se à predominância de quartzo e/ou alumínio aproximadamente na faixa entre 100 - 150 cm de profundidade, como discutido anteriormente e reforçado pela Difração de Raios X, com a identificação predominante de quartzo associado a caulinita e/ou montmorilonita. O registro realizado em campo na atual pesquisa (**Figura 4.17**), ilustra a sequência deposicional do Grupo Barreiras na região, e corrobora com as análises anteriores.

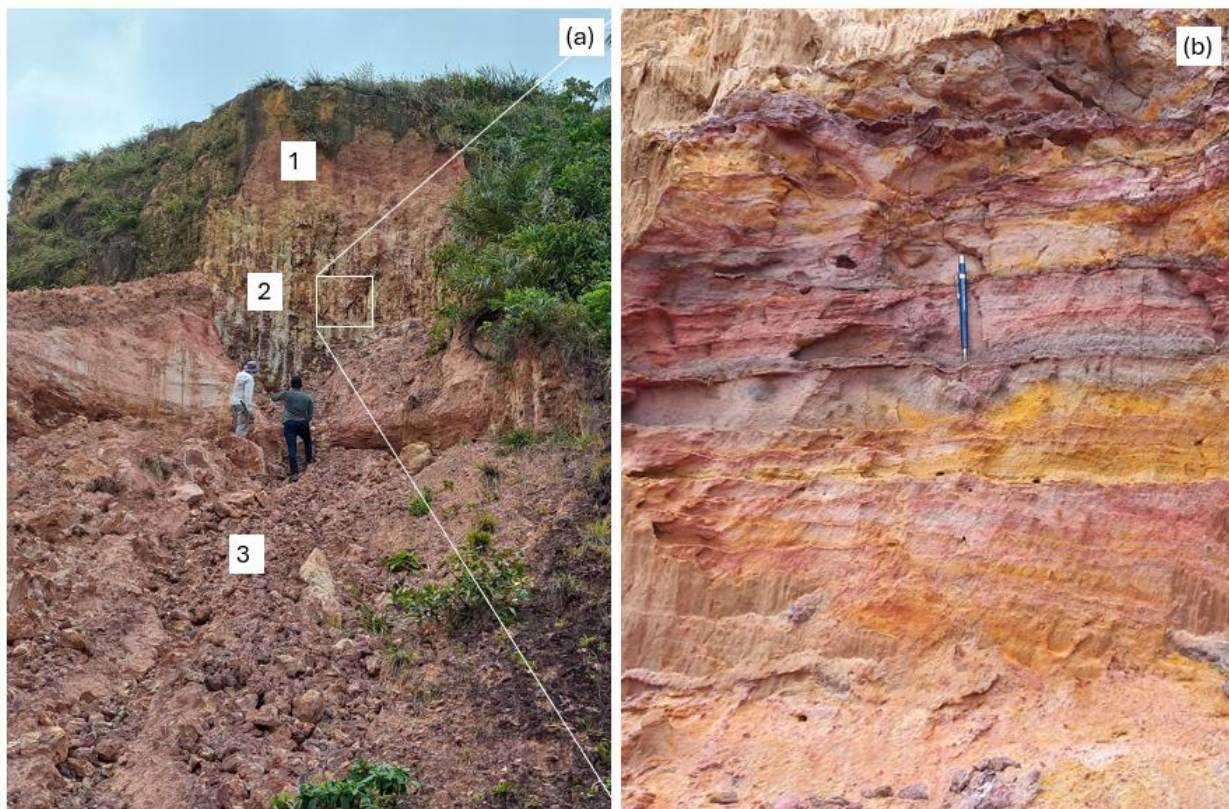
Na **Figura 4.17**, no ponto 1 a estrutura do solo/sedimentos é maciça granular, friável, com indicação de uma litologia argilo-arenosa amarelada a acastanhada, com presença de argilominerais cauliníticos, fragmentos ferruginosos dispersos, baixo teor de matéria orgânica. A cor amarelada sinaliza forte hidratação de ferro e baixa saturação por bases, associado a processos de intemperismo avançado e pedogênese intensa. Possível remobilização de finos por percolação.

No ponto 2 os solos/sedimentos apresentam-se com estrutura maciça, com aparência cimentada e moderadamente coesa; compacta e dura quando seca, com litologia argilo-arenosa avermelhada a variegada (faixas vermelhas, roxas, amarelas). As faixas coloridas (**Figura 4.17b**) indicam ciclos de oxidação-redução, associados a variações climáticas ou freáticas pretéritas. Interpreta-se como um possível paleohorizonte com caráter flúvico. Observa-se possível formação de duricrostas ou indícios de paleossolos enterrados.

No ponto 3 identifica-se um depósito coluvial desagregado, heterogêneo, com fragmentos de laterita, resultante da meteorização atuante nas camadas sobrepostas. Esses depósitos são constituídos de argila arenosa muito intemperizada, com blocos e cascalho laterítico. Em síntese, o perfil observado reflete um ambiente de sedimentação continental, com depósitos fluviais posteriormente afetados por processos pedogenéticos intensos em clima tropical úmido. A presença de horizontes coesos e cimentados é uma característica marcante do Grupo Barreiras na região, refletindo variações mineralógicas, alterações hidromórficas, precipitação de fases amorfas ricas em sílica e alumina e possíveis eventos paleoclimáticos.

Diante do exposto, procedeu-se à classificação textural dos solos considerando os critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS (Embrapa, 2025), utilizando o Diagrama Textural Triangular (Das; Sobhan, 2007). Esta classificação foi realizada através da combinação dos teores de areia, silte e argila, definindo-se assim a classe textural do solo segundo os diâmetros equivalentes predominantes.

Figura 4.17 - Estratos do Grupo Barreiras, na região litorânea na Ilha do Maranhão: (a) perfil litológico do Grupo Barreiras - (1) horizonte superficial alterado; (2) zona de cimentação; (3) depósito coluvial; (b) sedimentos variegados, em uma sequência de sedimentos vermelho-alaranjado, amarelo-claro a roxa.

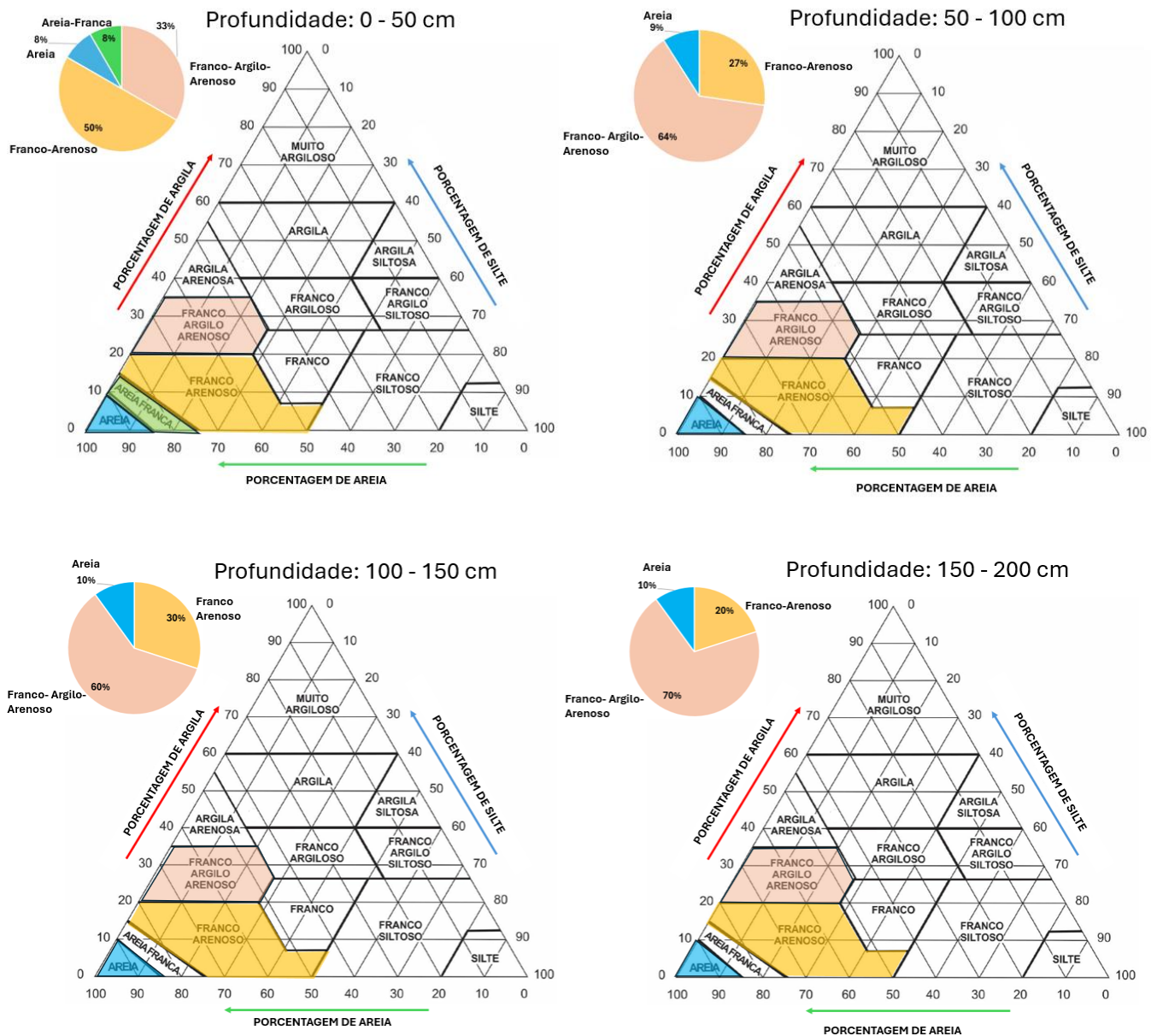


Fonte: Fonte: elaborado pela autora (2025).

Na primeira camada do perfil, entre 0 - 50 cm de profundidade (**Figura 4.18**), verificou-se a predominância da textura franco-arenosa, que correspondeu a 50% da amostra, seguida pela franco-argilo-arenosa, com 33%. Ainda nesta camada, identificou-se a presença da textura areia-franca, com 8%, ocorrência exclusiva nesta profundidade. Na camada seguinte, entre 50 - 100 cm, observou-se um aumento no teor de argila, sendo a textura franco-argilo-arenosa a predominante, com 64%, enquanto a textura franco-arenosa foi a segunda mais comum, representando 27% da amostra.

Na profundidade de 100 - 150 cm, terceira camada do perfil, embora tenha ocorrido uma diminuição do teor da argila, o solo classifica-se como textura franco-argilo-arenosa, com percentual de 60%, seguido da textura franco-arenosa, com um percentual de 10%. A última camada investigada apresentou um percentual dominante de 70% da textura franco-argilo-arenosa, e em segundo lugar com um percentual de 20%, a textura franco-arenosa. Em todas as profundidades investigadas, a textura areia foi a que apresentou os menores percentuais (**Figura 4.18**).

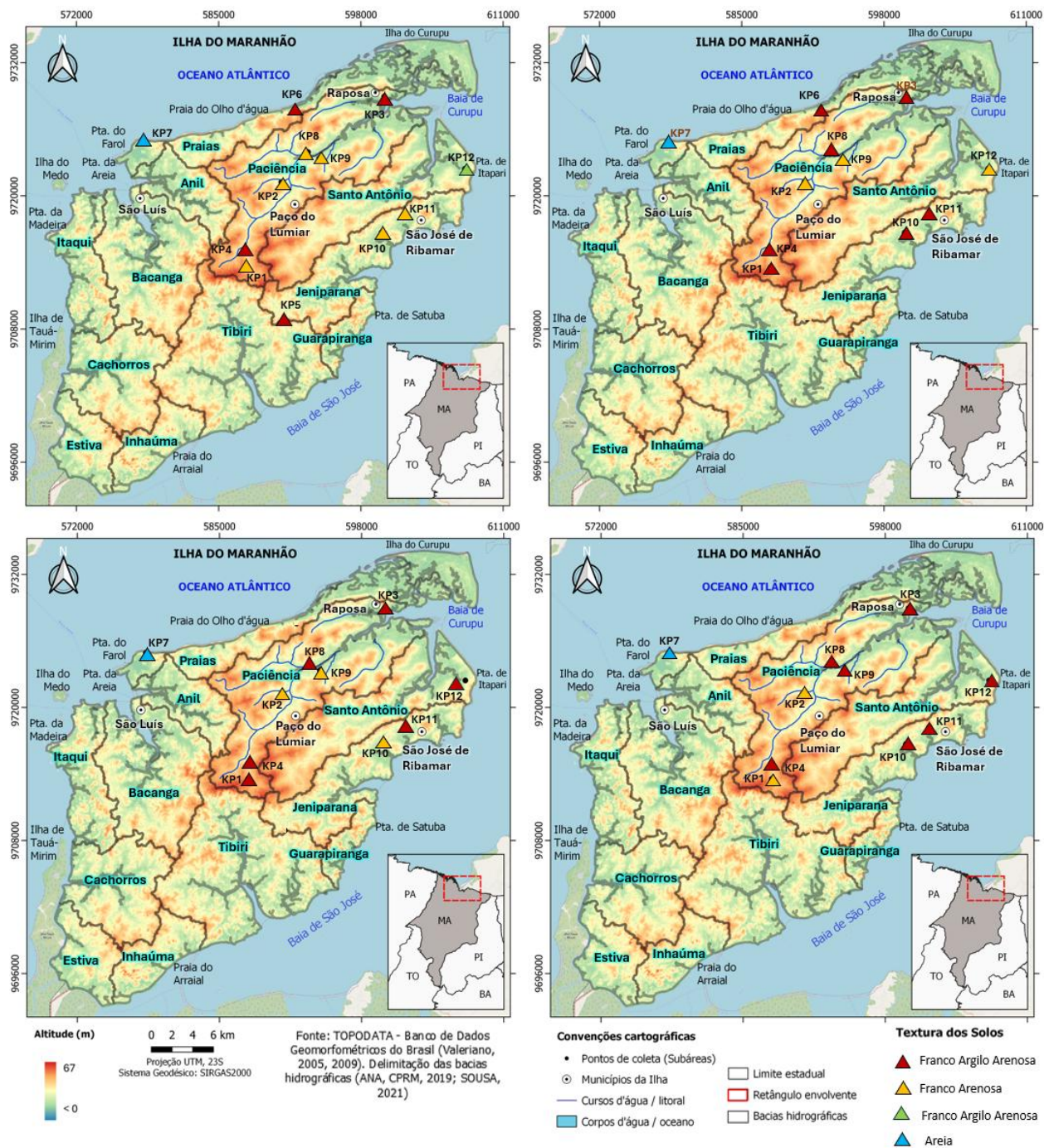
Figura 4.18 - Classificação textural de solos na bacia hidrográfica do Rio Paciência e entorno.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

Os mapas da **Figura 4.19** apresentam de forma espacializada nas diferentes profundidades a classificação textural e a **Figura 4.20** apresenta a classificação textural por perfil. De forma geral, essa classificação refletiu os percentuais das frações granulométricas ao longo do perfil, nas diferentes profundidades, tanto nos pontos analisados dentro da bacia hidrográfica do Rio Paciência como em áreas adjacentes.

Figura 4.19 - Mapa textural dos solos na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e entorno: (a) profundidade entre 0 – 50 cm; (b) entre 50 – 100 cm, (c) entre 100 – 150 cm e (d) 150 – 200 cm



Fonte: elaborada pela autora (2025).

Figura 4.20 - Classificação textural dos solos por ponto amostral nas diferentes profundidades.

Profundidade	KP1	KP2	KP3	KP4	KP5	KP6	KP7	KP8	KP9	KP10	KP11	KP12
0-50 cm	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Areia	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Areia Franca
50-100 cm	Franco Argilo Arenoso	Franco Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	-	Franco Argilo Arenoso	Areia	Franco Argilo Arenoso	Franco Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Arenoso
100-150 cm	Franco Argilo Arenoso	Franco Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	-	-	Areia	Franco Argilo Arenoso	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso
150-200 cm	Franco Arenoso	Franco Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	-	-	Areia	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso	Franco Argilo Arenoso

Fonte: elaborado pela autora (2025).

4.3 Caracterização Geotécnica dos Solos

A partir da análise granulométrica dos solos, foram obtidas as respectivas curvas granulométricas, e foi realizada a caracterização de propriedades físicas complementares incluindo a densidade real (D_r), a densidade dos grãos (D_g) e o índice de vazios (e). Esses parâmetros são fundamentais para compreender a estrutura interna do solo, sua resposta a diferentes usos e manejos, bem como sua estabilidade em ambientes naturais ou modificados pelo homem. No contexto específico dos Tabuleiros Costeiros e do Grupo Barreiras, e em consonância com os objetivos da presente pesquisa, tais informações são essenciais para explicar a ocorrência de horizontes coesos, a dinâmica de percolação da água no perfil e, consequentemente, a mobilidade de possíveis poluentes no sistema solo.

Foram elaboradas as curvas correspondentes para cada amostra, permitindo avaliar a uniformidade dos solos, bem como eventuais discontinuidades ou concentrações de grãos em determinadas faixas granulométricas, conforme os critérios propostos por Das e Sobhan (2007). Com base na curva granulométrica, segundo NBR 7181/2025, os solos com maior proporção de grãos grossos são classificados como granulares, podendo conter partículas grossas (diâmetro > 6 mm) e médias (entre 0,2 mm e 6 mm). Esses solos variam de pedregosos a arenosos e apresentam textura que vai de fofa (menos densa) a compacta (mais densa).

Quando classificados como arenosos, geralmente são constituídos por cerca de 70% de areia e aproximadamente 15% de argila. Esses solos tendem a apresentar alta porosidade e elevada permeabilidade, com baixo teor de umidade, devido à predominância de macroporos, o que favorece a rápida drenagem da água e resulta em índices de vazios elevados. Consequentemente, são solos com alta suscetibilidade à erosão e excelente capacidade de drenagem (Caputo, 2022; Fernandes, 2016).

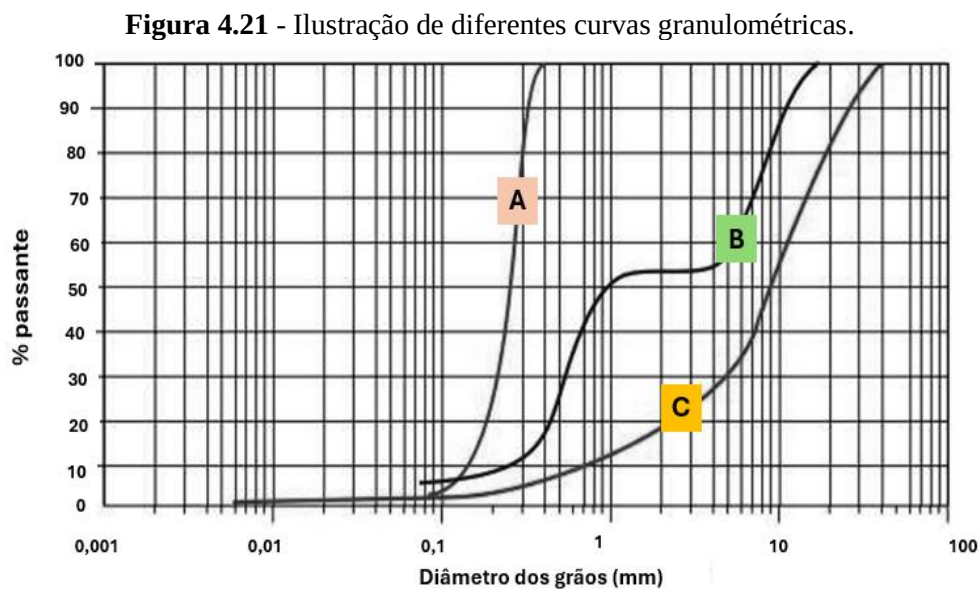
Por outro lado, os solos com predominância de grãos finos, com diâmetro inferior a 0,075 mm são classificados como siltosos ou argilosos. Estes possuem textura mais fechada, com estrutura alveolar, floculenta ou laminar. Os solos argilosos, frequentemente chamados de solos pesados, contêm mais de 30% de argila, além de teores expressivos de alumínio e ferro (Caputo, 2022; Fernandes, 2016). Após chuvas intensas, esses solos absorvem grande quantidade de água e tendem a ficar encharcados. No entanto, durante períodos secos, formam uma camada superficial dura e pouco arejada, o que dificulta a infiltração da água e o desenvolvimento das raízes, afetando negativamente a vegetação (Brady; Weil, 2013).

Perante o exposto, as curvas granulométricas ilustram o comportamento textural das amostras de solo em diferentes profundidades, por ponto de coleta, confirmando os percentuais analisados anteriormente. Para as curvas, devido a sua distribuição granulométrica, não foi possível a determinação do Coeficiente de Uniformidade (C_u) e Coeficiente de Curvatura (C_c) dos

solos, que são coeficientes que relacionam os percentuais de 10%, 30% e 60% do material passante em peneiras pré-estabelecidas, e que traduzem a uniformidade dos solos e eventuais descontinuidades e concentrações de grãos em alguma faixa granulométrica (Caputo, 2022). No entanto, a linearidade da curva granulométrica permite avaliar se um solo é bem graduado, ou seja, se possuem partículas com dimensões variadas, ou mal graduado, quando as partículas se concentram em uma faixa granulométrica, sendo, portanto, mais homogêneo.

Segundo Caputo (2022), curvas com alta declividade, aproximando-se da vertical, com concentração em uma faixa granulométrica, indica que a maioria dos grãos possui, aproximadamente a mesma dimensão. Além disso, nos solos mal graduados faltam partículas com certas dimensões e suas curvas granulométricas apresentam trechos quase horizontais, apresentando degraus ou patamares. Já curvas suaves, abrangendo todas as faixas granulométricas indicam que os solos são bem graduados, apresentando uma variedade de dimensões dos grãos.

Nesse contexto, a **Figura 4.21** ilustra curvas de solos bem e mal graduados. De acordo com Caputo (2022), no caso da curva A, observa-se uma predominância de partículas com dimensões similares, concentradas em uma faixa granulométrica restrita. Já na curva B, há ausência de determinadas frações de partículas, resultando em segmentos quase horizontais nas curvas, o que indica descontinuidade granulométrica.



Fonte: adaptado Caputo (1996).

Diante do exposto, a **Figura 4.22** evidencia que as curvas granulométricas dos perfis KP5, KP7, KP9, KP10 e KP11 caracterizam-se como solos mal graduados, apresentando comportamentos semelhantes aos ilustrados nas curvas A e B da **Figura 4.21**, em uma ou mais profundidades. As curvas dos solos do ponto KP7, por exemplo, concentram-se na faixa granulométrica das areias finas e médias. As demais curvas enquadram-se semelhantemente a

curva C da **Figura 4.22**, de solos bem graduados, com dimensões das partículas abrangendo uma extensa faixa de valores; a curva granulométrica é suave apresentando uma concavidade típica dos materiais bem graduados. De forma geral, os solos apresentam maior concentração nas areias finas e médias.

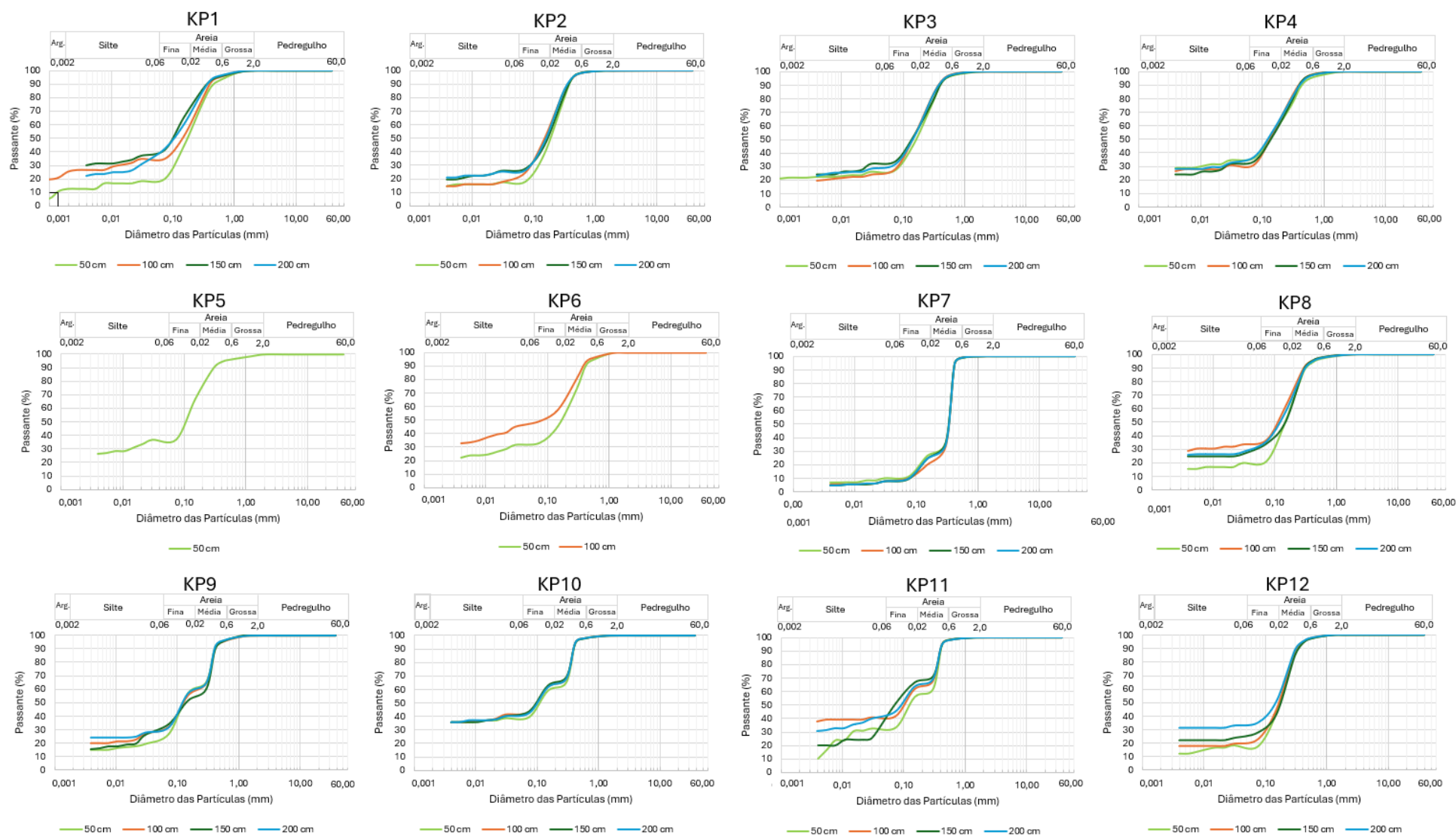
Com base no exposto, observa-se que os perfis de solo KP1, KP3, KP4, KP6, KP8 e KP12 apresentam maior variabilidade granulométrica. Essa diversidade de frações indica que esses solos possivelmente são menos permeáveis, favorecendo maior coesão e propensão à compactação. A presença de partículas finas - como siltes, argilas e areias finas - tende a ocupar os macro e mesoporos, dificultando a drenagem. Embora a infiltração da água ainda ocorra, o processo de percolação dá-se de forma mais lenta. Em contraste, os perfis KP7 e KP9 mostram maior tendência à infiltração e percolação da água, resultado da uniformidade nas frações granulométricas predominantes, que proporcionam maior número de espaços entre as partículas.

Nesse sentido, segundo Fernandes (2016), nos solos cujas partículas são muito variadas em termos de dimensão, geralmente a gama de índices de vazios é mais ampla ($e_{\text{máx}} - e_{\text{min}}$) e sobretudo o índice de vazios mínimos (e_{min}) atinge valores mais baixos, ou seja, é possível imaginar que nesses solos as partículas de diâmetros intermediários e menores podem arrumar-se nos espaços entre os maiores, gerando arranjos com pouco índices de vazios, o que dificulta a infiltração das águas.

Ainda segundo Fernandes (2016), nos solos de granulometria pobre ou mal graduados, a gama de índices de vazios é mais estreita e, em especial, o índice de vazios mínimo é significativamente mais alto do que nos solos bem graduados. Com efeito, sendo as partículas muito semelhantes em termos de dimensões, mesmo para um arranjo muito compacto, é praticamente impossível deixarem de existir vazios relativamente grandes, o que favorece o processo de infiltração e armazenamento de águas.

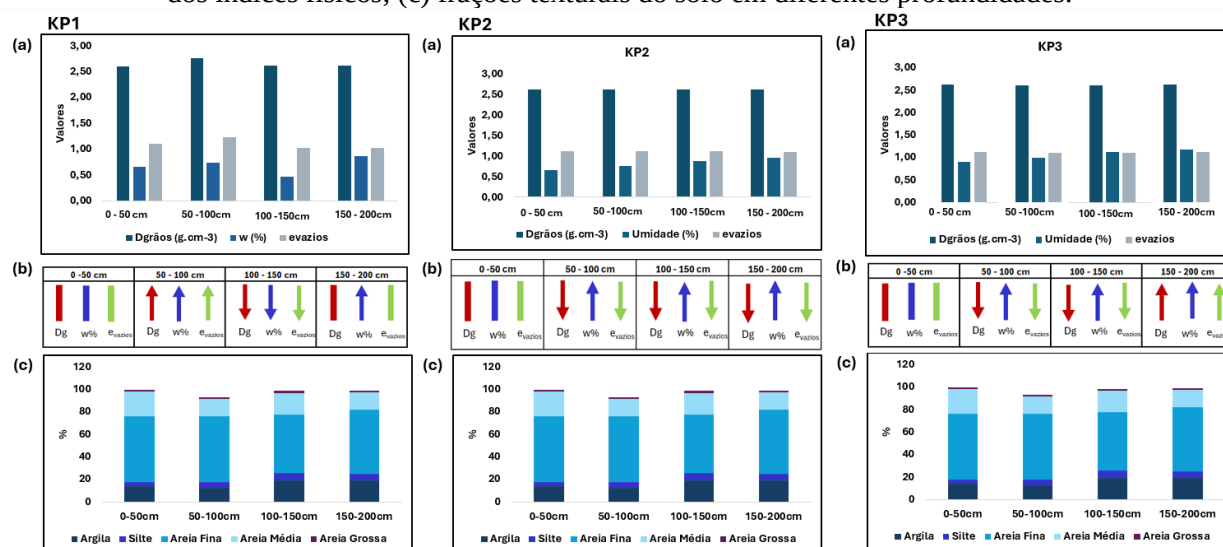
Nesse contexto, a partir das análises físicas do solo, foram determinados os valores de densidade dos grãos ($D_g - \text{g.cm}^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índice de vazios (e). As **Figuras 4.23a, 4.24a e 4.25a** apresentam, em gráfico, a variação desses parâmetros em diferentes profundidades para cada perfil de solo analisado. Já as **Figuras 4.23b, 4.24b e 4.25b**, por meio de barras e setas, ilustram de forma esquemática o comportamento desses atributos: as barras representam a condição inicial ou a manutenção dos valores, enquanto as setas indicam a tendência de variação - com setas ascendentes para aumentos e descendentes para reduções -, permitindo uma leitura clara da evolução das propriedades físicas ao longo dos perfis. Para melhor entendimento dos aspectos físicos do solo, a **Figura 4.23c, 4.24c e 4.25c** apresentam as frações texturais nas diferentes profundidades.

Figura 4.22 - Curvas granulométricas das amostras de solo em diferentes profundidades por ponto.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.23 - Índices físicos dos solos dos perfis KP1, KP2 e KP3: (a) - densidade dos grãos (D_g - g.cm^{-3}), teor de umidade (w - %) e índice de vazios (e); (b) ilustração esquemática do comportamento dos índices físicos; (c) frações texturais do solo em diferentes profundidades.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

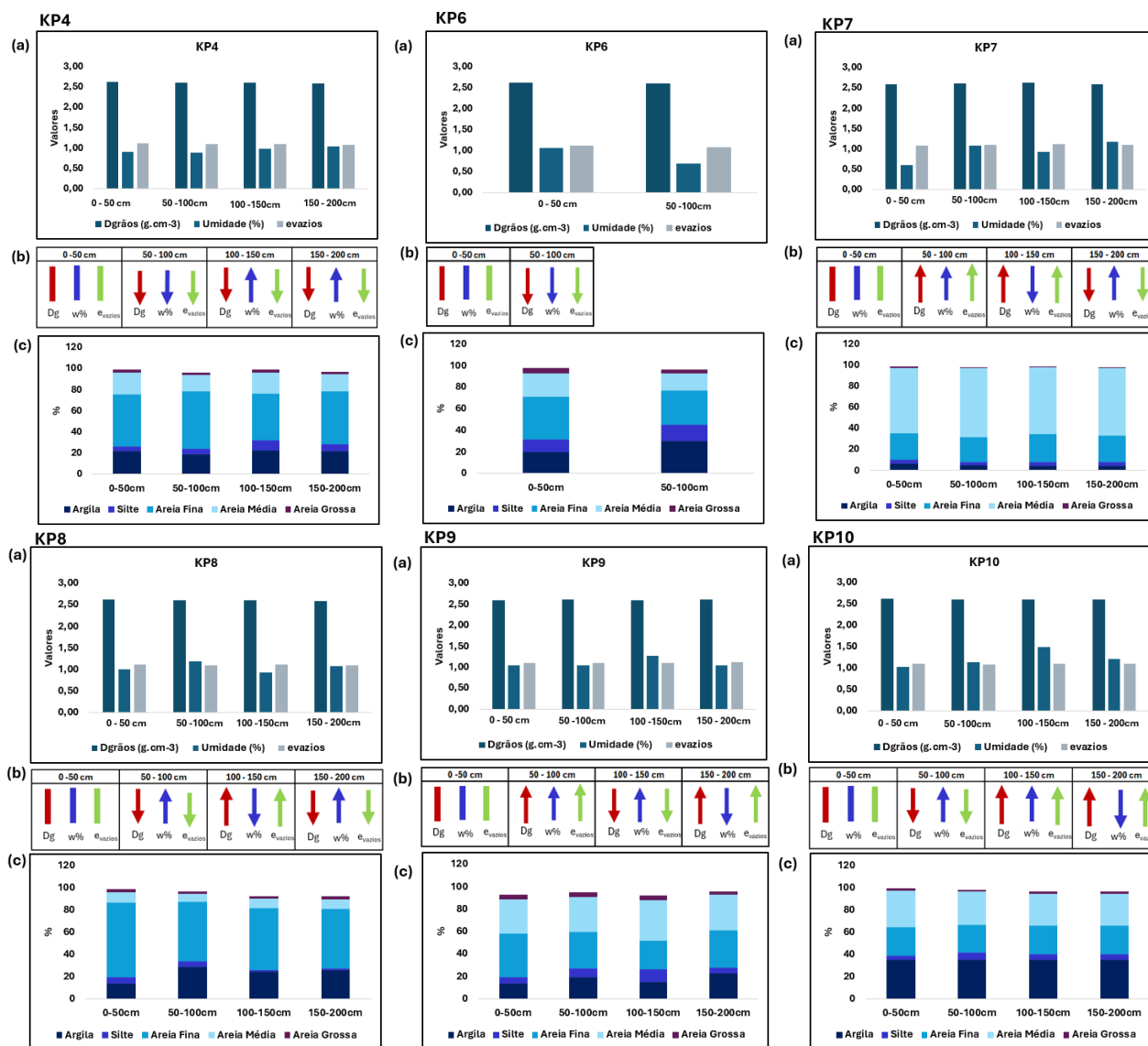
De forma geral, foi observado aumento nos valores de densidade dos grãos (D_g - g.cm^{-3}), teor de umidade (w - %) e índice de vazios (e), de uma camada mais superficial para a subsequente, contrariando a expectativa de redução do índice de vazios (e), geralmente associada ao processo natural de compactação com o aumento da profundidade. Esse comportamento foi observado para os solos classificados texturalmente como franco-argilo-arenoso nos perfis: KP1, KP3, KP8, KP9, KP10, KP11 e KP12, da primeira camada (0 - 50 cm) para a segunda camada (50 - 100 cm), bem como, da segunda para a terceira camada (100 - 150 cm).

O comportamento observado dos parâmetros densidade dos grãos, teor de umidade e índice de vazios, em especial o aumento do índice de vazios da primeira para a segunda camada, pode estar associado a uma transição litológica entre os horizontes - como exemplificado no perfil KP1. Essa transição é possivelmente caracterizada pela presença de minerais de maior densidade, como os óxidos de ferro, cuja mobilização para a segunda camada justificaria a elevação nos valores da densidade dos grãos do solo. O incremento no teor de umidade, por sua vez, pode estar relacionado à maior capacidade de retenção de água por capilaridade em materiais mais finos, como siltes e argilas, ou ainda ao acúmulo de água em zonas com menor permeabilidade, onde se verifica a presença de argilominerais como caulinita e montmorilonita, conforme identificado nas análises mineralógicas por Difração de Raios X.

Esse comportamento confirma a condição morfotextural e mineralógica previamente identificada, indicando a possível formação de uma camada menos espessa, ou concentrações de material óxidos entre a segunda (50 - 100 cm) e também na terceira camada (100 - 150 cm). Essa configuração confere maior densidade aos grãos do solo, em virtude da presença de óxidos de ferro

e alumínio, como goethita, hematita e gipsita. Paralelamente, a presença de argilominerais como caulinita e/ou montmorilonita podem contribuir para o aumento da porosidade, favorecendo a retenção de água e, consequentemente, a elevação do teor de umidade nesse horizonte.

Figura 4.24 - Índices físicos dos solos dos perfis KP4, KP6, KP7, KP8, KP9 e KP10: (a) densidade dos grãos (D_g - g.cm^{-3}), teor de umidade (w - %) e índice de vazios (e); (b) ilustração esquemática do comportamento dos índices físicos; (c) frações texturais do solo em diferentes profundidades.

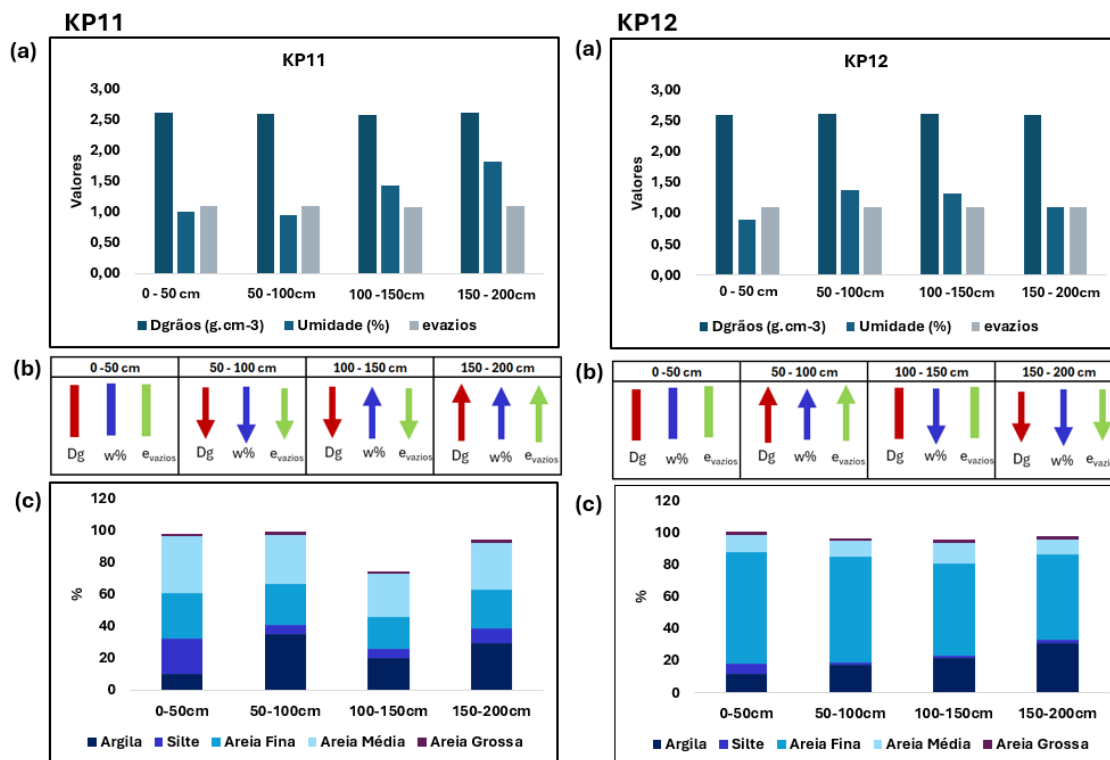


Fonte: elaborado pela autora (2025).

Nesse contexto, segundo Brady e Weil (2013), os argilominerais são representados por filossilicatos, com partículas com diâmetro $< 0,002$ mm. Essas partículas se organizam formando microporos, que confere as argilas alta porosidade total, embora com poros muito pequenos (microporos e nanoporos), o que favorece a retenção de água, redução da drenagem e dificuldade de movimentação da água no perfil do solo. Além disso, a superfície das partículas de argila possui carga elétrica negativa, o que atrai moléculas de água por forças eletrostáticas. Essa água adsorvida

forma camadas finas (filmes) em volta das partículas. Argilominerais como a montmorilonita têm grande capacidade de troca de cátions e adsorção, sendo expansivas e retentoras de água.

Figura 4.25 - Índices físicos dos solos dos perfis KP11 e KP12: (a) - densidade dos grãos (D_g – g.cm^{-3}), teor de umidade (w - %) e índice de vazios (e); (b) ilustração esquemática do comportamento dos índices físicos; (c) frações texturais do solo em diferentes profundidades.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Como consequência desse comportamento, verifica-se redução nos valores dos parâmetros analisados na camada imediatamente inferior, a terceira camada, entre 100 - 150 cm, como exemplo do perfil KP1. Essa tendência confirma as condições morfotexturais previamente identificadas nesse horizonte, indicando diminuição no processo de eluviação ao longo do perfil. Tal redução está associada, sobretudo, à presença de argilominerais que promovem a impermeabilização parcial da camada. Embora as argilas apresentem elevados índices de vazios, esses poros não são interconectados (não comunicantes), o que limita significativamente a infiltração da água para as camadas subjacentes.

Contudo, ao considerar o processo de translocação que pode ocorrer entre 100 - 150 cm de profundidade - tomando como exemplo o perfil KP1-, que há um aumento no teor de umidade na faixa dos 150 cm aos 200 cm. Este comportamento reforça a interpretação anterior, que indicava elevação de todas as frações granulométricas devido à mobilização vertical dos materiais, sobretudo em zonas do perfil com menor grau de impermeabilização. Tal condição favorece o transporte de partículas mais finas, como siltes e argilas, em detrimento das areias finas, o que contribui para a manutenção dos índices de vazios - ainda que estes tendam a diminuir com o

aumento da profundidade. Simultaneamente, esta dinâmica pode permitir maior drenagem do solo nessa camada mais profunda.

Em contraste com o comportamento anteriormente descrito, os perfis KP2, KP4, KP6 e KP7 apresentam redução progressiva dos valores de densidade dos grãos e do índice de vazios com o aumento da profundidade, enquanto o teor de umidade mostra tendência de elevação. Esse padrão indica textura predominantemente arenosa nesses solos, caracterizada por maior porosidade e elevada permeabilidade, o que favorece boa drenagem ao longo do perfil, consequentemente esses solos favorecem a infiltração das águas para as partes mais profundas do perfil até a zona saturada.

Entre os perfis, ressalta-se, que o KP5 não foi representado graficamente por conter apenas uma amostra. Os valores obtidos para a densidade dos grãos, teor de umidade e índice de vazios foram, respectivamente, $2,67 \text{ g.cm}^{-3}$, 0,99% e 1,153. O valor de D_g encontra-se dentro da faixa esperada para solos minerais, especialmente arenosos, cujos grãos são predominantemente compostos por quartzo (densidade $\approx 2,65 \text{ g.cm}^{-3}$). A baixa umidade observada reflete a reduzida capacidade de retenção de água típica desses solos, devido à elevada proporção de macroporos que favorece a drenagem. O índice de vazios também indica estrutura moderadamente compactada, característica comum em areias soltas.

No perfil KP6, os solos apresentam textura arenosa, com baixa capacidade de retenção de água, característica típica de ambientes bem drenados. Já no perfil KP7, a densidade aparente mantém-se elevada ao longo de todas as profundidades, com variações discretas. Os teores de umidade são consistentemente inferiores à densidade, apresentando apenas pequenas oscilações. O índice de vazios exibe valores intermediários e relativamente estáveis, o que indica pouca variação na porosidade ao longo do perfil.

Considerando que os solos analisados apresentam frações significativas de material fino, foram determinados os limites de liquidez (LL) e de plasticidade (LP), pertencentes ao conjunto dos denominados limites de Atterberg, aplicáveis a solos finos, com presença de argilas. Esses parâmetros são fundamentais para a caracterização e classificação geotécnica dos solos, sendo amplamente utilizados em obras de engenharia civil.

No âmbito deste estudo, os limites de Atterberg contribuem para a compreensão do comportamento da água e de eventuais contaminantes no interior do solo, particularmente nas camadas mais finas, onde a estrutura e a plasticidade influenciam diretamente a retenção, movimentação e interação dos fluidos com os minerais presentes. Além disso, como descrito na metodologia foram determinados a partir desses limites o índice de plasticidade (IP) e índice de compactidade (IC) dos solos em cada perfil estudado.

De forma geral, os solos dos perfis KP1, KP3, KP8, KP10 e KP11 apresentaram resultados semelhantes, os quais confirmam a análise morfotextural previamente realizada. Observa-se que o limite de liquidez (LL) tende a aumentar da primeira para a segunda camada, até cerca de 100 cm de profundidade. A partir desse ponto, ocorre uma redução do LL na terceira camada (entre 100 e 150 cm), seguida de nova elevação na última camada (até 200 cm). Esse comportamento indica a variação no teor de material argiloso, uma vez que o aumento do LL está geralmente associado à maior presença de argila em detrimento de outras frações, especialmente silte. Esse padrão é acompanhado por outros parâmetros físicos do solo, como a densidade dos grãos (D_g - g/cm³), o teor de umidade (w - %) e o índice de vazios (e), que reforçam a coerência do comportamento observado no LL.

Esse arranjo está relacionado a processos pedogenéticos típicos de solos tropicais úmidos, como a eluviação, responsável pelo deslocamento descendente de argilas, óxidos de ferro e alumínio, bem como, de matéria orgânica e sais solúveis. Esses materiais são transportados das camadas superiores para as inferiores, promovendo enriquecimento textural nos horizontes subsequentes. Como resultado, ocorre aumento da umidade, devido à maior retenção de água pelas argilas e/ou pela matéria orgânica, o que também contribui para a elevação da porosidade total, especialmente quando o solo apresenta estruturas lamelares, agulhadas ou em placas pela presença das argilas.

Dentre os materiais translocados verticalmente da camada superficial para a camada imediatamente inferior, destacam-se os óxidos de ferro (Fe) e/ou alumínio (Al), que contribuem para o aumento da densidade dos grãos no horizonte ou camada iluvionar. Simultaneamente, a presença de material argílico nesse horizonte promove uma redução parcial da permeabilidade do solo, dificultando a continuidade da migração das frações finas para as camadas subsequentes.

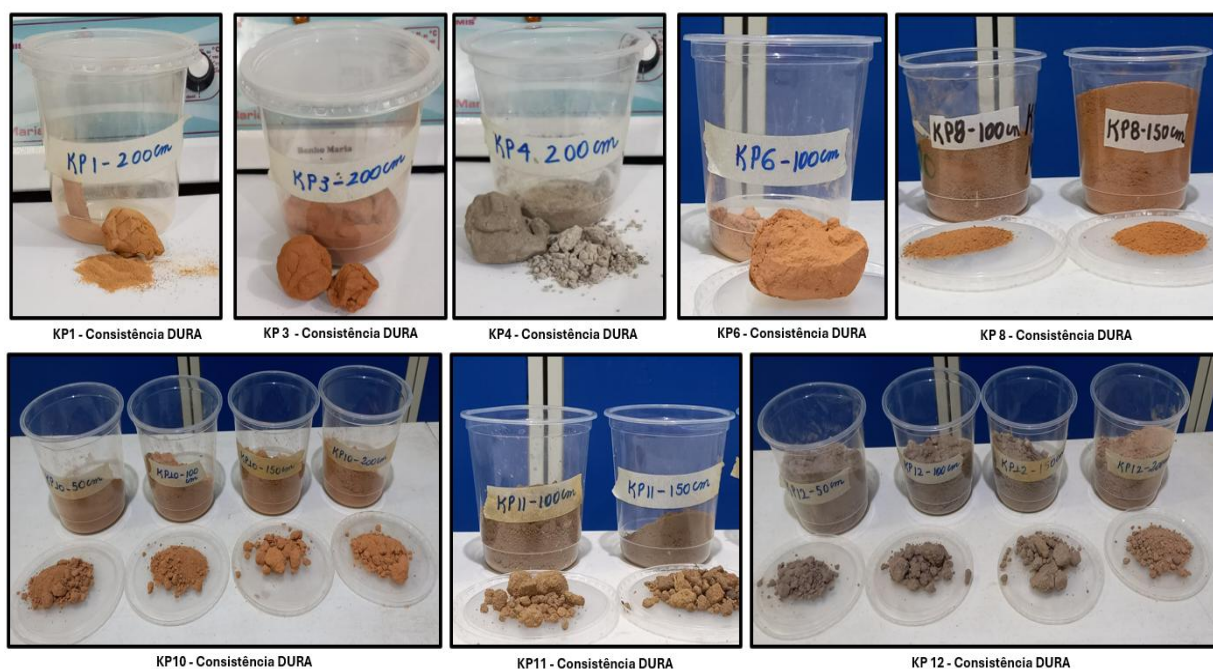
Contudo, conforme mencionado anteriormente, em zonas com menor grau de impermeabilização, verifica-se a translocação lateral e subsequente mobilização vertical dessas frações, alcançando camadas mais profundas do perfil, até cerca de 200 cm de profundidade. Nessa profundidade, observa-se um novo aumento no teor de argila, o que resulta na elevação do limite de liquidez (LL), reforçando a relação entre o acúmulo de argila e o comportamento físico-hídrico do solo em profundidade.

Ressalta-se que, apesar do aumento do limite de liquidez (LL) em profundidade, os solos analisados apresentaram plasticidade leve e pegajosidade variando de leve a moderada. Esse comportamento resultou em um índice de plasticidade (IP) caracterizado como fracamente plástico ($1 < IP < 7$), com LL inferior a 20% (Caputo, 2022). As argilas presentes nessas camadas demonstraram consistência elevada, classificadas como duras, com índice de consistência (IC) superior a 1 (Braja; Das, 2017; Caputo, 2022;). Além dos perfis anteriormente mencionados (KP1,

KP3, KP8, KP10 e KP11), essa condição também foi observada nos perfis KP4 e KP12, especificamente na profundidade entre 150 - 200 cm.

Os solos dos perfis KP3 e KP10, respectivamente na terceira (100 - 150 cm) e segunda (50 - 100 cm) camadas apresentaram plasticidade moderada, com índice de plasticidade (IP) entre 7 e 15. Apesar disso, a consistência das argilas, com base no índice de consistência (IC), foi classificada como dura. Esses resultados confirmam as observações feitas durante a manipulação laboratorial das amostras, nas quais, após serem umedecidas e posteriormente secarem naturalmente, os solos tornaram-se enrijecidos e resistentes à pressão dos dedos (**Figura 4.26**).

Figura 4.26 - Consistência do solo dos perfis KP, KP3, KP4, KP6, KP8, KP10, KP11 e KP12.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Tais características (de enrijecimento) são típicas da argila caulinita, geralmente de coloração clara a branca, que não se expande quando úmida, mas adquire consistência firme a dura quando seca. Esse comportamento é comum em solos altamente intemperizados, como os latossolos e argissolos, o que também foi verificado nos perfis KP11 e KP12. Além da caulinita, identificada por Difração de Raios X, também foi observada a presença de ilita, geralmente associada a coloração clara, como cinza, bege ou branco. Essa argila apresenta consistência dura a moderadamente dura quando seca, é não expansível e apresenta plasticidade média.

Em contraste, as argilas do grupo da montmorilonita, que quando puras possuem coloração clara, mas podem apresentar tons vermelhos, amarelos (associados ao ferro) ou ainda verde, cinza e azul, quando associadas a outros minerais, destacam-se por seu comportamento altamente plástico, pegajoso e expansível. Essas características foram observadas, por exemplo, nos solos do perfil KP4 em profundidade (≈ 200 cm). A montmorilonita têm a capacidade de inchar na presença

de água, rachar ao secar e formar torrões friáveis, indicando um comportamento físico muito distinto das argilas não expansivas.

Adicionalmente, os óxidos de ferro e alumínio atuam como agentes cimentantes naturais, ligando-se às partículas do solo (argilas, siltes e areias), formando estruturas compactas e resistentes. Com o tempo, esse processo pode resultar na formação de horizontes endurecidos, muitas vezes classificados como laterita ou plintita, os quais se tornam impermeáveis ou de difícil ruptura mecânica, como observado de forma mais acentuada nos solos dos perfis KP2, KP3, KP6, KP8 e KP10. Como consequência, os horizontes que contêm esses materiais apresentam permeabilidade reduzida, dificultando a infiltração da água ao longo do perfil do solo e podendo influenciar significativamente o comportamento físico-hídrico e o manejo da área.

Ressalta-se que o índice de compacidade (IC) estimado para as amostras analisadas variou entre 1,16 e 8,54, o que indica uma consistência dura. De acordo com Caputo (2022), materiais com esse nível de compacidade tendem a apresentar resistência à compressão simples superior a 4 kgf/cm², característica típica de solos com elevada dureza à penetração.

Nesse contexto, a dificuldade observada durante a penetração do trado, no momento da coleta das amostras, pode ser atribuída a uma compactação natural acentuada, resultante da cimentação de grãos de quartzo associados a argilas, além da presença de óxidos de ferro e alumínio. Essa condição foi evidenciada em diferentes perfis, como KP1 (a partir de 100 até 200 cm), KP3 (entre 100 - 150 cm), KP6 (aos 100 cm), KP8 (de 50 a 100 cm e, de forma mais acentuada, a partir de 150 cm), KP10 (entre 50 - 150 cm) e KP12 (a partir de 150 cm).

Com base nesses resultados, entende-se que a presença de sílica livre, identificada por Difração de Raios X por meio da detecção de quartzo, em associação com argilas e óxidos de Fe e Al, mesmo em teores reduzidos, contribui para o endurecimento desses horizontes. Esses componentes atuam como agentes cimentantes, favorecendo a formação de camadas adensadas e de difícil penetração, como os fragipãs, identificados em camadas mais superficiais (até 100 cm), como nos perfis KP5 e KP6 e os duripãs, presentes nos demais perfis mencionados, a partir de 150 cm. Essa interpretação está de acordo com estudos já descritos na literatura, como os de Winters (1942), Steinhardt e Franzmeier (1979), Karathanasis (1987), Rolim Neto e Santos (1994) e Filizola *et al.* (2001).

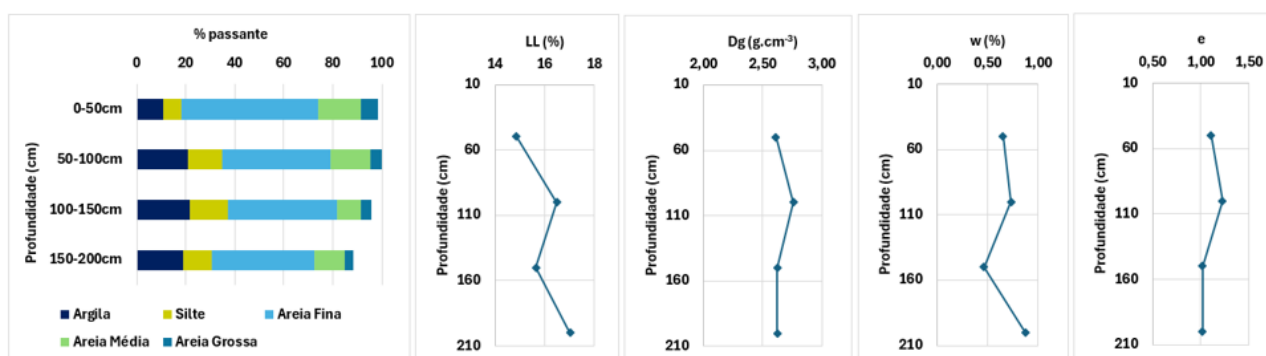
Os fragipãs caracterizam-se por uma cimentação de fraca a moderada, muitas vezes sem presença visível de cimento. Apresentam consistência dura quando úmidos e tornam-se quebráveis ao secar, sendo associados a baixa permeabilidade. Esses horizontes estão geralmente relacionados à presença de argila, silte e matéria orgânica. Por outro lado, os duripãs apresentam uma cimentação intensa, com cimento visível, composto principalmente por sílica e óxidos de ferro e alumínio. A estrutura é extremamente dura e quase impenetrável, com permeabilidade muito

reduzida, o que os torna barreiras físicas marcantes no perfil do solo (Filizola *et al.*, 2001; Nunes *et al.*, 2013).

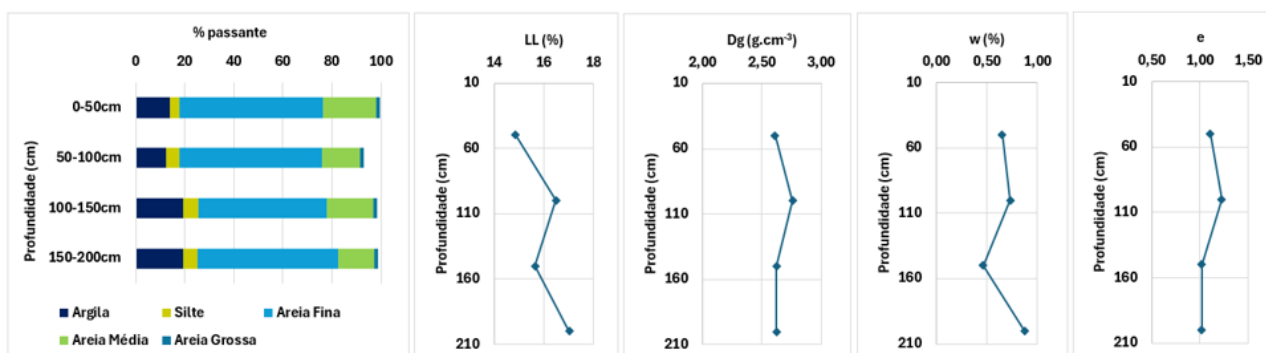
Os solos dos demais perfis KP2, KP7 e KP9 apresentaram comportamento não plástico, ao longo de todo perfil, assim como, os perfis KP3 (até 100 cm), KP4 e KP12 (até 150 cm), com limite de liquidez inferior a 20%, caracterizando solos pouco coesos, com baixa plasticidade, caracterizado pelas frações dominantes de areias finas e siltes. Por não serem plásticos, não foi estimado os índices de plasticidade (IP) e consistência dos solos (IC). O limite de liquidez, portanto, reflete o comportamento textural desses solos predominantemente por areias finas, médias e silte. As **Figuras 4.27 a 4.31** exibem os gráficos referentes à textura, aos parâmetros físicos e aos limites de liquidez de cada perfil, considerando as respectivas profundidades analisadas

Figura 4.27 - Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índices de vazios (e) dos perfis KP1 a KP2.

KP1



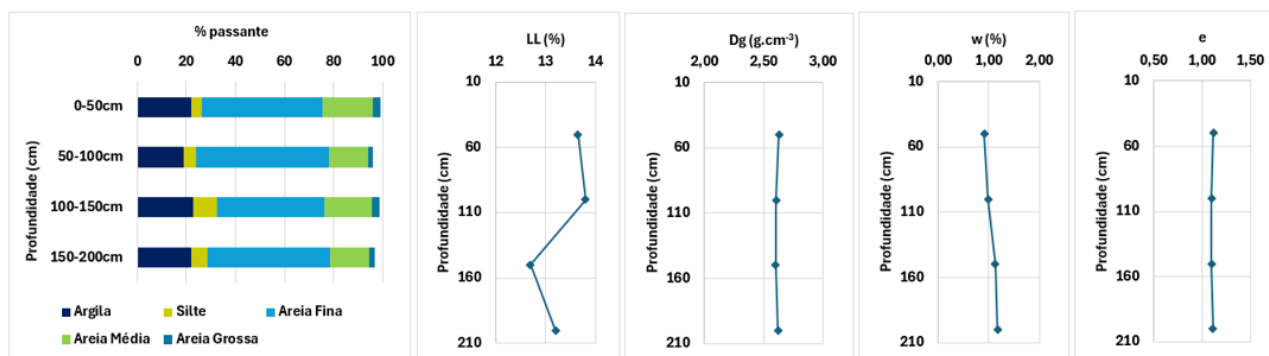
KP2



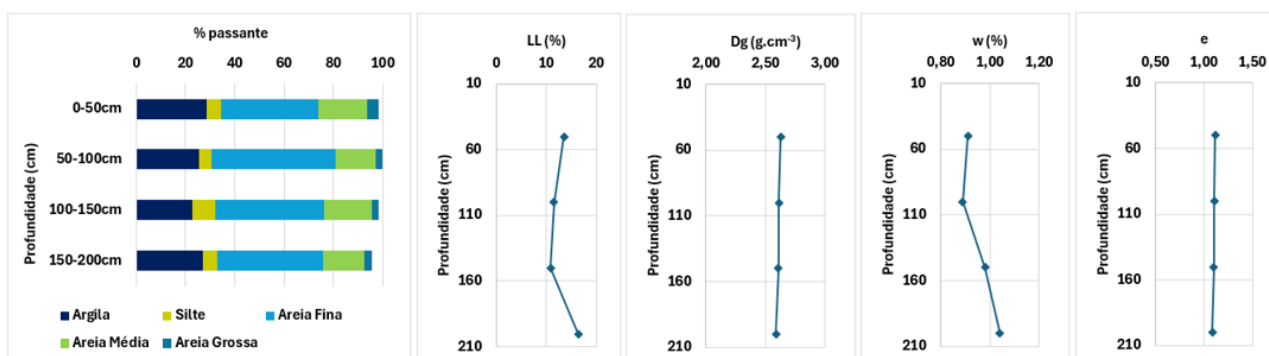
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.28 - Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índices de vazios (e) dos perfis KP3 a KP4.

KP3



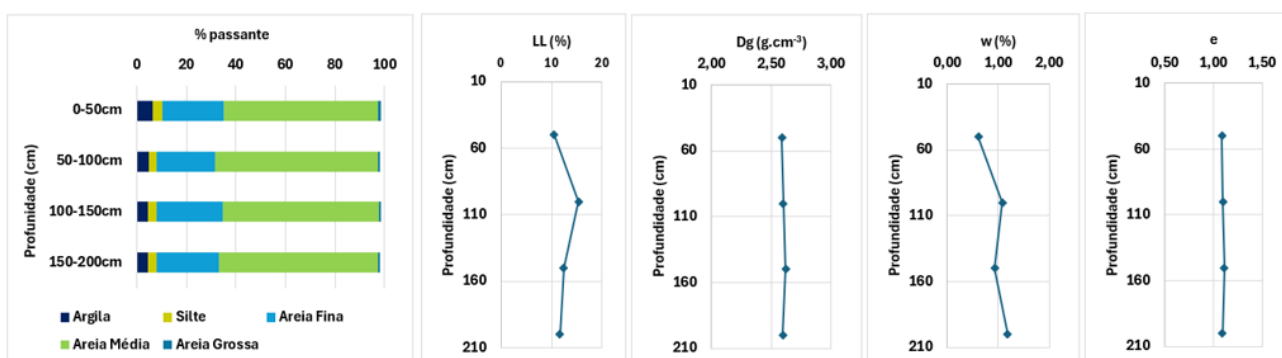
KP4



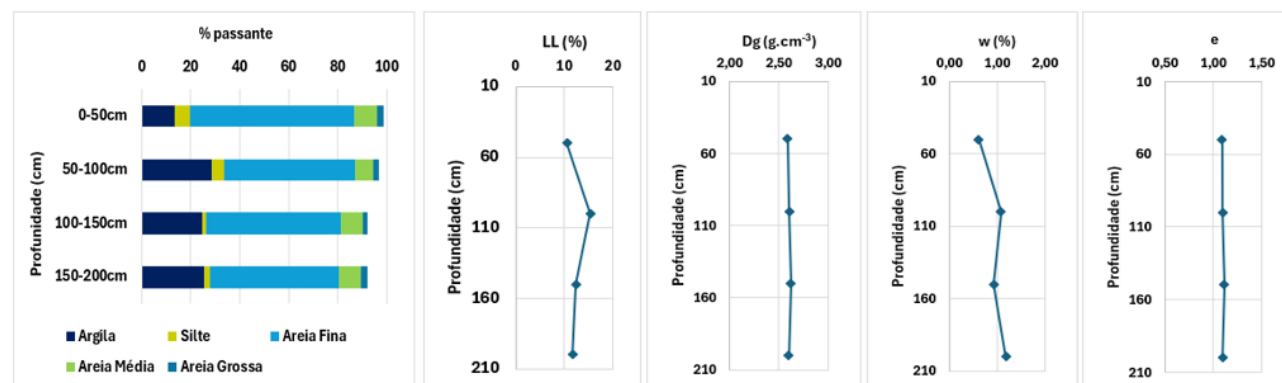
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.29 - Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos ($D_g - g.cm^{-3}$), teor de umidade ($w - \%$) e índices de vazios (e) dos perfis KP7 a KP8.

KP7

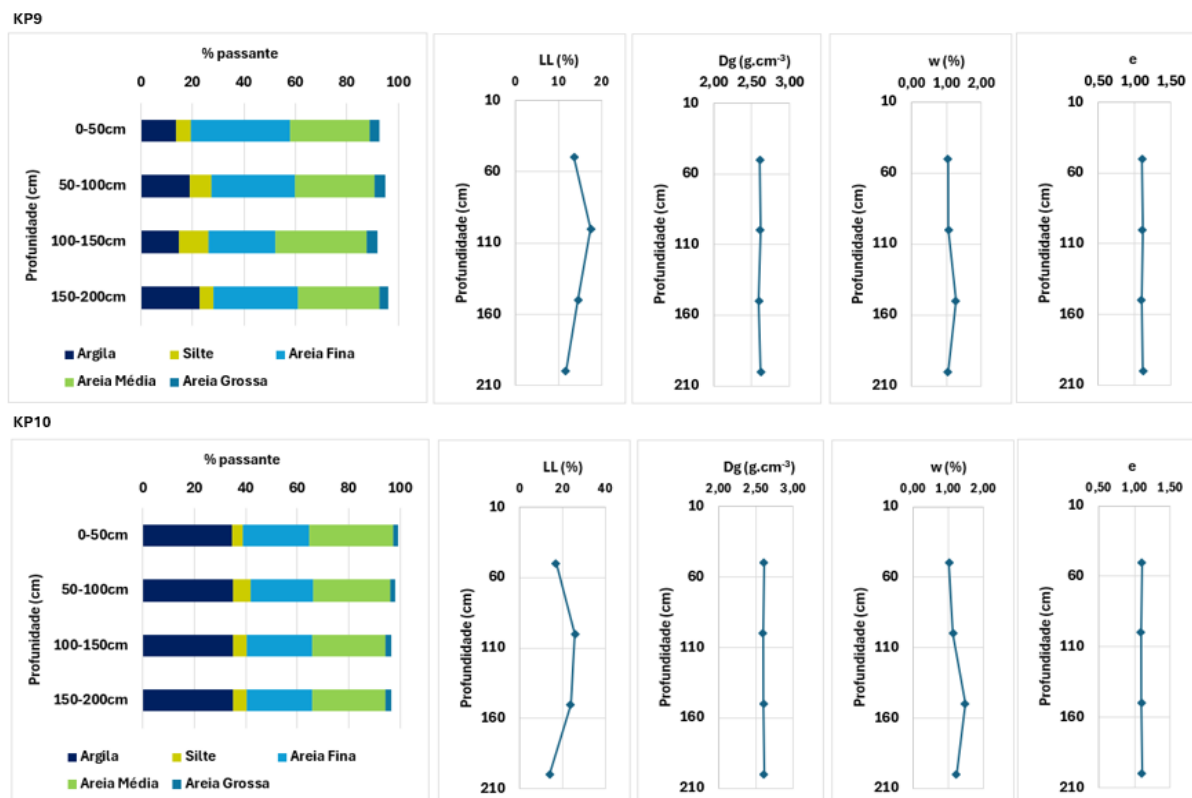


KP8



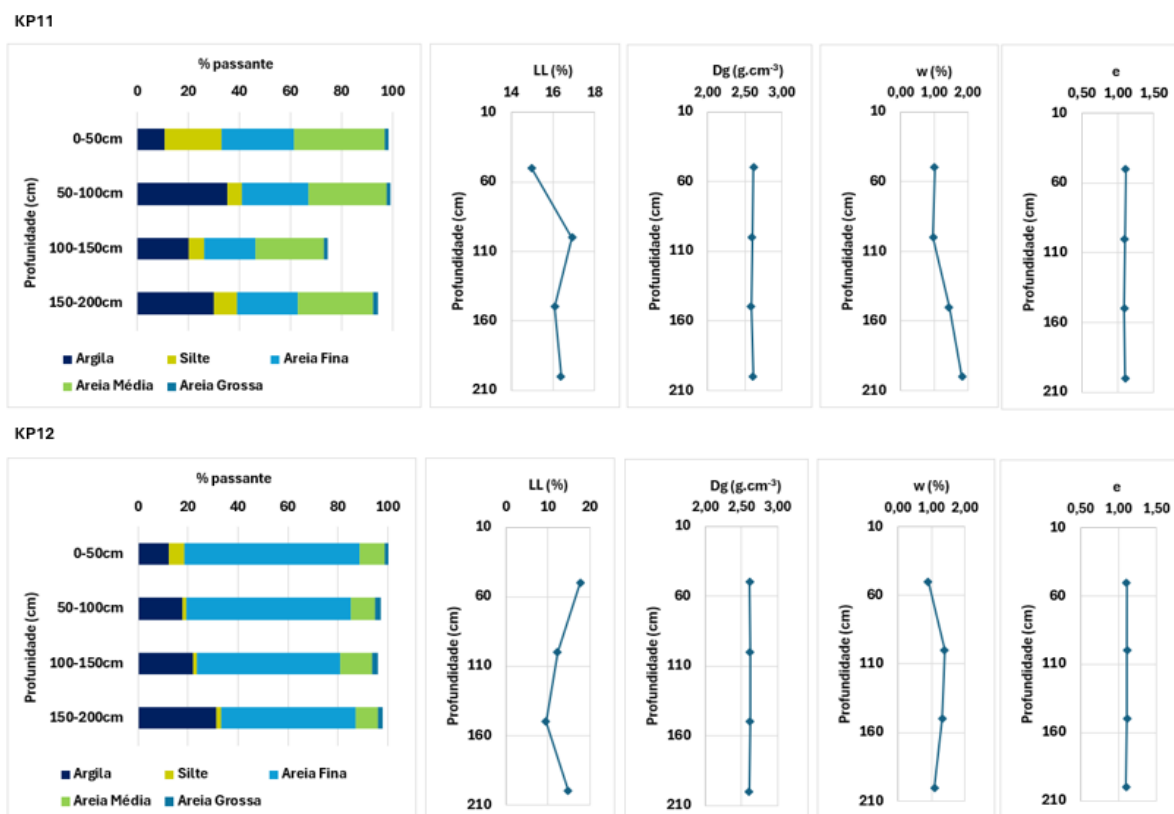
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.30 - Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos (D_g - g.cm^{-3}), teor de umidade (w - %) e índices de vazios (e) dos perfis KP9 a KP10.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.31 - Propriedades granulométricas, limite de liquidez (LL), densidade dos grãos (D_g - g.cm^{-3}), teor de umidade (w - %) e índices de vazios (e) dos perfis KP11 a KP12.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

4.4 Condutividade Hidráulica na Zona Não saturada e Mobilização de Contaminantes

A água no solo é sujeita aos processos de infiltração, percolação, ascensão capilar, evapotranspiração e redistribuição interna. A infiltração é definida como a penetração no solo, a partir da superfície. A percolação pode ser definida como o movimento descendente da água a partir da zona não saturada para a zona saturada situada em porção inferior. Os processos de redistribuição interna podem incluir fluxos laterais e verticais, ascendentes e descendentes (Collischonn; Dornelles, 2015).

Nesse contexto, a condutividade hidráulica constitui a mais importante propriedade que governa o movimento da água nos solos e pode ser definida como sendo a maior ou menor facilidade com que a água pode fluir em um determinado solo através de seus vazios (Feitosa *et al.*, 2008). De acordo com Das e Sobhan (2015), a condutividade hidráulica depende de vários fatores: viscosidade do fluido, distribuição do tamanho de poros, distribuição granulométrica, índice de vazios, rugosidade das partículas minerais e grau de saturação do solo. Em solos granulares, a K_v depende basicamente do índice de vazios e da conectividade entre os espaços. Por outro, em solos argilosos, a estrutura tem função importante na condutividade hidráulica, ou seja, irá depender da concentração iônica e a espessura das camadas de água retidas nas partículas argilosas.

Segundo Freeze e Cherry (1979) e Fetter (1994) valores típicos de condutividades hidráulicas podem ser classificados como: $> 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ (muito alta), 10^{-3} a 10^{-5} m.s^{-1} (alta), 10^{-6} m.s^{-1} (moderada), 10^{-7} a 10^{-8} m.s^{-1} (baixa) e $< 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$ (muito baixa). De acordo com a classificação apresentada, o valor de K_v com ordem de grandeza de 10^{-6} m.s^{-1} pode ser considerado como limite entre valores altos e valores baixos (Fiori *et al.*, 2010).

No contexto da zona não saturada do solo, os valores da condutividade hidráulica vertical (K_v) são essenciais para avaliar as condições de infiltração que regulam a recarga dos aquíferos e a sua eficiência. Para além disso, esses dados são igualmente relevantes em estudos relacionados com a contaminação das águas subterrâneas, projetos de irrigação, erosão dos solos, análises geotécnicas e investigações hidrológicas (Fiori *et al.*, 2010).

Na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e regiões adjacentes, os valores de condutividade hidráulica vertical (K_v) variaram entre $3,56 \times 10^{-8}$ e $1,86 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$, apresentando uma média geral de $1,05 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ (**Figura 4.32a**). De acordo com as classificações de Freeze e Cherry (1979) e Fetter (1994), estes valores indicam que a região possui uma condutividade hidráulica de baixa a alta. Predominantemente os valores concentraram-se nas faixas de baixa condutividade de 10^{-8} (4,65%) e 10^{-7} (60,47%), seguidos por condutividade moderada em 10^{-6} (25,58%) e alta condutividade em 10^{-5} (6,98%) e 10^{-4} (2,33%). Tal resultado está em consonância com estudos realizados por diferentes autores (Barreto *et al.*, 2001; Vieira, 2000; Juhász *et al.*,

2006; Guerra *et al.*, 2018; Arruda e Rêgo, 2018), que reportaram valores semelhantes para solos no Nordeste do Brasil, em região costeira.

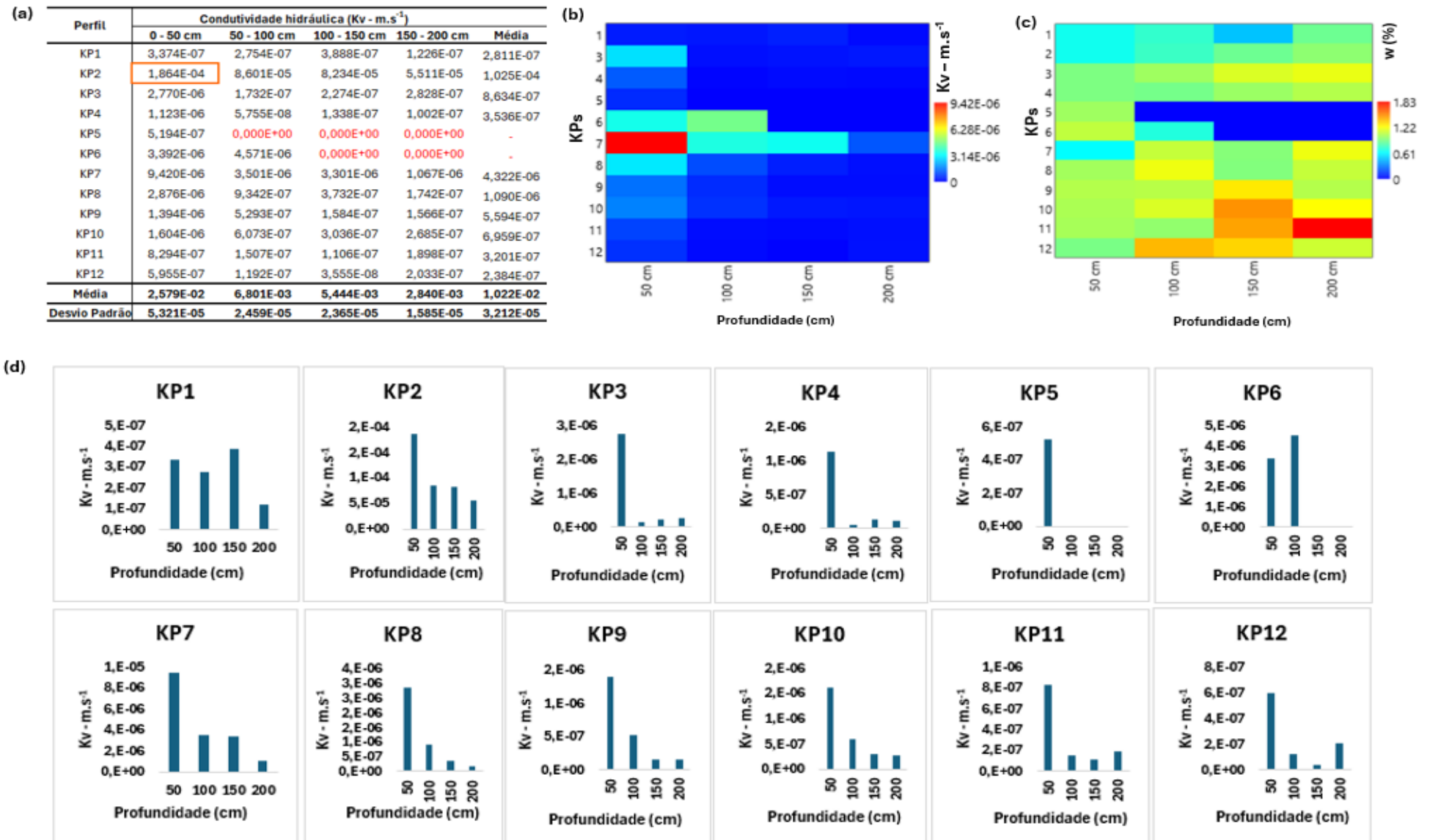
De forma geral, verifica-se que os valores de condutividade hidráulica são mais elevados nas camadas superficiais do perfil, reduzindo-se gradualmente com o aumento da profundidade (**Figura 4.32a, 4.32b e 4.32d**). Essa variação pode ser atribuída a diversos fatores, entre eles a maior porosidade e menor compactação da camada superficial, como descrito na análise textural, bem como, pela presença de cobertura vegetal e raízes, como verificado na maioria dos perfis. As raízes contribuem para a formação de bioporos e canais preferenciais, que facilitam a infiltração da água. Além disso, a atividade biológica associada à vegetação promove a estruturação do solo e a formação de agregados estáveis (Lepsch, 2011; SiBCS, 2025). Já nas camadas mais profundas, onde há menor presença de raízes e atividade biológica reduzida, o solo tende a ser mais compacto e com menor conectividade entre os poros, o que resulta em uma menor condutividade hidráulica.

Notadamente na camada de 0 - 50 cm (**Figura 4.32a e 4.32b**), observa-se maior variabilidade nos valores de K_v , como demonstrado pelo valor do desvio padrão (de 5, 321 x 10⁻⁵ m.s⁻¹) que é maior nessa profundidade em relação as demais. Pontos como KP3, KP6, KP7, KP8 e KP10 mostram maior valor de K_v (vermelho ao azul mais claro) na matriz de calor (**Figura 4.32d**) indicando maior capacidade de infiltração na superfície. Isso significa que contaminantes na superfície podem se mover rapidamente para dentro do perfil do solo nesses locais.

Notadamente, o perfil KP2 à 50 cm apresentou valor de K_v superior ao obtido aos demais pontos de infiltração - por esse motivo não foi representado na matriz de calor. Essa diferença é coerente com as condições locais, uma vez que o ponto se situa em área pouco antropizada, nas proximidades do Parque Itapiracó, uma área de proteção permanente, com horizonte A pouco compacto e estrutura granular típica de solos Latossolo Amarelo Distrófico, solos geralmente caracterizados por alta macroporosidade e boa continuidade estrutural, que favorecem o fluxo de água.

Ainda assim, essa diferença pode decorrer de heterogeneidade local (por exemplo, presença de macroporos ou raízes) ou de efeitos experimentais específicos ao furo (*colmatação parcial, bolhas de ar ou acoplamento hidráulico do equipamento*). Em consequência, os valores de K_v para KP2 devem ser interpretados com cautela, pois, embora indiquem uma condutividade hidráulica elevada naquele ponto, podem não representar fielmente o comportamento médio do perfil. De modo geral, mantém-se a tendência de redução de K_v com a profundidade, associada ao incremento de argila, maior densidade e compactação nas camadas inferiores.

Figura 4.32 - Condutividade hidráulica na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências: (a) resultado de K_v (cm.s^{-1}) por perfil em diferentes profundidades; (b) matriz de calor da condutividade hidráulica por KP; (c) matriz de calor do teor de umidade (w); (d) representação gráfica da condutividade hidráulica vertical (K_v) por perfil (KP) dos solos estudados



Por outro lado, KP1, KP5, KP11 e KP12 apresentam menor valor de Kv (azul escuro), o que sugere uma menor taxa de infiltração na superfície nesses pontos, podendo levar a escoamento superficial em vez de infiltração profunda, especialmente na ocorrência de chuvas de grande intensidade, do tipo convectivas que ocorrem na região, principalmente no período chuvoso, entre dezembro a junho.

As camadas de 50 - 100 cm, 100 - 150 cm e 150 - 200 cm apresentam, de forma geral, valores de condutividade hidráulica inferiores em comparação com a camada mais superficial, conforme referido anteriormente e evidenciado na matriz de calor (regiões em azul escuro) em quase todos os pontos (**Figura 4.32b**). A única exceção ocorre no perfil KP6, onde a segunda camada apresenta um acréscimo de $1,18 \times 10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ em Kv (**Figura 4.32d**).

Em contextos de contaminação, a baixa condutividade hidráulica retarda o movimento de poluentes, mas também prolonga o contacto destes com o solo, aumentando o risco de contaminação persistente e difícil de remover. A prevalência de baixos valores de Kv em profundidade indica que, uma vez que o contaminante ultrapassa a superfície, a sua mobilidade vertical tende a ser limitada. Este fenômeno pode levar ao acúmulo de contaminantes nas camadas intermediárias, em vez de uma migração rápida até o nível freático.

Considerando a relação entre o teor de umidade (w) e a condutividade hidráulica (Kv), verifica-se que, na profundidade de 150 - 200 cm, nos perfis KP2, KP3, KP4, KP10, KP11 e KP12 o teor de umidade é superior (**Figura 2.32c**), enquanto a condutividade hidráulica apresenta valores reduzidos. Essa condição está associada à textura mais argilosa dessas camadas, que favorece a retenção de água e dificulta a percolação. Além disso, observa-se uma redução nos índices de vazios, resultante da compactação natural provocada pela translocação de partículas finas (silte e argila) para camadas mais profundas, o que contribui para restringir ainda mais o movimento da água no perfil do solo.

Diante do exposto, e tendo em conta as particularidades de cada perfil e as variações com a profundidade, foram elaborados quadros resumo com base nas características físicas e texturais dos solos, com o objetivo de facilitar a compreensão da condutividade hidráulica em relação à susceptibilidade à contaminação do solo e, por consequência, das águas subterrâneas. Esta análise está detalhada nas **Figuras 4.33 a 4.42**, que descrever o comportamento da condutividade ao longo de cada perfil.

Considerando que para os solos do perfil KP5 foi coleta amostra na profundidade entre 0 - 50 cm e para o KP6 foram coletadas amostras nas profundidades de 0 - 50 cm e entre 50 - 100 cm, estes não foram representados graficamente. No entanto, considerando as características físicas e a condutividade hidráulica, observa-se que o solo do KP5 apresenta uma baixa porosidade e textura predominantemente areno-argilosa com predominância de areias finas (53%) e argilas (24,52%). Isso

resulta em baixa capacidade de infiltração, com condutividade hidráulica de $5,19 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$, e aparentemente indica menor sensibilidade à contaminação por líquidos superficiais. A presença de finos (argila e siltes) oferece capacidade de atenuação e redução da velocidade de migração vertical, embora limitada.

O perfil KP6 apresenta camada superficial até 50 cm com condutividade hidráulica vertical (Kv) de $3,39 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ e uma camada subsequente, entre 50 - 100 cm, com Kv de $4,57 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$. Apesar de se observar um aumento no teor de argila de 20% na camada superficial para 30% na camada mais profunda, acompanhado também por um acréscimo na fração de silte, a condutividade hidráulica apresenta um ligeiro aumento em profundidade. Esse comportamento, aparentemente contrário ao esperado (uma vez que o aumento de argila tende a reduzir a permeabilidade), pode estar associado à estruturação granular e grumosa ou à presença de microfissuras nas camadas mais profundas, que facilitam o escoamento da água. Em termos texturais, o perfil indica uma transição de um solo predominantemente arenoso para um mais fino, com maior proporção de partículas argilosas e siltosas, o que tende a aumentar a capacidade de retenção de água e reduzir a drenagem natural em camadas mais profundas, ainda que neste caso a variação da Kv sugira condições locais de permeabilidade pouco heterogênea.

Figura 4.33 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP1: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.

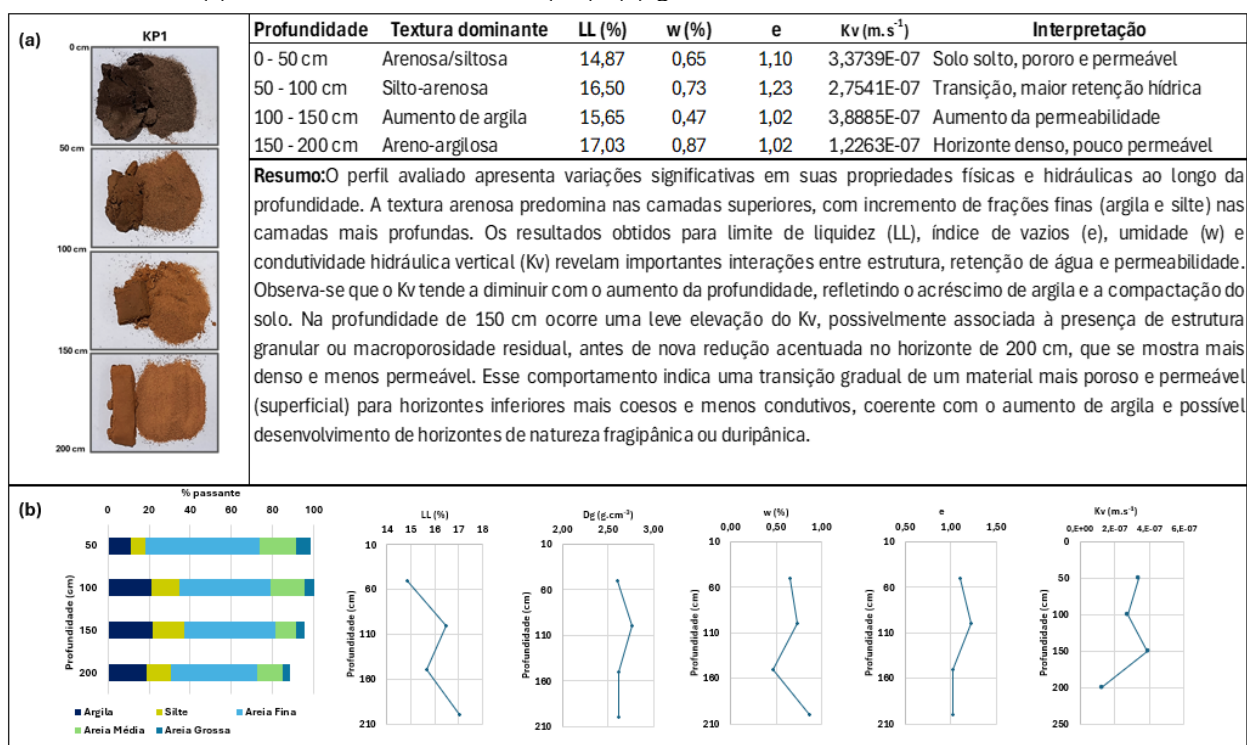
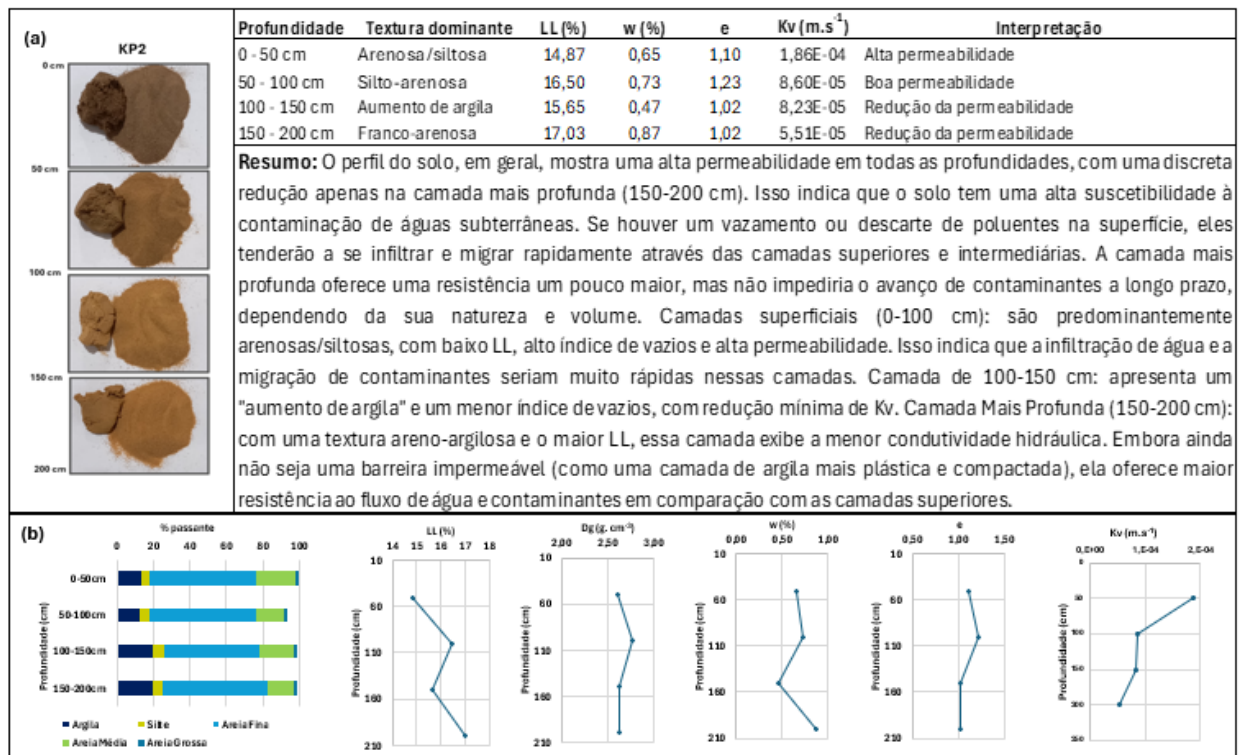
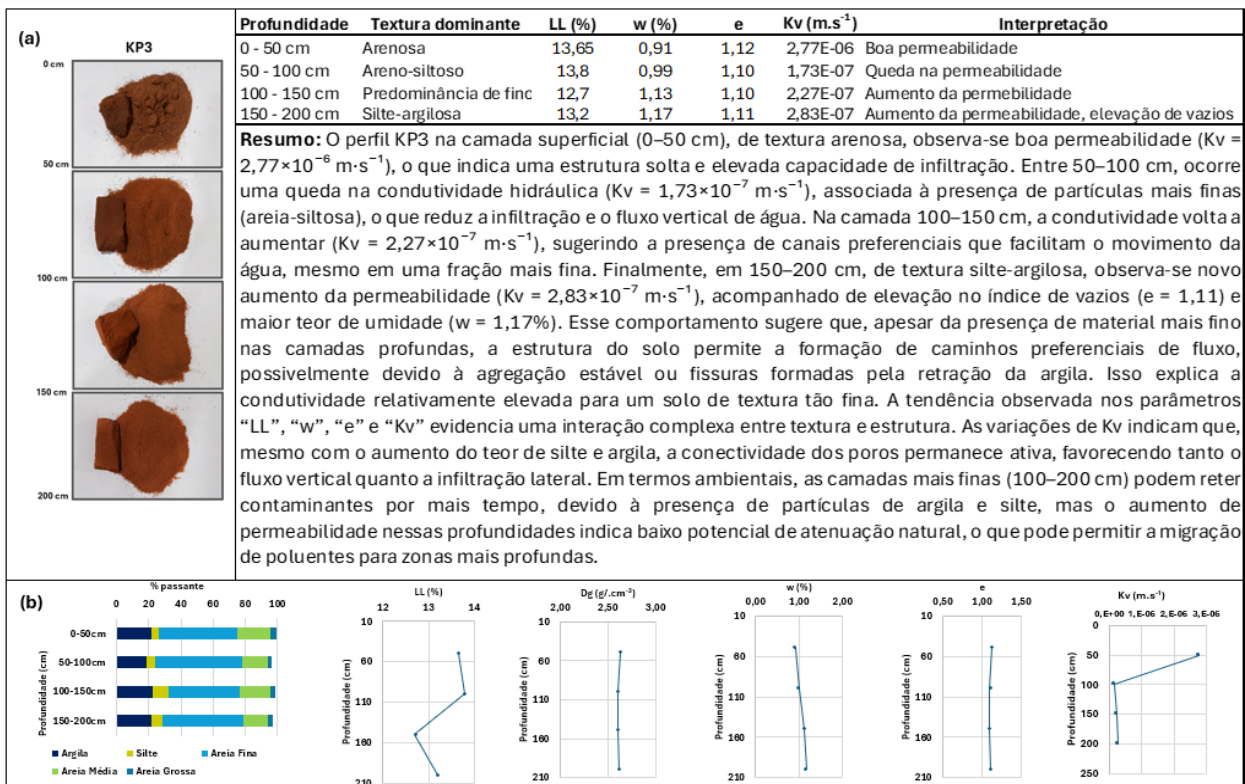


Figura 4.34 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP2: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



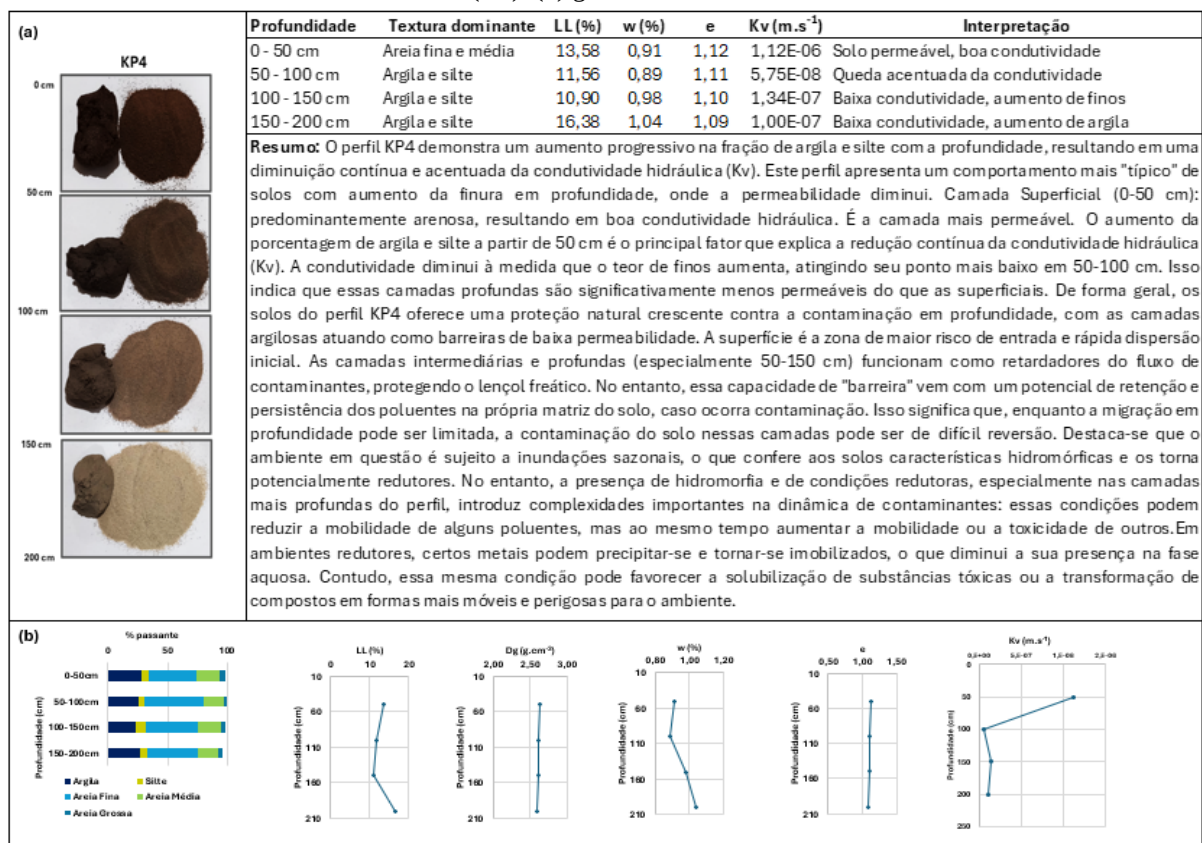
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.35 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP3: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



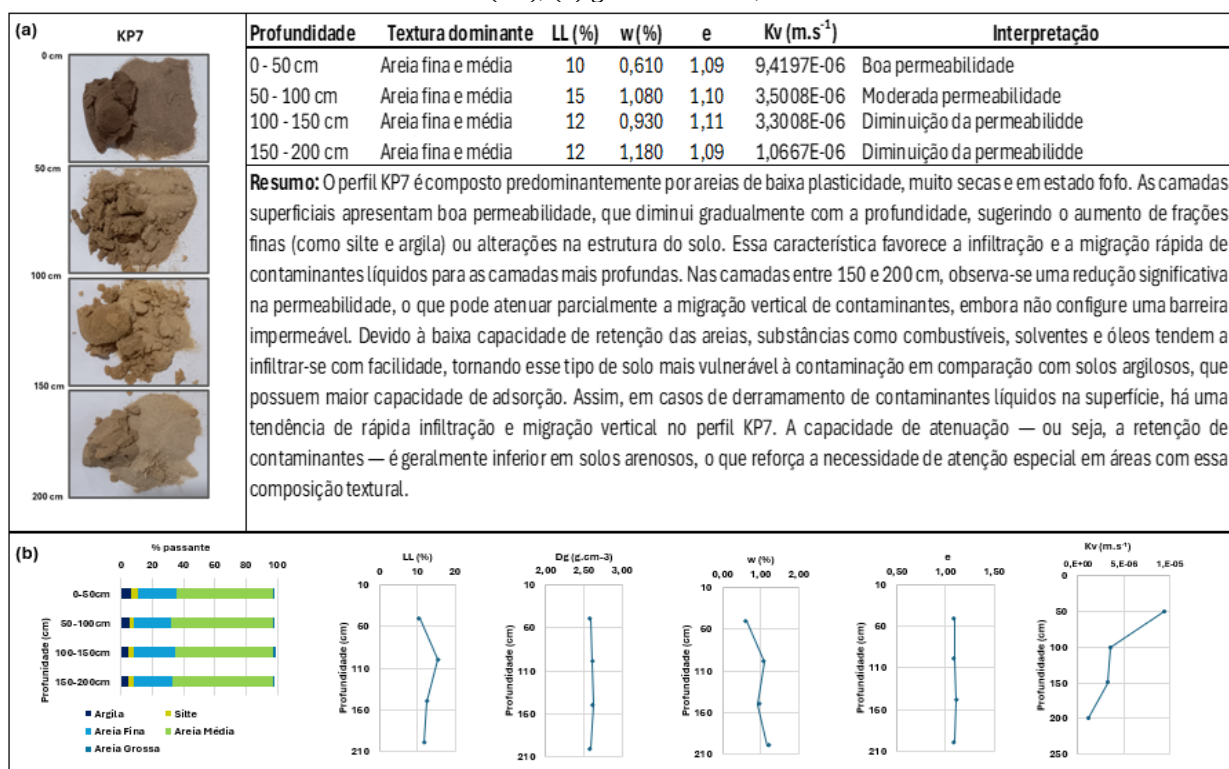
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.36 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP4: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



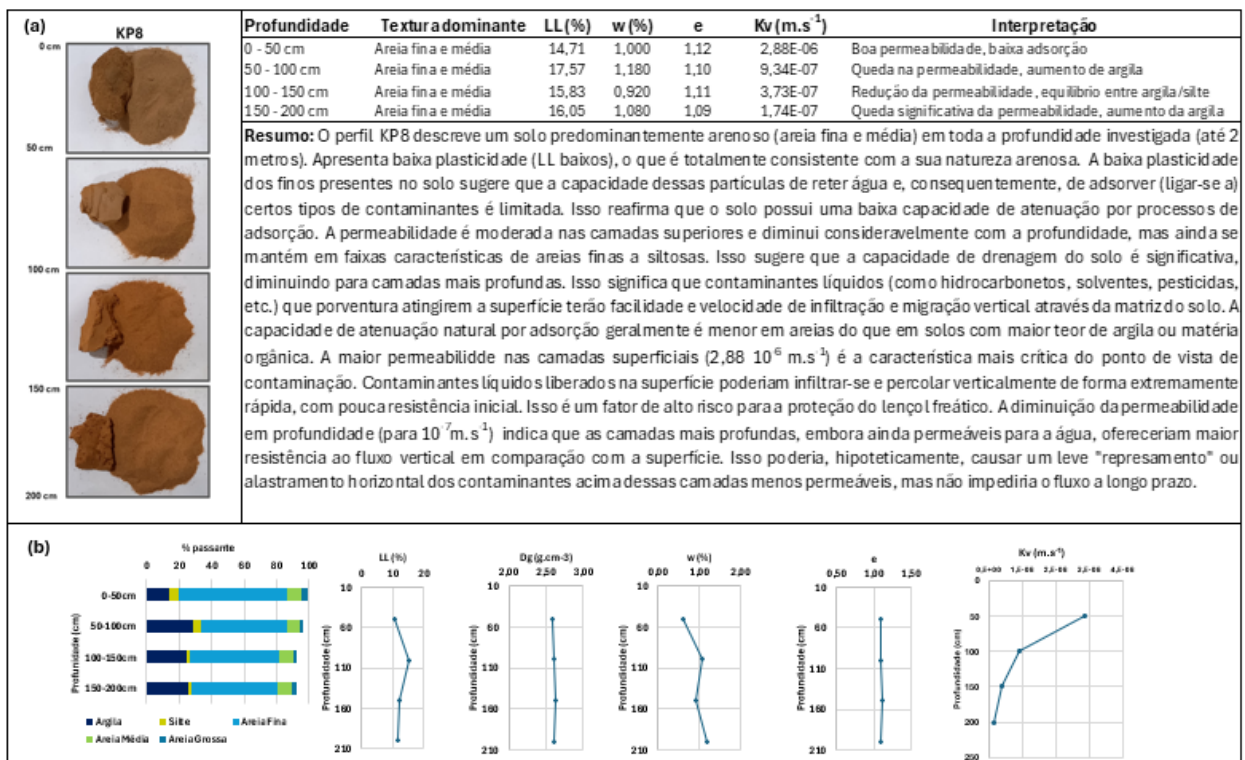
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.37 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP7: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



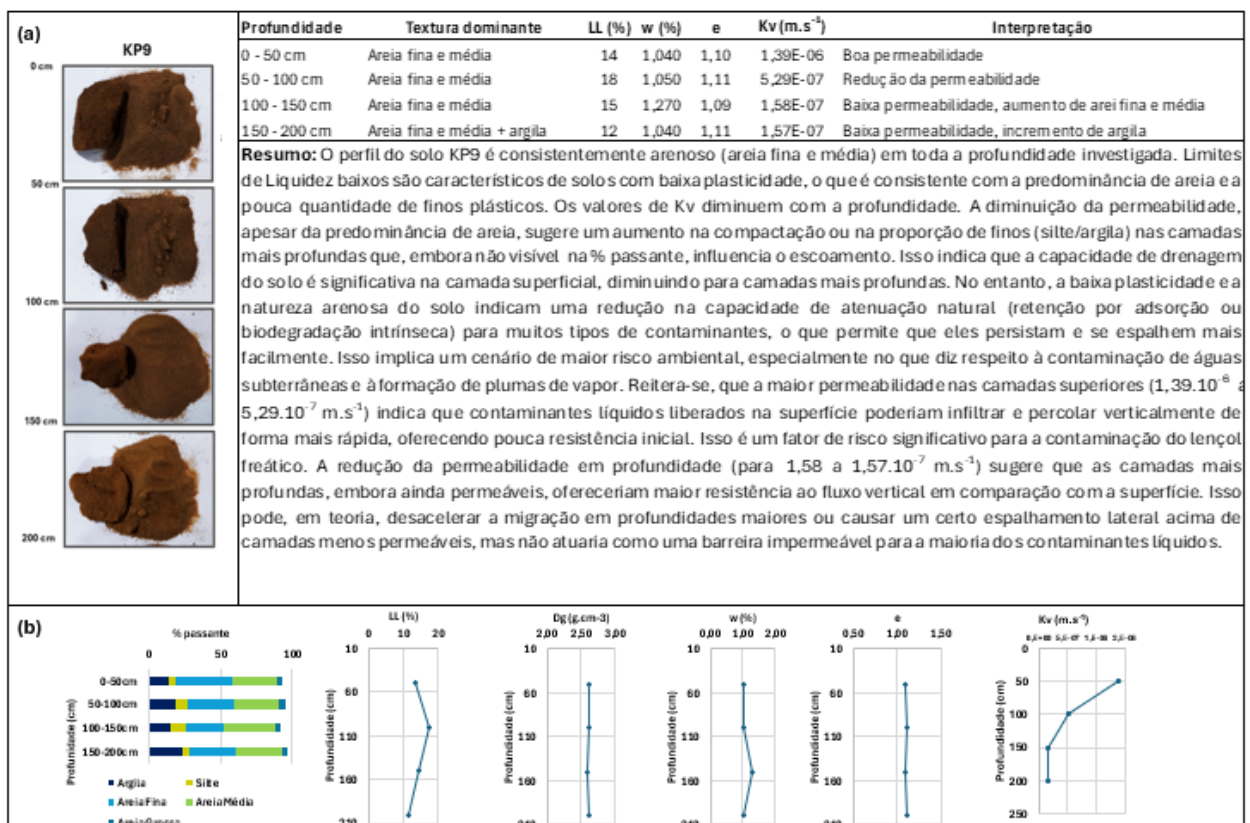
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.38 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP8: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



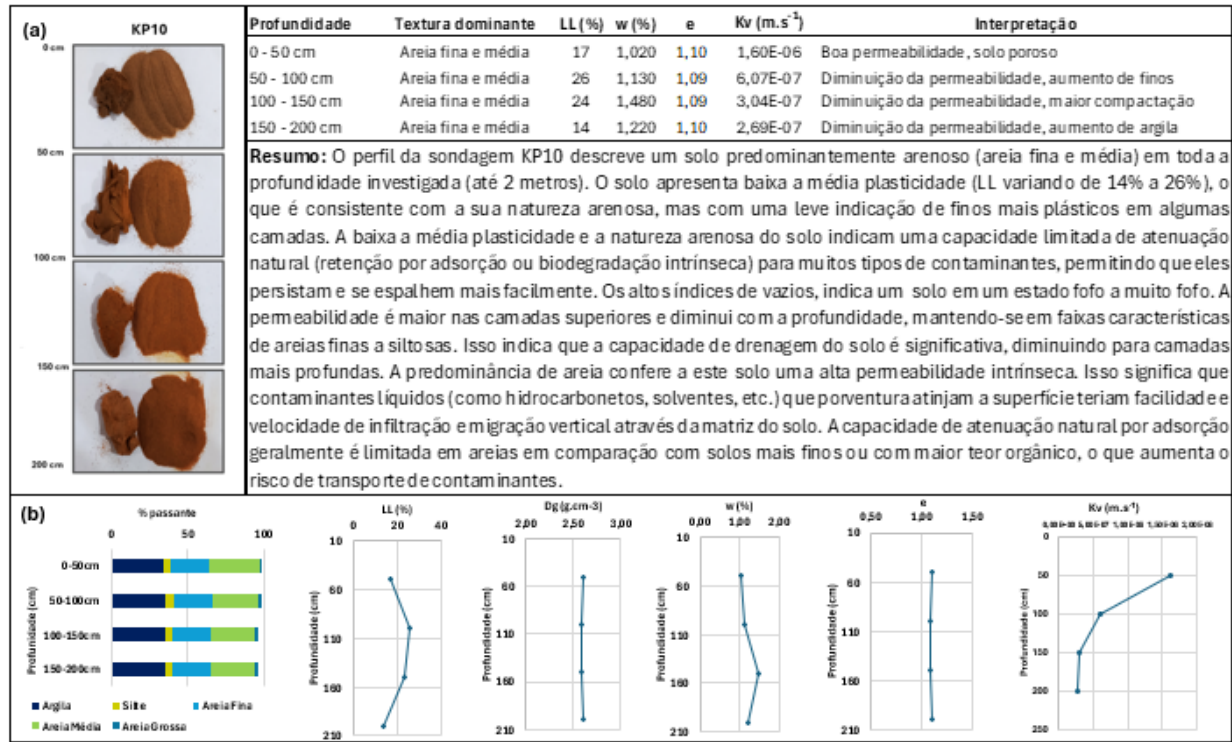
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.39 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP9: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



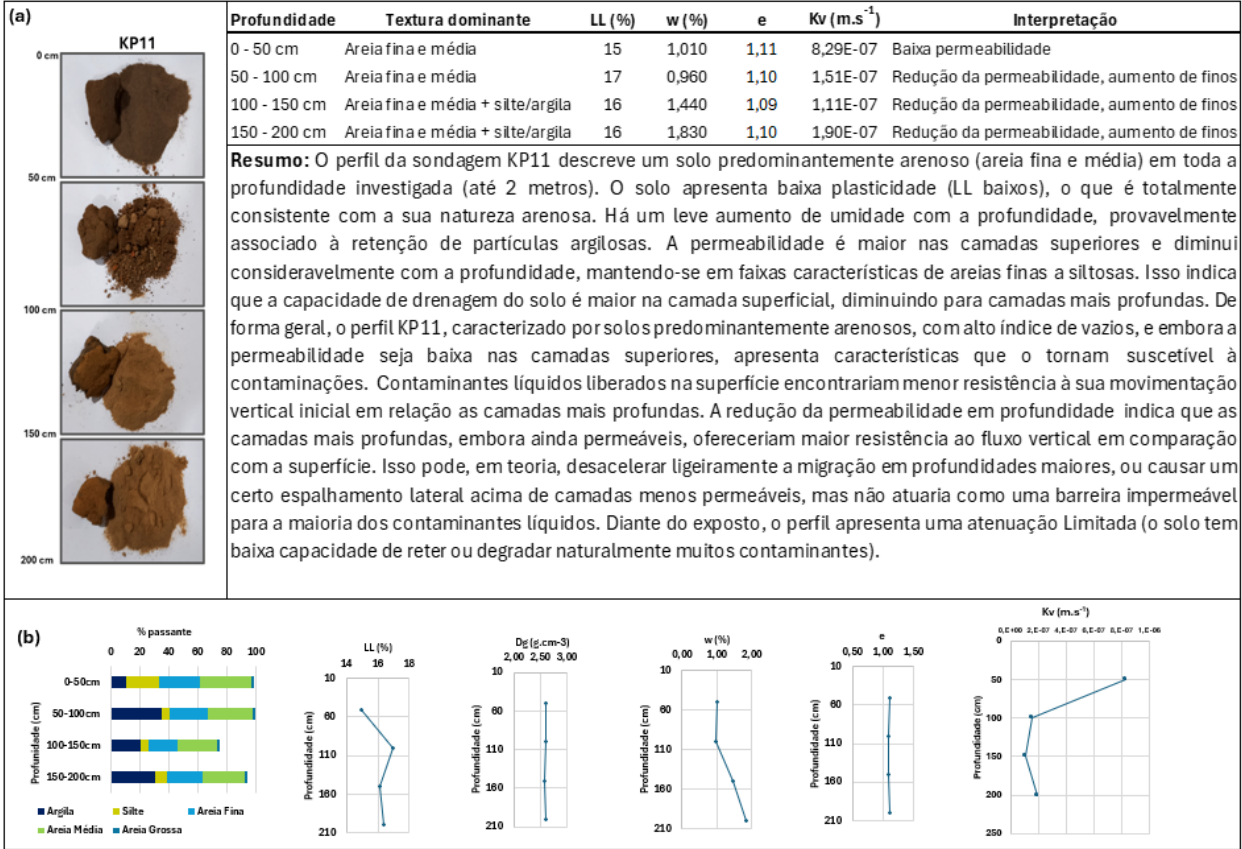
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.40 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP10: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



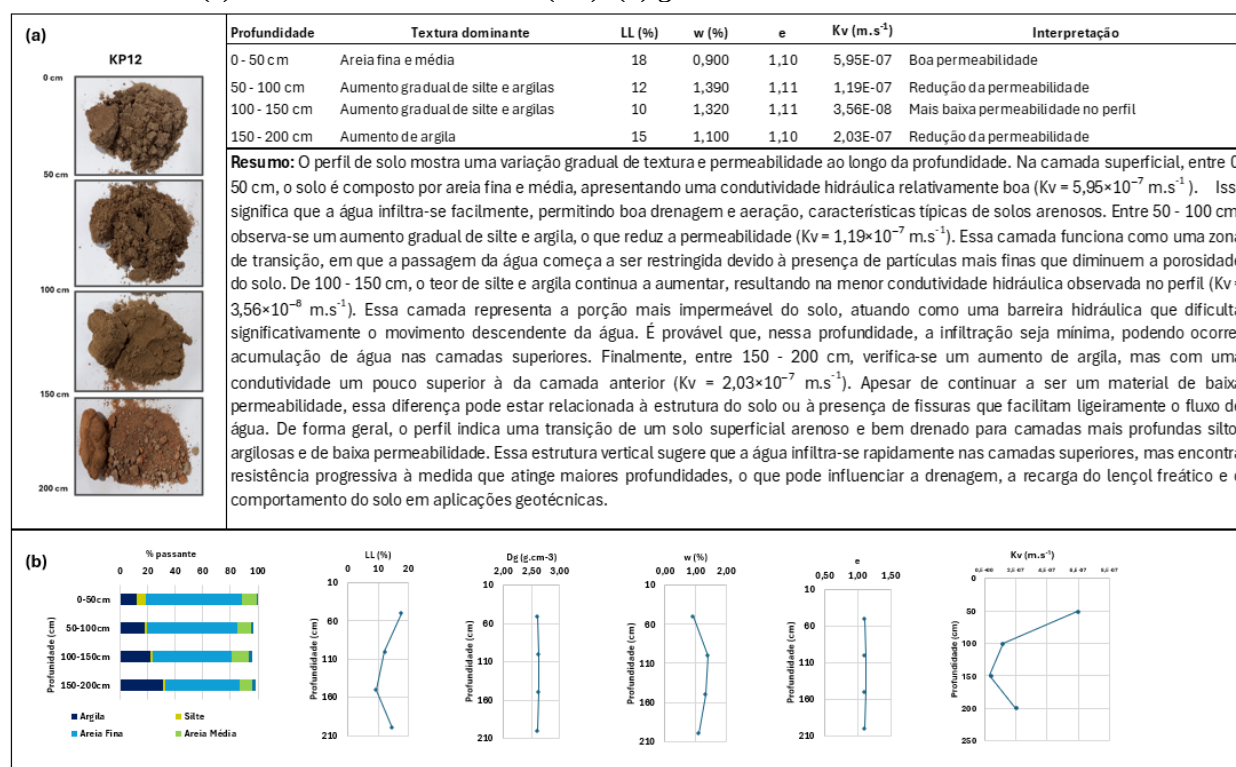
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.41 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP11: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 4.42 - Comportamento físico-textural e hidráulico dos solos do perfil KP12: (a) amostras de solos nas diferentes profundidades, dados texturais, limite de liquidez (LL), teor de umidade (w), índice de vazios (e), condutividade hidráulica (Kv); (b) gráfico textural, dos índices físicos e Kv.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

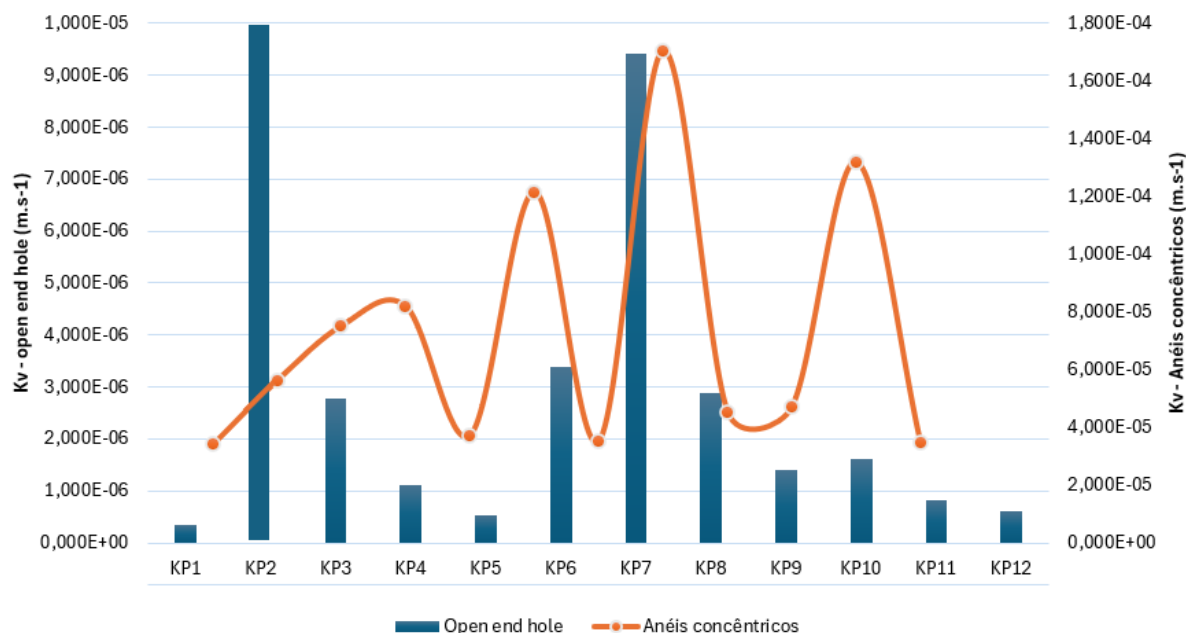
Dando continuidade ao estudo, conforme descrito na metodologia, foi também realizado o ensaio de infiltração utilizando o método dos anéis concêntricos. A aplicação de ambos os métodos de infiltração na camada superficial do solo proporciona uma análise mais abrangente e detalhada do seu comportamento hídrico. Essa abordagem complementar amplia a compreensão da dinâmica de infiltração, permitindo interpretações mais precisas e decisões mais fundamentadas. No contexto específico desta pesquisa centrada na sustentabilidade hídrica, tais informações são essenciais para avaliar o potencial de contaminação das águas subterrâneas.

Ambos os métodos mostram uma variação significativa na condutividade hidráulica entre os diferentes perfis (**Figura 4.43**) na profundidade superficial entre 0 e 50 cm. Isso confirma que as características do solo (como textura, estrutura, porosidade) mudam consideravelmente de um ponto para outro. Embora as magnitudes sejam diferentes, há uma certa correlação nas tendências. Por exemplo, perfis onde um método mostra alta infiltração, o outro também tende a mostrar, embora não na mesma proporção exata.

É importante destacar que as escalas dos eixos são distintas: no eixo da esquerda (*open end hole*), os valores predominam na ordem de 10^{-6} m.s^{-1} , enquanto no eixo da direita (*anéis concêntricos*), prevalecem valores da ordem de 10^{-5} m.s^{-1} . De modo geral, os valores obtidos método *open end hole* (eixo Y à esquerda), oscilaram entre $3,37 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ a $1,86 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$,

cobrindo quase três ordens de grandeza – o que indica forte heterogeneidade do meio. Já os valores obtidos pelo método dos anéis concêntricos (representados no eixo Y à direita) variaram entre $3,41 \times 10^{-5} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ e $1,70 \times 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, isto é, em uma faixa mais restrita e elevada.

Figura 4.43 - Comparação da condutividade hidráulica ($K_v - \text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) para a camada superficial do solo (0-50 cm): método *open end hole* e anéis concêntricos.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Na prática, os valores medidos pelo método *open end hole* foram menores. No entanto, verifica-se que esse método demonstrou maior sensibilidade a variações pontuais no solo, refletindo flutuações mais marcadas, particularmente visíveis nos perfis KP2, KP6, KP7 e KP8. Em contraste, o método dos *anéis concêntricos* apresenta variações mais suaves e contínuas, com picos e vales menos acentuados, mas ainda assim relevantes, como observado nos perfis KP6, KP8 e KP11.

Neste contexto, algumas observações específicas merecem destaque:

- em 11 dos 12 pontos, o método dos *anéis concêntricos* apresenta valores mais altos de K_v . Apenas em KP2, o *open end hole* resulta em um valor superior ($1,86 \times 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), zona de maior fluxo vertical. O KP2 é um ponto-chave, pois ambos os métodos indicam alta condutividade – sugerindo zona preferencial de fluxo vertical e possível área mais favorável à recarga dos aquíferos;
- No método *open end hole*, valores baixos de K_v (10^{-7} e 10^{-6}) em KP1, KP5, KP9, KP12 → indicam camadas menos permeáveis, possivelmente mais argilosas. Por outro lado, o método dos *anéis concêntricos* mostra valores consistentemente mais elevados ($\approx 10^{-5}$ e $10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), indicando alta permeabilidade na camada superficial, devido a bioturbação por raízes e insetos e maior estruturação (em geral granular média a grande).

Em síntese, o método dos *anéis concêntricos* tende a incluir na medição dos valores de condutividade hidráulica, a influência da atividade biológica, fissuras ou macroporos. Por sua vez, o método *open end hole* oferece uma avaliação mais fiel da infiltração subsuperficial, representando de forma mais realista as condições naturais do solo não perturbado.

Constata-se, que a partir dos valores medidos em campo, que a partir dos 50 cm de profundidade, o método *open end hole* passa a apresentar resultados mais representativos, refletindo de forma mais consistente o comportamento da condutividade hidráulica em profundidade. Nessas camadas, onde o solo tende a ser menos influenciado por distúrbios superficiais e estruturas artificiais, este método revela-se eficaz para caracterizar a dinâmica de fluxo vertical em condições naturais.

Os mapas da **Figura 4.44** apresentam a distribuição espacial da condutividade hidráulica vertical (Kv) em diferentes profundidades pelo método *open end hole*. As cores quentes (vermelho, laranja e amarelo) representam os valores mais elevados de Kv, enquanto as cores frias (verde, ciano e azul escuro) indicam os valores mais baixos. Observa-se uma acentuada variabilidade espacial da condutividade, evidenciada por um gradiente bem definido no sentido centro–noroeste e centro–sudeste.

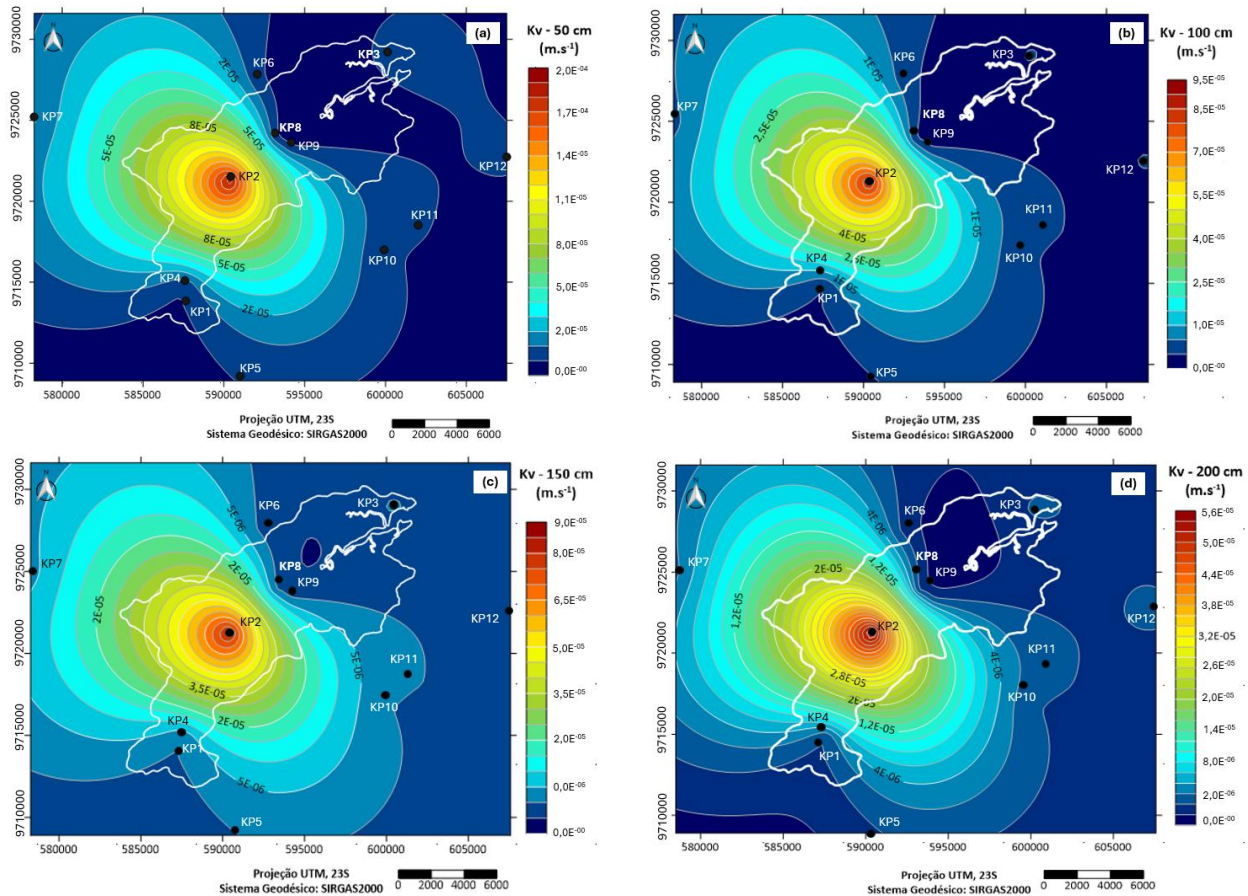
Nota-se que a condutividade é mais elevada na região central da bacia hidrográfica do Rio Paciência, onde predominam as cores mais quentes do mapa, nas proximidades do Sistema Produtor Paciência I e II. Essa maior condutividade na zona central favorece uma infiltração mais rápida da água no solo, o que, por sua vez, pode facilitar o transporte vertical de contaminantes, como pesticidas, metais pesados, efluentes domésticos, para camadas mais profundas do subsolo. Em direção às porções nordeste e sudoeste, correspondentes ao alto e baixo curso da bacia, a condutividade diminui gradualmente.

Segundo Sousa (2021), na porção central da bacia hidrográfica do Rio Paciência, a espessura sedimentar do Grupo Barreiras é maior, tornando-se progressivamente mais delgada em direção ao baixo curso da bacia. Dessa forma, os resultados observados estão em consonância com as condições geológicas locais: o maior grau de selecionamento do pacote sedimentar do Grupo Barreiras, característico dos Tabuleiros Costeiros, favorece valores mais elevados de condutividade hidráulica; enquanto a redução desse selecionamento em direção ao litoral contribui para a diminuição da condutividade hidráulica.

Nesse contexto, conforme Hemsí (2024), em camadas do solo com textura granular, compostas por areia e pedregulhos, a condutividade hidráulica elevada (variando aproximadamente entre 10^{-5} a $10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) favorece um transporte miscível predominantemente controlado pelo fluxo da solução, sendo os mecanismos de advecção e dispersão mecânica os mais atuantes. Considerando que, na área investigada, os valores de condutividade hidráulica vertical

(Kv) variaram entre $1,86 \times 10^{-4}$ e $3,56 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$, constata-se que essas condições podem vir a ocorrer, e são compatíveis com os processos físicos no transporte de contaminantes no solo.

Figura 4.44 - Mapas da condutividade hidráulica dos solos na zona não saturada em diferentes profundidades na bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão: (a) à 50 cm; (b) à 100 cm; (c) à 150 cm e (d) à 200 cm de profundidade



Fonte: elaborado pela autora (2025).

De acordo com Freeze e Cherry (2017), Fetter (2001) e Hemsí (2024), a *advecção* é o movimento dos poluentes dissolvidos no solo junto com a água, seguindo o fluxo predominante do escoamento subterrâneo (ou percolação da água no perfil do solo), e que depende da velocidade da água no solo, que por sua vez depende da condutividade hidráulica e do gradiente hidráulico. Por sua vez, a *dispersão mecânica* configura-se como espalhamento dos poluentes à medida que se movem pelo solo, mesmo que todos estejam sendo transportados na mesma direção, e depende da estrutura física do solo, da velocidade do fluxo e da heterogeneidade do meio.

No transporte de poluentes no solo, a *advecção* corresponde ao deslocamento das soluções contaminantes com o fluxo de água, enquanto a *dispersão mecânica* representa o alargamento de pluma contaminante devido às variações nas trajetórias do fluxo nos poros do solo. Ambos os processos atuam de forma conjunta, sendo fundamentais na definição da velocidade, direção e

extensão da contaminação (Horton, 1941; Allaire *et al.*, 2002; Freeze; Cherry, 2017; Fetter, 2001, Hemsí, 2024).

Diante do exposto, observa-se nos mapas da **Figura 4.44** (independente da profundidade), que há uma zona na parte central da área de estudo, onde a condutividade hidráulica é maior ($\approx 2,0 \times 10^{-5}$ a $9,5 \times 10^{-5}$). Nesta zona, destaca-se o perfil KP2, cuja elevada Kv indica que o solo atua como um meio facilitador da mobilização e migração de poluentes, representando maior risco à qualidade da água subterrânea. Os solos dessa área apresentam granulometria relativamente homogênea, com tamanho de grão uniforme (textura predominantemente arenosa), o que contribui para a existência de espaços vazios mais amplos entre as partículas, resultantes de um encaixe deficiente entre os grãos, condição que favorece o deslocamento de soluções contaminantes no perfil do solo.

Além disso, essa área se integra a uma das regiões mais densamente urbanizadas da bacia, caracterizada por sérias deficiências nos sistemas de saneamento ambiental, bem como na gestão territorial, ambiental e dos recursos hídricos. Esse cenário contribui para a ocorrência de vazamentos em postos de combustíveis, infiltração de chorume – decorrente da presença de diversos lixões distribuídos pela região – e o descarte inadequado de efluentes, especialmente os de origem doméstica.

Os perfis KP1, KP4 e KP5 estão em áreas com valores intermediários ($\approx 10^{-5}$ e 10^{-6} m.s^{-1}), enquanto KP10 está em zona azul escura, sugerindo baixa condutividade hidráulica. Os solos do perfil KP12 estão mais a leste, também em zona de baixa Kv. No caso específico do perfil KP3, situado no baixo curso da bacia hidrográfica do Rio Paciência, a área apresenta uso e cobertura do solo predominantemente por vegetação secundária, associada a práticas de agropecuária de subsistência. Nessa situação, há potencial para a mobilização de insumos agropecuários, como defensivos agrícolas (incluindo agrotóxicos), que podem ser transportados para camadas mais profundas do solo, afetando a qualidade da água subterrânea. Soma-se a isso a possibilidade de contaminação por intrusão salina, devido à proximidade da região com o litoral, o que agrava ainda mais os riscos ambientais.

Devido à heterogeneidade do meio físico dos solos, sobretudo em microescala, observa-se que variações pontuais de propriedades como a porosidade influenciam diretamente o comportamento do fluxo subterrâneo. Essas discontinuidades estruturais fazem com que as velocidades intersticiais de fluxo sejam variáveis ponto a ponto, mesmo em curtas distâncias. Tal variabilidade compromete a uniformidade do transporte de solutos, contribuindo para a formação de zonas de maior ou menor mobilidade no interior da matriz porosa, o que origina o espalhamento de solutos quando do seu transporte através do solo (Hemsí, 2024).

Nesse sentido, segundo Freeze e Cherry (1979), experimentos de campo têm demonstrado a existência de dispersão mecânica mais elevada, denominada de macrodispersão. A macrodispersão se deve à presença de heterogeneidades das camadas do solo, ou seja, intercalações de lentes argilosas pouco permeáveis, ou ainda, lentes e camadas compostas por areis e pedregulhos mais grossos, capazes de canalizar o fluxo e o transporte em caminhos preferenciais.

Nesse contexto, com base nos resultados obtidos e nas discussões anteriores, verifica-se que, na área investigada, alguns perfis, como KP1, KP6, KP11 e KP12, entre outros, apresentam exemplos de potencial dispersão mecânica nas profundidades de 50 - 100 cm e 100 - 150 cm. Esse fenômeno está associado à heterogeneidade das camadas do solo, principalmente pela presença de frações argilosas, predominantemente de natureza caulinítica. Além disso, o contexto geológico regional, caracterizado por sedimentos do Grupo Barreiras, contribui para essa variabilidade, devido à ocorrência de camadas ou lentes de material laterítico, compostas por combinações de óxidos de ferro e alumínio, que influenciam a dinâmica do fluxo subterrâneo.

Ademais, conforme identificado na caracterização textural e mineralógica dos solos, a predominância de frações de areia fina e silte, associadas à presença de argilas cauliníticas, favorece a cimentação de microporos, resultando na formação de fragipãs e duripãs. Essas estruturas compactas dificultam a penetração vertical de soluções, ao mesmo tempo em que promovem o redirecionamento lateral do fluxo, ocasionando a translocação de partículas finas e soluções entre as camadas do solo.

Esse comportamento contribui para o aumento da dispersividade em determinados horizontes ou de forma intercalada ao longo do perfil, refletindo-se em condutividade hidráulica vertical (K_v) heterogênea. Tal padrão é particularmente evidente nas proximidades dos perfis KP1, KP11 e KP12, com maior intensidade na profundidade de 100 - 150 cm, e, em alguns casos, também entre 150 - 200 cm, como observado no perfil KP8.

Por outro lado, em camadas com baixa condutividade hidráulica – como as formações argilosas naturais ou aquelas artificialmente construídas – a percolação da solução ocorre de forma extremamente lenta. Nesses casos, o transporte de solutos passa a ser dominado pela *difusão iônica ou molecular*, que se sobrepõe à *dispersão mecânica* como principal mecanismo de migração. Segundo Hemsí (2024), a *difusão molecular* pode ser definida como o movimento espontâneo de migração de solutos pela tendência de equalizar o potencial químico na solução como um todo, ou seja, a difusão é o movimento espontâneo de moléculas ou íons de uma região onde estão mais concentrados para uma região onde estão menos concentrados, até que se atinja o equilíbrio.

Ainda, de acordo com Hemsí (2024), ao contrário da advecção, na difusão molecular, o transporte de massa ocorre independentemente do fluxo da solução. Devido à presença do

esqueleto sólido do solo, a difusão através da água presente nos poros é consideravelmente mais lenta do que em uma solução livre, onde não há barreiras físicas.

Esse comportamento pode estar presente, especialmente nas camadas mais profundas entre 100 - 150 cm (KP1, KP3, KP9, KP10, KP11 e KP12) e entre 150 - 200 cm (KP1, KP4, KP7 e KP12), que, conforme os índices físicos analisados (menor índice de vazios e/ou condutividade hidráulica), indicam potencial para retenção de contaminantes e sua posterior movimentação ao longo do perfil ou dentro de determinadas camadas. Essas condições estruturais e físico-hídricas favorecem a ocorrência de difusão molecular como mecanismo relevante de transporte de poluentes nessas zonas do solo.

Complementarmente, conforme Morgenstern (1985), Freeze e Cherry (2017) e Fetter (2001), a migração de poluentes no solo e na água subterrânea envolve, além dos processos físicos já descritos, como advecção, dispersão hidrodinâmica e mecânica, e difusão molecular, a atuação conjunta de processos químicos, que não apenas influenciam o transporte dos contaminantes, mas também afetam diretamente sua retenção, transformação e/ou degradação ao longo do percurso. Esses processos ocorrem de forma simultânea e interdependente, sendo fortemente condicionados pelas propriedades do contaminante, bem como pelas características físico-químicas do solo e da água subterrânea.

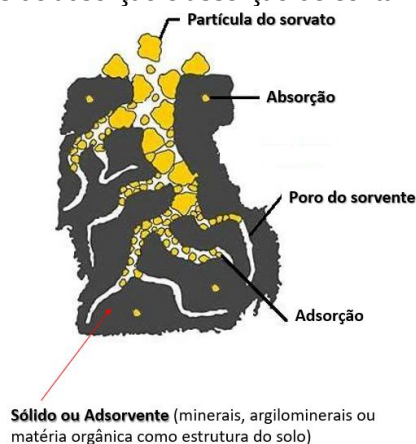
Entre os processos químicos mais relevantes a *sorção* é, genericamente, utilizada para referir a diversos mecanismos de retenção e disponibilização de íons e moléculas pela fase sólida. A adsorção-dessorção, a precipitação e polimerização são exemplos de sorção (Meurer *et al.*, 2017; Hemsí, 2024). Considerando que, no presente estudo, foi realizada a análise química dos solos, a seguir serão descritos, de forma sucinta, os principais processos químicos envolvidos, com o objetivo de auxiliar na interpretação dos resultados obtidos.

A *adsorção* é a tendência do soluto (cátion/metálico ou ânion) de ficar retido nas superfícies dos grãos minerais e/ou de matéria orgânica do solo por forças de atração de natureza eletrostática ou pela formação de ligações químicas (Hemsí, 2024). Segundo Boscov (1997), nesse processo, o soluto ou adsorvivo (íon ou molécula presente na solução), presente na fase líquida possui o potencial de interagir com a superfície do solo (ou outro adsorvente). Entendendo, que o adsorvente é a parte sólida que interage com soluções no solo, que tem a capacidade de reter íons ou moléculas (os adsorvivos) em sua superfície. É nele que ocorre o processo de adsorção, e por isso ele é considerado o agente ativo da retenção (**Figura 4.45**).

Partes da solução que se acumulam na interface entre a superfície sólida e a solução adjacente é designada como adsorbato ou sorbato ou sorvato. Contrário à adsorção, como referido, a *dessorção* caracteriza-se como o mecanismo de liberação de um íon retido pela fase sólida do solo para a solução. No processo de adsorção o sorvato é retido (adsorvido) na superfície interna

do material adsorvente, e no processo de absorção o sorvato é retido na estrutura interna do adsorvente (Bosco, 1997; Montanher *et al.*, 2007).

Figura 4.45 - Processos de adsorção e absorção de contaminantes no solo.



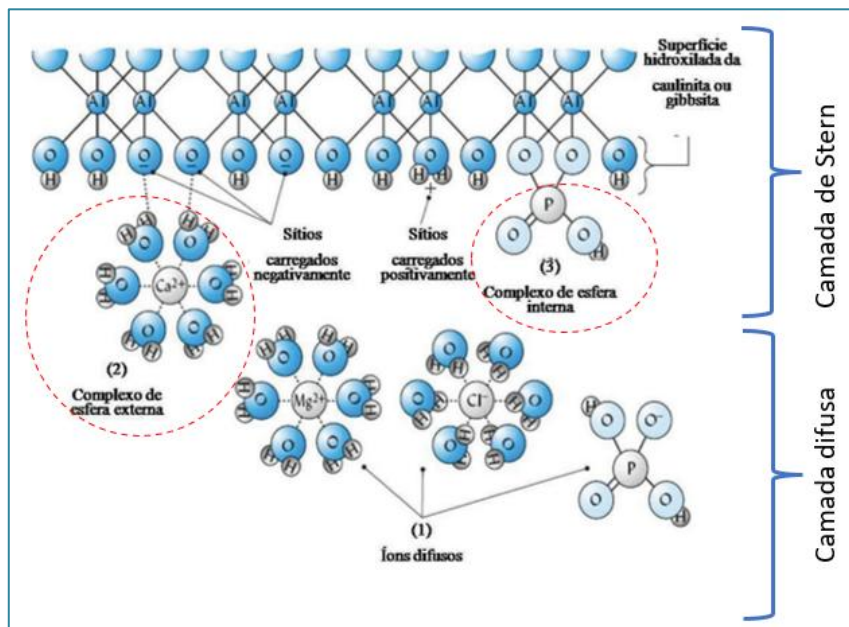
Fonte: adaptado de Montanher *et al.* (2007).

No processo de adsorção, ocorrem trocas iônicas e quimissorção de espécies químicas na interface entre a superfície sólida e a solução presente no solo. A *troca iônica* é considerada um processo físico de adsorção, de natureza fraca e reversível, em que o soluto se aproxima da superfície devido a atrações eletrostáticas e às forças intermoleculares de van der Waals, relativamente fracas (Montanher *et al.*, 2007). De acordo com Hems (2024), esses mecanismos são responsáveis, por exemplo, pela retenção de cátions como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , entre outros, nos argilominerais com estrutura 2:1.

A **Figura 4.46** apresenta alguns dos principais mecanismos de adsorção de espécies químicas inorgânicas, com destaque para a troca catiônica em camadas difusas e a quimissorção. Os íons presentes na camada difusa permanecem solvatados, ou seja, rodeados por moléculas do solvente. A *solvatação* corresponde à associação de moléculas de solvente (como a água) com íons ou moléculas dissolvidas, formando uma camada ao seu redor quando o solvente é a água, este processo é designado por hidratação. A camada difusa mantém um elevado conteúdo de moléculas de água, o que permite que os cátions nela presentes sejam facilmente trocados por outros íons existentes na solução do solo (Meunier *et al.*, 2017; Hems, 2024).

Na troca iônica, os íons do solo (cátions e ânions) apresentam-se hidratados, sendo a molécula de água a ponte de ligações entre a superfície do coloide e o íon adsorvido. Esse tipo de adsorção é chamado de *complexo de esfera externa* (CEE), pois entre o íon adsorvido e a superfície do coloide existe, pelo menos, uma molécula de água. Essa ligação é do tipo fraca (ligação eletrostática), porque o íon por si só não consegue ligar-se especificamente em uma posição na superfície de um coloide, o que faz que o mesmo seja facilmente trocável por outro íon de carga semelhante que esteja próximo à superfície do coloide (Batista *et al.*, 2018).

Figura 4.46 - Troca catiônicas: formação de complexo de esfera interna e externa – (1) as moléculas de água envolvem cátions (como o Mg^{2+} , Cl^- , e HPO_4^- mostrados) dissolvidos na solução do solo. (2) Em um complexo de esfera externa (como mostrado para o íon adsorvido Ca^{2+}), as moléculas de água formam a ligação entre o cátion adsorvido e a superfície negativamente carregada do coloide. (3) No caso de um complexo de esfera interna (como indicado para o ânion adsorvido HPO_4^-), nenhuma molécula de água intervém, e o cátion pode se ligar diretamente com o átomo do metal (neste caso, o alumínio) da estrutura do coloide.



Fonte: adaptado de Brady e Weil (2013).

A *quimissorção* é um processo de adsorção forte, em que os solutos se aproximam mais da superfície (camada de Stern), sendo capazes de estabelecer ligações químicas com grupos funcionais superficiais. Os íons que perdem sua camada de solvatação conseguem se aproximar mais e se ligar à superfície, formando os chamados *complexos de esfera interna* (CEI). A complexação de esfera interna é normalmente um processo mais lento e frequentemente não reversível e a adsorção por esse mecanismo é pouco afetada pela força iônica da solução do solo. Assim, este tipo de reação é fundamental na retenção dos metais ao longo do tempo, especialmente na formação de complexos orgânicos estáveis não solúveis (Meurer *et al.*, 2017; Costa *et al.*, 2020; Hemis, 2024).

De acordo com Hemis (2024), essa forma de complexação superficial (esfera interna) é estável e importante na retenção de alguns metais pesados (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , etc.) e ânions como o fosfato em solos ricos em óxidos e hidróxidos de ferro, manganês e alumínio ou na matéria orgânica. No caso dos poluentes orgânicos, a adsorção das moléculas apolares ocorre principalmente pelo mecanismo hidrofóbico, isto é, a tendência de as moléculas deixarem a solução aderindo às superfícies do carbono orgânico do solo.

A *precipitação*, por sua vez, é a tendência do cátion ou ânion de se envolver em reações químicas com outros solutos na solução, formando precipitado sólido. Em geral, a precipitação

pode ocorrer quando as concentrações dos solutos são mais altas. No equilíbrio, a precipitação é expressa pelo produto de solubilidade do mineral (Hemsi, 2024).

Nesse contexto, importante descrever as reações de troca sob o ponto de vista quantitativo, que se refere a capacidade de troca de cátions (CTC). A CTC é expressa como o número de centimoles de carga positiva (cmol_c) que pode ser adsorvido por unidade de massa. Um solo em particular pode ter uma CTC de $15 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$, indicando, por exemplo, que 1 kg de solo pode conter 15 cmol_c de íons H^+ e pode trocar esse número de cargas de íons H^+ pelo mesmo número de cargas de qualquer outro cátion. Essa forma de expressão enfatiza que as reações de troca ocorrem baseadas em carga por carga (e não íon por íon) (Brady; Weil, 2013).

Segundo Meurer *et al.* (2017) a CTC do solo é uma medida da capacidade que o solo tem de reter e trocar nutrientes na forma de cátions (como cálcio, magnésio, potássio, sódio, hidrogênio e alumínio). Vários fatores interferem diretamente na CTC do solo, entre os quais se destacam:

a) pH da solução do solo: a quantidade e a proporção de cargas elétricas negativas e positivas em solos com carga variável estão condicionadas ao pH da solução do solo. Em muitos solos, principalmente os tropicais, a CTC aumenta com o aumento do pH, pois resulta em mais cargas disponíveis.

b) matéria orgânica: a interação da matéria orgânica com os argilominerais e os óxidos do solo altera as cargas superficiais. A matéria orgânica é adsorvida à caulinita e aos óxidos de ferro e essa interação resulta na diminuição das cargas positivas, aumentando, desta forma, a capacidade de troca de cátions.

c) tipo e quantidade de argilominerais: a quantidade e a proporção dos constituintes do solo determinam o valor da CTC. Nos solos desenvolvidos em condições tropicais e subtropicais, como em muitos solos brasileiros, predominam argilominerais 1:1 (caulinita) e ocorrem altos teores de óxidos de ferro e de alumínio, o que resulta em baixa CTC.

d) adsorção específica de íons: como referido anteriormente, a adsorção específica de íons pode resultar em aumento da CTC. Por exemplo, a adsorção específica do ânion fosfato, silicato e sulfato pode aumentar a carga líquida negativa.

Diante do exposto foram analisadas as características geoquímicas dos solos da zona não saturada, e o potencial risco à contaminação dessa zona e conseqüentemente das águas subterrâneas na área de estudo.

4.5 Caracterização Geoquímica dos Solos

Foram inicialmente determinados o potencial hidrogeniônico (pH), o teor de matéria orgânica (MO) e a capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos, parâmetros fundamentais para compreender o comportamento químico do perfil edáfico e interpretar a sua capacidade de retenção

ou liberação de elementos-traço (como metais pesados), que podem atuar como contaminantes na solução do solo da área estudada. Os resultados estão apresentados na **Tabela 4.1**, que inclui, além dos valores de pH, MO e CTC, as concentrações dos elementos majoritários e elementos-traço nos perfis KP1 a KP12, determinados pela extração sequencial fase F1.

As estimativas foram realizadas para as profundidades: entre 0 - 50 cm, correspondente à camada superficial ativa do solo, e entre 150 - 200 cm, referente ao horizonte subsuperficial. Por se tratar de horizontes contrastantes do perfil do solo, representativos de condições distintas de formação e funcionamento, pontua-se: a camada superficial (0 - 50 cm) é geralmente a mais influenciada por atividade biológica, pelo manejo do solo e adições externas e contém mais matéria orgânica sendo crítica para o armazenamento de nutrientes e a fertilidade do solo; a camada mais profunda (150 - 200 cm) reflete o material de origem e as condições naturais de formação do solo, com baixa interferência antrópica e baixos teores de MO, sendo importante para avaliar a reserva natural de cargas e nutrientes em subsuperfície.

Essa abordagem permite uma análise comparativa eficaz entre o solo mais ativo do ponto de vista químico-biológico e o material subsuperficial, otimizando o uso de recursos analíticos sem comprometer a representatividade do perfil. Solos com alta plasticidade, geralmente associam-se aos solos com alta CTC (capacidade de troca de cátions), o que permite adsorver metais pesados e compostos químicos, dificultando sua migração vertical. As argilas plásticas atuam como barreiras geológicas, retardando a infiltração de contaminantes para camadas mais profundas e para o lençol freático (Young *et al.*, 2001).

Diante do exposto, verifica-se de modo geral, que o pH na área investigada variou entre 4,37 e 5,84, com uma média de 5,07. Os perfis analisados revelam características de solo ácido a levemente ácido, com tendência à acidificação crescente com a profundidade, o que sugere a predominância de processos de intemperismo e lixiviação. Conforme indicado por Barbosa *et al.* (2015), os solos brasileiros são, em sua maioria, naturalmente ácidos, resultado do intenso intemperismo tropical das rochas, da presença de ácidos orgânicos e inorgânicos, bem como da decomposição de matéria orgânica.

Em relação ao teor de matéria orgânica (MO), os valores variaram entre 1,5% e 6,5%, com média de 3,22%. A capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos apresentou valores entre 1,74 e 9,09 cmolc.kg⁻¹, com média de 4,52 cmolc.kg⁻¹. Embora todos os parâmetros estejam dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009 (considerando valores médios de investigação residencial), algumas particularidades observadas exigem atenção, especialmente quanto à suscetibilidade à contaminação dos solos e das águas subterrâneas na região.

A capacidade de troca catiônica de uma amostra de solo, como referido anteriormente, depende da proporção relativa dos diferentes coloides presentes, como os da argila e da matéria

orgânica (ou húmus), bem como da CTC específica de cada um desses componentes. Em particular, solos arenosos, por apresentarem baixo teor de material coloidal, tendem a exibir valores reduzidos de CTC quando comparados aos solos de textura franco-siltosa ou franco-argilosa. Valores mais elevados de CTC estão geralmente associados ao húmus, que apresenta maior capacidade de troca catiônica em relação às argilas, especialmente à caulinita e aos óxidos de ferro e alumínio. Assim, a CTC do húmus tende a exercer um papel significativo, por vezes predominante, nas reações de troca de cátions nos horizontes “A” do solo (Braide; Weil, 2013).

Os solos com menor capacidade de troca catiônica ($CTC < 4 \text{ cmolc.kg}^{-1}$) destacam-se nos perfis KP2 e KP3 na camada superficial, entre 0 - 50 cm. Já na profundidade de 150 - 200 cm, os valores mais baixos de CTC foram registrados nos perfis KP1, KP2, KP3, KP6, KP7, KP9, KP11 e KP12. Dentre estes, o perfil KP2 apresenta o menor valor, com CTC de $1,74 \text{ cmolc.kg}^{-1}$, sendo caracterizado por textura franco-arenosa ao longo de todo o perfil. De forma coerente com os teores de matéria orgânica, os perfis KP1, KP2, KP3, KP9, KP11 e KP12 também se destacam por apresentarem baixos percentuais de MO ($< 3\%$). Considerando ainda o comportamento da condutividade hidráulica, na camada entre 0 - 50 cm, o solo do perfil KP2 apresenta maior potencial de contaminação na superfície, uma vez que reúne três fatores críticos: baixa CTC, baixo teor de MO e elevada condutividade hidráulica (K_v), o que favorece a mobilidade de contaminantes em potencial.

Além disso, observa-se, que a matéria orgânica segue o padrão esperado, diminuindo com a profundidade, visto que sua maior concentração se dá nas camadas superficiais devido à decomposição de resíduos orgânicos. A soma de bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) varia consideravelmente entre os perfis e as profundidades, mas, como observado, é maior em superfície, justamente pelo maior aporte de MO em superfície, diminuindo com a profundidade, com exceção dos solos no perfil KP3, que em profundidade foi maior, devido o discreto aumento de Ca^{2+} .

Nesse cenário, observa-se que a capacidade de troca catiônica (CTC) também é variável, sendo frequentemente mais moderada na superfície e decrescendo em profundidade, o que pode ser relacionado à redução do teor de matéria orgânica e/ou à presença de argilominerais de baixa atividade (argilominerais 1:1, como a caulinita). Por fim, o aumento do Alumínio trocável (Al^{3+}) em profundidade, associado ao pH baixo, é uma característica comum observada em muitos perfis, indicando forte acidez potencial e com possível toxicidade por alumínio nas camadas mais profundas desses solos.

Tabela 4.1 - Valores de pH, M.O. (%), concentrações dos elementos majoritários (mg.kg⁻¹), elementos traços (mg.kg⁻¹) nas profundidades de 0 - 50 cm e 150 - 200 cm e CTC (cmol.c.kg⁻¹)

Perfil	Profundidade (cm)	pH	MO (%)	Elementos majoritários (mg.kg ⁻¹)								Elementos traços (mg.kg ⁻¹)										CTC (cmol.c.kg ⁻¹)	
				Ca ²⁺	Fe	H ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	P	Si	Al ³⁺	As	Ba ²⁺	Cd ²⁺	Co ²⁺	Cr	Cu ²⁺	Mn ²⁺	Ni ²⁺	Pb ²⁺		Zn ²⁺
KP1	0-50	5,08	6,20	593,22	5,71	0,00	21,88	81,09	4,83	34,06	34,41	36,66	ND	1,39	ND	ND	ND	ND	11,60	ND	ND	ND	4,57
	150-200	4,86	3,01	73,28	3,12	0,59	3,42	11,33	4,14	0,40	33,91	94,24	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2,49
KP2	0-50	5,29	3,50	133,89	4,45	0,00	3,31	5,48	3,65	1,96	15,90	53,13	ND	0,68	ND	ND	ND	ND	0,92	ND	0,57	ND	1,74
	150-200	5,06	1,50	65,83	4,76	0,27	5,54	2,71	4,10	ND	31,19	110,41	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2,54
KP3	0-50	5,64	2,50	218,54	10,63	0,00	7,84	32,91	6,76	0,58	31,25	97,78	ND	2,58	ND	ND	ND	ND	1,30	ND	ND	ND	2,57
	150-200	5,77	1,60	146,27	1,97	0,61	6,36	27,67	4,69	0,45	27,91	83,94	ND	1,96	ND	ND	ND	ND	13,40	ND	ND	ND	3,69
KP4	0-50	5,19	4,00	227,93	15,62	0,00	7,07	35,28	6,49	ND	33,41	103,13	ND	2,99	ND	ND	ND	ND	1,44	ND	ND	ND	9,09
	150-200	5,61	2,10	284,68	10,02	0,51	13,71	29,27	7,31	16,84	45,68	89,71	ND	1,18	ND	ND	ND	ND	1,14	ND	ND	ND	5,56
KP5	0-50	4,37	6,50	1039,61	10,92	0,00	19,43	68,86	9,12	24,61	67,71	165,31	ND	9,97	ND	ND	ND	ND	10,01	ND	ND	ND	5,11
KP6	0-50	4,96	4,70	123,02	3,99	0,00	10,41	25,01	3,44	ND	39,52	109,17	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5,04
	50-100	5,62	4,00	19,07	2,46	0,24	4,31	8,65	2,28	ND	28,61	114,98	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2,63
KP7	0-50	5,84	4,50	33,45	5,32	0,00	9,67	9,54	2,25	0,53	24,45	183,27	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,86	ND	ND	ND	6,72
	150-200	5,63	4,00	12,81	7,23	0,00	3,39	7,62	3,18	0,57	35,01	126,90	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3,13
KP8	0-50	4,87	3,80	60,30	7,16	0,00	4,15	8,79	4,50	0,74	51,32	231,02	ND	0,59	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	6,41
	150-200	4,75	3,79	136,68	5,87	1,28	4,86	62,17	8,86	ND	37,75	21,43	ND	1,63	ND	ND	ND	ND	18,25	ND	ND	ND	4,74
KP9	0-50	4,54	2,90	229,58	10,38	0,00	13,02	16,66	4,06	0,82	35,04	210,94	ND	0,88	ND	ND	ND	ND	1,13	ND	ND	ND	6,94
	150-200	4,46	1,90	65,17	0,89	0,00	18,34	20,58	8,58	ND	54,82	62,45	ND	0,60	ND	ND	ND	ND	6,19	ND	ND	ND	3,31
KP10	0-50	4,62	2,00	59,22	0,75	0,46	8,94	30,81	11,04	ND	40,72	93,71	ND	0,44	ND	ND	ND	ND	12,79	ND	ND	ND	5,68
	150-200	4,63	2,10	33,36	5,05	0,08	2,00	4,23	3,30	0,47	33,00	129,34	ND	0,43	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4,52
KP11	0-50	5,07	3,80	49,78	12,67	0,00	2,53	3,10	5,96	ND	28,80	150,31	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	6,62
	150-200	4,68	2,48	1,71	ND	0,00	0,58	ND	1,09	ND	1,32	1,08	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3,71
KP12	0-50	5,08	1,70	7985,87	76,98	0,00	122,39	782,43	108,73	306,34	357,14	185,58	2,36	22,64	7,07	2,08	2,32	52,14	183,77	15,49	2,79	2,32	4,18
	150-200	4,99	1,50	156,80	8,42	0,63	7,49	42,79	9,36	0,53	44,56	83,98	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1,24	ND	ND	ND	3,05
Média		5,07	3,22	510,87	9,74	0,20	13,07	59,86	9,90	27,78	49,28	110,37	2,36	3,43	7,07	2,08	2,32	52,14	18,86	15,49	1,68	2,32	4,52

Nota: ND – não determinado

Fonte: elaborado pela autora (2025).

A baixa capacidade de troca catiônica, especialmente nas camadas mais profundas, reforça essa fragilidade, uma vez que o solo tem menor capacidade de adsorver e reter íons, permitindo que contaminantes sejam facilmente lixiviados para a superfície freática. Além disso, os baixos teores de matéria orgânica reduzem ainda mais a capacidade de imobilização de poluentes, já que a MO atua como importante agente de complexação e retenção, principalmente, quando fresca ou no estágio de decomposição avançada, em camadas mais superficiais.

Portanto, a combinação entre baixa MO, baixa CTC e alta porosidade superficial e subsuperficial indica que os solos em questão apresentam alta susceptibilidade à contaminação, sobretudo em cenários de uso intensivo do solo (como agricultura, pecuária, ou presença de fontes pontuais de poluentes). Corroborando a interpretação realizada, as matrizes de calor (*heatmaps*) na **Figura 4.47**, demonstram o pH, a matéria orgânica e a capacidade de troca catiônica (CTC) para os perfis KP1 a KP12 nas profundidades (0 - 50 cm e 150 - 200 cm).

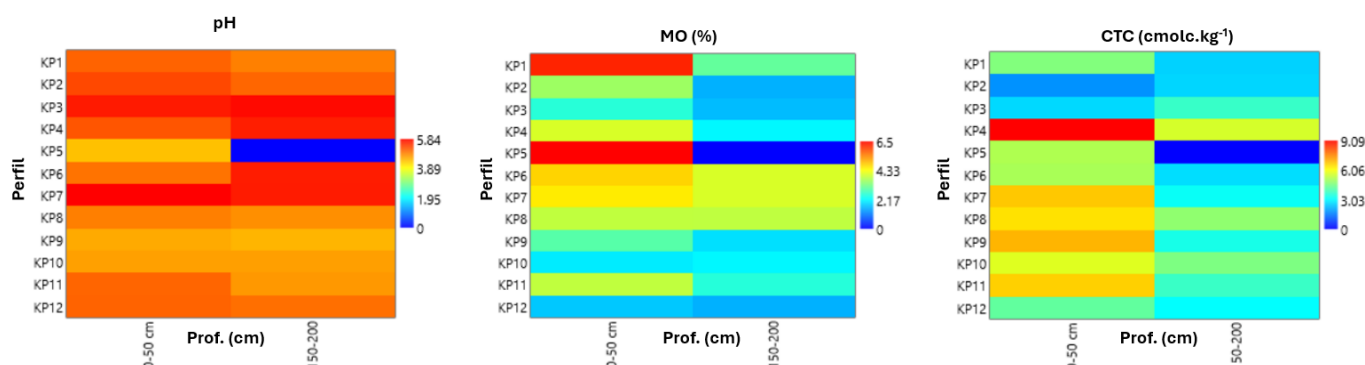
A partir das matrizes de calor (**Figura 4.47**), pontua-se:

- O perfil KP4 (0 - 50 cm) apresenta um pH visivelmente mais elevado (representado por tonalidades azul-claro/verde), indicando uma condição menos ácida ou mesmo próxima da neutralidade na superfície. Este comportamento destaca-se em relação aos demais perfis analisados. Tal condição pode estar associada ao processo de aluvionamento característico da área, que é periodicamente sujeita a inundações devido ao transbordamento do Rio Paciência. Essas cheias favorecem a deposição de sedimentos provenientes de zonas mais elevadas, geralmente mais ricos em bases e matéria mineral menos intemperizada, o que pode contribuir para a elevação do pH superficial;
- KP11 (150 - 200 cm) também mostra um pH um pouco menos ácido em profundidade que outros perfis, mas ainda na faixa ácida;
- KP4 e KP5 (0 - 50 cm) apresentaram maiores teores de MO na superfície (vermelho intenso), indicando solos com maior aporte ou acúmulo de matéria orgânica nessas áreas específicas;
- O perfil KP4 (0 - 50 cm) destaca-se novamente com uma CTC excepcionalmente alta (azul intenso na escala de cores para CTC, indicando o valor máximo), o que se correlaciona com seu pH mais alto e pode indicar maior quantidade de argilominerais de maior atividade ou um maior acúmulo de matéria orgânica que não é evidente apenas pelo percentual;
- KP1, KP5, KP8, KP9, KP10, KP11, KP12 (0 - 50 cm), igualmente mostram CTCs relativamente altas na superfície (tons de verde/amarelo), mas que caem significativamente em profundidade.

Além da determinação do pH, do teor de matéria orgânica e da estimativa da capacidade de troca catiônica, foram analisados os elementos traço presentes na fração fina do solo, utilizando-se a extração sequencial da fase F1, correspondente à fração trocável, igualmente para as profundidades entre 0 - 50 cm (primeira camada, ou camada superficial) e entre 150 - 200 cm (quarta camada, em profundidade) como demonstra os resultados na **Tabela 4.1**. Os dados

apresentados, embora não sejam análises diretas de contaminantes, revelam o comportamento do solo e seu potencial de imobilizar ou mobilizar poluentes.

Figura 4.47 - Matriz de calor dos parâmetros pH, matéria orgânica (MO - %) e capacidade de troca catiônica (CTC – $\text{cmol}_c.\text{kg}^{-1}$).



Fonte: elaborado pela autora (2025)

De modo geral, observa-se que a maioria dos perfis apresenta teores relativamente baixos de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e potássio (K^{+}), especialmente nas camadas mais profundas, o que reforça o cenário de baixa fertilidade natural dos solos. Por outro lado, o ferro (Fe) e o alumínio (Al^{3+}) destacam-se como os elementos majoritários, característica comum em solos altamente intemperizados, onde minerais primários portadores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+} , já foram intensamente lixiviados, restando predominantemente óxidos e hidróxidos de Fe e Al^{3+} .

A maioria dos elementos traço, como cádmio (Cd^{2+}), cobalto (Co^{2+}), cromo (Cr), cobre (Cu^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e chumbo (Pb^{2+}), não foi detectada ou apresenta-se em concentrações muito baixas, o que sugere ausência de contaminação generalizada por metais pesados na área estudada. As concentrações de manganês (Mn^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) também são, em geral, reduzidas ou abaixo do limite de detecção. No entanto, algumas particularidades observadas em perfis específicos merecem destaque:

- Na maioria dos perfis por predominar valores de $\text{pH} < 5,5$ (ácido), há uma tendência de solubilidade e disponibilidade de metais como Cd^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} . A exemplo do perfil KP5, que apresenta maior potencial para mobilização de Cu^{2+} , Mn^{2+} e Zn^{2+} , se presente ao longo do perfil;
- Os perfis apresentam teores de MO que variam de 1,5% a 6,5% na camada superficial. Isso sugere que os solos têm capacidade de retenção de contaminantes orgânicos moderada a alta na superfície, que diminui drasticamente em profundidade. Os perfis KP5, KP6, KP7 e KP12 se destacam com os maiores teores de MO, o que indica maior capacidade de adsorção de poluentes na superfície nesses locais;
- A CTC total é mais alta na superfície e diminui em profundidade na maioria dos perfis, seguindo o padrão da MO e da argila. O perfil KP4 se destaca com a maior CTC total ($9,09 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$) na superfície, indicando maior capacidade potencial de reter cátions contaminantes. Em geral, a baixa CTC em profundidade (valores abaixo de $3,0 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ em muitos perfis) sugere que a camada profunda tem capacidade de retenção muito baixa, tornando-a mais vulnerável à lixiviação de contaminantes;

- O perfil KP12 se destaca por apresentar os maiores valores de Mn^{2+} e Zn^{2+} , e também o único com presença detectável de Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} e Pb^{2+} (mesmo que em baixas concentrações) em comparação com a maioria dos outros perfis, principalmente na camada superficial. Isso pode ser uma anomalia natural ou, mais cautelosamente, pode sugerir uma fonte pontual de contaminação que merece uma investigação mais aprofundada, embora os valores ainda estejam dentro de limites geralmente aceitáveis;
- Adicionalmente, o perfil KP12 (0 - 50 cm), com valores de pH igual 5,02 e concentração de Pb^{2+} igual a $22,64 \text{ mg.kg}^{-1}$ apresenta um alto potencial para disponibilidade e toxicidade. No entanto, um percentual de 7,10% de MO favorece a redução de disponibilização via complexação, bem como, o valor de CTC igual a $6,73 \text{ cmolc.kg}^{-1}$ na superfície tem maior capacidade de reter metais.

Em síntese, os resultados indicam que a capacidade de troca catiônica é significativamente maior na camada superficial do solo (0 - 50 cm) em comparação com a camada profunda (150 - 200 cm). Essa maior capacidade de retenção na superfície está fortemente relacionada ao maior teor de matéria orgânica, que desempenha papel fundamental na retenção de cátions. Em contrapartida, a camada mais profunda apresenta baixa capacidade de retenção, atribuída ao menor teor de MO e à predominância de argilominerais de baixa atividade, como a caulinita, caracterizada por uma superfície com poucas cargas elétricas disponíveis para troca. Essa condição favorece a lixiviação de bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) e contribui para a acumulação de cátions responsáveis pela acidez do solo, como Al^{3+} e H^+ .

A maioria dos elementos traço (Cd^{2+} , Co^{2+} , Cr , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+}) são "ND" (Não Detectado) ou aparecem em concentrações muito baixas. Isso é um bom indicativo de que não há contaminação generalizada por metais pesados na área estudada. As concentrações de manganês (Mn^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) são baixas ou "ND". No entanto, como referido anteriormente, o perfil KP12, com a detecção de múltiplos elementos traço, merece atenção especial. As condições de pH ácido do solo tornam esses elementos potencialmente mais disponíveis e móveis, indicando a necessidade de maior investigação.

Nesse perfil (KP12) não se descarta a possibilidade da influência marinha, por sua proximidade ao litoral, que pode contribuir para a presença e comportamento dos elementos traço ao longo desse perfil. A água do mar é rica em uma variedade de íons e elementos, incluindo alguns que são detectados no perfil KP12. A presença de sais marinhos, ou de sedimentos de origem marinha ou estuarina provavelmente pode ser a fonte de elementos como cádmio (Cd^{2+}), cobre (Cu^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e chumbo (Pb^{2+}), além de manganês (Mn^{2+}) e zinco (Zn^{2+}). Embora os dados não mostrem salinidade alta (o teor de Na^+ é baixo), a simples deposição de sedimentos de origem estuarina pode ser a fonte desses elementos.

Segundo Meurer *et al.* (2017), a complexação de esfera interna, que é a forma mais forte de adsorção, ocorre principalmente com óxidos de Fe e Al^{3+} em condições de pH específicas. Como a maioria dos solos é ácida e rica em Fe e Al^{3+} , a adsorção de contaminantes por esses

minerais é uma possibilidade, mas a complexação de esfera externa (mais fraca) provavelmente também desempenha um papel na superfície, onde a MO é mais abundante. Entre os solos, os que apresentam maior potencial para complexação interna, aqueles com maior percentual de MO ($\geq 4\%$), e maior CTC ($> 4,5 \text{ cmolc.kg}^{-1}$) e com $\text{pH} > 5$, são os dos perfis KP1, KP4, KP6 e KP8 na profundidade entre 0 - 50 cm. Nessas condições, no processo de adsorção, outros íons não poderão substituir com facilidade o íon adsorvido, devido às ligações relativamente fortes.

Outro aspecto relevante sobre o comportamento dos elementos-traço em solos tropicais refere-se à sua forte capacidade de retenção de íons metálicos. Isso se deve, principalmente, ao fato de esses solos apresentarem acidez elevada e, em geral, não conterem silicatos do tipo 2:1 em proporções significativas. Além disso, a menor cristalinidade dos óxidos de ferro e alumínio presentes nesses ambientes favorece a adsorção de metais (Fontes; Weed, 1996).

Nesse contexto, conforme demonstrado por Alleoni *et al.* (2004), foram observadas altas correlações positivas entre os teores de cobre (Cu^{2+}) e cádmio (Cd^{2+}) e os óxidos de Fe e Al^{3+} nos horizontes B de latossolos, o que evidencia a baixa mobilidade desses metais nesses solos. Considerando essa relação e os teores de ferro superiores a 10 mg.kg^{-1} , destacam-se os perfis KP3, KP5, KP8, KP10, KP11 e KP12. Entre eles, o perfil KP12, na profundidade de 0 - 50 cm, apresenta a maior concentração, com $76,98 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Fe, evidenciando elevado potencial de retenção para esses elementos.

Por outro lado, os autores Tack *et al.* (2008) ressaltam que eventos de umedecimento e secagem alteram os estados de hidratação, oxidação e cristalinidade dos óxidos de Fe e Mn^{2+} do solo, podendo adsorver mais fortemente ou liberar metais-traços. Segundo Santana (2010), o termo metais-traços tem sido utilizado na literatura na denominação de elementos com densidade superior a 5 mg.cm^{-3} e número atômico maior que 20, sendo, portanto, elementos potencialmente tóxicos, devido às propriedades prejudiciais que estes apresentam, tais como a bioacumulação.

Segundo Mattias (2006), elementos como arsênio (As^{2+}), selênio (Se) e cromo (Cr^{2+}) podem alterar seus estados de oxidação em função das variações no potencial redox do solo, o que influencia diretamente sua especiação química, mobilidade, solubilidade e toxicidade. Já elementos como chumbo (Pb^{2+}), cobre (Cu^{2+}), zinco (Zn^{2+}) e níquel (Ni^{2+}), embora não apresentem variações significativas em seus estados de oxidação, podem ter sua mobilidade afetada indiretamente pelas mudanças no potencial redox, devido à forte associação com óxidos de ferro (Fe) e manganês (Mn^{2+}), que são sensíveis a essas alterações. Em condições redutoras, os óxidos de Fe e Mn^{2+} tornam-se mais solúveis, liberando os metais anteriormente adsorvidos (Kabata-Pendias; Adriano, 1995). Nessa perspectiva, os solos do perfil KP4 apresentam características que os tornam mais suscetíveis a esse tipo de ambiente redutor.

Diante do exposto, compreende-se que a presença de elementos-traço nos solos e sedimentos dos Tabuleiros Costeiros do Maranhão pode refletir influências antrópicas associadas ao uso do solo, bem como contribuições relacionadas à influência marinha. Ademais, diferentes autores (Almeida *et al.*, 1981; Taylor; McLennan, 1985; Santos *et al.*, 2000) indicam que essa composição pode também estar associada a contribuições naturais de origem geológica e metalogenética, vinculadas à evolução e ao intemperismo de terrenos cratônicos adjacentes, de modo que a geoquímica desses sedimentos pode expressar uma herança litológica relacionada a terrenos cratônicos próximos, resultante do intemperismo prolongado de rochas pré-cambrianas e de sua subsequente redistribuição sedimentar. Adicionalmente, processos antrópicos associados à ocupação do solo podem modificar ou intensificar as concentrações de determinados elementos-traço, como chumbo, cobre, cromo, dentre outros (Förstner; Wittmann, 1983; Loska *et al.*, 2004).

A **Tabela 4.2** apresenta um resumo das condições observadas para cada perfil de solo, destacando os níveis de risco potencial de contaminação e os principais fatores a serem considerados na avaliação ambiental. A classificação do risco foi baseada em critérios associados à susceptibilidade da zona não saturada, considerando como indicadores críticos: capacidade de troca catiônica inferior a 4 cmolc.kg^{-1} , teor de matéria orgânica abaixo de 3%, pH inferior a 5,0 e condutividade hidráulica (K_v) elevada (entre $1,0 \times 10^{-4}$ a $1,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$), condição que favorece a percolação e, conseqüentemente, a mobilidade de contaminantes.

De forma resumida, na profundidade de 0 - 50 cm, os perfis foram classificados quanto ao risco potencial de mobilidade de contaminantes da seguinte maneira: **Baixo** (KP4), **Baixo-Moderado** (KP5), **Moderado** (KP3, KP6, KP8, KP10 e KP12), **Moderado-Alto** (KP9 e KP11) e **Alto** (KP2 e KP7). Já na profundidade de 150 - 200 cm, a classificação de risco é a seguinte: **Baixo** (KP4), **Baixo-Moderado** (KP3, KP8, KP12), **Moderado** (KP1 e KP10), **Moderado-Alto** (KP6) e **Alto** (KP2, KP7, KP9 e KP11).

Em síntese, observa-se que na camada superficial (0 - 50 cm), predominam riscos entre **baixo e moderado**, com alguns pontos apresentando risco **alto** (KP2 e KP7). Já na camada mais profunda (150 - 200 cm), observa-se um aumento geral no risco, com maior número de perfis classificados como **moderado a alto** (KP2, KP6, KP7, KP9 e KP11). Estes resultados indicam que, embora as camadas superficiais apresentem menor vulnerabilidade, há uma tendência de maior mobilidade de contaminantes em profundidades maiores, o que pode representar risco acrescido para as águas subterrâneas.

Tabela 4.2 - Avaliação ambiental dos perfis KP1 a KP12 nas profundidades de 0 - 50 cm e 150 - 200 cm, considerando a susceptibilidade a contaminação dos solos da zona não saturado dos aquíferos Barreiras-Itapecuru.

Perfil	Kv (m.s ⁻¹)	Parâmetros químicos			Classificação dos solos		Risco à contaminação	Justificativa	
		ph	MO (%)	CTC (cmolc/kg)	Textural	SBCS			
KP1	0-50	3,37E-07	5,08	6,20	4,57	Franco-arenoso	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS Distróficos	BAIXO	MO alta (6,2%) e CTC moderada → acumulação no solo; Kv muito baixo → pouca percolação
	150-200	1,226E-07	4,86	3,01	2,49	Franco-arenoso		MODERADO	MO reduzida, CTC baixa; Kv muito baixo → baixa mobilidade a profundidade, retenção de contaminantes
KP2	0-50	1,864E-04	5,29	3,50	1,74	Franco-arenoso	LATOSSOLO AMARELO distrófico típico	ALTO	MO moderada, CTC muito baixa; Kv elevado (~1,86E-04) + textura franco-arenosa → forte risco de lixiviação.
	150-200	5,511E-05	5,06	1,50	2,54	Franco-arenoso		ALTO	MO/CTC baixas em profundidade; Kv ainda significativa → risco de alcançar aquífero
KP3	0-50	2,770E-06	5,64	2,50	2,57	Franco-argiloso-arenoso	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico típico.	MODERADO	Superfície com MO/CTC moderadas mas textura mais arenosa → retenção parcial no solo; Kv moderado.
	150-200	2,828E-07	5,77	1,60	3,69	Franco-argiloso-arenoso		BAIXO - MODERADO	Kv baixo (≈2,8E-07) e maior fração argilosa → reduz percolação profunda
KP4	0-50	1,123E-06	5,19	4,00	9,09	Franco-argiloso-arenoso	GLEISSOLOS HÁPLICO Tb Distrófico	BAIXO	CTC alta (≈9,1) e MO moderada → forte acumulação no solo; Kv muito baixo → pouca percolação.
	150-200	1,002E-07	5,61	2,10	5,56	Franco-argiloso-arenoso		BAIXO	Menor MO em profundidade; Kv muito baixo → baixo risco para aquífero.
KP5	0-50	5,194E-07	4,37	6,50	5,11	Franco-argiloso-arenoso	PLINTOSSOLOS HÁPLICO Distrófico	BAIXO - MODERADO	MO elevada (≈6,5%) e CTC moderada → retenção no solo; Kv baixo a moderado limita lixiviação.
KP6	0-50	3,392E-06	4,96	4,70	5,04	Franco-argiloso-arenoso	CAMBISSOLOS (C)	MODERADO	Franco-argiloso com MO/CTC moderadas → retenção razoável, percolação possível
	50 - 100	2,743E-04	5,62	4,00	2,63	Franco-argiloso-arenoso		MODERADO-ALTO	Se Kv aumenta em profundidade (valores intermédios), pode haver transporte para aquífero
KP7	0-50	9,420E-06	5,84	4,50	6,72	Areia	NEOSSOLOS QUARTZARÊNICO Órtico	ALTO	Textura areia, MO baixa/moderada → pouca retenção; Kv relativamente alto → grande vulnerabilidade do aquífero.
	150-200	1,067E-06	5,63	4,00	3,13	Areia		ALTO	Ainda solo arenoso em profundidade e Kv permissivo → alto risco de contaminação do aquífero.
KP8	0-50	2,876E-06	4,87	3,80	6,41	Franco-arenoso	NITOSSOLO HÁPLICO distrófico arenoso.	MODERADO	Franco-arenoso com MO moderada; Kv intermédio → risco equilibrado.
	150-200	1,742E-07	4,75	3,79	4,74	Franco-argiloso-arenoso		BAIXO - MODERADO	Kv baixo (≈1,74E-07) em profundidade → menor probabilidade de percolação significativa, retenção de contaminantes
KP9	0-50	1,394E-06	4,54	2,90	6,94	Franco-arenoso	NEOSSOLOS QUARTZARÊNICO Hidromórfico	MODERADO-ALTO	MO e CTC baixas; textura favorece mobilidade → risco de lixiviação para profundidade.
	150-200	1,566E-07	4,46	1,90	3,31	Franco-argiloso-arenoso		ALTO	Em profundidade Kv pode ser mais permissivo; retenção muito baixa → risco para aquífero elevado.
KP10	0-50	1,604E-06	4,62	2,00	5,68	Franco-arenoso	LATOSSOLOS VERMELHO-AMARELO	MODERADO	Franco-arenoso com MO/CTC moderadas; risco intermédio tanto para solo como água.
	150-200	2,685E-07	4,63	2,10	4,52	Franco-argiloso-arenoso		MODERADO	Menor MO em profundidade; Kv intermédio → risco persistente mas não extremo.
KP11	0-50	8,294E-07	5,07	3,80	6,62	Franco-arenoso	LATOSSOLOS AMARELO Distrófico	MODERADO-ALTO	Horizonte arenoso superficial com MO/CTC baixas → menor retenção; Kv favorece mobilidade.
	150-200	1,898E-07	4,68	2,48	3,71	Franco-argiloso-arenoso		ALTO	Em profundidade Kv relativo mais elevado → aquífero vulnerável.
KP12	0-50	5,955E-07	5,08	1,70	4,18	Areia-franca	LATOSSOLOS AMARELOS Distrófico com caráter Plintossólico	MODERADO	Areia-franca com MO/CTC baixas → retenção limitada; Kv médio → risco moderado para água.
	150-200	2,033E-07	4,99	1,50	3,05	Franco-argiloso-arenoso		BAIXO - MODERADO	MO e CTC muito baixas, Kv baixo → baixa probabilidade de contaminação profunda.

Parâmetros de avaliação

Nível do risco a contaminação	Matéria orgânica - MO (%)	Condutividade hidráulica - Kv (cm.s ⁻¹)	Potencial hidrogeniônico - pH	Capacidade de troca catiônica - CTC (cmolc/kg)
Baixo	< 3,0 Baixo	> 1 × 10 ⁻⁷ Baixa	< 5 Baixo (ácido)	< 4 Baixa
Baixo-Moderado	3,0 - 5,0 Médio	1 × 10 ⁻⁶ a 1 × 10 ⁻⁷ Moderada	5,0 - 5,5 Moderado (levemente ácido)	4,0 - 10,0 Moderada
Moderado	> 5 Alto	1 × 10 ⁻³ a 1 × 10 ⁻⁵ Alta	> 6,0 Alto (levemente ácido/neutro)	> 10,0 Alta
Moderado-Alto				
Alto				

CAPÍTULO 5

EVOLUÇÃO HIDROGEOQUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO DOMÍNIO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA, NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL

5.1 Introdução

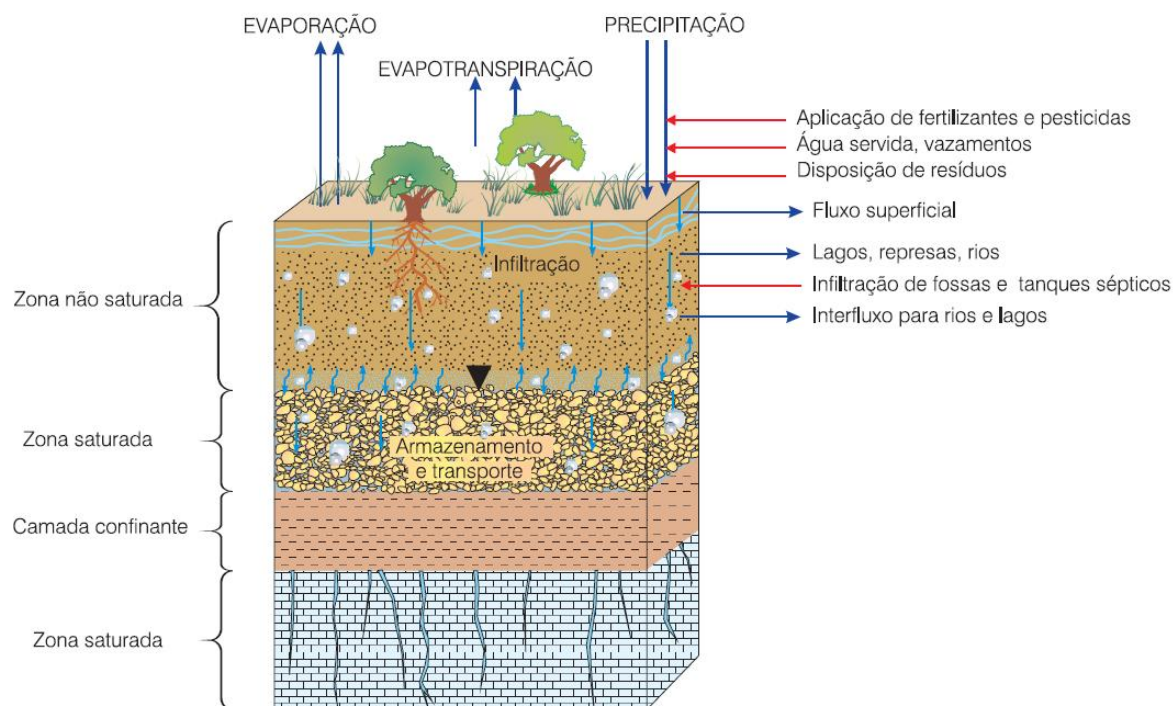
A água subterrânea tem origem, principalmente, pela infiltração da água meteórica ou proveniente do degelo, que penetra no solo e estabelece sistemas de fluxo em subsuperfície. Durante esse percurso, o solo - especialmente sua camada superficial, biologicamente ativa e delgada - exerce forte influência sobre a composição química da água, promovendo alterações significativas. Nas zonas de recarga, ocorre lixiviação de minerais do solo para a água infiltrada. À medida que essa água subterrânea avança ao longo das linhas de fluxo, migrando das áreas de recarga para as de descarga, sua composição química é continuamente modificada por diversos processos hidrogeoquímicos (Freeze; Cherry, 1979; Feitosa *et al.*, 2008).

Com base nesses processos e nas diferentes formas de ocorrência da água subterrânea, é importante compreender como essas águas se distribuem em subsuperfície. Segundo Rebouças (1997), as águas subterrâneas são todas aquelas que ocorrem em subsuperfície, mesmo que em volumes diferenciados, que correspondem a regiões onde a água ocorre de forma temporária ou permanente, incluindo a zona não saturada e zona saturada do aquífero (**Figura 5.1**).

A zona não saturada merece destaque, pois localiza-se imediatamente abaixo da superfície do terreno, sendo representada por três fases: sólido (arcabouço de solos e rochas), líquido (água) e vapor (gases atmosféricos). A zona não saturada pode ainda ser dividida em porção de água do solo ou das raízes, que corresponde a uma faixa com alta porosidade e permeabilidade, penetrada pelas raízes das plantas; porção intermediária, de espessura variável e com materiais de granulometria diversa, composta pelas águas gravitacionais, pelicular e capilar; e (c) a franja capilar, que representa o limite entre a porção saturada e não saturada do aquífero (Feitosa *et al.*, 2008).

A zona saturada é aquela em que todos os espaços (poros, vazios de dissolução ou fraturas) estão preenchidos por água. Esta zona constitui a porção do aquífero de onde a água pode ser extraída por poços. A água pode ser encontrada em uma formação contínua ou em camadas separadas, constituindo os diferentes meios aquíferos (Todd, 1959; Feitosa *et al.*, 2008).

Figura 5.1 - Distribuição vertical dos diferentes ambientes do aquífero e principais processos associados às transferências das águas atmosféricas e superficiais para o ambiente subterrâneo.

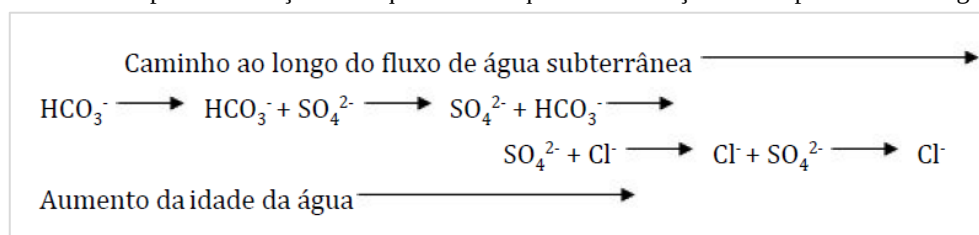


Fonte: Mestrinho (2006) *apud* Feitosa *et al.* (2008).

Neste contexto, é comum observar que, durante o percurso da água subterrânea nas zonas saturadas, ocorre um aumento nas concentrações de sólidos dissolvidos totais e na maior parte dos íons principais. Em áreas de recarga, por exemplo, a água subterrânea mais rasa apresenta menores teores de sólidos dissolvidos quando comparada àquela situada a maiores profundidades, no mesmo aquífero, ou à das áreas de descarga (Freeze; Cherry, 1979).

Corroborando essas observações, em uma publicação clássica baseada em mais de 10.000 análises químicas de amostras de água de poços na Austrália, Chebotarev (1955) concluiu que a água subterrânea tende a evoluir quimicamente para a composição da água do mar. Freeze e Cherry (1979) observaram que essa evolução é normalmente acompanhada por mudanças regionais nos ânions principais (**Figura 5.2**). Tais alterações ocorrem quando a água se move das zonas rasas de infiltração ativa, atravessando zonas intermediárias e ingressando em locais onde o fluxo é mais lento e a água mais antiga. Esta sequência geral, contudo, deve ser avaliada em termos da escala e da geologia locais, podendo apresentar interrupções ou variações.

Figura 5.2 - Exemplo de evolução hidroquímica no aquífero em função do tempo de contato água-rocha.



Fonte: Freeze e Cherry (1979)

Nas grandes bacias sedimentares, a sequência descrita por Chebotarev pode ser representada em três zonas principais, que se correlacionam, de modo geral, com a profundidade (Domenico; Schwartz, 1990):

1. Zona superior – caracterizada por águas de circulação rápida que fluem por rochas relativamente bem lixiviadas, apresentando predominância de bicarbonato (HCO_3^-) e baixos teores de sólidos dissolvidos totais (SDT);
2. Zona intermediária – composta por águas de circulação mais lenta e com maiores concentrações de SDT, sendo o sulfato (SO_4^{2-}) o ânion predominante;
3. Zona inferior – onde o fluxo de água é muito lento e os minerais altamente solúveis são comuns, devido à reduzida renovação hídrica. Altas concentrações de cloreto (Cl^-) e de sólidos dissolvidos totais caracterizam essa zona.

Os processos hidrogeoquímicos correspondem ao conjunto de reações que ocorrem entre a água subterrânea, as rochas, os minerais e, por vezes, a matéria orgânica presente principalmente na zona não saturada. Segundo Matthess (1982) e Kumar *et al.* (2009), tais processos são responsáveis por alterações significativas na composição das águas subterrâneas, variando tanto sazonal, quanto espacialmente durante o trânsito da água através do aquífero.

De acordo com Wood (2025), a hidrogeoquímica está profundamente enraizada em processos históricos: a composição de solutos nas águas subterrâneas carrega verdadeira “memória” de interações, fontes e transformações passadas, que podem abranger desde séculos até milênios. Enquanto os princípios da hidrogeologia física são relativamente simples, baseando-se em conceitos fundamentais como a Lei de Darcy, a hidrogeoquímica envolve uma complexa rede de parâmetros, reações e interações. Dessa forma, o estudo hidrogeoquímico assemelha-se à resolução de um problema, em que cada soluto ou assinatura química representa uma peça que contribui para a reconstrução da história evolutiva das águas subterrâneas.

Esses processos controlam a composição química da água subterrânea, influenciando diretamente a qualidade, salinidade, acidez e a presença de elementos dissolvidos. Entre os principais processos destacam-se:

- Dissolução - ocorre quando a água dissolve minerais das rochas, liberando íons (por exemplo, o carbonato de cálcio proveniente do calcário);
- Precipitação - formação e deposição de minerais quando a solução atinge o estado de saturação (exemplo: formação de calcite);
- Troca iônica - substituição de íons entre a água e os minerais das rochas (por exemplo, troca de cálcio por sódio nas argilas);
- Oxidação e redução (redox) - reações de transferência de elétrons, especialmente relevantes para elementos como ferro, manganês e enxofre;
- Adsorção e dessorção - fixação ou libertação de substâncias, como metais pesados, nas superfícies minerais;
- Mistura de águas - interação entre massas de água de diferentes composições químicas, resultando em uma nova assinatura hidroquímica (Wood, 2025).

Compreende-se, portanto, que ao penetrar no sistema aquífero – entendido como o conjunto de aquíferos e formações associadas, incluindo camadas confinantes, zonas de recarga e descarga e interligações hidráulicas – a água percorre trajetórias que transformam continuamente suas características químicas (Chery; Marsily, 2017). Assim, as características hidrogeoquímicas das águas subterrâneas refletem diretamente a interação com o meio geológico e as zonas por onde circulam.

Dessa forma, justifica-se a presente investigação, cujo objetivo central é a caracterização das fácies hidrogeoquímicas dos aquíferos Barreiras-Itapecuru que ocorrem na Ilha do Maranhão, no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência e entorno, de modo a fornecer subsídios técnico-científicos que contribuam para o planejamento, gestão e preservação dos recursos hídricos subterrâneos da região.

O Aquífero Barreiras é constituído predominantemente por arenitos pouco consolidados, de coloração avermelhada a amarelada, intercalados por leitos de areia e argilitos de origem continental (ver exemplo de perfis no **Apêndice D**). A espessura de seus depósitos varia aproximadamente entre 2 e 60 m no sentido oeste-leste, apresentando nível estático das águas bastante variável e boa produtividade, com vazão específica máxima da ordem de 3 m³/h/m (Costa, 1995; Sousa, 2000; Sousa, 2021).

O Aquífero Itapecuru, subjacente ao Aquífero Barreiras, é constituído por uma sequência de sedimentos areno-argilosos, ocorrendo a partir de aproximadamente 40 m de profundidade, com espessura variando entre 20 e 95 m. Trata-se de um aquífero de baixa produtividade, apresentando vazão específica na faixa de 0,1 a 1,0 m³/h/m (Costa, 1995; Sousa, 2000). Nos perfis litológicos de poços (**Apêndice D**), observa-se a presença de níveis de calcário, com intercalações de silte, argilas e arenitos (Sousa, 2021).

A classificação hidrogeoquímica baseou-se nos íons dominantes, sendo o termo “fácies” empregado para designar essas categorias. Esse conceito – introduzido por Back (1961, 1966), Morgan e Winner (1962) e Seaber (1962) – é uma adaptação da terminologia geológica, na qual “fácies” designa as porções identificáveis e distintas, porém geneticamente relacionadas, que compõem um mesmo corpo ou sistema natural.

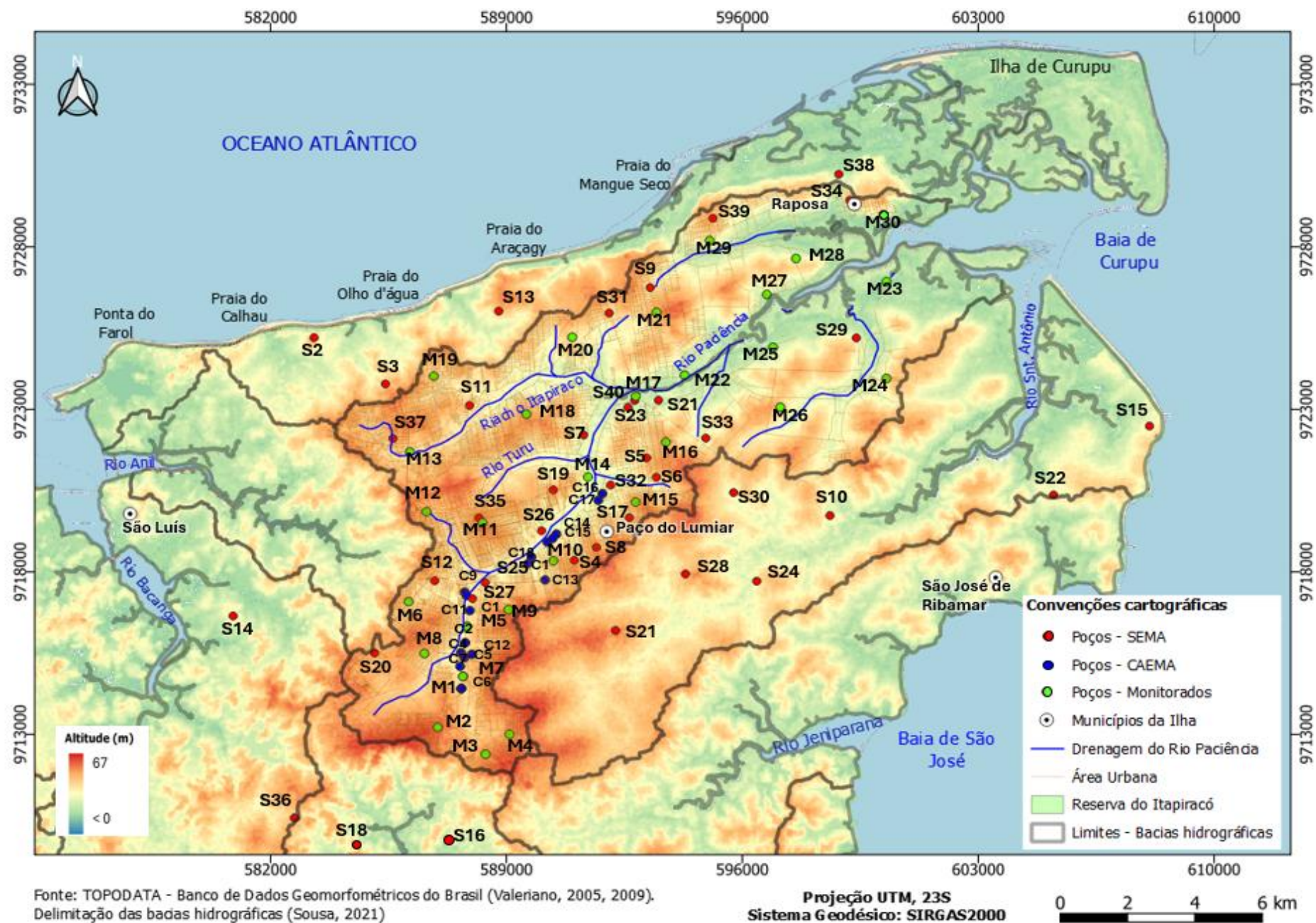
As fácies hidrogeoquímicas são classificações das águas subterrâneas com base em suas características químicas - geralmente representada por diagramas - que revelam sua origem, evolução e possíveis fontes de contaminação. Essas fácies funcionam como uma “impressão digital” da água subterrânea, permitindo entender os processos geológicos e ambientais que influenciam sua composição. As fácies hidrogeoquímicas desempenham um importante papel ao identificar áreas de recarga, zonas de mistura e trajetos da água; na detecção de contaminantes. Por meio das alterações químicas podem indicar poluição por esgoto, fertilizantes ou resíduos industriais; e permitem antecipar mudanças na composição da água devido à atividade humana.

As fácies hidrogeoquímicas, portanto, são um conjunto de propriedades químicas que caracterizam uma amostra de água subterrânea, podendo ser determinadas por íons principais (como cálcio, magnésio, sódio, cloreto, bicarbonato), pH, gases dissolvidos, elementos traço e isótopos. Como exemplo, cita-se fácies bicarbonatada cálcica que são típicas de áreas com rochas carbonáticas, rica em cálcio e bicarbonato; fácies sódica cloretada são comuns em regiões costeiras ou salinas, com altos níveis de sódio e cloreto; e fácies sulfatadas são associadas a ambientes com gesso ou sulfetos, rica em sulfato.

5.2 Balanço Iônico dos Parâmetros de Análise das Águas

O balanço iônico foi realizado no *software Qualigraf* (Mobus, 2002) com base nos dados obtidos de 88 poços tubulares, sendo 18 pertencentes à CAEMA, 40 à SEMA e 30 provenientes de poços de monitoramento, cujas informações detalhadas encontram-se no **Apêndice B**. Foram considerados os parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), sólidos dissolvidos totais (SDT), sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), carbonatos de cálcio (CaCO_3), bicarbonato (HCO_3^-) e sulfato (SO_4^{2-}). O mapa apresentado na **Figura 5.3** mostra a distribuição espacial dos poços tubulares da SEMA (identificados pelo prefixo “S”), da CAEMA (prefixo “C”) e dos poços monitorados (prefixo “M”), localizados na área da bacia hidrográfica do rio Paciência e em seu entorno.

Figura 5.3 - Localização dos poços tubulares analisados no estudo



Fonte: elaborada pela autora (2025)

No presente estudo, apenas 30% das amostras foram consideradas analiticamente confiáveis, de acordo com os critérios adotados por diferentes autores (Deutsch, 1997; Custódio; Llamas, 1983; Feitosa *et al.*, 2008), com base no balanço iônico realizado através do *software Qualigraf*. Segundo Castro *et al.* (2010), quando uma amostra é classificada como inadequada, isso pode decorrer de diversos fatores, tais como: o uso de técnicas analíticas inadequadas, falhas nos procedimentos de amostragem ou análise, tempo excessivo de armazenamento até o momento da análise, ou ainda a presença de íons não quantificados, mas existentes em concentrações significativas na água.

De acordo com Deutsch (1997), em análises de rotina, o erro analítico do balanço iônico não deve exceder 5%. Feitosa *et al.* (2008) complementam que esse erro jamais deve ultrapassar 10%, para que os resultados sejam considerados analiticamente confiáveis. Custódio e Llamas (1983) distinguem entre erro prático e teórico, sendo o erro prático o limite máximo aceitável, condicionado pela condutividade elétrica da água. Já Appelo e Postma (2005) destacam que uma diferença de até 2% no balanço iônico é inevitável, e que desvios superiores a 5% requerem uma reavaliação dos procedimentos de amostragem e das metodologias analíticas adotadas.

De forma semelhante ao balanço iônico, de acordo com Damaceno *et al.* (2021), o parâmetro SDT (Sólidos Totais Dissolvidos) pode ser utilizado como um indicador da acurácia das análises químicas. Segundo as recomendações de Clesceri *et al.* (1998), a concentração de SDT obtida por medição direta deve ser superior ao valor calculado, uma vez que certos constituintes com contribuição significativa podem não ter sido considerados nos cálculos. Caso o valor medido seja inferior ao valor estimado, tanto o somatório dos principais íons quanto o próprio valor de SDT tornam-se questionáveis, sendo recomendada a reanálise da amostra.

Se a concentração medida dos sólidos for cerca de 20% maior que a calculada, a soma dos íons menores é suspeita e os constituintes selecionados devem ser reanalisados. Uma razão aceitável é: $1 < \text{STD}_{\text{medido}} / \text{STD}_{\text{calculado}} < 1,2$. No atual estudo, os dados dos STD foram utilizados (com informações do *Qualigraf*) para avaliar a salinidade das amostras de água, baseado na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA nº 357/2005); o *software* utiliza a referida Resolução e as quantidades dos STD nas amostras para qualificar as mesmas como doces, salobras ou salgadas, estabelecendo limites próprios ao programa (Damaceno *et al.*, 2021).

Além disso, ainda segundo Castro *et al.* (op. cit.) quando a água é pouco mineralizada, pequenas diferenças nos resultados analíticos podem ser relativamente significativas quando comparadas com o total de ânions e cátions, o que invariavelmente resulta em erros apreciáveis no balanço. O *software Qualigraf* realiza o cálculo do erro prático (Ep%) baseado no balanço iônico por duas técnicas. Uma considera os valores da Condutividade Elétrica da água (C.E.) (Custódio;

Llamas, 1983); outra leva em consideração os valores dos somatórios dos cátions ou ânions (Logan, 1965), conforme foi realizado nesse estudo.

Diante disso, considerando tanto os resultados individuais das amostras por poço, quanto a semelhança com os valores médios observados na região de estudo (Rodrigues *et al.*, 1994; Soares, 2004; Pereira, 2006; Sousa, 2021; Sousa *et al.*, 2022), procedeu-se à classificação das águas subterrâneas referentes às amostras dos 88 poços tubulares analisados. Ressalta-se que 94% das amostras apresentaram uma razão aceitável entre o SDT medido e o calculado ($1 < \text{razão} < 1,2$), atendendo aos critérios de confiabilidade para a avaliação hidroquímica. Diante desse cenário, foi possível proceder à classificação das fácies hidrogeoquímicas das águas analisadas.

5.3 Diagrama de Piper e Durov

Os resultados obtidos para os três grupos de poços tubulares foram representados no diagrama de Piper (**Figura 5.4**). Os poços dos Sistemas Paciência I e II estão assinalados na cor azul, os poços da SEMA em vermelho e os poços monitorados em verde. As concentrações de cátions e ânions foram inseridas nos diagramas triangulares localizados na base do losango central, onde se realiza a classificação hidrogeoquímica.

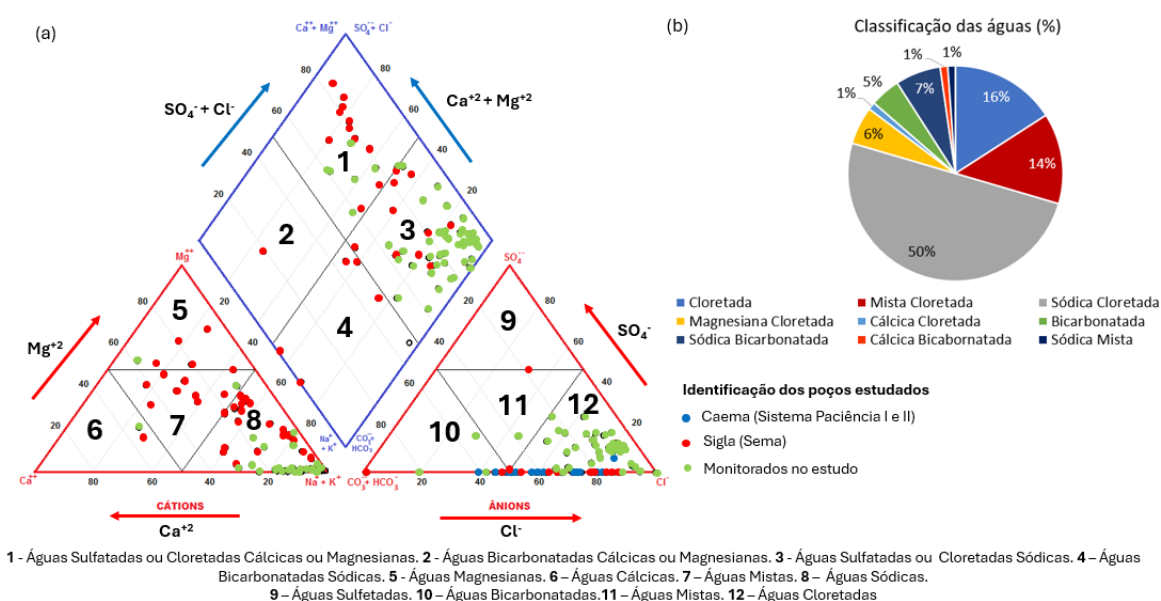
No diagrama, as águas subterrâneas são classificadas segundo uma numeração de 1 a 12, correspondente às doze classes definidas para este tipo de análise. As setas azuis indicam o aumento percentual dos íons $\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-$ e $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ no losango principal. Adicionalmente, no triângulo dos cátions, setas vermelhas representam o crescimento dos teores de Mg^{2+} e Ca^{2+} , enquanto no triângulo dos ânions, apontam o aumento de SO_4^{2-} e Cl^- . De forma geral, as setas no diagrama indicam o sentido do fluxo subterrâneo, marcando transição ou evolução hidrogeoquímica das águas.

Os resultados obtidos para os três grupos de poços tubulares foram representados no diagrama de Piper (**Figura 5.4**). A interpretação desse diagrama mostra que a maior parte das amostras (50%) corresponde a água cloretada sódica, enquanto uma parcela menor foi classificada como cloretada (16%), cloretada mista (14%) e bicarbonatada sódica (7%). Observa-se ainda a presença de fácies cloretada magnésiana (6%). Por fim, apenas uma pequena fração das águas subterrâneas analisadas foi enquadrada como cloretada cálcica (1%).

Sousa (2021), ao classificar 42 amostras de águas subterrâneas da Ilha do Maranhão validadas pelo balanço iônico e analisadas por meio do diagrama de Piper, identificou a predominância de fácies cloretada sódica (56%), bicarbonatada sódica (13%) e mista (13%). Essas tipologias distribuem-se por toda a Ilha do Maranhão com exceção da zona central e de algumas regiões pontuais, onde predominam águas mistas, bicarbonatadas mistas e cloretadas mistas, que representaram 19% das amostras analisadas.

Ainda, segundo Sousa (2021) as águas cloretadas e bicarbonatadas sódicas foram detectadas em amostras de águas provenientes do Aquífero Barreiras, e as águas mistas foram oriundas do Aquífero Itapecuru (em função da presença de níveis calcíferos). Águas cloretadas e bicarbonatadas sódicas também foram observadas por Rodrigues *et al.* (1994). Na porção noroeste da Ilha do Maranhão, notadamente na região do Itaqui-Bacanga, assinatura hidrogeoquímica da água subterrânea é marcada pelas fácies cloretada sódica em virtude da menor profundidade da interface água doce-água salgada. A salinização de poços nessa região foi investigada por Soares (2004).

Figura 5.4 - Classificação hidrogeoquímica dos aquíferos Barreiras-Itapecuru no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão: (a) diagrama de Piper, (b) porcentagem das fácies hidrogeoquímicas dominantes



Fonte: elaborado pela autora (2025)

Lucena *et al.* (2004), ao analisarem as águas subterrâneas do Aquífero Barreiras em Natal (RN), observaram homogeneidade na composição dos principais cátions e ânions no diagrama de Piper, com destaque para o enriquecimento em Na⁺ e Cl⁻. Esta característica cloretada sódica foi atribuída à influência da proximidade costeira, à deposição de *spray* salino e à presença desses elementos na precipitação local. Contribuem ainda para essa condição, o caráter livre do aquífero, que facilita a infiltração, e a cobertura por campos dunares formados a partir de sedimentos arenosos de origem marinha.

Silva *et al.* (2020), ao estudarem o Aquífero Barreiras por meio da análise de 30 poços tubulares na bacia hidrográfica do rio Pirangi, situada no litoral oriental do Rio Grande do Norte, classificou as águas subterrâneas utilizando os diagramas de Piper e Durov. Os resultados indicaram, igualmente, a predominância de águas cloretadas sódicas e cloretadas magnesianas.

Nesse contexto, Freeze e Cherry (2017) ao estudarem a composição e o comportamento das águas subterrâneas em diferentes contextos geológicos, incluindo terrenos carbonáticos, rochas cristalinas e sistemas sedimentares mais complexos, como depósitos glaciais e rochas sedimentares estratificadas, propuseram conceitos importantes. Um dos conceitos centrais abordados foi a "ordem de encontro", que se refere à sequência com que os minerais entram em contato com a água subterrânea à medida que ela se desloca através do sistema de fluxo, interagindo com diferentes minerais e influenciando os processos geoquímicos.

No caso dos estratos sedimentares, os principais processos geoquímicos identificados por Freeze e Cherry (2017) incluem: troca catiônica, em que cátions da água são trocados por cátions adsorvidos nos minerais; geração de CO₂ na zona do solo, resultado da decomposição de matéria orgânica; redução bioquímica do sulfato, processo anaeróbico em que microrganismos reduzem sulfatos a sulfetos; oxidação de sulfetos, que ocorre quando esses minerais entram em contato com oxigênio, produzindo ácido sulfúrico.

Ainda segundo Freeze e Cherry (2017), em depósitos sedimentares estratificados, a composição química das águas subterrâneas é marcada pelos íons bicarbonato (HCO₃⁻) e sódio (Na⁺). Segundo Sousa (2021), na Ilha do Maranhão, a concentração média dessas espécies é de 28,54 mg.L⁻¹ e 21,77 mg.L⁻¹, respectivamente, seguidas pelo cloreto (Cl⁻), com 21,18 mg.L⁻¹, as quais constituem os íons mais frequentes nas amostras de água analisadas. Em ordem decrescente, em relação aos íons dominantes, destacam-se ainda o sulfato (SO₄²⁻), com 7,92 mg.L⁻¹, cálcio (Ca²⁺), com 6,42 mg.L⁻¹, magnésio (Mg²⁺), com 4,11 mg.L⁻¹ e o potássio (K⁺), com 2,89 mg.L⁻¹.

No presente estudo, no que diz respeito aos poços tubulares da CAEMA, a ausência dos parâmetros sódio (Na⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), potássio (K⁺) e sulfato (SO₄²⁻) nas análises químicas, levou à classificação baseada apenas nos ânions. Os resultados evidenciam a predominância de cloretos (Cl⁻) em 78% das amostras, enquanto os bicarbonatos (HCO₃⁻) correspondem aos 22% restantes. Quanto aos poços tubulares da SEMA, as águas são classificadas como cloretada, sódica e mista, em 85%, 52% e 30% das amostras, respectivamente. Secundariamente, elas são marcadas pelas fácies bicarbonatada (15%), magnesiana (12%) e cálcica (5%).

Em relação aos poços tubulares monitorados, as águas classificam-se principalmente como cloretada sódica, presentes em 93,33% das amostras, enquanto as fácies sódicas mistas e bicarbonatadas ocorrem em igual proporção, correspondendo a 3,33% cada. Esses resultados são compatíveis aos observados em amostras procedentes dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na Ilha do Maranhão.

Na perspectiva de se analisar a evolução hidrogeoquímica das águas subterrâneas, as **Figuras 5.5 e 5.6** ilustram os diagramas de Durov (1948), evidenciando a evolução

hidrogeoquímica dessas águas segundo o enquadramento proposto por Lloyd e Heathcoat (1985). Estes triângulos estão ligados a um diagrama retangular central (binário), que relaciona as concentrações totais de cátions com as de ânions (Ravikumar *et al.*, 2015). No atual estudo, foi utilizado o diagrama gerado no programa *QualiGraf*, que inclui pH e sólidos dissolvidos totais (SDT).

O diagrama de Durov (1948) destaca-se em relação ao de Piper por oferecer uma visão mais abrangente dos tipos hidroquímicos e da evolução da qualidade da água subterrânea. Para além da simples classificação das águas, permite uma interpretação mais aprofundada dos processos geoquímicos envolvidos, como trocas iônicas, dissolução, mistura e evolução hidrogeoquímica. Segundo Lloyd e Heathcote (1985), o diagrama também possibilita o enquadramento das águas em diferentes classes hidroquímicas, o que fornece uma compreensão mais clara do estado de evolução geoquímica das amostras analisadas, conforme apresenta a **Tabela 5.1**.

Tabela 5.1 - Tipos de águas segundo Lloyd e Heathcoat (1985).

Classe	Tipos de água
1	HCO ₃ ⁻ e Ca ²⁺ dominantes, frequentemente indicam águas de recarga em calcário, arenito e muitos outros aquíferos
2	SO ₄ ²⁻ dominante ou ânions indiscriminados e Ca ²⁺ dominante. Indica águas exibindo simples dissolução ou mistura.
3	HCO ₃ ⁻ e Na são dominantes, normalmente indica água com troca iônica, embora a geração de CO ₂ em profundidade possa produzir HCO ₃ ⁻ onde Na é dominante em certas circunstâncias
4	SO ₄ ²⁻ dominante ou ânions indiscriminados e Ca ²⁺ dominante. Indica águas exibindo simples dissolução ou mistura.
5	Nenhum ânion ou cátion dominante indica água apresentando dissolução ou mistura simples.
6	SO ₄ ²⁻ dominante ou discriminante aniônico e Na ⁺ dominante; é um tipo de água que não é frequentemente encontrado e indica provável mistura ou influências incomuns de dissolução.
7	A predominância de Cl ⁻ e Na ⁺ é frequentemente encontrada, a menos que haja poluição. Caso contrário, a água pode resultar da troca iônica reversa de águas Na-Cl. Pode refletir águas com influência antropogénica ou processos como troca iônica reversa
8	O ânion dominante Cl ⁻ e o cátion dominante Na indicam que as águas subterrâneas estão relacionadas à troca iônica reversa de águas Na-Cl. Pode indicar águas com alta salinidade, por exemplo devido à intrusão marinha.
9	Cl ⁻ e Na ⁺ dominantes frequentemente indicam águas de gradiente final por dissolução. Geralmente são mais salinas e podem representar águas que sofreram processos complexos de evolução geoquímica

Fonte: Ravikumar *et al.* (2015)

Na **Figura 5.5**, observa-se, a partir das amostras dos poços da SEMA, que a recarga das águas na área investigada é sinalizada pelos quadrantes 1 e 2, cuja composição é rica em HCO₃⁻ e Ca²⁺/Mg²⁺, típica de águas de recarga. Além disso, os valores de SDT são baixos, e o pH apresenta-se levemente ácido a neutro, indicando caráter juvenil, com águas pouco mineralizadas que ainda não sofreram processos intensos de troca iônica ou de mistura com águas salinas. Esse comportamento confirma a origem meteórica dessas águas (Sousa *et al.*, 2022).

De acordo com Schoeller (1963), a água da chuva, quando comparada à água subterrânea, é extremamente diluída, apresenta caráter moderadamente ácido e provoca apenas alterações geoquímicas leves nos solos ou nas rochas por onde se infiltra. Nesse contexto, destaca-se a formação do ácido carbônico (H_2CO_3), considerado o principal agente geoquimicamente ativo no solo, resultante da reação entre o dióxido de carbono (CO_2) e a água (H_2O). No entanto, à medida que as águas subterrâneas circulam através do aquífero, ocorre aumento progressivo nos teores de sólidos dissolvidos totais até a saturação dos diferentes íons. Assim, as águas subterrâneas rasas, situadas nas áreas de recarga, apresentam valores de SDT inferiores aos observados nas águas mais profundas do mesmo aquífero e nas zonas de descarga (Freeze; Cherry, 1979).

Conforme Silva (1984), no contexto de aquíferos porosos sedimentares, a saturação dos íons nas águas subterrâneas segue uma ordem típica. Entre os ânions, o bicarbonato (HCO_3^-) é geralmente o primeiro a atingir a saturação, ainda na fase inicial de infiltração. Em circulação intermediária, ocorre a saturação dos sulfatos (SO_4^{2-}), enquanto os cloretos (Cl^-) tendem a se concentrar apenas em sistemas de circulação mais profunda. No caso dos cátions, a sequência de saturação ocorre normalmente na ordem: cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e, por último, sódio (Na^+), que dificilmente se torna totalmente saturado. Como consequência desses processos, a composição química da água pode diferir significativamente daquela da rocha por onde circula, especialmente à medida que se afasta da zona de recarga.

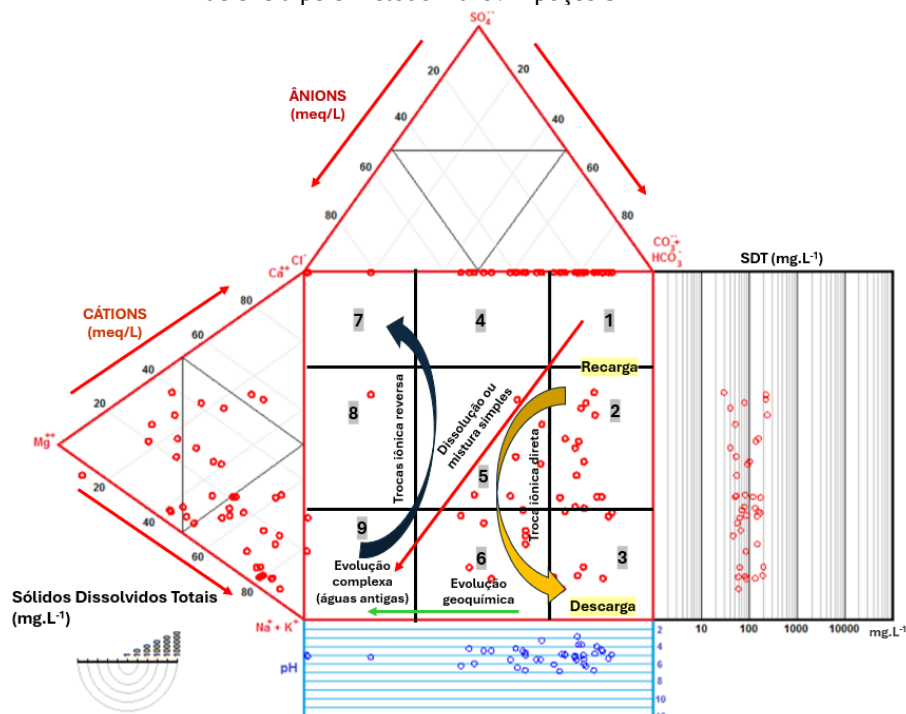
Assim, a sequência evolutiva típica dos ânions é: $\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{Cl}^-$, e a dos cátions: $\text{Ca}^{2+} \rightarrow \text{Mg}^{2+} \rightarrow \text{Na}^+$. Contudo, esta sequência pode apresentar exceções. Em muitas situações, os íons dominantes na água infiltrada não são necessariamente HCO_3^- e Ca^{2+} , e a evolução geoquímica pode iniciar-se num ponto mais avançado da sequência ou até retroceder temporariamente antes de prosseguir normalmente. Além disso, condições redutoras no aquífero podem acelerar a redução bacteriana do SO_4^{2-} , ultrapassando a sua taxa de dissolução. Se houver geração de CO_2 no meio (por redução de sulfatos ou outras fontes), o conteúdo de HCO_3^- e Ca^{2+} na água pode aumentar de forma significativa e inesperada (Silva, 1948; Freeze; Cherry, 1979; Feitosa *et al.*, 2008).

No diagrama da **Figura 5.5** observa-se nas águas dos poços da SEMA um aumento na concentração de sólidos dissolvidos totais à direita, o que reflete maior mineralização das águas subterrâneas. A concentração das amostras nos quadrantes 2, 5 e 6 indica processo de evolução química, caracterizado pela ausência de domínio claro de cátions ou ânions, o que sugere condições geoquímicas associadas à dissolução de minerais ou mistura simples de diferentes tipos de água. Verifica-se também aumento nas proporções de Na^+ e $\text{Cl}^-/\text{SO}_4^{2-}$, indicando ocorrência de processos como: troca iônica direta, dissolução de sais, e mistura com águas mais salinas.

No processo de troca iônica direta, os íons cálcio (Ca^{2+}) e, em menor grau, magnésio (Mg^{2+}) presentes na água substituem o sódio (Na^+) e, eventualmente, o potássio (K^+) adsorvidos nos sítios de troca dos minerais argilosos. Como resultado, o solo retém Ca^{2+} e Mg^{2+} , enquanto a água subterrânea se enriquece principalmente em Na^+ , e em menor proporção em K^+ . Algumas amostras atingem o quadrante 6 (**Figura 5.5**), onde predomina a presença do Na^+ e $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$, características típicas de águas geoquimicamente evoluídas e com maior grau de salinização.

Observa-se ainda que a área de descarga, representada pelo quadrante 3 do diagrama (**Figura 5.5**), é caracterizada por águas geoquimicamente mais evoluídas, com predomínio dos íons sódio (Na^+) e bicarbonato (HCO_3^-). Esse tipo de água é frequentemente classificado como água sódica, resultado da troca catiônica direta, na qual os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} da água são substituídos pelo Na^+ adsorvido nas argilas ao longo do fluxo subterrâneo. Além das trocas iônicas diretas, verifica-se a ocorrência de troca iônica reversa, evidenciada pela redução da concentração de Na^+ , entre os quadrantes 9 e 7 (**Figura 5.5**), acompanhada de aumento nos teores de Ca^{2+} e/ou Mg^{2+} . Essa dinâmica é reforçada pela diminuição da razão $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$, observada juntamente com valores de pH entre neutro e ligeiramente ácido, conforme ilustrado no gráfico inferior do diagrama de Piper (**Figura 5.4**).

Figura 5.5 - Classificação hidrogeoquímica dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência pelo método Durov – poços SEMA



Fonte: elaborada pela autora (2025).

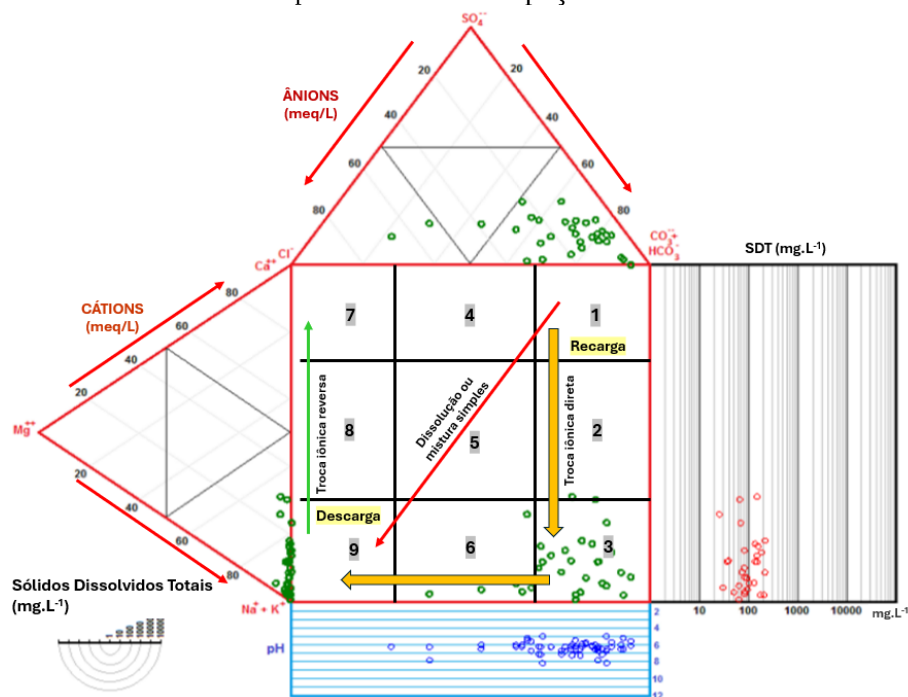
Embora a água apresente alto valor de SDT, característica de águas geoquimicamente evoluídas, destaca-se o predomínio de Ca^{2+} , o que contraria a evolução hidroquímica típica. Esse

comportamento anômalo sugere que a água sofreu troca iônica reversa, processo no qual o sódio da água é adsorvido pelas argilas (possivelmente cauliníticas) e substituído por cálcio ou magnésio retido nos minerais da rocha.

Diante do exposto, a interpretação representada no diagrama de Durov para as amostras dos poços da SEMA (**Figura 5.5**) está coerente com o que é apresentado no diagrama de Piper (**Figura 5.4**). Ambos os diagramas demonstram evolução hidroquímica clara das águas subterrâneas analisadas, desde águas de recarga até águas mais mineralizadas e evoluídas, com fácies hidrogeoquímicas cloretadas sódicas dominantes, seguidas das fácies bicarbonatadas sódicas.

Em relação aos poços monitorados, o diagrama de Durov (**Figura 5.6**) revela que a maioria das amostras se concentra no quadrante 3, onde predominam os íons HCO_3^- e Na^+ . Esta composição é típica de águas que passaram por troca catiônica direta, na qual o sódio substitui cálcio e magnésio nas superfícies de troca dos minerais da rocha. No entanto, em certas circunstâncias, a geração de CO_2 em profundidade também pode aumentar o teor de HCO_3^- , favorecendo esta tipologia química mesmo sem forte evolução geoquímica. As águas apresentam pH ligeiramente ácido a neutro, e os valores de SDT variam entre 10 e 200 mg.L^{-1} , o que confirma a fraca mineralização das amostras, compatível com águas de recarga recente e mínima interação com o meio rochoso.

Figura 5.6 - Classificação hidrogeoquímica das águas dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência pelo método Durov - poços monitorados.



Fonte: elaborada pela autora (2025)

A presença limitada de amostras nos quadrantes 6 e 9 (**Figura 5.6**) indica que as águas ainda não evoluíram para estágios geoquímicos mais avançados, característicos de zonas de descarga ou processos de salinização. Assim, o conjunto analisado reflete um sistema hidrogeológico dominado por recarga ativa, com características químicas típicas de águas jovens e baixa influência antropogênica ou geogênica.

Deste modo, o diagrama de Durov (**Figura 5.6**) confirma integralmente a interpretação feita a partir do diagrama de Piper (**Figura 5.4**), demonstrando que as águas subterrâneas analisadas são, em sua maioria, do tipo bicarbonatadas sódicas, com baixa mineralização, dominadas por processos iniciais de evolução geoquímica. Há uma coerência clara entre os dois diagramas, tanto na tipologia química quanto nos processos representados.

5.4 Diagrama de Stiff

Neste estudo, o diagrama de Stiff foi utilizado como ferramenta para avaliar o comportamento hidrogeoquímico das águas subterrâneas dos poços da SEMA e dos poços monitorados. Essa representação gráfica permite visualizar a composição iônica das amostras, facilitando a identificação de tendências, bem como o agrupamento das amostras com base em suas semelhanças ou diferenças químicas.

A **Figura 5.7** apresenta os diagramas de Stiff das amostras dos poços tubulares da SEMA. Apesar das águas dos poços tubulares da SEMA apresentarem tendência predominante cloretada sódica (57,5%), com presença discreta de potássio, seguida de águas sódicas bicarbonatadas cálcica (22,5%), há variações significativas que permitem a identificação de diferentes grupos. Diante disso, as amostras foram classificadas em quatro categorias principais, baseadas na forma e proporção dos íons nos diagramas:

Grupo 1 - águas cloretadas sódicas ($\text{Na}+\text{K}/\text{Cl}$): este grupo é caracterizado por águas com maior contribuição de sódio e cloreto, embora o padrão de águas bicarbonatadas cálcicas ainda seja visível. O diagrama de Stiff se expande notavelmente para os íons $\text{Na}+\text{K}$ e Cl . Isso pode indicar influência de salinidade ou interações com rochas que liberam esses íons. Não há amostras puramente cloretadas sódicas, mas algumas indicam maior contribuição desses íons ($\geq 60\%$), como a amostra S1, S5, S14, S16, S19, S20, S26, S27, S28, S29, S31, S33, S36, S37, S38 e S39 que têm perfil mais largo na parte superior e inferior em comparação com as demais.

Grupo 2 - águas bicarbonatadas sódicas ($\text{Na}+\text{K}/\text{CO}_3+\text{HCO}_3$): nesse grupo as águas apresentam maior tempo de residência no aquífero ou sofreram processos de troca iônica, onde cálcio e magnésio foram substituídos por sódio na matriz do aquífero (frequentemente em sedimentos argilosos). O pH tende a ser levemente alcalino ($\text{pH} > 7$, muitas vezes entre 8 e 9), especialmente se há carbonato presente. Podem indicar águas em estágio evolutivo mais avançado

dentro do fluxo subterrâneo. Encontram-se nesse grupo os poços tubulares: S4, S7, S8, S9, S11, S21, S30, S32, S34.

Grupo 3 - águas mistas ou transicionais: estas amostras sugerem transição entre os dois grupos anteriores. O diagrama pode ter uma forma mais "uniforme" ou "estendida" em várias direções, indicando mistura de diferentes íons. A contribuição de Mg^{2+} ou SO_4^{2-} pode ser ligeiramente mais alta do que o padrão típico. Embora o padrão $Ca-HCO_3$ ainda seja forte, a contribuição de $Na+K$ e Cl é significativamente maior do que na maioria das demais amostras. Compõe este grupo a amostra dos poços S6, S12, S15, S17, S18, S25.

Grupo 4 - águas bicarbonatadas cálcicas ($Ca-HCO_3^-$) típicas: nesse grupo os diagramas têm formato "padrão" com picos mais pronunciados em Ca e $(CO_3 + HCO_3)$. Compõe este grupo as amostras dos poços tubulares: S2 e S35.

Em relação as amostras dos poços tubulares monitorados, a tendência predominante observada na maioria dos diagramas de Stiff (**Figura 5.8**) é de águas cloretadas sódicas (86,67%). Neste caso, definem-se basicamente dois grupos:

Grupo 1 - águas cloretadas sódicas: grupo formado por diagramas onde os cátions são dominados por $Na+K$ e nos ânions sobressai o Cl^- . Isso indica forte influência marinha, dissolução de sais ou águas conatas, ou seja, águas antigas que ficaram aprisionadas nos poros e/ou fraturas das rochas sedimentares quando esses sedimentos se formaram e foram soterrados. Fazem parte desse grupo, as amostras dos poços tubulares: M1, M2, M4, M6, M7, M8, M10, M12, M14, M16, M17, M18, M20, M22, M24, M26, M27, M28, M30.

Grupo 2 - águas mistas: diagramas mais equilibrados entre $Na+K$ e Ca/Mg , e entre Cl^- e $CO_3^{2-}+HCO_3^-$ ou até SO_4^{2-} , sem um predomínio claro de um único par cátion/ânion. Compõem esse grupo as amostras dos poços tubulares: M3, M5, M9, M11, M13, M15, M19, M21, M23, M25, M29.

No estudo de caracterização hidroquímica e isotópica das águas subterrâneas, realizado a partir da análise de 30 amostras de poços tubulares no município de São Luís, Pereira *et al.* (2004) identificaram que, no Aquífero Barreiras, predominam águas do tipo mistas durante o período chuvoso, as quais evoluem para águas cloretadas sódicas no período seco, em função da influência de aerossóis marinhos, responsáveis pelo enriquecimento em cloretos e sódio. No Aquífero Itapecuru, as águas são predominantemente bicarbonatadas mistas em ambos os períodos hidrológicos, sendo que a presença de níveis carbonáticos nesse aquífero condiciona a dissolução de calcita tanto nos períodos chuvoso quanto seco.

Em resumo, a tendência eminentemente cloretada sódica / bicarbonatada cálcica observada nas águas dos aquíferos Barreiras-Itapecuru resulta da interação os processos geoquímicos característicos dessas formações, do regime climático regional e da influência dos aerossóis marinhos, típica de ambientes costeiros.

Figura 5.7 - Diagramas de Stiff para as amostras dos poços tubulares da SEMA.

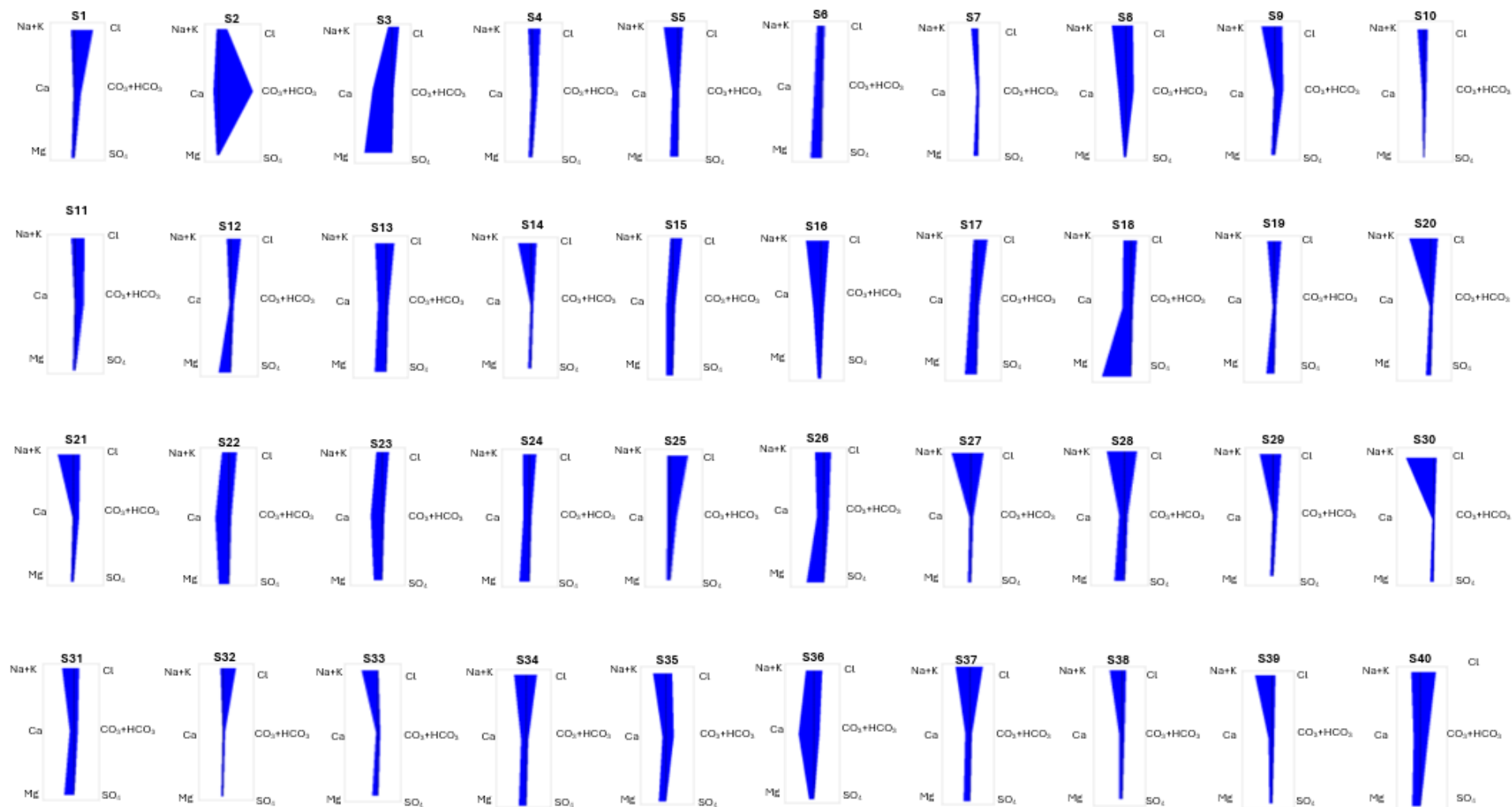
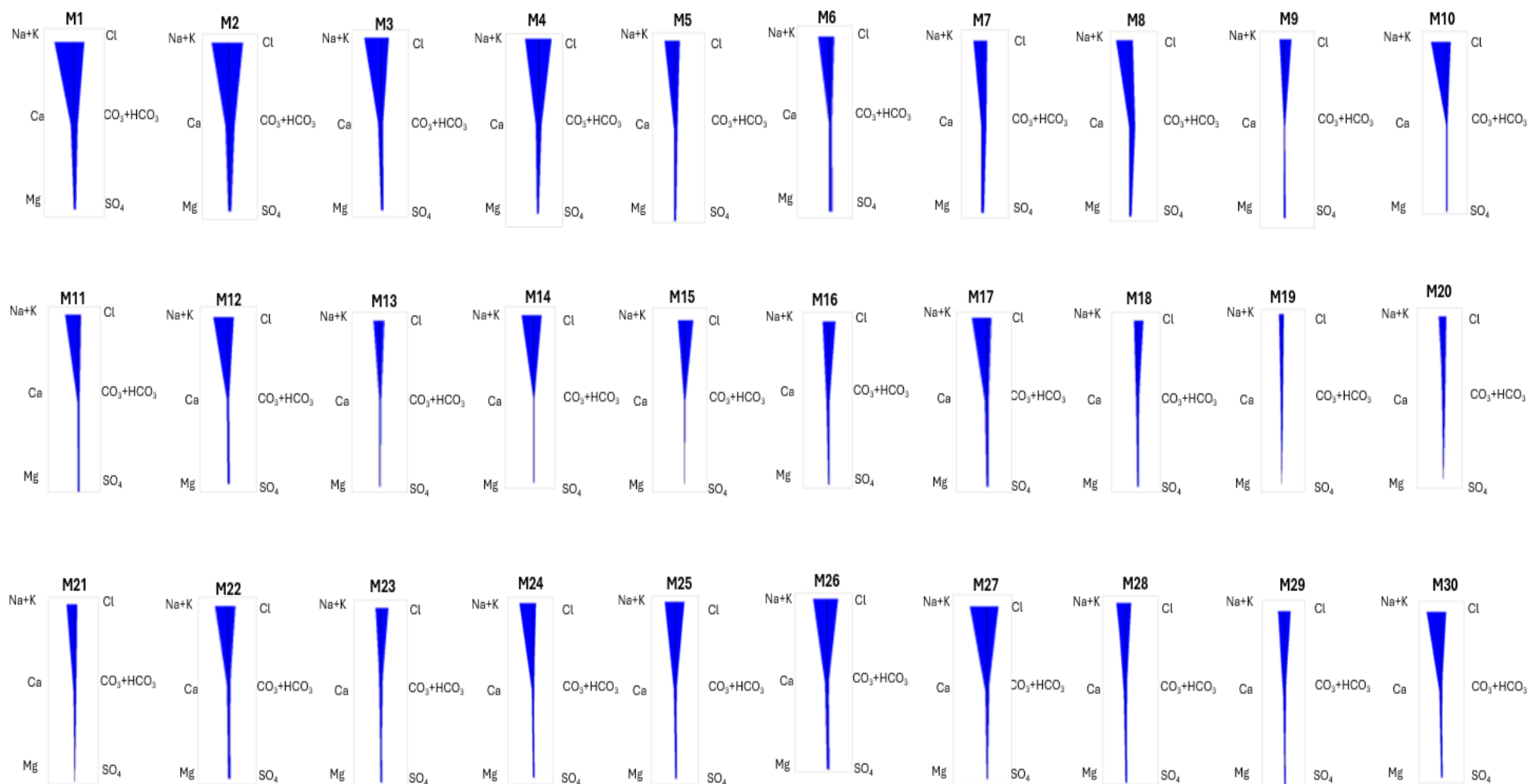


Figura 5.8 - Diagramas de Stiff para as amostras dos poços tubulares monitorados.



CAPÍTULO 6

CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E APLICAÇÃO DO ÍNDICE RELATIVO DE QUALIDADE DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA HIROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL

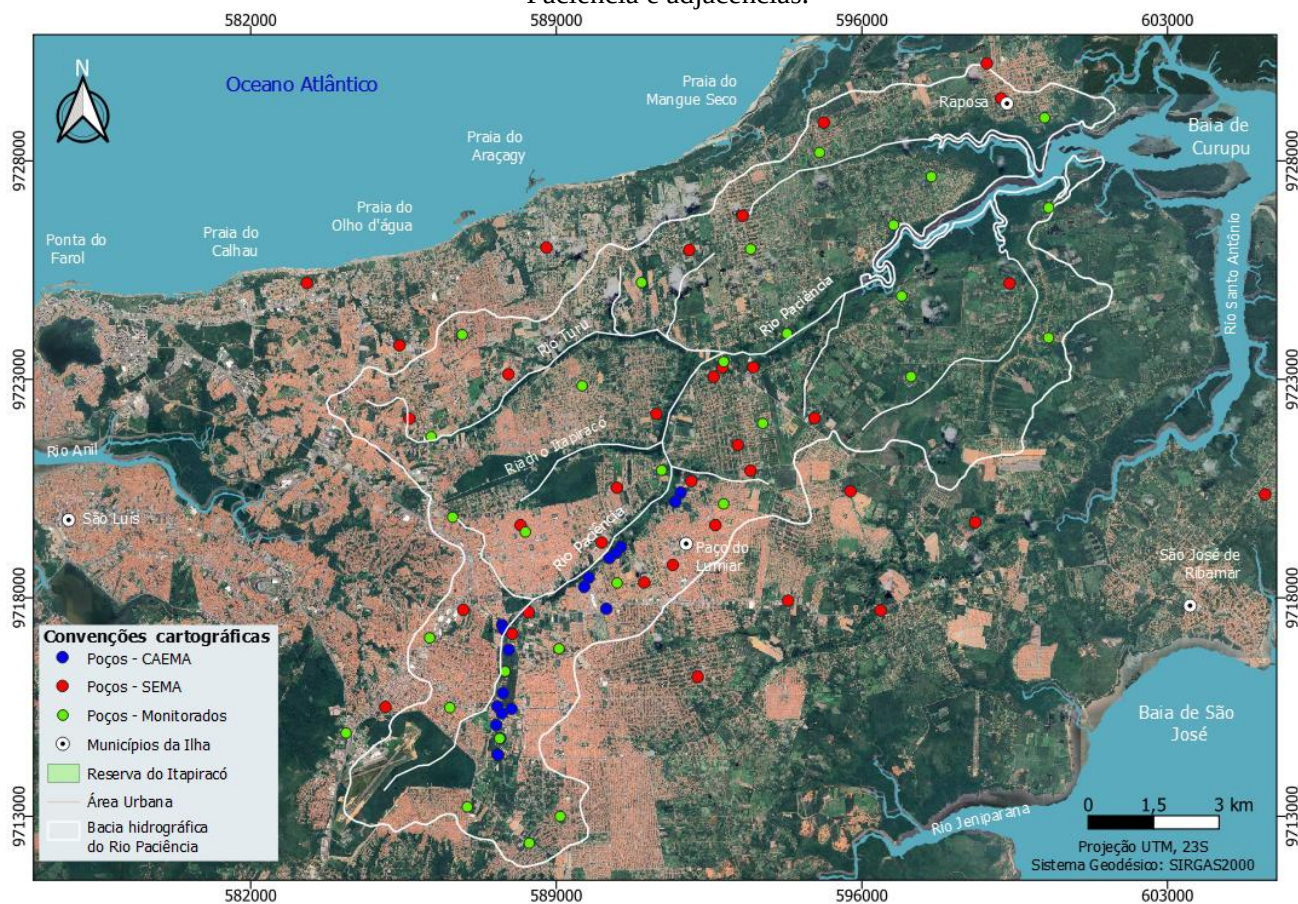
6.1 Introdução

Este capítulo apresenta a análise das águas subterrâneas, com o objetivo de identificar padrões e relações entre os parâmetros avaliados nas três baterias de poços tubulares. Para isso, foram analisados dados pré-existentes de 18 poços tubulares da CAEMA (2015-2021), considerando parâmetros como cor, turbidez, condutividade elétrica (CE), potencial hidrogeniônico (pH), sólidos dissolvidos totais (SDT), temperatura, ferro, dureza, (CaCO_3), cloretos (Cl^-), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Também foram incluídos dados de 40 poços tubulares da SEMA (2019-2024), com análise de temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-) e bicarbonato (HCO_3^-).

Foram incorporados à análise das águas, 30 poços tubulares previamente selecionados, extraídos do banco organizado por Sousa (2021), para o estudo de caracterização dos aquíferos da Ilha do Maranhão. Para esses poços tubulares (de particulares, da CAEMA e BRK ambiental) foram realizadas coletas *in situ* no mês de maio (2022) para análise dos parâmetros temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), bicarbonato (HCO_3^-), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), além dos indicadores microbiológicos *Escherichia coli* e coliformes totais.

Os valores médios dos resultados dos parâmetros físico-químicos das amostras de águas subterrâneas são apresentados separadamente, visto que as baterias de poços não possuem a mesma abrangência de parâmetros analisados. O mapa da **Figura 6.1** mostra a localização dos poços tubulares na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências, evidenciando a urbanização na área. Os resultados obtidos foram comparados com os valores padrões indicados pela legislação brasileira de referência, Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (2011) e Resolução CONAMA nº 396 (2008), relativos à qualidade de águas potáveis e ao enquadramento dos aquíferos ou porções de aquíferos, respectivamente, além de serem confrontados com dados de estudos anteriores realizados na mesma região.

Figura 6.1 - Localização dos poços tubulares considerados nos estudos na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

A **Tabela 6.1** demonstra o padrão microbiológico da água para consumo humano segundo a Portaria MS nº 2.914/2011. Igualmente de acordo com a Resolução CONAMA nº 396/2008, o padrão para *Escherichia coli* e coliformes totais deve ser ausente em 100 ml. Os valores de referência para os parâmetros físico-químicos são apresentados na **Tabela 6.2**.

Tabela 6.1 - Padrão microbiológico da água para consumo humano (Portaria MS nº. 2914/2011).

Tipo de água		Parâmetro		VMP ⁽¹⁾
Água para consumo humano		Escherichia coli ⁽²⁾		Ausência em 100 mL
Água tratada	Na saída do tratamento	Coliformes totais ⁽³⁾		Ausência em 100 mL
	No sistema de distribuição (reservatórios e rede)	Escherichia coli		Ausência em 100 mL
		Coliformes totais ⁽⁴⁾	Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem menos de 20.000 habitantes	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês, poderá apresentar resultado positivo
			Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem a partir de 20.000 habitantes	Ausência em 100 mL em 95% das amostras examinadas no mês.

Notas: (1) Valor Máximo Permitido. (2) Indicador de contaminação fecal. (3) Indicador de eficiência de tratamento. (4) Indicador de integridade do sistema de distribuição (reservatório e rede).

Tabela 6.2 - Valores de referência para os tipos das águas e valor máximo permitido (VMP) como padrão de referência conforme Portaria MS nº 2914/2011 e Resolução Conama nº 396/2008.

Parâmetro	Unidade	Valor de referência para tipos de água (Santos <i>et al.</i> , 2008)	Valor de Referência (VMP)	
			Portaria MS 2914/2011	CONAMA 396/2008
Cor	uH	Água subterrânea: < 5 Valores anômalos: até 100	15	-
Turbidez	NTU	-	5	-
Condutividade elétrica - CE	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Água doce: 5 e 50 Água do mar: 50 e 50.000	-	-
pH	-	Água subterrânea 5,5 e 8,5	-	6 e 9
Sólidos Dissolvidos Totais - SDT	mg.L^{-1}	Água doces: 50 e 1500 Água do mar: + 35.000 Salmouras: até 300.000	1.000	1.000.000
Dureza Total (Teor de CaCO_3)	mg.L^{-1}	Mole: 0 e 10 Intermediária: 100 - 200 Dura: > 200	500	-
Cloreto – Cl^-	$\text{mg.L}^{-1} \text{Cl}^-$	Água doce: 10 e 250 Água do mar: 18.000 e 21.000 Salmoura: 220.000 Água subterrânea: < 100	250	250.000
Sódio - Na^+	mg.L^{-1}	Água doce: 1 e 150 Água do mar: 11.100 e 100.000 Água subterrânea: 0,1 e 100	200	200.000
Cálcio - Ca^{2+}	mg.L^{-1}	Água meteórica: 0,1 e 10 Água do mar: $\pm$ 480 Água subterrânea: 10 e 100	-	-
Magnésio - Mg^{2+}	mg.L^{-1}	Água meteórica: 0,4 e 1,6 Água subterrânea: 1 e 40	-	-
Potássio – K^+	mg.L^{-1}	Água meteórica: 0,1 e 4 Água subterrânea: <10 Água do mar em média: 400	-	-
Bicarbonatos – HCO_3^-	mg.L^{-1}	Água doce: 50 – 350 até 800 Água subterrânea: $\pm$ 100	-	-
Sulfato - SO_4^{2-}	$\text{mg.L}^{-1} \text{SO}_4^{2-}$	Água subterrânea: < 100 Água do mar em média: 2.810	250	250.000
Ferro - Fe	mg.L^{-1}	Água subterrânea: $\leq$ 300	0,3	300
Nitrito – NO_2^-	mg.L^{-1}	-	1	1.000
Nitrato – NO_3^-	mg.L^{-1}	Águas subterrâneas: 0,1 e 10 Água do mar em média: 1	10	10.000

6.2 Análise Estatística e Comportamento dos Dados de Qualidade das Águas

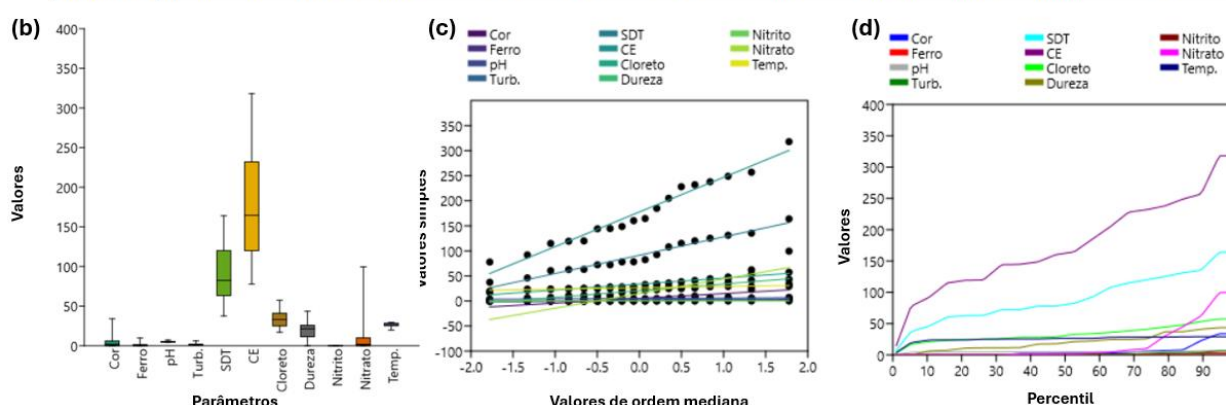
As Figuras 6.2, 6.3 e 6.4 apresentam a análise estatística dos dados obtidos dos poços tubulares pertencentes aos Sistemas Paciência I e II (CAEMA), da SEMA e dos poços tubulares monitorados. Nas tabelas: a), são destacados os valores médios e a dispersão dos parâmetros analisados. Os gráficos do tipo *boxplot* b) representam a distribuição dos dados, indicando os limites inferior e superior, bem como, a mediana dos valores por meio da barra central. Os gráficos de probabilidade c) mostram a correlação dos dados ajustados a uma distribuição normal,

permitindo avaliar o grau de aderência à normalidade. Por fim, os gráficos de percentil *d)* facilitam a compreensão da distribuição dos valores em relação ao conjunto total, possibilitando a identificação do comportamento percentual das amostras.

Figura 6.2 - Análise estatística dos dados de qualidade das águas dos poços tubulares do Sistema Paciência I e II entre os anos de 2015 e 2018: (a) gráfico de análise de tendência central e dispersão dos dados, (b) gráfico *boxplot*, (c) gráfico de correlação, (d) gráfico percentil.

(a)

Estatística	Cor	Ferro	pH	Turbidez	SDT	CE	Cloreto	Dureza	Nitrato	Nitrato	Temperatura
	uH	(mg.L ⁻¹)	-	(NTU)	(mg.L ⁻¹)	(μS.cm ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(mg.L ⁻¹)	(°C)
Min	0	0	4,11	0,63	37,50	77,80	17,00	0	0	0	19,700
Máx	34,00	9,86	7,28	6,23	164,00	318,00	57,42	43,56	0,004	99,50	29,30
Média	5,28	1,23	5,05	1,79	91,41	177,69	33,83	20,69	0,001	14,93	26,33
Desvio Padrão	9,00	2,39	0,78	1,54	34,54	65,31	11,35	12,66	0,001	27,57	2,50
Mediana	2,00	0,20	4,88	1,12	80,35	162,45	31,00	19,61	0,000	1,75	26,40
Coefic. Var. (%)	170,56	194,21	15,38	85,86	37,79	36,75	33,55	61,21	195,55	184,66	9,50

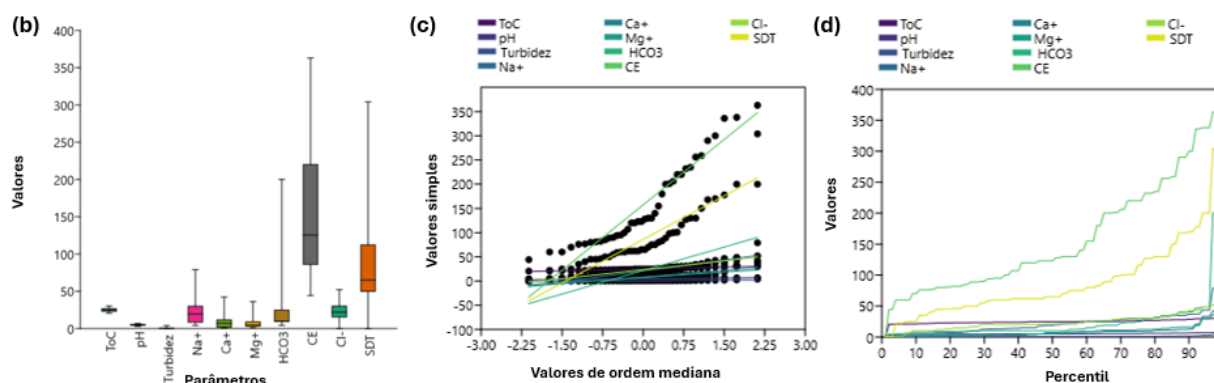


Fonte: elaborado pela autora (2025)

Figura 6.3 - Análise estatística dos dados de qualidade das águas dos poços tubulares do SIGLA da SEMA entre os anos de 2019 e 2021: (a) gráfico de análise de tendência central e dispersão dos dados, (b) gráfico *Bar-chart*, (c) gráfico de correlação, (d) gráfico de percentil.

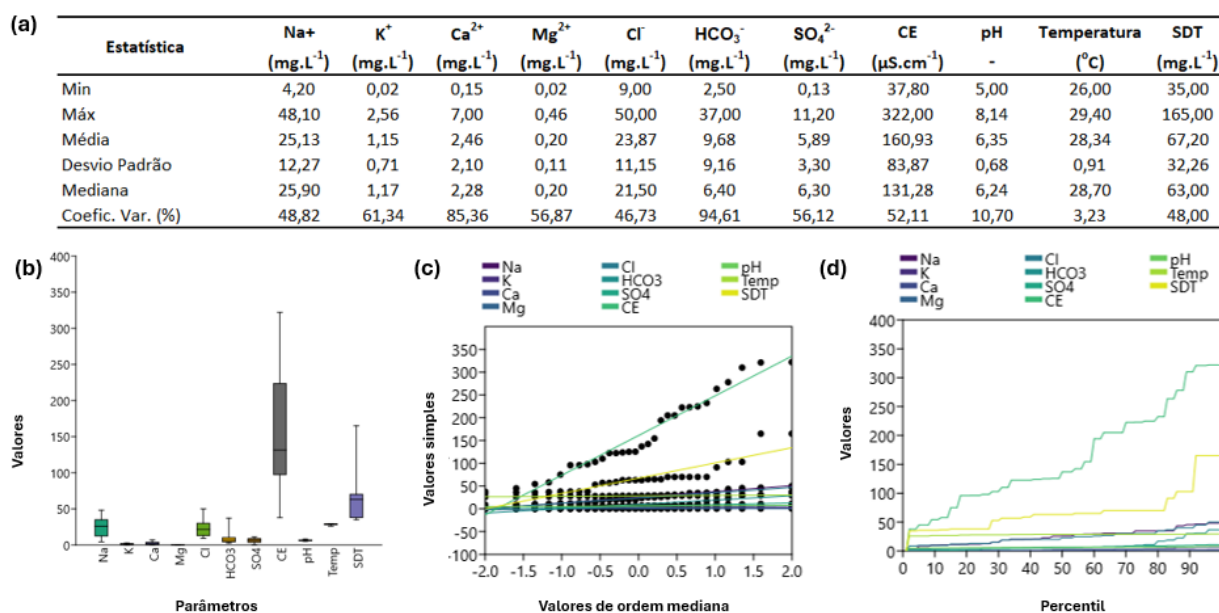
(a)

Estatística	Temperatura	pH	Turbidez	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	CE	Cl ⁻	SDT
	(°C)	-	NTU	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	(μS.cm ⁻¹)	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
Min	20,60	2,90	0,02	4,01	0,80	1,00	4,20	44,20	0,02	0,00
Máx	30,10	6,81	3,98	79,00	42,10	36,20	200,00	363,00	52,08	304,00
Média	25,00	5,09	0,71	21,05	8,38	7,54	21,77	157,37	23,36	85,98
Desvio Padrão	2,44	0,90	0,77	14,51	8,72	7,08	31,32	87,25	11,76	58,15
Mediana	25,00	5,00	0,50	19,50	7,00	5,25	10,00	125,50	21,90	65,00
Coefic. Var. (%)	9,76	17,77	109,08	68,93	104,06	93,93	143,89	55,44	50,32	67,63



Fonte: elaborado pela autora (2025)

Figura 6.4 - Análise estatística dos dados de qualidade das águas dos poços tubulares monitorados no estudo no ano de 2023: (a) gráfico de análise de tendência central e dispersão dos dados, (b) gráfico *Bar-chart*, (c) gráfico de correlação, (d) percentil.



Fonte: elaborado pela autora (2025)

De forma geral, as águas subterrâneas exibem médias compatíveis com os limites estabelecidos pela legislação vigente. No entanto, ao se analisar os valores mínimos e máximos, bem como, da mediana e dos índices de dispersão, revela discrepâncias significativas em alguns parâmetros (cor, ferro, nitrito, nitrato, turbidez, cálcio, magnésio, dentre outros). Menor correlação entre os valores, e consequentemente menor ajuste dos dados a curva normal pode ser observado para os parâmetros cor, nitrato, nitrito, turbidez e ferro para os poços dos Sistemas Paciência I e II, indicando assimetria dos dados.

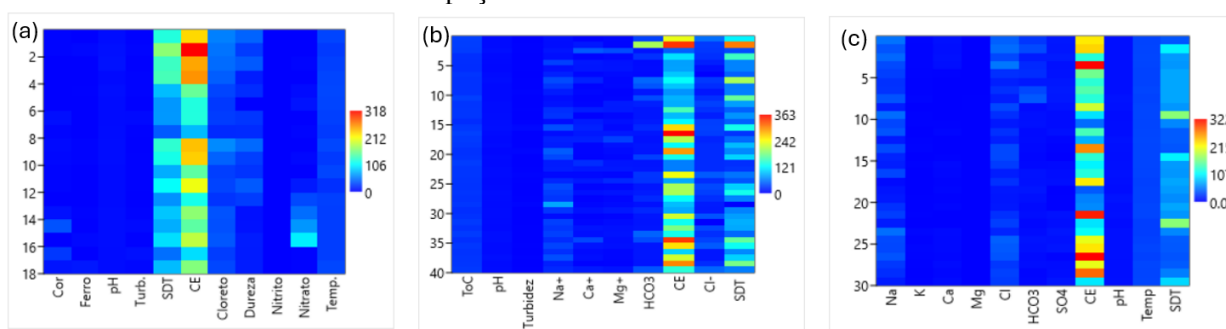
Para os poços tubulares da SEMA, apenas o parâmetro bicarbonato (HCO_3^-) não apresentou bom ajuste à normalidade. Igualmente para os poços tubulares monitorados, o parâmetro bicarbonato apresentou menor aderência à distribuição normal. Esse comportamento pode estar associado a diferentes fatores. Nos dados dos poços dos Sistemas Paciência I e II, entre os anos de 2015 e 2021, foram identificadas lacunas nos períodos de monitoramento, uma vez que nem todos os parâmetros foram analisados mensalmente para cada poço tubular. Com relação aos dados da SEMA, esses foram de processos de outorga de direito de uso das águas subterrâneas, e nesse caso, não se pode descartar erros nos procedimentos de coleta e análise das águas, ou mesmo, de erros relacionados a transcrição dos resultados nos relatórios de outorga. Nessa condição, compreende-se que qualquer variação observada adquire relevância interpretativa.

Adicionalmente, as diferenças de profundidade entre os poços, que variam entre 9 e 90 metros, podem ter influenciado os resultados obtidos. Este fator está relacionado com o tempo de

residência da água no aquífero, sendo que águas mais profundas permanecem mais tempo em contacto com as rochas, o que favorece a dissolução de minerais e, conseqüentemente, altera a composição química da água subterrânea. Outro aspecto a considerar foi o número reduzido de amostras analisadas, nomeadamente 18 amostras da CAEMA, 40 amostras da SEMA e 30 amostras dos poços monitorados de um total de 88 poços tubulares. Estas limitações podem ter contribuído para a alta variabilidade estatística observada, incluindo a presença de valores extremos (*outliers*), tanto baixos como elevados.

Concomitante à análise estatística, os valores médios dos poços tubulares foram representados em uma matriz de intensidade, também conhecida como matriz de calor. Esta visualização permitiu identificar os maiores valores de cada parâmetro em relação a cada bateria de poços analisada (**Figura 6.5**). Na matriz, observa-se que a intensidade da cor varia de acordo com o valor do parâmetro, apresentando tons mais frios para valores mais baixos e tons mais quentes para valores mais elevados.

Figura 6.5 - Matriz de calor: (a) poços tubulares da CAEMA, (b) poços tubulares da SEMA, (c) poços tubulares monitorados.



Fonte: elaborado pela autora (2025)

Com base na matriz de calor dos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, observa-se que os parâmetros SDT e CE se destacaram pela maior variação cromática. Apesar de apresentarem coeficientes de variação relativamente baixos em comparação com os parâmetros nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), cor, ferro e turbidez, nota-se ainda assim uma diversidade considerável nos valores individuais.

Isso sugere a existência de variações pontuais significativas que não são adequadamente representadas pelo coeficiente de variação, uma vez que esta é uma medida relativa. Um coeficiente de variação baixo pode indicar uma pequena dispersão em relação à média, ocultando, contudo, a verdadeira variabilidade dos dados. Tal fenômeno se torna evidente no caso da CE, onde os valores individuais são notadamente distintos entre si, mostrando que a média pode mascarar a amplitude real das variações.

Além disso, tanto nos valores de SDT quanto nos de CE – tal como ocorre com os demais parâmetros, exceto cor, ferro, nitrito e nitrato – não há registros com valor zero. Nestes últimos, os valores nulos aparecem repetidamente em alguns poços, o que pode transmitir uma falsa sensação de homogeneidade nos dados. Ressalta-se, no entanto, que, no caso da cor e do nitrato (NO_3^-), foi registrada uma leve variação, observada em no máximo quatro dos 18 poços analisados nesta bateria. Igualmente os parâmetros cloreto (Cl^-) e dureza (CaCO_3) tiveram suave alteração na cor, indicando pequena alteração nos valores desses parâmetros.

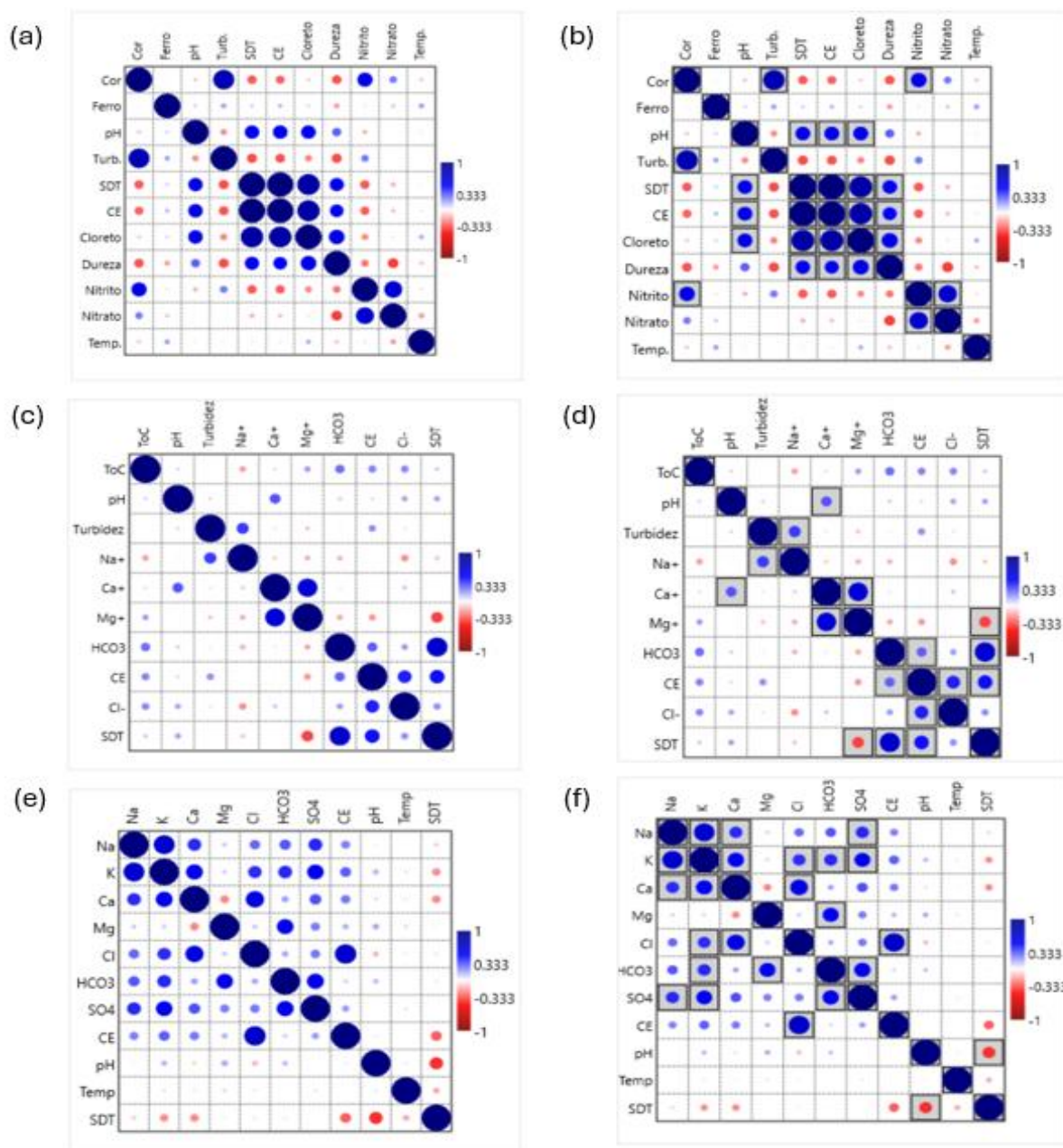
Importa salientar que tal situação pode ocorrer porque o coeficiente de variação mede a dispersão relativa dos dados em relação à média, e um valor baixo indica que essa variação, proporcionalmente, é reduzida. No entanto, como já mencionado, observa-se uma diversidade considerável nos valores dos parâmetros, o que sugere que a média pode não refletir adequadamente a variabilidade real. Nesses casos, a mediana pode representar de forma mais fiel o comportamento dos parâmetros CE e SDT, por ser menos sensível a valores extremos.

Observa-se um comportamento semelhante aos poços tubulares da CAEMA, nos poços tubulares da SEMA e nos poços monitorados, com destaque para uma maior variação cromática nos parâmetros de CE e SDT. Nos poços da SEMA, notam-se leves alterações na coloração associadas aos parâmetros sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), bicarbonatos (HCO_3^-) e cloretos (Cl^-). Já nos poços monitorados, a variação cromática é discreta para os parâmetros sódio (Na^+), cloreto (Cl^-) e SDT, sendo mais acentuada no parâmetro CE.

As variações mais evidentes nos parâmetros sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), bicarbonatos (HCO_3^-) e cloretos (Cl^-) e na CE das águas subterrâneas indicam heterogeneidade hidrogeoquímica entre os poços analisados. Essa variabilidade pode estar associada a diferenças na composição litológica dos aquífero Barreiras-Itapecuru na área estudada, no tempo de residência da água subterrânea, nos processos de recarga, bem como, em mecanismos geoquímicos locais, como a dissolução de minerais, troca iônica e salinização. A condutividade elétrica, por estar diretamente relacionada à concentração de íons dissolvidos, reflete essa diversidade, atuando como um indicador geral do grau de mineralização dessas águas.

Nesse contexto, a **Figura 6.6** apresenta a correlação entre os parâmetros analisados para cada conjunto de poços, representada por uma matriz de calor. A cor azul indica correlação positiva, ou seja, à medida que a concentração de um parâmetro aumenta, observa-se um aumento proporcional no parâmetro com o qual está correlacionado. Tons de azul mais escuro, acompanhados de círculos maiores, correspondem a correlações fortes, próximas de +1, enquanto tonalidades mais claras e círculos menores indicam correlações mais fracas, próximas de zero. Por outro lado, o vermelho representa correlação negativa, significando que a diminuição na concentração de um parâmetro está associada à diminuição de outro.

Figura 6.6 - Matriz de calor das correlações de Pearson entre as diferentes variáveis.



Fonte: elaborado pela autora (2025)

Tal como no azul, a intensidade do vermelho e tamanho dos círculos refletem a força da correlação, sendo os tons mais escuros e os círculos maiores representativos de correlações negativas mais intensas, próximas de - 1. Adicionalmente, a matriz de calor à direita apresenta a significância das correlações ao nível de 5%, conforme o teste t de *Student* ($p < 0,05$). Na matriz, as correlações estatisticamente mais significativas, sejam positivas ou negativas, são destacadas pela maior intensidade das cores, pelo tamanho ampliado dos círculos e pela formatação em negrito das células correspondentes. Serão destacadas nesse estudo as correlações forte, moderadas e significativas.

Para os poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II (CAEMA), as **Figuras 6.6a e 6.6b** evidenciam que o parâmetro cor apresenta correlação positiva com a turbidez e o nitrito (NO_2^-), sendo essa relação mais forte e estatisticamente significativa com a turbidez. O pH apresentou moderada correlação positiva significativa com os parâmetros SDT, CE e cloreto (Cl^-), e desses com o pH. Entre esses parâmetros, o pH desempenha um importante papel, ou seja, a condição de acidez, alcalinidade ou neutralidade da água influencia em vários processos químicos ou mesmo biológico de corpos d'água.

O pH quando ácido, favorece a dissolução de minerais, resultando no aumento dos SDT e CE. O SDT e a CE refletem a quantidade total de íons dissolvidos na água, incluindo sódio, cálcio, magnésio, cloretos, bicarbonatos, entre outros, e quanto maior essa concentração, maior a condutividade elétrica. Contudo, essa elevação nem sempre implica alterações significativas no pH, pois o pH é controlado mais fortemente pela presença de íons H^+ e pelo sistema carbonato-bicarbonato (Stein, 2013).

A cor da água e a turbidez estão relacionadas à presença de substâncias que alteram sua aparência, sendo que a cor está associada a compostos dissolvidos e a turbidez a partículas em suspensão. Ambas podem indicar contaminação e afetam diretamente a estética e potabilidade da água (Von Sperling, 2014). A turbidez em águas subterrâneas é geralmente baixa, dado que essas águas passam por camadas filtrantes naturais (solo, areia, rocha), o que reduz a presença de partículas em suspensão. No entanto, quando há valores elevados de turbidez, isso pode indicar alterações nas condições naturais, contaminação ou problemas construtivos nos poços (seção de filtro insuficiente ou ausência de pré-filtro em porções inconsolidadas do aquífero). Em aquíferos bem protegidos, espera-se turbidez inferior a 5 NTU (Unidades Nefelométricas de Turbidez) - de acordo com a Portaria nº 2.914/2011 – ou muitas vezes próxima de zero (Santos, 2008; Von Sperling, 2014).

Já o cloreto (Cl^-), sendo um ânion conservativo, não participa diretamente de reações que alterem o pH, mas sua presença em concentrações elevadas pode indicar intrusão salina ou contaminação, frequentemente acompanhada de outros íons que podem, em conjunto, influenciar o pH. Em resumo, o pH pode manter-se relativamente estável mesmo quando SDT, CE e cloreto (Cl^-) variam, mas em certos contextos, como contaminação por águas residuais ou salinização, estas variáveis podem apresentar correlação (Faust; Aly, 1981; Drever, 1997).

Ainda, para os poços dos Sistemas Paciência I e II, observa-se na **Figura 6.3b**, a correlação positiva, porém moderada, dos parâmetros SDT, CE e cloreto (Cl^-), com o pH e com a dureza das águas, sendo essas relações significativas. No que diz respeito a dureza da água essa é causada principalmente por íons de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), que estão diretamente envolvidos no sistema tampão de carbonatos e bicarbonatos. Estes íons ajudam a estabilizar o pH, funcionando

como um sistema de regulação natural contra acidificação. Em águas com baixa dureza, o pH pode ser mais sensível a mudanças externas, como infiltrações ácidas (Von Sperling, 2014; Pizzol, *et al.* 2015)

Observa-se que ocorre para os poços dos Sistemas Paciência I e II, uma correlação positiva, moderada e significativa entre os parâmetros nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). O nitrito é um composto intermediário no processo de nitrificação, ou seja, nesse processo ocorre primeiramente a conversão da amônia (NH_4^+) para nitrito (NO_2^-) por meio de bactérias nitrificantes, e do nitrito (NO_2^-) para o nitrato (NO_3^-) por bactérias como *Nitrobacter* (Von Sperling, 2005). Em condições normais, o nitrito (NO_2^-) é rapidamente oxidado a nitrato (NO_3^-), que é mais estável e solúvel. Portanto, níveis elevados de nitrito (NO_2^-) em águas subterrâneas indicam contaminação por matéria orgânica ou esgotos, principalmente em aquíferos rasos ou livres ou mal protegidos. Por outro lado, altos níveis de nitrato (NO_3^-) podem indicar contaminação antiga ou estabilizada, que podem ocorrer por insumos agropecuários, fossas sépticas ou esgotos (ABES, 2009).

Em relação aos poços da SEMA (**Figuras 6.4c e 6.4d**) verifica-se que ocorrem correlações moderadas e significativas entre magnésio (Mg^{2+}) e cálcio (Ca^{2+}), e entre o bicarbonato (HCO_3^-) e os SDT. Já nos poços monitorados (**Figura 6.5**) as correlações ocorrem entre sódio (Na^+), potássio (K^+), sulfato (SO_4^{2-}), e entre cloreto (Cl^-) e a CE. De forma geral, o cálcio e magnésio são componentes essenciais da dureza da água subterrânea, estando associados à dissolução de minerais carbonatados. A sua proporção e concentração refletem a geologia do aquífero e ajudam a entender os processos hidrogeoquímicos que ocorrem no subsolo.

De acordo com Custódio e Llamas (1983), o cálcio e o magnésio presentes nas águas dos aquíferos Barreiras e Itapecuru no litoral costeiro têm origem predominantemente natural, associada aos processos de intemperismo químico e interação água-rocha, sendo que, no Aquífero Barreiras, esses íons derivam sobretudo da alteração de minerais silicáticos e de processos de troca iônica, enquanto, no Aquífero Itapecuru, estão principalmente relacionados à dissolução de minerais carbonáticos, como calcita e dolomita, podendo haver influência secundária de aerossóis marinhos das áreas marinhas na região.

Nesse contexto, o bicarbonato (HCO_3^-) nas águas subterrâneas tem origem principalmente na interação da água com minerais presentes no aquífero. Esse processo ocorre por meio da dissolução de rochas carbonáticas, como calcário e dolomito, que liberam íons bicarbonato na água. Além disso, a presença de dióxido de carbono (CO_2) no solo e na atmosfera pode reagir com a água, formando ácido carbônico, que posteriormente se dissocia em bicarbonato (Verissimo; Feitosa, 2002).

A presença de sódio (Na^+), potássio (K^+) e sulfatos (SO_4^{2-}) em águas subterrâneas está relacionada à composição geoquímica do aquífero, à origem dos sais dissolvidos e a possíveis

fontes de contaminação, tanto naturais quanto antrópicas. Os íons sódio e potássio derivam principalmente da intemperização de minerais silicatados, como feldspato potássico, plagioclásio e micas. Já os sulfatos têm origem na dissolução de minerais como gipsita, anidrita ou outros sulfetos oxidados. A ocorrência simultânea desses íons indica processos naturais de lixiviação mineral ou fontes difusas de contaminação, influenciando diretamente a salinidade e a qualidade da água subterrânea (Verissimo; Feitosa, 2002; Santos, 2008).

6.3 Espacialização dos Dados de Qualidade das Águas

Com o objetivo de representar com maior fidelidade o comportamento da qualidade da água, os valores dos parâmetros foram espacializados e analisados individualmente para cada conjunto de poços tubulares, evidenciando-se a concentração dos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II no alto curso da bacia hidrográfica do Rio Paciência e na região central da Ilha do Maranhão. Os resultados espacializados podem ser visualizados nos mapas das **Figuras 6.7, 6.8 e 6.9**.

Os parâmetros cor, ferro, dureza total, nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), constam apenas na bateria de poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, assim como, os parâmetros potássio (K^+), sulfato (SO_4^{2-}), coliformes totais e *Escherichia coli* foram determinados para amostras coletadas no mês de maio do ano de 2022, fazendo parte do conjunto de poços monitorados nesse estudo. Outros parâmetros - sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), bicarbonato (HCO_3^-) - são comuns as baterias de poços tubulares da SEMA e dos monitorados no estudo.

Com relação a qualidade das águas, segundo Santos (2008) a temperatura é importante por acelerar reações químicas e reduzir a solubilidade dos gases, bem como acentuar o sabor e o odor das águas naturais. A amplitude térmica anual das águas subterrâneas em geral é baixa (de 1 a 2°C) e independe da temperatura atmosférica, a não ser nos aquíferos freáticos pouco profundos, onde a temperatura é um pouco superior à da superfície. Em profundidade depende do grau geotérmico (1°C / 30 m em média) podendo sofrer maiores elevações provocadas por efeitos localizados, e.g. gêiser, vulcanismo e decaimento radioativo.

Conforme Campos e Cunha (2015) as águas subterrâneas podem apresentar temperaturas anômalas, superiores à média da temperatura da atmosfera em sua área de recarga. O aquecimento das águas subterrâneas pode ser alcançado por dois processos: associação com magmatismo ou por grau geotérmico. No primeiro caso as águas são aquecidas a partir do calor emanado por intrusões, câmaras magmáticas ou caldeiras vulcânicas. Há também a possibilidade de haver contato entre águas meteóricas e estas estruturas em profundidade. No segundo caso, o aquecimento se dá sem o vínculo com o calor de estruturas magmáticas em profundidade, mas exclusivamente pelo grau geotérmico vinculado ao gradiente local.

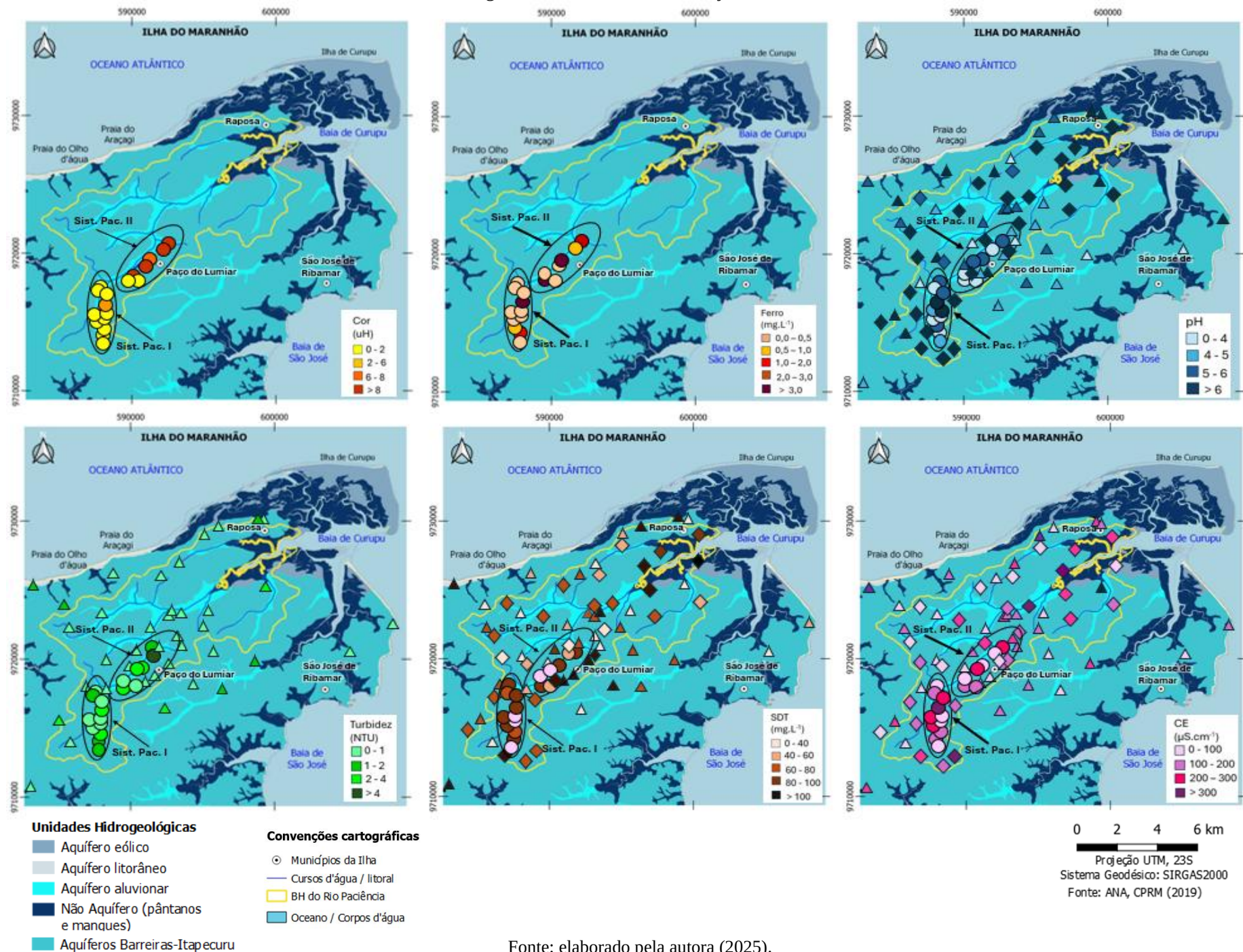
A área em estudo, conforme já mencionado, encontra-se, segundo a classificação climática de Köppen, em região de clima tropical de savana (Aw), caracterizado por inverno seco e temperatura média anual variando entre 18°C e 26,8°C (Sousa, 2021). Neste contexto, a temperatura das águas subterrâneas observadas na região variou, de forma geral, entre 19°C e 30°C, com média de 26°C. Considerando que a recarga dos aquíferos na área ocorre predominantemente por infiltração direta das chuvas, e que na bacia hidrográfica do Rio Paciência predominam aquíferos livres e semiconfinados, compreende-se que a temperatura das águas subterrâneas é compatível com as médias atmosféricas locais, e que em profundidades mais elevadas pode ser influenciada pelo grau geotérmico vinculado ao gradiente local. Esse comportamento, igualmente, foi observado por Oliveira (2016) em poços tubulares localizados na zona industrial em São Luís com a temperatura das águas subterrâneas variando de 27°C a 30°C.

A cor que resulta da dissolução de substâncias ou em suspensão nas águas, provenientes, principalmente, da lixiviação da matéria orgânica é um indicador da potabilidade das águas, ou seja, geralmente, para ser considerável potável, uma água não deve apresentar nenhuma cor de considerável intensidade (Santos, 2008). As águas dos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, apresentaram cor variando de 0 e 34 uH (**Figuras 6.3a**) com média de 5,28 uH.

Um percentual de 85% dos dados analisados (**Figura 6.3d**) indicam maior conformidade com os padrões legais (< 15 uH), para abastecimento humano (Portaria MS nº 2.914/2011), apresentando cor inferior a 1 uH. Nesse aspecto, compreende-se que o valor mediano da cor igual 2 uH melhor reflete a realidade da maioria das amostras. Estudos realizados na Ilha do Maranhão – especificamente em poços tubulares localizado na área rural a sudoeste da Ilha do Maranhão, na bacia hidrográfica do Rio Tibiri – registraram no período de transição seco-chuvoso (janeiro) e chuvoso-seco (julho) valores da cor da água subterrânea, em média de $5,02 \pm 2,02$ uH e $12,64 \pm 1,10$ uH (Coelho *et al.*, 2017).

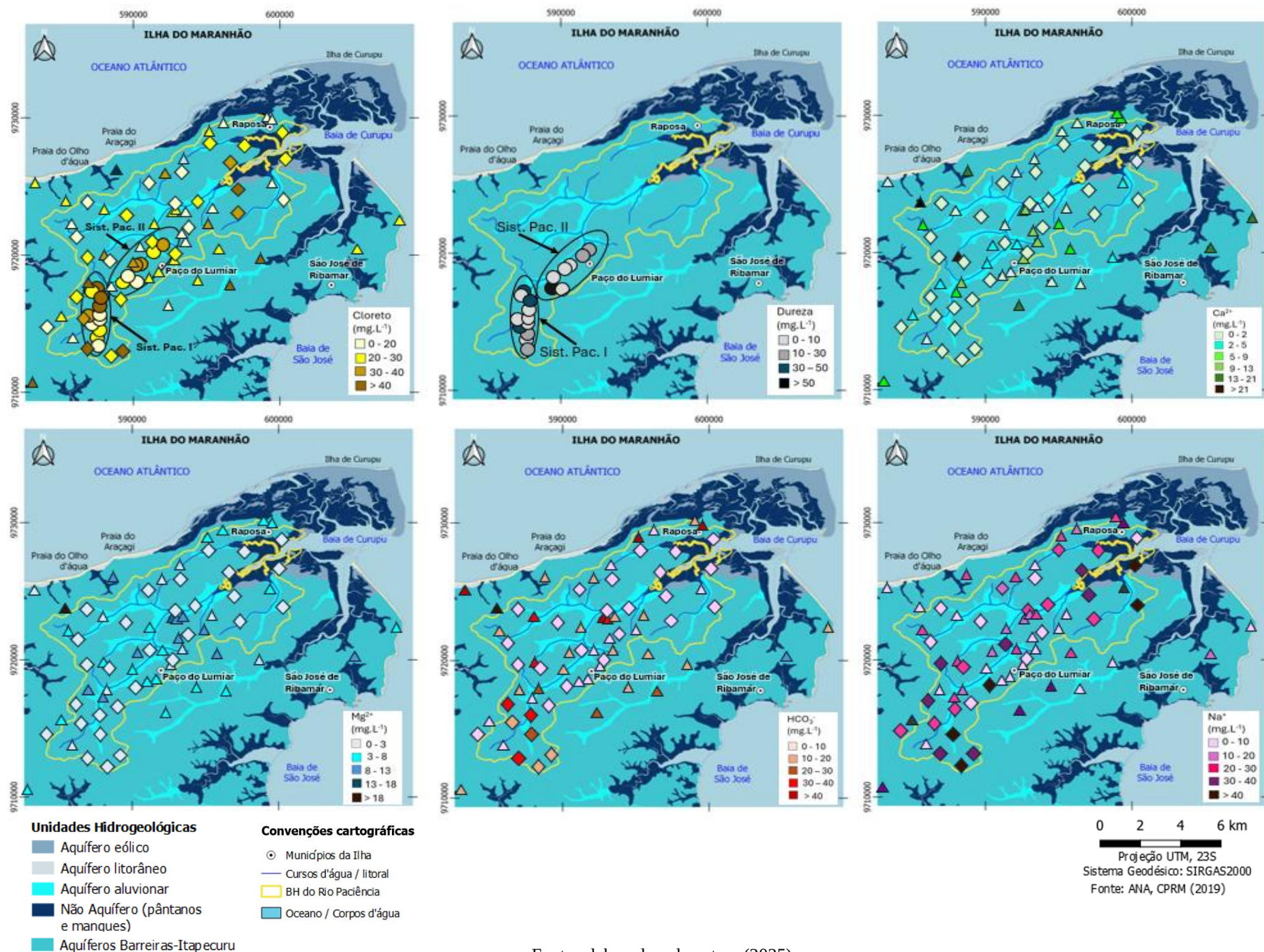
Valores da cor da água acima de 15 uH, como observado nos poços tubulares do Sistema Paciência II (**Figura 6.3**) provavelmente associam-se a oxidação do ferro e/ou manganês provenientes de incrustações presentes nos filtros e/ou tubulações (Santos, 2008), indicando a falta de limpeza e manutenção periódica de poços, permitindo com isso, que essas incrustações se acumulem progressivamente, reduzindo a eficiência do poço e podendo até obstruí-lo, como ocorre com alguns poços dos Sistemas Paciência I e II, com valores de ferro acima de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$, alcançando valor máximo da cor das águas de 34 uH.

Figura 6.7 - Mapas temáticos dos parâmetros: cor, ferro, pH, turbidez, SDT e CE dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências.



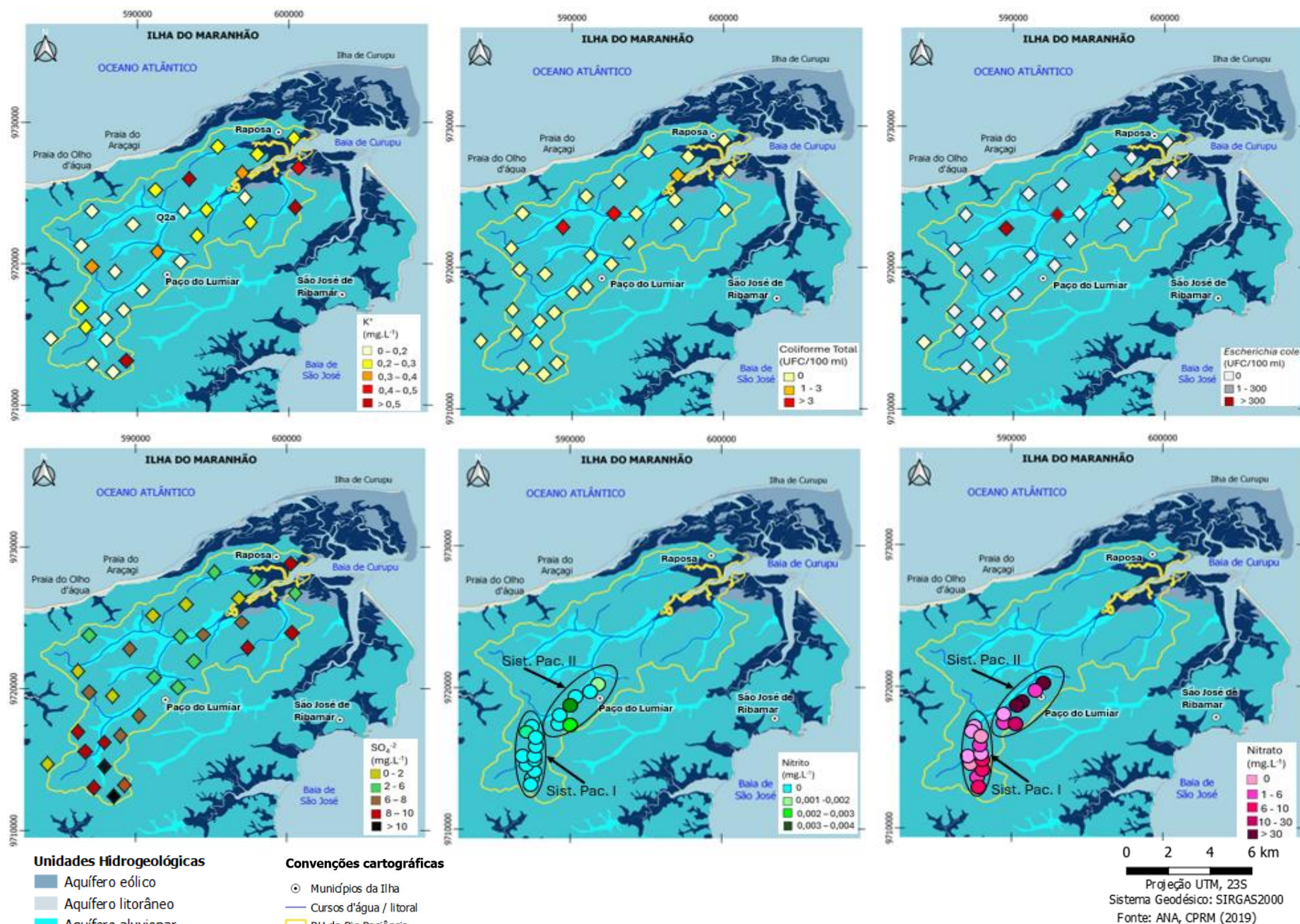
Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 6.8 - Mapas temáticos dos parâmetros: cloreto, dureza total, cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), bicarbonatos (HCO_3^-) e sódio (Na^+) dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Figura 6.9 - Mapas temáticos dos parâmetros: bicarbonatos, sulfatos, nitrito, nitrato, coliforme total e *Escherichia coli* aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

A área em estudo, conforme já mencionado, encontra-se, segundo a classificação climática de Köppen, em região de clima tropical de savana (Aw), caracterizado por inverno seco e temperatura média anual variando entre 18°C e 26,8°C (Sousa, 2021). Neste contexto, a temperatura das águas subterrâneas observadas na região variou, de forma geral, entre 19°C e 30°C, com média de 26°C. Considerando que a recarga dos aquíferos na área ocorre predominantemente por infiltração direta das chuvas, e que na bacia hidrográfica do Rio Paciência predominam aquíferos livres, compreende-se que a temperatura das águas subterrâneas é compatível com as médias atmosféricas locais, e que em profundidades mais elevadas pode ser influenciada pelo grau geotérmico vinculado ao gradiente local. Esse comportamento, igualmente, foi observado por Oliveira (2016) em poços tubulares localizados na zona industrial em São Luís com a temperatura das águas subterrâneas variando de 27°C a 30°C.

A cor que resulta da dissolução de substâncias ou em suspensão nas águas, provenientes, principalmente, da lixiviação da matéria orgânica é um indicador da potabilidade das águas, ou seja, geralmente, para ser considerável potável, uma água não deve apresentar nenhuma cor de considerável intensidade (Santos, 2008). As águas dos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, apresentaram cor variando de 0 e 34 uH (**Figuras 6.3a**) com média de 5,28 uH.

Um percentual de 85% dos dados analisados (**Figura 6.3d**) indicam maior conformidade com os padrões legais (< 15 uH), para abastecimento humano (Portaria MS nº 2.914/2011), apresentando cor inferior a 1 uH. Nesse aspecto, compreende-se que o valor mediano da cor igual 2 uH melhor reflete a realidade da maioria das amostras. Estudos realizados na Ilha do Maranhão – especificamente em poços tubulares localizado na área rural a sudoeste da Ilha do Maranhão, na bacia hidrográfica do Rio Tibiri – registraram no período de transição seco-chuvoso (janeiro) e chuvoso-seco (julho) valores da cor da água subterrânea, em média de $5,02 \pm 2,02$ uH e $12,64 \pm 1,10$ uH (Coelho *et al.*, 2017).

Valores da cor da água acima de 15 uH, como observado nos poços tubulares do Sistema Paciência II (**Figura 6.3**) provavelmente associam-se a oxidação do ferro e/ou manganês provenientes de incrustações presentes nos filtros e/ou tubulações (Santos, 2008), indicando a falta de limpeza e manutenção periódica de poços, permitindo com isso, que essas incrustações se acumulem progressivamente, reduzindo a eficiência do poço e podendo até obstruí-lo, como ocorre com alguns poços dos Sistemas Paciência I e II, com valores de ferro acima de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$, alcançando valor máximo da cor das águas de 34 uH.

O ferro e o manganês geralmente são encontrados dissolvidos na água subterrânea, sob diferentes espécies químicas, no qual dependem basicamente do pH. Comumente são encontradas as formas Fe^{2+} e Mn^{2+} , apresentando-se no estado solúvel, não podendo ser removido por filtração simples. Dessa forma, estes íons presentes nas águas subterrâneas destinadas ao tratamento para

abastecimento público podem causar incrustações nas redes, favorecer o aparecimento de bactérias ferruginosas, além de provocar alteração no gosto, odor e coloração da água, implicando em problemas estéticos e operacionais (Diniz *et al.*, 2014). De acordo com alguns estudos (Muruzzi *et al.*, 2012; Soares, 2016; Picanço *et al.*, 2022), os níveis de ferro não podem ultrapassar 0,3 mg.L⁻¹, valor máximo estabelecido pela legislação brasileira para o consumo humano. Em determinadas situações, as concentrações podem chegar a 2,25 mg.L⁻¹, o que contribui para a corrosão e obstrução dos sistemas hidráulicos.

Contudo, é importante salientar que as análises do ferro e manganês não consideram sua especiação, sendo considerados os teores totais e neste caso, a avaliação dos resultados deve ser realizada com verificação conjunta do potencial de óxido-redução. Valores elevados de ferro, não significam obrigatoriamente, problemas de qualidade, uma vez que o ferro pode estar majoritariamente ou totalmente na forma de Fe³⁺ (que tende a precipitar ou forma coloides e apresenta baixa toxidez).

Na área investigada, nas baterias dos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II (CAEMA), foram registrados níveis de ferro variando de 0,008 a 9,86 mg.L⁻¹ (**Figura 6.3a**). A média foi de 1,23 mg.L⁻¹, sendo que 98% dos poços apresentaram valores abaixo de 3,33 mg.L⁻¹ (**Figura 6.3d**). De acordo com Santos (2008), em quase todas as águas, o ferro pode estar presente com baixos teores (< 0,3 mg.L⁻¹), ocorrendo sob diversas formas. Nos minerais ferromagnesianos, componentes de diferentes litotipos, tais como piroxênios, olivinas e biotita, são os principais portadores de ferro. Nos arenitos e nos folhelhos, os óxidos e os hidróxidos de ferro constituem, muitas vezes, o material de cimentação. Alto teor de ferro na água subterrânea pode estar ligado a ocorrência de ferrobactérias ou mesmo à corrosão de revestimento ou filtro do poço.

Diante disso, compreende-se que valores de ferro acima de 0,3 mg.L⁻¹ observados nos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II são basicamente dos litotipos presentes na área do Sistema Aquífero Barreira – constituído predominantemente por sedimentos arenosos, argilosos e areno-conglomeráticos, com bruscas variações laterais de fácies e material laterítico – e do processo de corrosão e incrustação nas tubulações e filtros do poço, que liberam partículas metálicas ou minerais na água, resultante da ineficiente manutenção e limpeza dos poços. Ressalta-se, que no período dessa pesquisa, no ano de 2022, 9 poços dos Sistemas Paciência I e II encontravam-se parados para manutenção, devido entre outras questões, aos níveis elevados de ferro (> 0,3 mg.L⁻¹).

Nesse contexto, o pH das águas exerce um papel importante. Segundo Sousa *et al.* (2022), esse parâmetro rege à concentração de íons de Hidrogênio na água oriundos do equilíbrio químico das reações. Ele regula a precipitação de muitos metais e a capacidade de ataque químico da água, cuja condição pura, no meio ambiente, somente é encontrada no vapor d'água. Nos estudos

desenvolvidos por Sousa (2021) para a Ilha do Maranhão, o pH médio de 100 amostras de água de poços tubulares foi de 5,73, próximo ao valor de 5,7, resultante da interação do vapor d'água com o gás carbônico atmosférico (Freeze; Cherry, 2017; Fetter, 2001). Esse resultado confirma a precipitação pluvial como principal fonte de recarga da água subterrânea na Ilha do Maranhão. Os valores de pH mínimo e máximo de 3,80 e de 8,42, situaram-se respectivamente nas regiões hidrográficas dos Rios Paciência e Bacanga.

No atual estudo, na bacia hidrográfica do Rio Paciência, o comportamento do pH das águas dos Sistemas Paciência I e II variou de 4,11 a 7,28, com média igual a 5,05 (**Figura 6.3a**); as águas dos poços tubulares da SEMA, o valor do pH variou de 2,90 a 6,81, com média de 5,09 (**Figura 6.4a**). Já dos poços tubulares monitorados no estudo, o pH variou de 5 a 8,14, com média igual a 6,35 (**Figura 6.5a**). Esses valores estão próximo dos valores encontrados por Sousa *et al.* (2022) para a referida região. Alguns poços tubulares registraram valores abaixo do permitido para consumo (5,5 a 8,5) conforme Portaria MS nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Um pH abaixo de 5 indica uma acidez significativa na água subterrânea, o que pode ter várias consequências negativas, como a corrosão de tubulações e a lixiviação de metais pesados para a água.

Os poços tubulares cuja águas apresentaram pH ligeiramente mais ácidas (< 5), concentram-se na bateria dos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, e de forma isolada em alguns poços tubulares da SEMA (**Figura 6.4**). Considerando, que os solos predominantes na região da bacia hidrográfica do Rio Paciência são os latossolos amarelos, a presença de quantidades variadas de óxidos de ferro e alumínio, argilominerais, quartzo e outros minerais resistentes à intemperização característicos desses solos pode contribuir para ambientes ligeiramente mais ácidos e consequentemente, influenciar o pH das águas subterrâneas. Além disso, esses poços tubulares localizam-se em setores densamente urbanizados (Pinheiro *et al.* 2025), com existências de atividades antrópicas com potencial significativo para acidificar as águas.

Nesse cenário Oliveira (2016) estudando 28 poços tubulares na região industrial da Ilha do Maranhão, igualmente registrou que o pH das águas subterrâneas analisadas foi inferior ao limite mínimo recomendado pela Portaria MS nº 2.914/201, estando ligeiramente ácidas. O referido autor aborda que a acidez das águas na região é atribuída a materiais constituintes do Grupo Barreiras predominante na região, e que os solos originados dessa formação geológica são os mais diversos, mas predominantemente com perfis latossólicos, de baixa saturação por bases e elevado teor de alumínio (Demattê; Demattê; Mazz, 1996). Silva *et al.* (2010), em estudo realizado em dois poços tubulares localizados na área da água mineral Mar Doce, no município de Paço do Lumiar (MA), identificaram valores de pH variando entre 4,35 e 5,31.

Conforme Bohen (2000), o alumínio em solução aquosa, por meio de uma sequência de reação, precipita-se sob a forma de $\text{Al}(\text{OH})_3$ produzindo em cada etapa íons H^+ de acordo com a reação: $\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} \ll \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$. Assim, à medida que íons Al^{3+} vão sendo solubilizados da rocha, liberam íons H^+ que favorecem a dissolução mais efetiva das rochas e a elevação da acidez do solo, e, conseqüentemente das águas subterrâneas.

Em um contexto regional, o estudo realizado por Freddo Filho (2018) no município de Benevides – PA, retratou as condições hidroquímicas do Aquífero Barreiras na região e registrou valores igualmente de pH ligeiramente ácidos, em grande parte dos poços tubulares. Segundo Freddo Filho (2018.) estes valores refletem o pH ácido típico das águas amazônicas e isto se dá pela cobertura vegetal densa que, a partir de sua decomposição nos solos, gera ácidos orgânicos que apresentam grupos carboxílicos ($-\text{COOH}$), que dissociam, liberando H^+ , e reduzindo o pH das águas. Outro fator relevante, constatado em campo pelo autor, foi o desenvolvimento de atividades antrópicas no entorno dos poços, favorecendo a acidificação do solo e das águas subterrâneas.

Em relação a turbidez, segundo Santos (2008) esse parâmetro define-se como a dificuldade da água em transmitir a luz, provocada pelos sólidos em suspensão: silte, argila, matéria orgânica, microrganismos e partículas inorgânicas. Em geral, as águas subterrâneas praticamente não têm sólidos em suspensão com exceção daquelas procedentes de aquíferos cársticos; de ambientes favoráveis à precipitação de compostos de ferro e manganês (responsáveis por incrustações em filtros e tubulações); ou de poços mal desenvolvidos. Na Ilha do Maranhão, os registros de turbidez estão em média abaixo dos valores de referência de 5 NTU, conforme a Portaria MS nº 2.194, de 12 de dezembro de 2011 (Sousa, 2021).

Na bacia hidrográfica do Rio Paciência, no seu alto curso, onde se localiza a bateria de poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II (CAEMA), a média desse parâmetro foi de 1,79 NTU, no entanto, foram identificados poços tubulares com valores superiores a 5 NTU, chegando a um máximo de 6,23 NTU (**Figura 6.3**). Para os poços tubulares da SEMA, a turbidez variou de 0,02 a 3,98 NTU, com média de 0,71 NTU. No estudo de Sousa *et al.* (2022), foram identificados na bacia hidrográfica do Rio Paciência, em seu alto curso, valores acima de 1 NTU, destacando-se como uma das áreas com maior turbidez das águas subterrâneas na Ilha do Maranhão. Possivelmente, esse comportamento relaciona-se além de incrustações em filtros e tubulações, com atividades de bombeamento excessivo, que podem desestabilizar o aquífero e bombear sedimentos para o interior do poço; além da possibilidade de proliferação de microrganismos (biofilmes), que podem contribuir para a turbidez, principalmente em sistemas com manutenção deficiente.

Nesse cenário, os sólidos dissolvidos totais (SDT) correspondem à soma de todos os constituintes químicos presentes em solução na água. A determinação dos SDT é utilizada

principalmente como um parâmetro da qualidade estética da água potável, servindo também como indicador adicional da possível presença de contaminantes químicos. Os níveis de SDT estão diretamente relacionados com a composição mineralógica da rocha que forma o aquífero e com o tempo de percolação da água subterrânea no seu interior (Parron, 2011). Segundo Santos (2008), comumente, o valor dos SDT é superior ao valor dos resíduos secos, em função do bicarbonato (HCO_3^-), que em altas temperaturas ($> 100\text{ }^\circ\text{C}$) se decompõe como CO_3^{2-} e CO_2 que se volatiliza e evapora da amostra.

Ainda com respeito do teor de SDT, Santos (2008), Mestrinho (2012) e Freeze e Cherry (2017) descrevem-no como o peso integral dos constituintes minerais, voláteis ou não, dissolvidos na água, por unidade de volume, sendo função da natureza do soluto, pH, temperatura e pressão do ambiente. Em geral, sua concentração na água subterrânea é menor nas áreas de recarga e maior nas de descarga ou de maior profundidade. Segundo Fetter (2001), mais de 90% dos sólidos dissolvidos na água subterrânea são atribuídos aos íons Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- e CO_3^{2-} , podendo o SDT ser estimado a partir da soma das concentrações dos íons individuais.

De acordo com Santos (2008), na maioria das águas naturais, o valor de SDT varia de 50 a 1.500 mg.L^{-1} e nos mares de 35.000 mg.L^{-1} , podendo atingir 300.000 mg.L^{-1} em salmouras. Na bacia hidrográfica do Rio Paciência, segundo estudo realizado por Sousa *et al.* (2022) foram registrados valores predominantes entre 0 e 300 mg.L^{-1} , e acima desse valor foi verificada ocorrências no alto curso da bacia, e em alguns poços tubulares isoladamente.

No presente estudo, na bacia hidrográfica do Rio Paciência, onde concentra-se a bateria de poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, os valores de SDT variaram de $37,5$ a 164 mg.L^{-1} , com 93% dos valores $\leq 100\text{ mg.L}^{-1}$ (**Figura 6.3d**); nos poços tubulares da SEMA, os SDT variaram de 0 e 304 mg.L^{-1} , com média de $85,98\text{ mg.L}^{-1}$ e 85% dos valores $\leq 100\text{ mg.L}^{-1}$ (**Figura 6.4d**); e, nos poços monitorados, os valores variam de 35 e 165 mg.L^{-1} , com média de $67,20\text{ mg.L}^{-1}$ e 80% dos valores $\leq 50\text{ mg.L}^{-1}$ (**Figura 6.5d**). Com base na Resolução CONAMA nº 396/2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, e a Portaria MS nº 2.914/2011, que normatiza o padrão de potabilidade da água para o consumo humano, as amostras apresentam concentração de SDT abaixo do valor de referência de 1.000 mg.L^{-1} para ambas as legislações.

No que diz respeito a condutividade elétrica, segundo Freddo Filho (2018) esse parâmetro define-se como a capacidade que uma solução aquosa possui em conduzir corrente elétrica, refletindo a facilidade da água na transmissão da corrente elétrica. Está relacionada à presença de cátions e ânions provenientes de sais diversos que se encontram dissolvidos na água. Soluções ácidas, básicas e sais inorgânicos são relativamente boas condutoras. Já as moléculas de compostos orgânicos que não dissociam em solução aquosa conduzem pouca corrente elétrica. Esses sais se

acumulam no corpo hídrico, em função da movimentação e transporte de material de solos. Diante disso, a condutividade elétrica tem o papel de medir o grau de mineralização iônica das águas que, por sua vez, está diretamente associada à potabilidade para consumo humano. É medida por condutivímetro e é expressa em $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$.

Conforme Fitts (2015), Santos (2008) e Mestrinho (2012), as concentrações de SDT multiplicadas por fatores entre 0,55 e 0,54 e 0,75 e 0,96 são empregadas na estimativa da condutividade elétrica. Ela corresponde a capacidade da água em conduzir a corrente elétrica por meio de substâncias dissolvidas e depende do tipo, concentração, valência, mobilidade da espécie e temperatura. Nos poços tubulares investigados dos Sistemas Paciência I e II, os valores variaram de 77 a 318 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. Além disso, Sousa *et al.* (2022), registraram na bacia hidrográfica do Rio Paciência amostras com valor de CE de 1.232 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ em seu alto curso, e em poços isolados na divisa com a bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio.

Outros estudos desenvolvidos na Ilha do Maranhão, registraram o comportamento da CE de poços tubulares. Coelho *et al.* (2017) estudando o comportamento das águas subterrâneas por meio de poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Tibiri registrou a CE nos períodos de transição seco/chuvoso em janeiro de $148,7 \pm 71,21 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, chuvoso em abril de $130,9 \pm 39,75 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, de transição chuvoso/seco em julho de $168,3 \pm 68,29 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ e seco em outubro de $163 \pm 78,98 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$.

Pereira *et al.* (2002) analisaram a qualidade e as condições de recarga das águas subterrâneas na Ilha do Maranhão, a partir dos isótopos ambientais oxigênio-18 e deutério, e de medidas de condutividade elétrica. As amostras foram coletadas em abril (período chuvoso) e novembro (período de estiagem) em 2001, em 7 poços do Aquífero Itapecuru, 8 do Aquífero Barreiras e 5 dos que exploram água dos dois aquíferos. A condutividade elétrica variou de 40 a 1.200 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (período chuvoso) e de 45,6 a 1.145 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (período seco), indicando águas com mineralização baixa a moderada, explicadas pela alta pluviosidade e geologia sedimentar locais. Os registros do Aquífero Barreiras foram menores que os do Itapecuru, sinalizando rápida recarga pelas águas pluviais.

A legislação brasileira não estipula valores quanto à condutividade elétrica pela Portaria MS nº 2.914/2011, mas, segundo Freddo Filho (2018) valores que ultrapassem 150 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ podem estar relacionados a ambientes impactados negativamente. Valores superiores a este podem gerar sabor desagradável à água, afetando diretamente sua potabilidade e capacidade para consumo. Porém um manual técnico da Austrália recomenda o máximo de 800 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ para consumo humano (Waterwatch Australia, 2005).

Verifica-se, que os valores mais elevados de condutividade elétrica, superiores a 300 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, como observadas na bacia hidrográfica do Rio Paciência, na bateria de poços da CAEMA

e SEMA (**Figuras 6.3 e 6.4**) – embora indiquem pouca mineralização das águas – podem estar relacionados a presença de incrustações de ferro nos filtros e tubulações. Essas incrustações têm a capacidade de reter e posteriormente libertar outras substâncias, como manganês, cálcio e cloretos, contribuindo para o aumento da condutividade. Adicionalmente, a corrosão das tubulações metálicas pode liberar íons metálicos, como ferro, zinco e cobre, elevando a carga iônica da água. Ademais, o uso excessivo do poço (bombeamento ininterrupto de 24h) – como ocorre com essa bateria de poços – pode provocar o rebaixamento da superfície potenciométrica, principalmente no período de estiagem, facilitando a entrada de águas contaminadas e mineralizando as águas.

Em relação aos cloretos (Cl^-), esse parâmetro é um dos principais ânions inorgânicos presentes em todas as águas naturais. Em águas doces, as concentrações situam-se geralmente entre 10 e 250 mg.L^{-1} , enquanto em águas marinhas variam entre 18.000 e 21.000 mg.L^{-1} . A sua origem está associada à lixiviação de minerais ferromagnesianos de rochas ígneas, bem como, de rochas evaporíticas. Nas águas subterrâneas, os teores de cloreto são, em geral, inferiores a 100 mg.L^{-1} (Feitosa *et al.*, 2008; Sousa, 2008). Nos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, os valores de cloreto variaram de 17 a 57,42 mg.L^{-1} , com média de 33,83 mg.L^{-1} . Nos poços tubulares da SEMA, os valores de cloreto variaram de 0,02 a 52,08 mg.L^{-1} , com média de 23,36 mg.L^{-1} ; e nos poços tubulares monitorados no estudo a variação dos cloretos foi de 9 a 50 mg.L^{-1} , com média de 23,87 mg.L^{-1} , estando em conformidade com a Portaria MS nº 2914/2011 ($< 250 \text{ mg.L}^{-1}$).

Contrastando com esse resultado, Sousa *et al.* (2022) registraram valores de cloreto (Cl^-) acima do limite máximo permitido pela legislação na bacia hidrográfica do Rio Paciência, em seu alto e médio curso de 318,54 mg.L^{-1} . Ainda de acordo com esses autores, excetuando as contribuições oriundas de evaporitos, mais frequentes em zonas profundas de bacias sedimentares da Província Costeira e Margem Continental, e sabendo que a profundidade máxima dos poços na Ilha do Maranhão não excede 250 metros, as concentrações de cloreto acima de 300 mg.L^{-1} , considerando a geografia da região e as condições de saneamento, podem estar relacionadas a faixas localizadas de intrusão da cunha salina, contaminação por efluentes domésticos e aerossóis marinhos. As ocorrências de intrusões da cunha salina são evidenciadas pela presença do íon cloreto, notadamente na faixa litorânea, onde a profundidade da interface água doce - água salgada é menor.

Na porção central da Ilha, as concentrações de cloretos acima do limite de referência podem ser explicadas pelas contribuições de efluentes domésticos, uma vez que, excetuando a região centro-oeste da área de estudo, somente entre 0 e 15% dos domicílios particulares permanentes possuem esgotamento sanitário via rede geral (Sousa, 2021; Pinheiro *et al.*, 2025). Segundo Santos (2008), as interações naturais que ocorrem ao longo do percurso subterrâneo raramente provocam aumentos significativos neste parâmetro. Assim, concentrações elevadas de cloretos em aquíferos

tendem a ter origem antrópica, sobretudo devido à infiltração de águas residuais, provenientes de esgotos sanitários, resíduos industriais, lixões ou aterros sanitários. Por este motivo, os cloretos são considerados um bom indicador de poluição por estas fontes, sendo que teores elevados podem ainda alterar o sabor da água.

De acordo com Sousa *et al.* (2022), uma possível explicação para os teores de cloreto nas águas subterrâneas amostradas - e que se encontram na parte central da Ilha do Maranhão - é a influência dos aerossóis marinhos, que se formam pela quebra das ondas do mar, liberando gotículas que, ao evaporar, deixam sais que mineralizam as chuvas - especialmente em zonas costeiras. Estudos realizados em regiões como o Minho (Portugal), Ilha Grande (RJ) e Ilha do Maranhão evidenciam que os principais constituintes da chuva em áreas costeiras são cloreto, sódio e magnésio, predominantemente de origem marinha.

Na Ilha do Maranhão, medições entre 2004 e 2006 demonstraram maior deposição de cloretos durante o período seco e nas áreas mais próximas à orla. Esses aerossóis são responsáveis pela mineralização da água da chuva, que constitui a principal fonte de recarga dos aquíferos locais (Sousa, 2021). Almeida (2021) também associou a presença de fácies hidrogequímicas cloretadas sódicas à ação dos aerossóis marinhos na bacia do Rio da Prata, que contribui para o abastecimento de São Luís.

Em síntese, além da contribuição dos aerossóis atmosféricos como fontes naturais de mineralização das águas subterrâneas, observa-se que o uso intensivo do solo e a ineficiência dos sistemas de saneamento ambiental também desempenham um papel significativo no aumento das concentrações de íons cloreto. Esse quadro é agravado pelo fato de o esgotamento sanitário na região ocorrer, em sua maioria, por meio de fossas sépticas (Pinheiro *et al.*, 2025), o que favorece a infiltração de efluentes no solo e, por conseguinte, a contaminação dos aquíferos com compostos clorados - especialmente no alto e médios cursos da bacia hidrográfica do Rio Paciência, setores mais urbanizados.

Relativamente à dureza total da água, esta refere-se à concentração combinada de íons alcalino-terrosos, principalmente cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), que ocorrem em quantidades significativamente superior aos outros íons da mesma família presentes nas águas naturais. A dureza é habitualmente expressa em miligramas por litro (mg.L^{-1}) de carbonato de cálcio (CaCO_3), sendo este o padrão de referência. Esta característica confere à água menor capacidade de formar espuma com sabão, devido à presença de cálcio, magnésio e, em menor escala, outros elementos como ferro, manganês, cobre ou bário, que interferem com o processo de saponificação (Abdalla *et al.*, 2010).

Segundo Santos (2008), a dureza pode ser classificada em: 1) Temporária: chamada de dureza de carbonatos é causada pela presença de bicarbonatos de cálcio e magnésio, esta resiste

aos sabões e provoca incrustações. A designação temporária é porque os bicarbonatos, pela ação do calor, se decompõem em gás carbônico, água e carbonatos insolúveis, os quais precipitam; 2) Permanente: chamada de dureza de não carbonatos é devida à presença de sulfatos, cloretos e nitratos de cálcio e magnésio. Esta também resiste à ação dos sabões, mas não produz incrustações por serem seus sais muito solúveis na água, não se decompondo sob ação do calor.

De acordo com a classificação de Logan (1965), águas com teor de CaCO_3 entre 0 e 100 mg.L^{-1} enquadram-se como águas moles, e conforme Custódio e Llamas (1983), teores de CaCO_3 inferiores a 50 mg.L^{-1} as águas classificam-se como brandas. Consoante a Portaria do MS nº 2914/2011, o limite máximo de dureza total em água potável é de 500 mg.L^{-1} . Na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência, para a bateria de poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, a dureza total variou de 0 e 43,56 mg.L^{-1} , estando em acordo com a portaria vigente, sem nenhuma restrição para o consumo, classificando-se como águas brandas ou moles. Ainda assim, um estudo realizado por Abdalla *et al.* (2010) no município de Rosário - MA, próximo a Ilha do Maranhão, registraram que apesar da maioria das águas dos poços investigados serem caracterizadas como branda, aproximadamente 23% dos poços tubulares mostraram características pouco duras e 7% duras.

Relatos do estudo de Abdalla *et al.* (2010), na área urbana e rural da cidade Rosário - MA, destacam as restrições à utilização da água da maioria dos poços locais devido à natureza “pesada” e o sabor salgado ao paladar. Segundo Esteves (1998), diversos íons contribuem para a salinidade da água como: cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, cloreto e sulfato. Os autores destacam ainda que devido à proximidade de Rosário com a faixa costeira, haveria possibilidade de os aquíferos locais serem afetados pela intrusão salina, ocasionando o sabor salobro. No entanto, comparando-se as concentrações de dureza nos dois períodos amostrais, constata-se que esta variável foi geralmente mais elevada na estação chuvosa, reforçando a hipótese de que esta variação é uma resposta à solubilização das rochas das formações geológicas locais.

Os íons cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) presentes nas águas subterrâneas têm origem principalmente no processo de intemperismo de rochas carbonáticas, ígneas e metamórficas. A fonte destes elementos em rochas magmáticas e metamórficas são minerais máficos como olivina, piroxênio, anfibólios e biotita, ou minerais félsicos, como o plagioclásio cálcico. Durante o intemperismo, os íons liberados desses minerais são lixiviados e podem ser adsorvidos às superfícies de argilominerais, onde estão sujeitos a processos de troca catiônica (Kresic, 2006; Sousa *et al.*, 2022).

De acordo com Kresic (2006), Hem (1989) e Santos (2008), os sais de cálcio apresentam solubilidade de moderada a elevada, sendo comum sua precipitação na forma de carbonato de cálcio (CaCO_3). O cálcio é um dos principais constituintes da água subterrânea e o principal

responsável pela sua dureza, geralmente presente como bicarbonato e, com menor frequência, como carbonato. A solubilidade do bicarbonato de cálcio ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) tende a aumentar na presença de sais de sódio (Na^+) e potássio (K^+). Nas águas meteóricas, os teores de cálcio variam entre 0,1 e 10 mg.L^{-1} ; já nos oceanos, os valores giram em torno de 480 mg.L^{-1} . Nas águas subterrâneas, é comum que os teores de cálcio se situem entre 10 e 100 mg.L^{-1} .

Quanto ao magnésio este caracteriza-se como um elemento alcalino-terroso comum, essencial na nutrição de plantas e animais, e possui apenas um estado de oxidação significativo na química da água: o Mg^{2+} . Embora o magnésio e o cálcio se comportem de forma semelhante em soluções aquosas até certo ponto (como na formação da dureza da água), as características geoquímicas do magnésio são bastante diferentes, pois seus íons são menores que os íons de cálcio (Hem, 1989). Rochas contendo carbonato de magnésio (magnesita), MgCO_3 e carbonato duplo de cálcio-magnésio ($\text{CaCO}_3 \times \text{MgCO}_3$ - dolomita) são similarmente à calcita solúveis sob a influência do gás CO_2 dissolvido nas águas subterrâneas (Matthess, 1982).

Na Ilha do Maranhão, as maiores concentrações de cálcio e magnésio estão localizadas na porção centro-sul, mais especificamente na bacia hidrográfica do Rio Tibiri, onde os registros são de 93,79 mg.L^{-1} , para o cálcio, e de 42,6 mg.L^{-1} para o magnésio. Na bacia hidrográfica do Rio Paciência o teor de cálcio e magnésio variaram igualmente para os parâmetros e de forma predominante de 0 a 4 mg.L^{-1} com as maiores concentrações acima de 20 mg.L^{-1} , e chegando a 100 mg.L^{-1} no alto curso dessa bacia (Sousa, 2021).

Segundo Sousa *et al.* (2022) a origem provável do cálcio e magnésio nas águas subterrâneas na Ilha do Maranhão está associada a menor profundidade da interface entre os aquíferos Barreiras e Itapecuru, marcada por níveis de calcário, calcarenito, calcilito, os quais são solubilizados pelo ácido carbônico, liberando estes cátions para a água subterrânea. Outra contribuição provável é a incorporação dos aerossóis marinhos na água da chuva.

Para os poços tubulares da SEMA, o cálcio variou de 0,8 a 42,10 mg.L^{-1} , com média de 8,38 mg.L^{-1} , e, com 90% das amostras com valores abaixo de 10 mg.L^{-1} ; já o magnésio variou de 1 a 36,20 mg.L^{-1} , com média igual a 7,54 mg.L^{-1} , e, com 85% das amostras com valores abaixo de 9 mg.L^{-1} . Para os poços monitorados a variação do cálcio foi de 0,15 a 7 mg.L^{-1} , com média igual a 2,46 mg.L^{-1} , e, com 98% das amostras com valores abaixo de 1 mg.L^{-1} ; já o magnésio variou de 0,02 a 0,46 mg.L^{-1} , com média igual a 0,2 mg.L^{-1} , e, com 100% das amostras com valores abaixo de 1 mg.L^{-1} . Observa-se que a concentração de magnésio foi inferior ao do cálcio. Segundo Santiago *et al.* (2001), o magnésio possui maior solubilidade em comparação com o cálcio, sendo menos comum nas rochas da crosta.

Oliveira (2016) em estudo realizado na Ilha do Maranhão, em poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Tibiri registrou valores de cálcio em médio de 5,21 mg.L^{-1} , sendo o valor

mínimo de $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (no período chuvoso - mês de maio) e máximo de $22,4 \text{ mg.L}^{-1}$ (no período seco - mês de setembro); e para o magnésio foram registrados valores médios de $1,49 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo o mínimo de $0,48 \text{ mg.L}^{-1}$ e o máximo de $4,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (período de transição - mês de julho). Dias *et al.* (2010) para os poços tubulares do complexo do Porto da Madeira registraram teores de cálcio máximo de 53 mg.L^{-1} , mínimo de 8 mg.L^{-1} e valor médio de $28,4 \text{ mg.L}^{-1}$, esses valores são considerados normais para águas subterrâneas da região.

De forma geral, os valores de cálcio e magnésio observados nos poços analisados neste estudo encontram-se alinhados com as médias registradas em outros trabalhos realizados na bacia hidrográfica do Rio Paciência e na Ilha do Maranhão. Esses resultados também são consistentes com o estudo desenvolvido por Freddo Filho (2018) no município de Benevides - PA, onde foram avaliados poços tubulares do Aquífero Barreiras.

No estudo desenvolvido por Freddo Filho (2018), os teores médios de cálcio durante o período chuvoso (dezembro a março) foram de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$, com variações entre 0 e $2,9 \text{ mg.L}^{-1}$. No período menos chuvoso (agosto a outubro), os valores oscilaram entre 0 e $2,7 \text{ mg.L}^{-1}$, mantendo uma média de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$. Para o magnésio, os dados indicaram variações de 0,2 a $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$ no período chuvoso, com média de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$. Já no período menos chuvoso, os valores variaram de 0,2 a $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, também com média de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$. Esses resultados demonstraram que, em ambos os períodos, os valores médios de cálcio e magnésio mantiveram-se estáveis, sem variações significativas entre as estações analisadas.

Nessa conjuntura os íons bicarbonato e carbonato em águas subterrâneas da região são derivados principalmente do CO_2 atmosférico, do solo e da dissolução de rochas carbonáticas, como o carbonato de cálcio, ou seja, ele é resultante da dissolução do gás carbônico do solo na água meteórica e posterior ionização; da dissolução da calcita e dos minerais silicatos; e da redução dos sulfatos em ambiente de baixa pressão parcial de oxigênio. Seu domínio está relacionado aos valores de pH entre 6,4 e 10,3, correspondentes às condições de equilíbrio químico do ácido carbônico (H_2CO_3) para bicarbonato (HCO_3^-) e deste para carbonato (CO_3^{+2}). A relação entre essas espécies químicas produz um efeito tampão sobre o pH das águas naturais, mantendo a sua variação dentro de uma faixa relativamente estreita, regulando as reações químicas de processos associados à vida (Davis; DeWiest, 1991; Matthes, 1982).

O termo alcalinidade é frequentemente usado como sinônimo para a medida do teor de bicarbonato e carbonato em águas subterrâneas. O uso da palavra alcalinidade empregado nesse caso é contrário ao uso químico comum, no qual apenas água com pH superior a 7,0 é considerada alcalina (Matthes, 1982; Davis; DeWiest, 1991). A frequência do íon bicarbonato (HCO_3^-) na água subterrânea é indicativa de fluxo local, mais dinâmico, com menor tempo de contato água-rocha, entre as áreas de recarga e descarga (Santos, 2008; Freeze; Cherry, 2017).

As águas subterrâneas geralmente apresentam concentrações de bicarbonato superiores a 5 mg.L⁻¹, não ultrapassando, em regra, 800 mg.L⁻¹. Segundo Matthess (1982) e Davis e DeWiest (1991), os valores usuais de bicarbonato nessas águas variam entre 50 e 400 mg.L⁻¹. Já de acordo com Santos (2008), em águas doces, a concentração de bicarbonato pode variar entre 50 e 350 mg.L⁻¹, podendo atingir valores de até 800 mg.L⁻¹ em casos específicos. Em contraste, nas águas marinhas, a concentração típica de bicarbonato é da ordem de 100 mg.L⁻¹. No atual estudo, os poços tubulares da SEMA registraram valores que variaram de 4 a 200 mg.L⁻¹; e os poços tubulares monitorados registraram valores entre 2,5 e 37,5 mg.L⁻¹.

Na Ilha do Maranhão, de acordo com Sousa (2021), as maiores concentrações do íon bicarbonato estão situadas na faixa litorânea, nas bacias hidrográficas dos rios Jeniparana (225,08 e 210,48 mg.L⁻¹), Tibiri (238,21 mg.L⁻¹), Estiva (224,91 mg.L⁻¹), Anil (232,45 mg.L⁻¹) e Praias (255,23 mg.L⁻¹). A explicação se deve a menor profundidade da interface entre os aquíferos Barreiras e Itapecuru, chegando a 50 m nessas regiões. A Formação Itapecuru é formada por níveis calcíferos cuja dissolução do carbonato de cálcio explica a presença do íon bicarbonato como produto da reação química. Nesse caso, os filtros dos poços estariam captando água do Aquífero Itapecuru, de fluxo regional, com maior tempo de residência entre litologias carbonáticas. Na bacia hidrográfica do Rio Paciência a variação foi predominantemente de 0 a 10 mg.L⁻¹, com maiores variações em seu alto curso, com concentrações superiores a 100 mg.L⁻¹.

No que se refere ao sódio (Na⁺), trata-se de um elemento químico frequentemente presente nas águas subterrâneas. As suas principais fontes naturais são os feldspatos da série do plagioclásio, que apresentam baixa resistência aos processos de intemperismo, especialmente de natureza química. Durante esses processos, formam-se sais solúveis, que facilitam a mobilização do sódio para o meio aquoso. Nas águas subterrâneas, a concentração de sódio pode variar entre 0,1 e 100 mg.L⁻¹, com tendência para um enriquecimento gradual ao longo do percurso da água desde as zonas de recarga (Santos, 2008). De acordo com a Portaria MS nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, o Valor Máximo Recomendado (VMR) de sódio para águas destinadas ao consumo humano é de 200 mg.L⁻¹.

No estudo desenvolvido por Sousa (2021) para a Ilha do Maranhão, as concentrações de sódio foram registradas acima de 100 mg.L⁻¹ nas bacias hidrográficas dos rios Jeniparana (154,4 mg.L⁻¹), Tibiri (130,06 mg.L⁻¹), Itaqui (180,74 mg.L⁻¹), Riacho dos Cachorros (132,82 mg.L⁻¹), Paciência (196,49 mg.L⁻¹) e Santo Antônio (308,54 mg.L⁻¹). Na área investigada, no estudo atual, os valores de Na⁺ para os poços tubulares da SEMA variou de 4,01 a 79 mg.L⁻¹, com média de 21,05 mg.L⁻¹; e para os poços tubulares monitorados variaram de 4,20 a 48,10 mg.L⁻¹, com média de 25,13 mg.L⁻¹, estando de acordo com a legislação em vigor.

Valores acentuados de sódio (Na^+), acima de 200 mg.L^{-1} , podem estar relacionados a diversos fatores naturais e antrópicos, incluindo: intrusão salina em zonas costeiras; precipitação de sais em aquíferos rasos, por processo de evaporação, em regiões áridas ou semiáridas; por ação antrópica por infiltrações de fossas sépticas ou águas residuais contendo compostos de sódio; pelo uso de fertilizantes com alto teor de sódio; escoamento de resíduos agrícolas; presença de solos ricos em sódio; e infiltração de chorume de aterros sanitários ou instalações industriais (Kresic, 2006).

Na Ilha do Maranhão, segundo Sousa (2021), as altas concentrações de sódio (Na^+) nas águas subterrâneas podem ser atribuídas a diversos fatores. Entre eles, destacam-se a deposição de aerossóis marinhos, que contribuem para a mineralização das águas pluviais; a intrusão salina nas áreas próximas à faixa litorânea, onde a interface água doce-água salgada apresenta menor profundidade; e os processos de troca catiônica, mesmo considerando que os sistemas aquíferos, especialmente o Aquífero Barreiras, são compostos predominantemente por clastos quartzosos, mais estáveis quimicamente.

Além disso, no domínio do Litoral de Mangues e Rias ocorrem Gleissolos Sálcos, caracterizados por saturação por sódio igual ou superior a 15% em um ou mais horizontes até 100 cm de profundidade. Essa condição favorece a concentração de sódio nas águas subterrâneas.

O íon potássio (K^+) é um elemento importante na nutrição das plantas e dos humanos, e ocorre em águas subterrâneas como resultado da dissolução mineral, de material vegetal em decomposição, e escoamento agrícola. Além disto, é um metal alcalino abundante na natureza, proveniente de minerais como os feldspatos e micas (Freddo Filho, 2018). Entretanto, segundo Santos (2008), o potássio ocorre em pequenas quantidades ou está ausente nas águas subterrâneas, devido à sua participação intensa em processos de troca iônica, além da facilidade de ser adsorvido pelos minerais de argila e, ainda, de seus sais serem bastante utilizados pelos vegetais. Nas águas meteóricas, os teores de potássio estão, geralmente, no intervalo de $0,1$ a 4 mg.L^{-1} , enquanto as águas dos oceanos apresentam, em média, 400 mg.L^{-1} . Os teores de potássio nas águas subterrâneas são inferiores a 10 mg.L^{-1} , sendo mais frequentes entre 1 e 5 mg.L^{-1} .

Na Ilha do Maranhão, conforme estudo desenvolvido por Sousa *et al.* (2022), a concentração média do íon potássio é de $9,41 \text{ mg.L}^{-1}$ abaixo do valor de referência para as águas subterrâneas ($< 10 \text{ mg.L}^{-1}$). Os registros em geral exibem valores próximos aos de referência da água meteórica ($0,1$ a 4 mg.L^{-1}), excetuando aquele verificado na região hidrográfica do Jeniparana ($620,48 \text{ mg.L}^{-1}$), provavelmente relacionado às contaminações por água do mar, uma vez que ultrapassa a média estabelecida para as águas oceânicas ($\sim 400 \text{ mg.L}^{-1}$). O potássio na área de estudo foi determinado apenas para os poços tubulares monitorados. Os teores ocorreram em média de $1,15 \text{ mg.L}^{-1}$, variando de $0,02$ a $2,56 \text{ mg.L}^{-1}$ estando, portanto, em acordo com a legislação vigente, e com os estudos desenvolvidos na área.

Com relação aos sulfatos, esses são espécies químicas iônicas com valência ou estado de oxidação 2-, originadas a partir do ácido sulfúrico. A sua estrutura é composta por um átomo central de enxofre ligado a quatro átomos de oxigênio através de ligações covalentes, com fórmula molecular SO_4^{2-} . O ácido mais conhecido relacionado com o íon sulfato é o ácido sulfúrico (H_2SO_4), sendo comum também a designação de óxidos sulfúricos para os compostos contendo sulfato. Estes podem ser extraídos de minerais como a gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), a anidrita (CaSO_4) e a barita (BaSO_4), entre outros. Concentrações elevadas de sulfato em águas naturais estão frequentemente associadas à presença destes minerais (Parron, 2011).

De acordo com Santos (2008), Freeze e Cherry (2017), o sulfato forma sais altamente deliquescentes e moderadamente solúveis a muito solúveis, exceto os sulfatos de estrôncio (SrSO_4) e os de bário (BaSO_4). Em água doce, o sulfato de cálcio (CaSO_4) satura a 1.500 mg.L^{-1} e pode chegar até 7.200 mg.L^{-1} em águas salinas. Em meio redutor, com abundante matéria orgânica, pode sofrer uma redução bacteriana a S ou S^{2-} , porém, em geral é estável. Origina-se da oxidação do enxofre presente nas rochas e da lixiviação de compostos sulfatados (gipsita e anidrita). As águas subterrâneas apresentam geralmente teores de sulfatos inferiores a 100 mg.L^{-1} , principalmente na forma de SO_4^{2-} e HSO_4^- . Segundo Hem (1985), este último predomina as águas muito ácidas ($\text{pH} < 2$), devido à dissociação incompleta do ácido sulfúrico. A água do Oceano Atlântico apresenta, em média 2.810 mg.L^{-1} de sulfatos.

Segundo Sousa *et al.* (2022), o íon sulfato também pode ser procedente dos aerossóis marinhos e da queima de combustíveis fósseis que mineralizam as precipitações pluviais; do lançamento de esgotos domésticos; dos efluentes de indústrias de celulose e papel, químicas e farmacêuticas; e do uso de pesticidas em culturas agrícolas. Na Ilha do Maranhão, 99% das amostras investigadas apresentaram registros abaixo de 100 mg.L^{-1} , com exceção do verificado na bacia hidrográfica do Rio Jeniparana ($137,14 \text{ mg.L}^{-1}$). No estudo desses autores, verifica-se que na bacia hidrográfica do Rio Paciência o SO_4^{2-} variou predominantemente de 0 mg.L^{-1} a 8 mg.L^{-1} . Valores mais elevados, acima de 50 mg.L^{-1} foram registrados no alto curso dessa bacia.

De uma forma geral, os resultados obtidos mostram valores baixos para concentração de sulfato nas águas analisadas e todas as amostras analisadas estão dentro dos padrões aceitáveis para consumo humano. A Portaria MS nº 2.914/2011, do Ministério Brasileiro de Saúde, estabelece como padrão de potabilidade para o sulfato de 250 mg.L^{-1} .

Com relação ao nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) esses parâmetros são muito importantes no estudo das águas subterrâneas, principalmente por razões ambientais e de saúde pública. Esses íons são resultantes de diversos processos bioquímicos do nitrogênio, que é um elemento químico fundamental à vida dos microrganismos, uma vez que integra a molécula de proteína e, conseqüentemente, do protoplasma (Santos, 2008).

O nitrato (NO_3^-) é um íon com carga negativa formado pela combinação de nitrogênio e oxigênio. Pode ser originado tanto por processos naturais como por ações humanas. Naturalmente, o nitrato é gerado pela decomposição da matéria orgânica, pela fixação biológica do nitrogênio por bactérias do solo, e pela oxidação da amônia para nitrito e, posteriormente, para nitrato, processo conhecido como nitrificação. Por outro lado, atividades humanas como o uso intensivo de fertilizantes nitrogenados e a poluição industrial também contribuem significativamente para o aumento da concentração de nitrato no ambiente (Hem, 1989).

Segundo Santos (2008) e Manoel Filho (2008), o ânion nitrato (NO_3^-) é um íon muito solúvel, muito móvel e com forte capacidade de absorver umidade (deliquescente). Devido à sua elevada mobilidade, pode acompanhar o fluxo da água subterrânea, deslocando-se por grandes distâncias e atingindo profundidades consideráveis, especialmente em áreas com fluxos verticais bem desenvolvidos. Por ser o produto final da oxidação da matéria orgânica, a presença de nitrato em águas subterrâneas é frequentemente associada a fontes de poluição de origem antrópica. Entre estas estão incluídas: atividades domésticas, como o vazamento de fossas sépticas e redes de esgoto, bem como a infiltração de chorumes provenientes de aterros sanitários e lixões; atividades agrícolas, com o uso intensivo de fertilizantes, herbicidas e pesticidas; e ainda fontes industriais, como resíduos líquidos e vazamentos de processos produtivos (Sousa, 2021).

Segundo Freeze e Cherry (2017), o nitrato é o contaminante mais frequente encontrado na água subterrânea, principalmente devido às práticas agrícolas e ao despejo de esgoto na superfície ou no subsolo. Sua presença está associada tanto a fontes diretas quanto à conversão do nitrogênio orgânico em amônia (NH_4) por meio da amonificação, seguida pela oxidação da amônia em nitrato no processo de nitrificação. Essas transformações ocorrem na camada do solo onde há abundância de matéria orgânica e oxigênio.

O nitrito (NO_2^-), por sua vez, é um composto intermediário que pode resultar da oxidação da amônia ou da redução do nitrato, especialmente em ambientes com baixo teor de oxigênio. Forma-se pela ação de bactérias redutoras que metabolizam os nitratos, convertendo-os em nitritos. Diante disso, esse íon geralmente é encontrado em pequenas quantidades nas águas (Gadelha *et al.*, 2005).

De acordo com Gadelha *et al.* (2005), a presença de nitrito na água é um indicativo de contaminação recente, resultante da decomposição biológica de matéria orgânica, promovida por microrganismos que atuam sobre o nitrogênio amoniacal. Além disso, essa contaminação pode derivar de agentes utilizados para inibir a corrosão em instalações industriais. Conforme estudos de Parron *et al.* (2011), os processos envolvidos incluem a oxidação da amônia a nitrato e a redução do nitrato, ambos responsáveis pela formação do nitrito. Dado seu impacto ambiental e os riscos

que representa à saúde, a detecção de nitrito na água destinada ao consumo humano é essencial (Lauria *et al.* 2007).

Segundo Pohling (2009), em ambientes aquáticos não contaminados, o íon nitrito é encontrado apenas em quantidades mínimas, com um limite de até $0,001 \text{ mg NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$. Sua ausência, contudo, não significa que a água esteja livre de amônia ou nitrato. Quando as concentrações de NO_3^- variam entre 0,2 e $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, isso indica claramente a presença de poluição. Embora pequenas quantidades desse composto na água não representem riscos à saúde humana, ele apresenta alta toxicidade para os peixes.

No estudo desenvolvido por Sousa (2021) para a Ilha do Maranhão, das 92 amostras de água subterrânea consideradas, aproximadamente 55% apresentam concentrações de nitrato acima de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ distribuídas em toda a ilha, com registros elevados nas regiões do Itaqui (111,47 e $90,17 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Tibiri (74,64 e $62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e Paciência (73,46 e $69,42 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Por se tratar de um íon cuja origem está intimamente relacionada às atividades antrópicas, as concentrações verificadas na área de estudo têm como fonte provável o esgotamento sanitário dos efluentes domésticos.

Em águas subterrâneas, a concentração de nitrato costuma variar entre 0,1 e $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. O valor máximo permitido para que a água seja considerada potável, segundo a Portaria MS nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, para consumo humano, e conforme a Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008, é de $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Para o nitrito, o limite máximo estabelecido para águas destinadas ao abastecimento humano, após tratamento convencional, é de $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. De acordo com Santos (2008), concentrações de nitrato superiores a $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ são indicativas de contaminação de origem antrópica.

No presente estudo, os parâmetros nitrato e nitrito foram analisados apenas para os poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II. O nitrato variou de 0 a $99,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. As maiores concentrações foram registradas para os poços do Sistema Paciência II. O nitrito variou de 0 a $0,004 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, estando, portanto, em conformidade com a legislação em vigor. No entanto, a bateria de poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II, encontram-se localizados em um dos setores mais urbanizados na bacia hidrográfica do Rio Paciência, e consequentemente as águas estão sujeitas a diversos riscos e impactos ambientais.

Nesse sentido, de acordo com Pinheiro *et al.* (2025), a Ilha do Maranhão apresenta sérias deficiências no tratamento de esgoto, conforme dados do SNIS (2021). Em São Luís, 13,6% da população não tem acesso à água tratada e 50,1% não possui coleta de esgoto. Em São José de Ribamar e Paço do Lumiar, esses índices são ainda mais críticos, com altas porcentagens da população sem acesso à água e coleta de esgoto. O município da Raposa não possui dados registrados no SNIS. Além disso, as perdas de água tratada superam os 50% na distribuição, e os

volumes de esgoto não tratado são significativos nos municípios analisados. Em Raposa, a ausência de rede pública de esgoto faz com que a maioria da população utilize fossas sépticas.

Oliveira (2016) em seu estudo desenvolvido no Distrito Industrial do município de São Luís, com foco nas comunidades rurais de São Benedito, Porto Grande, Inhaúma e Estiva registrou para quatro poços tubulares valores médios de nitrito de 0,022 mg.L⁻¹; valores abaixo de 0,001 mg.L⁻¹ em todos os poços durante o mês de maio (período chuvoso), com exceção de dois poços que registraram concentrações de 0,03 mg.L⁻¹ e máximo de 0,24 mg.L⁻¹ em campanha única no mês de julho (período de estiagem).

Silva *et al.* (2010) em estudo desenvolvido em dois poços tubulares na área da Água mineral Mar Doce, evidenciaram concentrações de nitrato variando entre 1,2 e 10,2 mg.L⁻¹. Oliveira (2016) registrou para os quatro poços monitorados em seu estudo, o valor médio de nitrato de 0,84 mg.L⁻¹ em julho e valor máximo de 2,17 mg.L⁻¹ no mês de setembro, bem como, evidenciaram concentrações de nitrito inferior a 0,005 mg.L⁻¹.

Santos *et al.* (2012) investigaram a contaminação dos corpos d'água adjacentes às áreas agrícolas dos municípios de Raposa e São José de Ribamar, na Ilha do Maranhão, por agrotóxicos, e constataram que os mais utilizados pertencem a classe dos inseticidas organofosforados e piretroides, destacando o uso intensivo do herbicida glifosato, de elevado potencial ecotóxico. Os inseticidas paration metílico, metamidofós e cipermetina foram detectados na maioria das amostras de água, com algumas apresentando resíduos do inseticida organoclorado Aldrin.

Ainda no presente estudo foram determinados para os poços tubulares monitorados a concentração de *Escherichia coli* e coliforme total. Esses são microrganismos indicadores da perda de qualidade sanitária em alimentos e têm sido amplamente utilizados na avaliação da qualidade da água. Os coliformes totais são um grupo de bactérias que pertencem à família *Enterobacteriaceae* e estão presentes no intestino de animais de sangue quente, mas também em ambientes naturais, como solo, vegetação e água (Sousa, 2006).

De acordo com Santos (2008) a presença de coliformes totais é considerada um indicativo de contaminação das águas. Esses microrganismos são bactérias gram-negativas, aeróbias ou anaeróbias facultativas, capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos. Fermentam a lactose, produzindo ácido, aldeído e gás, e podem apresentar atividade da enzima β -galactosidase. A maioria dos coliformes pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*. Dentro deste grupo, destaca-se a *Escherichia coli*, uma bactéria que fermenta lactose e manitol, com produção de ácido e gás. A *Escherichia coli* é reconhecida como o mais específico indicador de contaminação fecal recente (BRASIL, 2011).

Segundo Von Sperling (2014) os coliformes totais são um grupo amplo de bactérias, que incluem várias espécies como *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Escherichia* (inclusive *E.*

coli). Elas podem estar presentes naturalmente no ambiente (solo, vegetação, água não contaminada) e nem sempre indicam contaminação fecal recente. Já a *Escherichia coli* é um subgrupo específico de coliformes que vive no intestino de animais de sangue quente e sua presença é considerada indicador direto de contaminação fecal recente.

Oliveira (2016) na análise de poços tubulares no Distrito Industrial de São Luís, detectou a presença de coliforme total em 24 amostras, correspondendo a 77% das amostras analisadas; e em 4 amostras, correspondendo a 12,9% foram registradas a ocorrência de *Escherichia coli*. Segundo o autor, esses resultados indicaram a contaminação das águas por fossas sépticas, bem como, pelos dejetos animais, como identificado na comunidade de São Benedito, com a presença de fossa/sumidouros a menos de 10 m de poços tubulares.

No presente estudo realizado na bacia hidrográfica do Rio Paciência, dos 30 poços tubulares monitorados, foram registrados em dois - no médio curso da bacia - as maiores concentrações de coliforme total e *Escherichia coli*, respectivamente de 17 e 43,17 UFC/100 ml; e de 1.360 e 3.440 UFC/100 ml. Segundo estudo realizado por Pinheiro *et al.* (2025), esse setor da bacia é um dos mais urbanizados, em que o Rio Paciência recebe o lançamento de esgoto doméstico, através da confluência do Riacho Itapiracó, com o escoamento proveniente de bairros como: Alto Turu, Vila São José, Vila Maioba do Jenipapeiro, e de diversos condomínios da região, assim como, do Rio Turu de bairros como: bairros Residencial Pinheiros, Altos do Turu, Miritiua, Conjunto Habitacional Turu, dentre outros.

No baixo curso da bacia, em um poço tubular, no município de Paço do Lumiar, foi registrada a concentração de coliforme total (3,10 UFC/100 ml) e *Escherichia coli* (240 UFC/100 ml). Nesse trecho segundo Pinheiro *et al.* (2025), encontram-se áreas de horticultura e de pequenos rebanhos de caprinos, suínos e bovinos de diversos criadores locais. Além disso, no baixo curso, o sistema de saneamento doméstico é realizado predominantemente por fossas sépticas. Foram detectadas no Rio Paciência concentrações de *Escherichia coli* no mês de novembro no médio e baixo curso, de 800 UFC/100 ml e 750 UFC/100 ml, respectivamente, assim como, foram registrados concentrações de coliforme de 520 UFC/100 ml e 1.200 UFC/100 ml.

6.4 Índice Relativo de Qualidade de Água para Abastecimento Humano

Considerando que as águas dos aquíferos Barreiras-Itapecuru, na bacia hidrográfica do Rio Paciência, são predominantemente destinadas ao abastecimento humano, procedeu-se à sua caracterização com base no potencial qualitativo. Para esse fim, as águas foram classificadas como excelentes, boas, razoáveis, más ou péssimas, segundo o Índice Relativo de Qualidade (IRQ) de acordo com Fernandes e Louzeiro (2006). No entanto, como os parâmetros analisados variaram entre os diferentes conjuntos de poços tubulares, o IRQ foi calculado separadamente para cada

grupo (CAEMA, SEMA e Monitorados), resultando em mapas temáticos específicos para cada bateria de poços.

Com base nas faixas escalares do Índice de Qualidade da Água (IQA) e nos resultados obtidos para os poços dos Sistemas Paciência I e II, as águas analisadas foram enquadradas em todas as cinco categorias previstas pelo índice. Aproximadamente 39% dos poços tubulares foram considerados inadequados para o abastecimento público, sendo classificados como “ruim” (1 poço) e “péssimo” (1 poço) no Sistema Paciência I, além de “péssimo” (5 poços) no Sistema Paciência II. Verificou-se ainda que cerca de 39% dos poços se enquadraram na categoria de qualidade “razoável”, enquanto apenas 1 poço foi classificado como de qualidade “excelente” e outros 3 poços apresentaram águas de qualidade “boa”.

Em consonância com esses resultados, verificou-se, durante a atividade de campo, que o entorno de alguns poços apresenta condições inadequadas de manutenção, caracterizadas pela presença de vegetação densa e pela ausência de limpeza periódica do terreno. Também foram identificados pontos de alagamento em áreas adjacentes, fator que pode favorecer a infiltração de contaminantes. Além disso, constatou-se que determinadas estruturas dos poços apresentam sinais de oxidação, comprometendo a integridade física das instalações (**Figura 6.10**).

Esses poços tubulares estão localizados no alto curso da bacia hidrográfica do Rio Paciência, uma das regiões mais urbanizadas, abrangendo bairros de elevada densidade populacional, como Jardim São Cristóvão, Cidade Operária, Maiobinha e Forquilha, entre outros. Ressalta-se que quatro desses poços estão situados no Campus Paulo VI da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), onde há risco potencial de contaminação por resíduos de origem animal, uma vez que existe uma vacaria no local, e os animais circulam livremente nas imediações dos poços com relativa frequência.

Tendo em conta que os valores do Índice de Risco da Qualidade da Água (IRQ) aumentam à medida que a qualidade da água diminui, a aplicação deste índice revelou resultados consistentes com as análises anteriores realizadas dos poços tubulares dos Sistemas Paciência I e II. Verificou-se que alguns parâmetros apresentaram concentrações próximas, ou mesmo superiores, aos limites máximos estabelecidos para potabilidade, com destaque para os valores de cor, ferro, condutividade elétrica (CE) e nitrato (NO_3^-) resultando em valores mais elevados do IR.

Os resultados obtidos a partir da aplicação do Índice de Risco da Qualidade da Água (IRA) para os poços tubulares da SEMA revelaram que a maioria das amostras apresentaram qualidade satisfatória. Especificamente, 57,5% dos poços foram classificados como contendo água de boa qualidade, 30% apresentaram qualidade razoável e apenas 10% foram considerados como excelentes.

Para a bateria de poços tubulares da SEMA, os principais parâmetros responsáveis pela diminuição da qualidade da água em alguns poços foram o pH e a condutividade elétrica (CE), cujos valores excederam os limites estabelecidos pela Portaria MS n.º 2.914/2011. Estes desvios contribuíram diretamente para o aumento do valor final do índice, afetando negativamente a classificação de qualidade.

Figura 6.10 - Condições do entorno de poços tubulares dos Sistema Paciência I da CAEMA: (a) localização do Poço P04-A, situado no bairro Jardim São Cristóvão; (b) condições do entorno do poço P-04A; (c) estrutura de captação do Poço P04-A, localizado próximo a UEMA; (d) localização geográfica do Poço P06-A no campus Paulo VI da UEMA, (e) condições do entorno no momento da implantação do Poço P06-A; (e) condições atuais do entorno do Poço P06-A no campus Paulo VI da UEMA.



Poço tubular da CAEMA (P-04A), localizado na Rua 22, no Jardim São Cristóvão, próximo a UEMA e ao Centro de Triagem de Animais Silvestres do IBAMA no MA (CFTAS)

Poço tubular da CAEMA (P-06A), no Campus Paulo VI da Universidade Estadual do Maranhão - UEMA, localizado próximo ao Setor de Transporte .

Em relação aos poços Monitorados, os resultados indicaram que 57% apresentaram águas classificadas como de boa qualidade, 23% como razoáveis e 20% como de excelente qualidade. Os parâmetros que mais contribuíram para o aumento dos valores do Índice Relativo de Qualidade (IRQ) foram o pH e a condutividade elétrica (CE), embora os valores obtidos tenham permanecido abaixo de 0,9 no IRQ. Além desses, a presença de coliformes totais e *Escherichia coli* em duas amostras (poços P17 e P19) elevou significativamente o IRQ, ultrapassando o valor de 1,2. Como

consequência, as águas desses poços foram classificadas como de péssima qualidade para consumo humano.

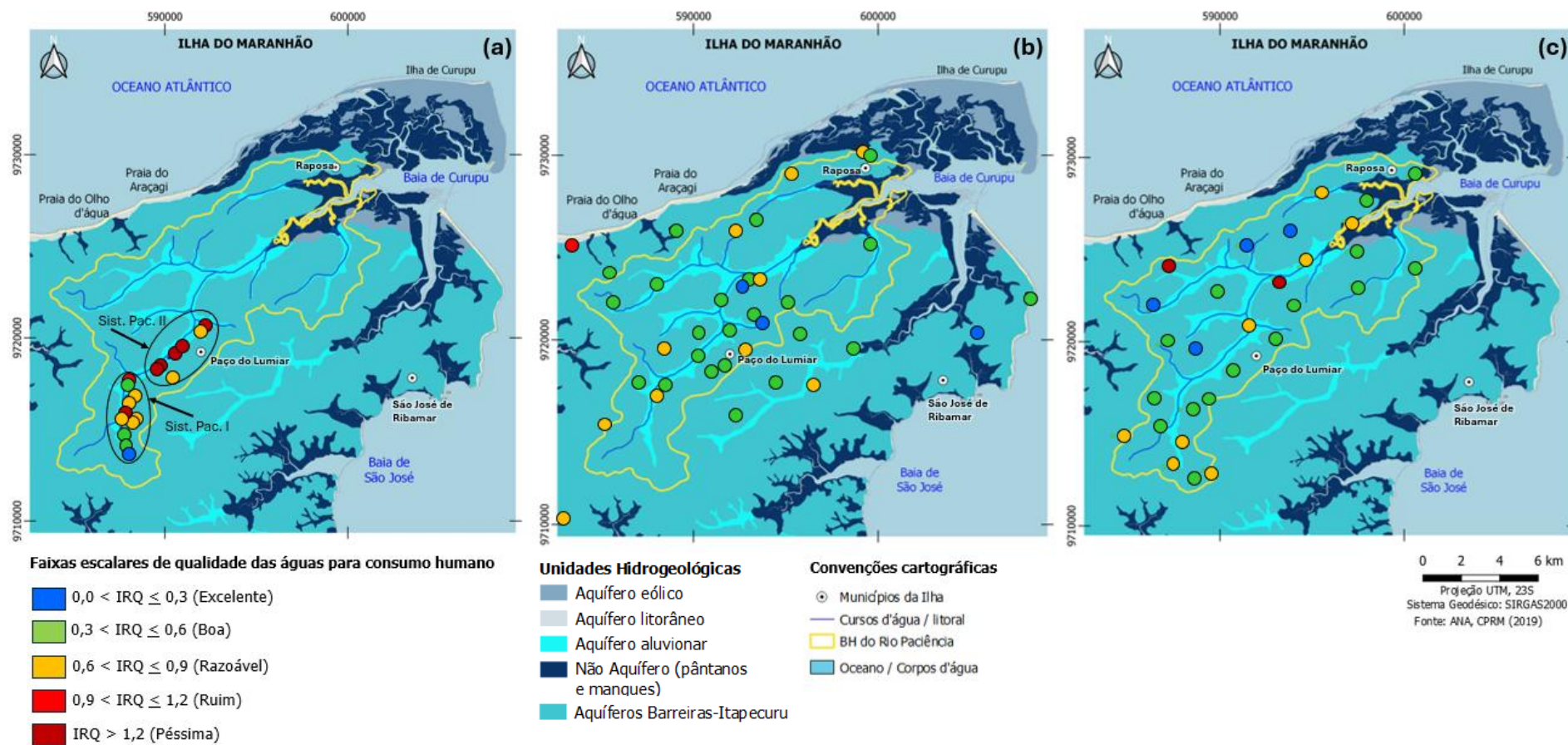
O poço P17 está localizado em zona densamente povoada do município de Paço do Lumiar, inserido no perímetro de um centro educacional na Estrada da Maioba (MA-202). As condições do entorno do poço tubular assemelham-se às observadas nos poços do Sistema Paciência I, caracterizadas por vegetação densa e sinais de ausência de manutenção regular. Adicionalmente, destaca-se que, nesse município, o sistema de esgotamento sanitário é majoritariamente composto por fossas sépticas, o que aumenta significativamente o risco de contaminação das águas subterrâneas, especialmente na ausência de barreiras naturais ou técnicas de proteção adequadas. O poço tubular P19 está localizado no bairro da Divinéia, em uma área com maior densidade populacional em comparação com o entorno do poço P17 (**Figura 6.11**). Trata-se de um poço comunitário, com mais de 70 anos desde a sua construção e que não recebe manutenção regular, fator que agrava o risco de contaminação e compromete a segurança da água captada.

Figura 6.11 - Condições do entorno de poços tubulares monitorados no estudo: (a) localização geográfica dos poços P17 e P19, situados no bairro da Divinéia e na Estrada da Maioba, respectivamente; (b) densidade populacional no entorno do poço P19; (c) localização do poço comunitário P19 na Avenida Progresso, no bairro da Divinéia; (d) imagem do registro do poço comunitário P19; (e) condições do entorno do poço P17, localizado na Estrada da Maioba; (f) vista do centro educacional onde se encontra o poço P17; (g) condições gerais do entorno do poço P17.



O mapa apresentado na **Figura 6.12** ilustra a distribuição espacial dos poços tubulares analisados, fornecendo uma visão geral da qualidade das águas subterrâneas com base no Índice de Risco da Qualidade da Água (IRQ).

Figura 6.12 - Índice Relativo de Qualidade (IRQ) para caracterização do potencial qualitativo dos aquíferos Barreira-Itapecuru consumo humano: (a) poços tubulares da CAEMA, (b) poços tubulares da SEMA e (c) poços tubulares monitorados no estudo.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

CAPÍTULO 7

VULNERABILIDADE E RISCO À CONTAMINAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL

7.1 Introdução

A avaliação da vulnerabilidade e do risco de contaminação das águas subterrâneas demanda uma abordagem integrada, que considere os processos físicos e químicos que regem a dinâmica hidrogeológica do aquífero. Na bacia hidrográfica do Rio Paciência, essa análise é especialmente relevante para compreender o comportamento dos aquíferos Barreiras-Itapecuru, cuja importância estratégica para o abastecimento local exige atenção quanto à sua proteção e manejo sustentável.

Com base nesse contexto, foi realizada a caracterização preliminar dos aquíferos, como etapa fundamental para subsidiar a aplicação do índice DRASTIC — ferramenta amplamente utilizada na estimativa da vulnerabilidade à contaminação. Essa caracterização envolveu a análise de parâmetros hidrogeológicos essenciais, como gradiente hidráulico, carga hidráulica (h), transmissividade (T), coeficiente de armazenamento (S) e vazão de teste (Q). Também foram considerados aspectos da hidráulica dos poços tubulares, incluindo profundidade, nível estático (NE), nível dinâmico (ND) e rebaixamento (REB), os quais influenciam diretamente na resposta do aquífero frente a potenciais fontes de contaminação.

A análise desses parâmetros, além de fornecer informações fundamentais sobre a interação entre o aquífero e o bombeamento, possibilita identificar áreas com maior ou menor disponibilidade hídrica, assim como setores mais vulneráveis à intrusão de contaminantes, seja em decorrência do rebaixamento acentuado do nível dinâmico, seja pela proximidade do nível estático em relação à superfície. Nesse sentido, a caracterização prévia do comportamento hidrodinâmico e hidráulico dos poços configura-se como etapa importante para a aplicação do índice DRASTIC, assegurando que a avaliação da vulnerabilidade e do risco de contaminação represente com maior fidelidade as condições reais do aquífero em estudo. Para tal, descreve-se a movimentação da água subterrânea no meio aquífero conforme abordado por diferentes autores (Fritz *et al.*, 1974; Teixeira *et al.*, 2000; Todd; Mays, 2005; Press *et al.*, 2006; Feitosa *et al.*, 2008; Freeze; Cherry, 2017).

Segundo Teixeira *et al.* (2000), a movimentação das águas subterrâneas é lenta quando comparada ao escoamento superficial. Em materiais permeáveis, como areia mal selecionada, a velocidade varia entre 0,5 e 15 cm.dia⁻¹, atingindo máximos de até 100 m.dia⁻¹ em cascalhos bem selecionados sem cimentação. Segundo os autores, estudos realizados na bacia do Maranhão

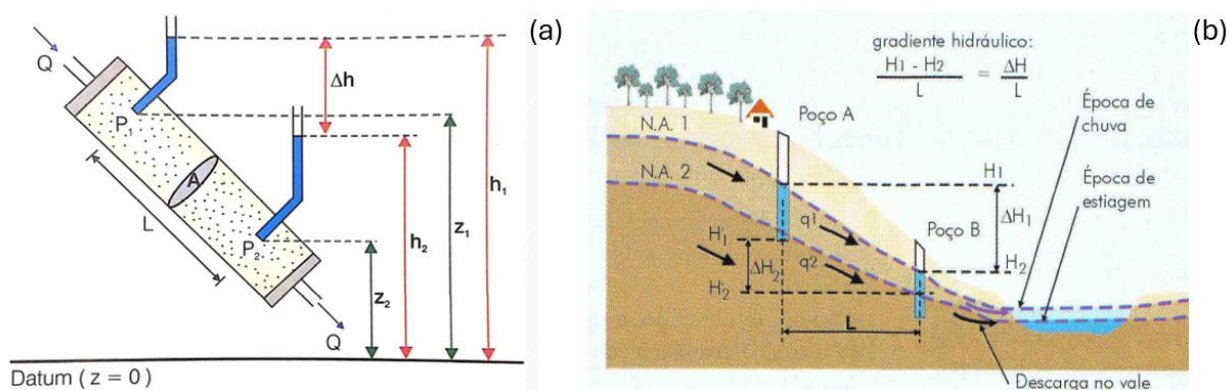
(Piauí), mostraram idades de até 35.000 anos para a água subterrânea em camadas profundas, indicando fluxo em torno de 1 m.ano^{-1} .

Nessa conjuntura, segundo esses autores, o movimento das águas subterrâneas além de sofrer a influência da força da gravidade, é guiada pela diferença de pressão entre dois pontos, exercida pela coluna de água sobrejacente aos pontos e pelas rochas adjacentes. Esta diferença de pressão é chamada de potencial da água ou potencial hidráulico e promove o movimento da água de pontos com alto potencial, como no topo do nível freático, para zonas de baixo potencial, como em fundos de vales. Esta pressão exercida pela coluna de água pode causar fluxos ascendentes da água subterrânea, contrariando a gravidade, como no caso de porções profundas abaixo de topos, onde a água tende a subir para zonas de baixo potencial, junto a leitos de rios e lagos (Teixeira *et al.*, 2000).

7.2 Hidrodinâmica das Águas Subterrâneas

Com objetivo de compreender a movimentação das águas subterrâneas em meios porosos Darcy (1856), realizou um experimento com tubos cilíndricos preenchidos com material granular homogêneo (como areia), conectados a dois reservatórios que permitem a entrada e saída da água. Para melhor compreensão, considera-se um aparato experimental como o mostrado na **Figura 7.1a** ilustrando as condições que ocorrem na natureza em um aquífero intergranular, como evidenciado na **Figura 7.1b**. Na ilustração, verifica-se um cilindro circular de seção transversal A que é preenchido com areia, tamponado em cada extremidade e equipado com tubos de entrada e saída e um par de manômetros.

Figura 7.1 - Ilustração do experimento da Lei de Darcy.



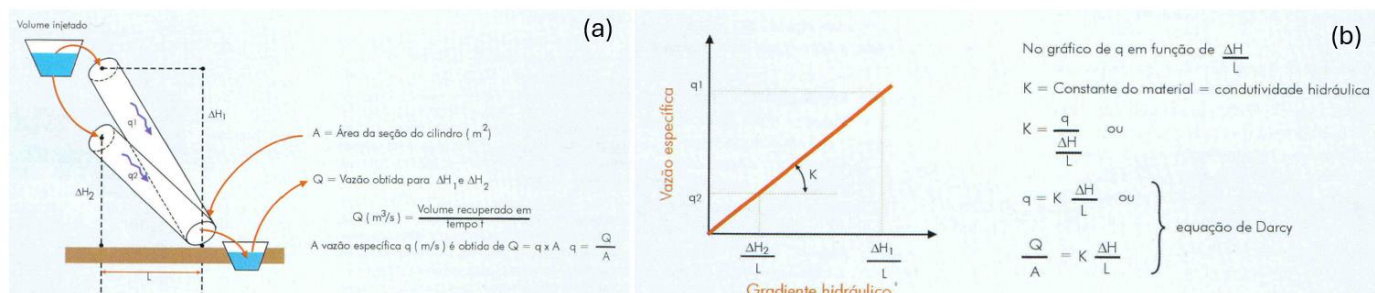
Fonte: Teixeira *et al.* (2000).

No experimento de Darcy, a água é introduzida no interior do cilindro, escoando através deste até que todos os seus poros estejam completamente saturados. Nesse estado, a vazão de entrada Q torna-se igual à vazão de saída. Considerando a adoção de um *datum* arbitrário na cota $z = 0$, definem-se as elevações de instalação dos manômetros como z_1 e z_2 , e as alturas

piezométricas correspondentes como h_1 e h_2 . A distância entre os pontos de tomada de pressão é designada por Δl (Freezer e Cherry, 2017).

No experimento, em um tubo preenchido com material arenoso, o fluxo de água para diferentes gradientes hidráulicos foi calculado em relação entre a vazão (Q) e a área (A) da seção do cilindro (**Figura 7.2a**). Este fluxo, sob ação da gravidade, foi definido como a vazão específica (q) do material (**Figura 7.2b**).

Figura 7.2 - Obtenção dos dados para Lei de Darcy.



Fonte: Fonte: Teixeira *et al.* (2000).

A partir das medições, Darcy observou que a vazão (Q) é diretamente proporcional à área da seção transversal (A), e ao gradiente hidráulico ($\Delta h/L$), que é definido pela razão entre o desnível e a distância horizontal entre dois pontos. Quanto maior a diferença de potencial, dada uma distância lateral constante, maior será a velocidade do fluxo. Além disso, verificou que a permeabilidade do material influencia diretamente a quantidade de água que pode atravessá-lo, caracterizada pelo coeficiente de condutividade hidráulica (K), que é uma característica intrínseca do material, expressando sua capacidade de transmissão de água (Teixeira *et al.*, 2000; Freezer e Cherry, 2017).

A relação estabelecida ficou conhecida como Lei de Darcy (Equação 20), onde Q é a vazão (m³.s⁻¹), K corresponde a condutividade hidráulica do meio (m.s⁻¹), A é área da seção transversal (m²), e a relação $\Delta h/L$ é o gradiente hidráulico (Teixeira *et al.*, 2000; Press *et al.*, 2006; Freezer e Cherry, 2017).

$$Q = K \cdot A \cdot \frac{(h_1 - h_2)}{L} = K \cdot A \cdot \frac{\Delta h}{L} \quad (20)$$

O h como demonstrado na Equação (20) e **Figura 7.3**, define-se como a carga hidráulica, que indica o nível de energia em que a água se encontra, e pode ser representada pela Equação (21), onde z é a elevação do nível da água (ou cota geométrica) e da pressão, p . A pressão pode ser expressa em altura de líquido, bastando dividi-la pelo peso específico da água (γ).

Combinando-se as parcelas, obtém-se a Equação (21) para o cálculo da carga hidráulica (h) (Texeira *et al.*, 2000).

$$h = z + \frac{p}{\gamma} \quad (21)$$

Segundo Teixeira *et al.* (2000), na prática, em um aquífero livre (não confinado), a carga na superfície freática (onde a pressão p é nula, por ser a pressão atmosférica de referência) corresponde ao próprio nível da água, $h = z$) e no caso de aquíferos confinados, a carga no topo da camada (tomado como referência) é dada pela carga de pressão (P/γ), que corresponde à altura até onde o nível da água se elevará, acima do topo do aquífero, quando perfurado um poço no local. A **Figura 7.3** ilustra a condição apresentada na Equação (21).

A partir da Equação (21), e estabelecendo um paralelo com a mecânica dos fluidos, compreende-se que a Lei de Darcy está relacionada à perda de energia durante o escoamento de um fluido. Nesse contexto, Todd (1959) e Domenico (1972) recorreram à equação de Bernoulli como ponto de partida para o desenvolvimento dos conceitos de potencial de fluido e carga hidráulica. Assim, ao expressar a Equação (21) em termos de carga e utilizando uma notação simplificada, a Lei de Darcy pode ser representada pela Equação (22), em que h_z corresponde à carga de elevação, h_p à carga de pressão e h_v à carga de velocidade. De acordo com a notação usualmente encontrada na literatura: $h_z = z$, $h_p = \Psi$ e $h_v = v^2/2g$ (Freeze; Cherry, 2017). O termo h_T é denominado carga total e, no caso particular em que $h_v = 0$, a carga total se reduz à carga hidráulica (h). Nesse contexto, a Equação (21) pode ser reescrita como na Equação (23).

$$h_T = h_z + h_p + h_v \quad (22)$$

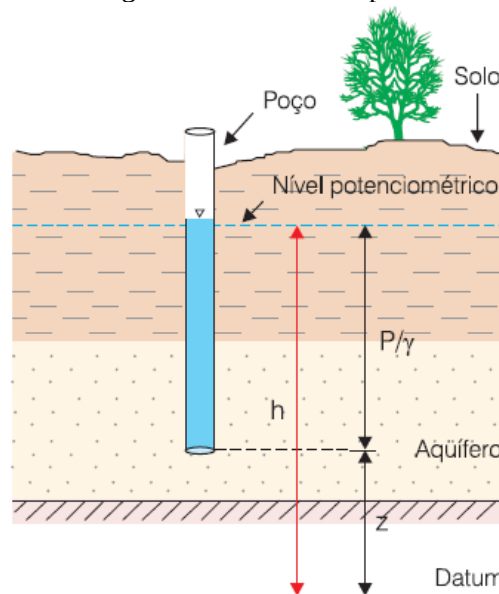
$$h_T = h_z + h_p \rightarrow h = z + \Psi \quad (23)$$

De acordo com o estudo de Sousa (2021), a carga hidráulica na Ilha do Maranhão apresenta valores mais elevados na porção central, especialmente nos trechos médio e alto das regiões hidrográficas dos rios Paciência e Santo Antônio. Nas áreas periféricas, essa carga tende a ser menor, o que favorece o fluxo da água subterrânea das zonas mais altas, situadas no topo dos tabuleiros costeiros, em direção ao baixo curso dessas bacias.

Na bacia hidrográfica do Rio Paciência, a carga hidráulica varia, em média, entre 5 e 40 m. Os maiores valores (25 a 30 m) concentram-se no médio e alto curso, destacando-se os poços do Sistema Produtor Paciência I, alguns dos quais chegam a ultrapassar os 40 m. Já no baixo curso da bacia verificam-se as menores cargas (< 5 m), embora também tenham sido identificados, de

forma pontual no alto curso, poços com valores inferiores a esse valor, no setor sul da bacia nas proximidades da bacia do Rio Tibiri (Sousa, 2021).

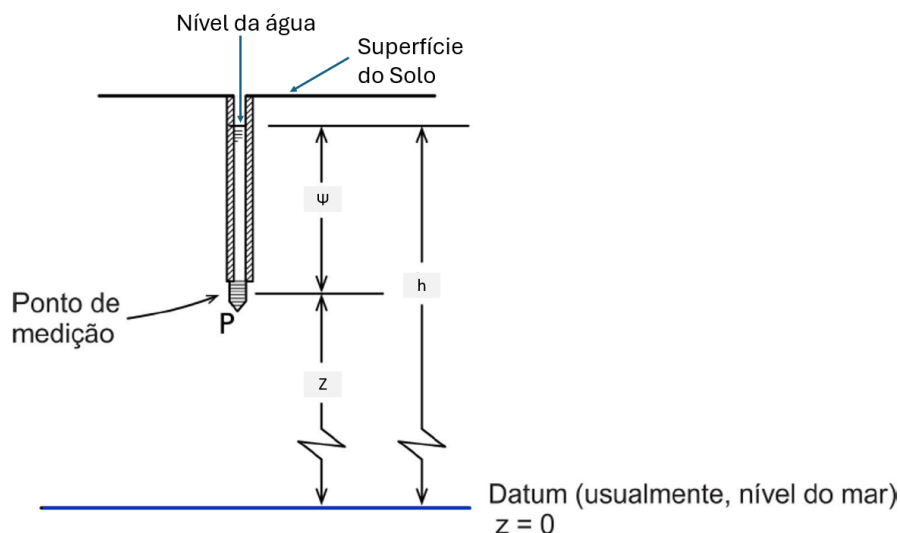
Figura 7.3 - Carga hidráulica em um ponto no aquífero.



Fonte: Teixeira *et al.* (2000).

Nessa discussão sobre a mobilidade das águas, torna-se essencial compreender a relação entre permeabilidade (k) e condutividade hidráulica (K), tal como expressa na Equação (20) da Lei de Darcy, destacando as diferenças entre ambas. De acordo com Freezer e Cherry (2017), a permeabilidade (k) constitui uma propriedade intrínseca do meio, que expressa a capacidade de materiais, como rochas ou sedimentos, de serem atravessados por um fluido. Por depender unicamente da estrutura interconectada dos poros e fissuras do material, a permeabilidade não tem relação com o tipo de fluido que o atravessa, é em uma função apenas do meio e tem dimensões $[L^2]$.

Figura 7.4 - Carga hidráulica h , carga de pressão ψ e carga de elevação z para um piezômetro.



A condutividade hidráulica (K), por sua vez, define-se como uma propriedade do meio aquífero que mede a facilidade com que um fluido específico, geralmente a água, se move através de um meio poroso. Diferente da permeabilidade, ela não é uma característica exclusiva do material, pois depende tanto das propriedades do meio (como a permeabilidade) quanto das do fluido (como viscosidade e densidade). Por exemplo, em um mesmo tipo de solo, a condutividade hidráulica da água é maior que a de um óleo mais espesso, demonstrando sua dependência do fluido. Sua unidade é comumente expressa em dimensões de comprimento dividida por dimensões de tempo, como por exemplo m/s ou cm/dia (Teixeira *et al.*, 2000; Press *et al.*, 2006; Freezer e Cherry, 2017).

Segundo Freezer e Cherry (2017), valores de condutividade hidráulica geralmente mostram variações no espaço dentro de uma mesma formação geológica. Também podem apresentar variações com a direção de medição em qualquer ponto em uma formação geológica. A primeira propriedade é denominada *heterogeneidade* e a segunda *homogeneidade*. Ainda, se a condutividade hidráulica *K* é *independente* da posição dentro de uma formação geológica, a formação é *homogênea*. Se a condutividade hidráulica *K* é dependente da posição dentro de uma formação geológica, então a formação é *heterogênea*.

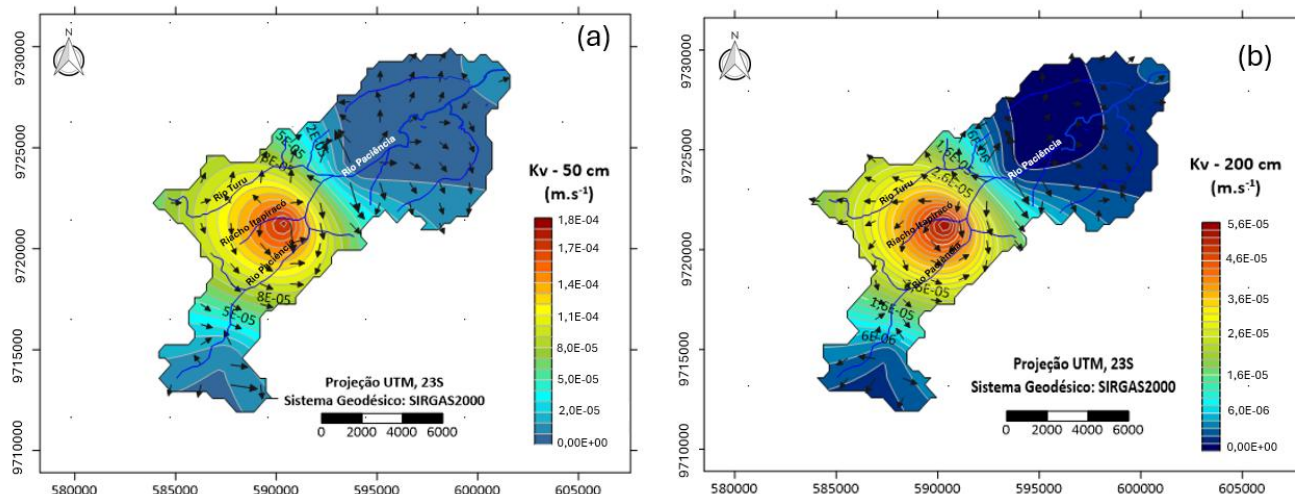
Outra característica da condutividade hidráulica (K) é que ela determina se uma formação geológica é isotrópica ou anisotrópica. Se o valor de K for o mesmo em todas as direções de medição em um ponto, a formação é considerada isotrópica. Por outro lado, se a condutividade hidráulica variar dependendo da direção em que é medida, a formação é anisotrópica (Freeze e Cherry, 2017).

Com base no presente estudo - em que foram realizados ensaios de infiltração utilizando-se o método *open end hole* - a condutividade hidráulica vertical (Kv) na bacia do Rio Paciência varia significativamente com a profundidade, conforme ilustrado nos mapas da **Figura 7.5**. Na camada mais superficial (0 - 50 cm), os valores de Kv são consideravelmente altos, alcançando até $\approx 0,00018$ ou $1,8 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. Essa alta condutividade se concentra principalmente na porção central da bacia, em seu médio curso, em uma das regiões mais urbanizadas. Em contrapartida, na maior profundidade (150 - 200 cm), a condutividade hidráulica vertical é menor, com valores máximos de aproximadamente $\approx 0,000056 \text{ m.s}^{-1}$ ou $5,6 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$. Essa diminuição da condutividade é evidente no alto e baixo curso da bacia, onde predominam as cores azuis nos mapas, indicando a menor capacidade de fluxo de água nessa camada.

Diante do resultado, observa-se que a camada mais superficial (0 - 50cm), na **Figura 7.5a**, ocorre maior heterogeneidade e maiores valores de condutividade hidráulica, indicando que a camada mais superficial do solo permite maior infiltração e mobilidade vertical da água. Na

profundidade entre 150-200 cm (**Figura 7.5b**) a condutividade hidráulica menor, sugere materiais mais compactados ou menos permeáveis, como identificado com presença de material argiloso funcionando como uma barreira parcial ao fluxo vertical.

Figura 7.5 - Condutividade hidráulica da zona não saturada dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência: (a) na profundidade até 50 cm; (b) na profundidade entre 150 - 200 cm.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

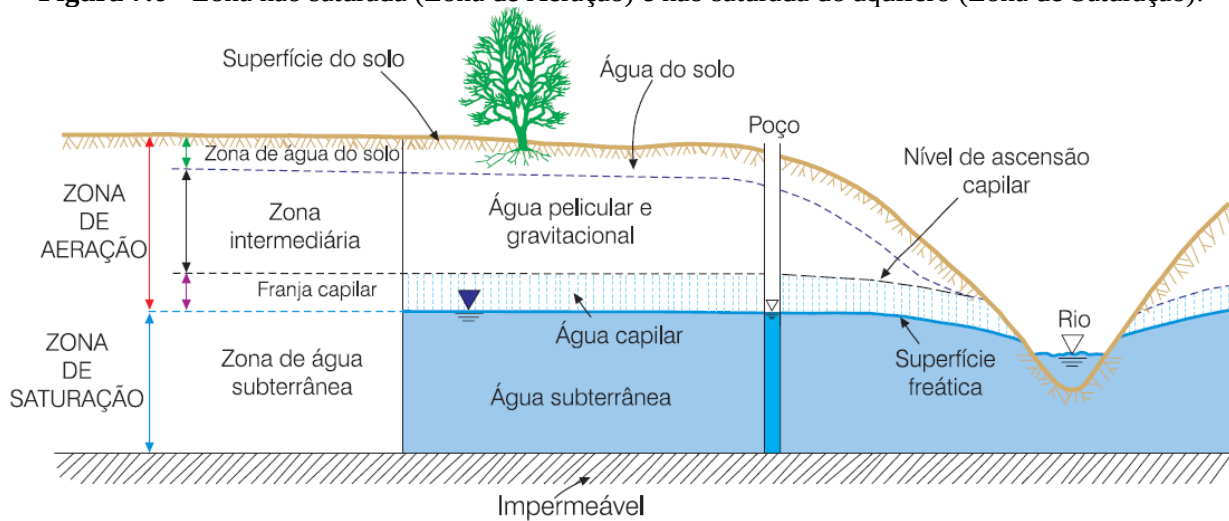
Especialmente, na região central (Riacho Itapiracó e parte do Rio Paciência) apresenta as maiores condutividades tanto em superfície quanto em profundidade, embora com forte redução ao longo do perfil vertical. As regiões nordeste e sudoeste apresentam os menores valores de Kv, sugerindo zonas de menor recarga ou solos mais impermeáveis. No estudo desenvolvido por Sousa (2021), para a Ilha do Maranhão, a média geral da condutividade hidráulica saturada foi de $1,93 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$, estimativa coerente às ordens de grandeza de 10^{-5} e 10^{-4} m.s^{-1} para aquíferos Itapecuru e Barreiras, e que valores de condutividade hidráulica de 10^{-4} m.s^{-1} foram registrados na bacia hidrográfica do Rio Paciência.

Ainda no contexto de mobilidade das águas subterrâneas, a transmissividade de um aquífero é um parâmetro hidrogeológico que mede a capacidade de um aquífero de transmitir água através de toda a sua espessura saturada, em condições de fluxo horizontal. Em termos simples, ela indica quanta água pode fluir lateralmente por um aquífero em um determinado tempo. Segundo Teixeira *et al.* (2000), a transmissividade corresponde a quantidade de água que pode ser transmitida horizontalmente por toda a espessura saturada do aquífero, como mostra a **Figura 7.6**, ou seja, a espessura saturada também conhecida como zona saturada, é a parte do subsolo onde todos os poros e fissuras das rochas e sedimentos estão completamente preenchidos com água. Em outras palavras, é a região subterrânea onde a água preenche todos os espaços vazios (Freezer e Cherry, 2017).

$$T = K.b$$

(24)

Figura 7.6 - Zona não saturada (Zona de Aeração) e não saturada do aquífero (Zona de Saturação).



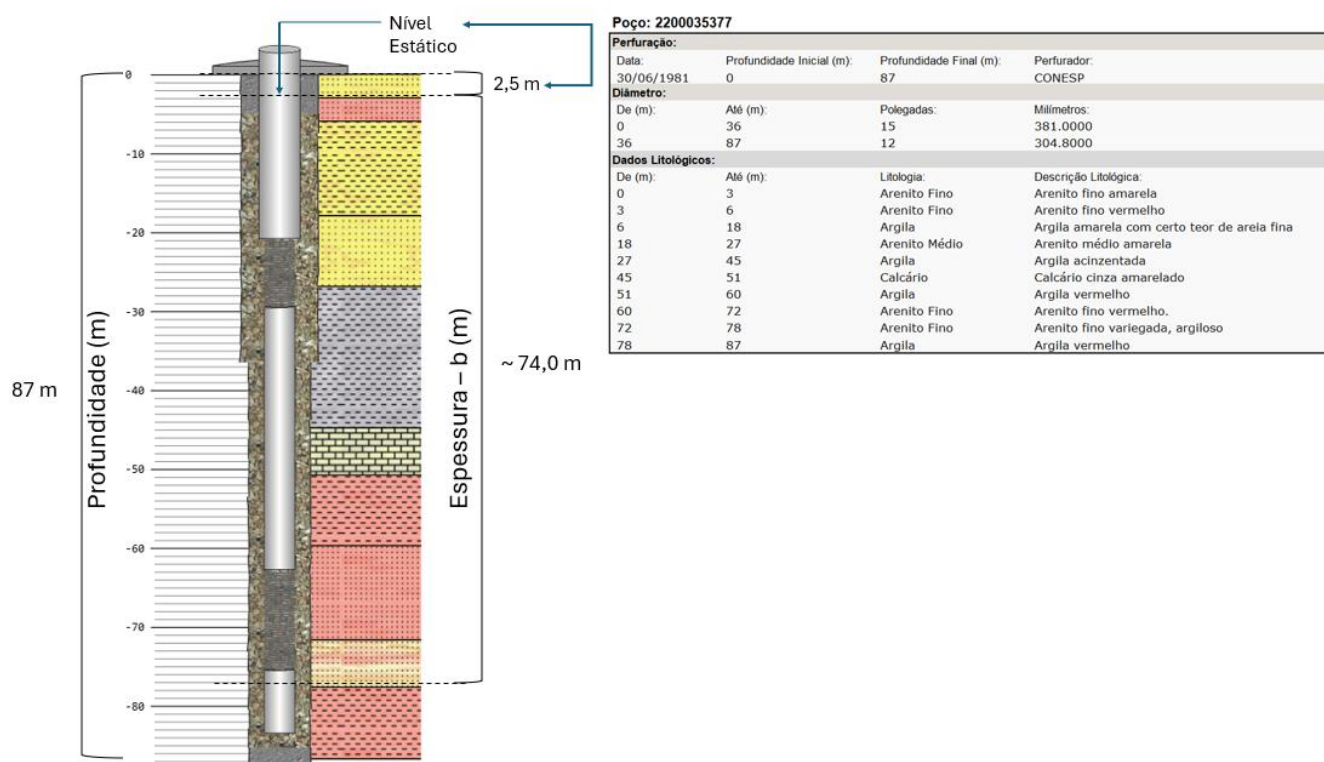
Fonte: Teixeira et al. (2000).

Em outros termos, a transmissividade pode ser entendida como a taxa de escoamento através de uma faixa vertical do aquífero com largura unitária submetida a um gradiente hidráulico unitário. Esse conceito aplica-se em estudos bidimensionais, e para aquíferos confinados, a transmissividade define-se segundo a Equação (24), em que T a transmissividade é dada em L^2/t , K a condutividade hidráulica e b a espessura saturada do aquífero (L), sendo L a unidade de comprimento, e t relaciona-se ao tempo (geralmente em segundos). Comumente as unidades de transmissividade são $m^2.s^{-1}$, $m^2.dia^{-1}$ ou $galões.dia^{-1}.pé^{-1}$, no sistema inglês (Teixeira *et al.*, 2000; Feitosa *et al.*, 2008).

A espessura saturada (b) de um aquífero é a distância vertical entre o topo e a base da formação geológica que armazena e transmite água subterrânea. Em outras palavras, é a altura total da camada saturada de água. Em aquíferos livres (freáticos) a espessura é a distância entre o nível freático (o topo da zona saturada, que pode flutuar) e a camada impermeável (a base do aquífero). Em aquíferos confinados a espessura é a distância vertical fixa entre as duas camadas impermeáveis que o confinam, conhecidas como aquitardes (camadas semipermeáveis) ou aquicludes (camada com baixa condutividade hidráulica). Nesse caso, a espessura é constante.

Sousa (2021), no estudo de caracterização dos aquíferos da Ilha do Maranhão, ao subtrair o nível estático da profundidade da interface Barreiras-Itapecuru, obteve-se a espessura saturada do pacote sedimentar do Aquífero Barreiras, conforme exemplo da **Figura 7.7**. O autor verificou, que em geral, a espessura do pacote sedimentar é maior na porção central na Ilha do Maranhão, onde atinge valores entre 80 a 90 m, adelgaçando em direção ao litoral. Os valores mais baixos remetem aos locais em que a interface Barreiras-Itapecuru é quase aflorante e o nível estático é profundo, como nas bacias hidrográficas do Riacho dos Cachorros, Estiva e Inhaúma.

Figura 7.7 - Exemplo da espessura do Aquífero Barreiras. Dados extraídos de um do poço tubular (22000035377) da plataforma SIAGAS (SGB, 2025) do Sistema Produtor Paciência no município de São Luís – MA.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

A transmissividade de um aquífero, pode ser estimada por diferentes modelos, tanto em aquíferos livres quanto confinados. Nos aquíferos confinados, métodos clássicos como o de Theis (1935), Cooper-Jacob (1946), Hantusch e Jacob (1955) e Hantush (1960) utilizam a interpretação de ensaios de bombeamento, considerando a resposta temporal do rebaixamento do nível piezométrico. Já em aquíferos livres, além da adaptação desses modelos, são também aplicados métodos que incorporam a variação da espessura saturada, como a solução de Neuman (1975). Em ambos os casos, a escolha do modelo depende das condições de contorno, do tipo de aquífero, do regime de fluxo e da disponibilidade de dados, sendo a transmissividade uma grandeza chave para o planejamento da gestão hídrica e para o dimensionamento sustentável de sistemas de captação (Dupuit, 1863; Walton, 1970; Fritz *et al.*, 1974; Forchheimer, 1886).

Considerando o modelo de Hantush e Jacob (1955) - através do *AquiferTest Pro*, v.10.00 (Waterloo Hydrogeologic), Sousa (2021) estimou a transmissividade para 146 poços, alcançando o resultado médio de $8,33 \times 10^{-4} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$, ordem de grandeza que abrange 53,37% da Ilha do Maranhão. Valores em torno de $10^{-3} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ correspondem a 26,71% da área territorial e ocorrem sobretudo nas bacias hidrográficas do Paciência, Santo Antônio e Riacho dos Cachorros. Essas duas ordens de grandeza estão compreendidas entre os valores de referência obtidos por Acqua-

Plan (1972) e Rebouças e Silva (1972) para os aquíferos Barreiras e Itapecuru, nas regiões do Paciência e Bacanga (área do Sacavém) e do Itaqui.

Diante do exposto, compreende-se que a capacidade de um aquífero armazenar e transmitir água depende das propriedades da água (densidade, viscosidade e compressibilidade) e das propriedades do meio poroso (porosidade, permeabilidade e compressibilidade) (Teixeira *et al.*, 2000). Nesse contexto, é importante diferenciar o armazenamento específico (S_s) do coeficiente de armazenamento (S).

De acordo com Freezer e Cherry (2017) o armazenamento específico (S_s) de um aquífero saturado é definido como o volume de água que uma unidade de volume do aquífero libera do armazenamento sob uma diminuição unitária na carga hidráulica, como mostra a Equação (25), onde: S_s corresponde ao armazenamento específico (adimensional); $\delta V_{\text{liberado}}$ que é volume de água liberado (m^3); V , o volume total do aquífero considerado (m^3); e δh , a variação de carga hidráulica ou variação de altura piezométrica (m). Esse parâmetro aplica-se principalmente a aquíferos confinados, porque nesses casos a liberação de água está relacionada à compressibilidade da água e da matriz rochosa.

$$S_s = \frac{\delta V_{\text{liberado}}}{V \cdot \delta h} \quad (25)$$

Já o coeficiente de armazenamento (S) é a quantidade de água armazenada ou liberada por unidade de área horizontal do aquífero devido a uma variação unitária de carga hidráulica, ou seja, o armazenamento de um aquífero confinado saturado de espessura b pode ser definido como o volume de água que um aquífero libera do armazenamento por unidade de área de superfície do aquífero por unidade de declínio, na componente de carga hidráulica normal a essa superfície. O coeficiente de armazenamento é aplicado tanto a aquíferos confinados como não confinados, mas é usado principalmente para descrever o comportamento de grandes áreas de acordo com a Equação (26).

$$S = S_s \cdot b \quad (26)$$

Segundo Sousa (2021), o coeficiente de armazenamento funciona de forma diferente para aquíferos confinados e livres. Em aquíferos confinados, o coeficiente de armazenamento se refere à quantidade de água liberada por uma coluna de aquífero com área unitária e altura igual à espessura do aquífero, quando a carga hidráulica varia em uma unidade. Esse valor é tipicamente muito baixo, variando entre 10^{-3} e 10^{-5} . Em aquíferos livres, esse coeficiente, chamado de porosidade efetiva (η_e), está relacionado à água que pode ser drenada por gravidade dos poros interconectados do material. Ele é a razão entre o volume de água liberado (V_w) e o volume total

(V_t) do aquífero. Para aquíferos livres, os valores são consideravelmente maiores, variando de 2% a 30%, de acordo com Walton (1970).

Na bacia hidrográfica do Rio Paciência, o coeficiente de armazenamento das águas apresentou valores da ordem de 10^{-5} a 10^{-2} para os aquíferos confinados localizados ao norte da área. Já em porções com valores superiores a 10^{-2} , o fenômeno abrange cerca de 40,69% da Ilha do Maranhão, estendendo-se não apenas à bacia do Rio Paciência, mas também à região das Praias e à bacia vizinha do Rio Santo Antônio.

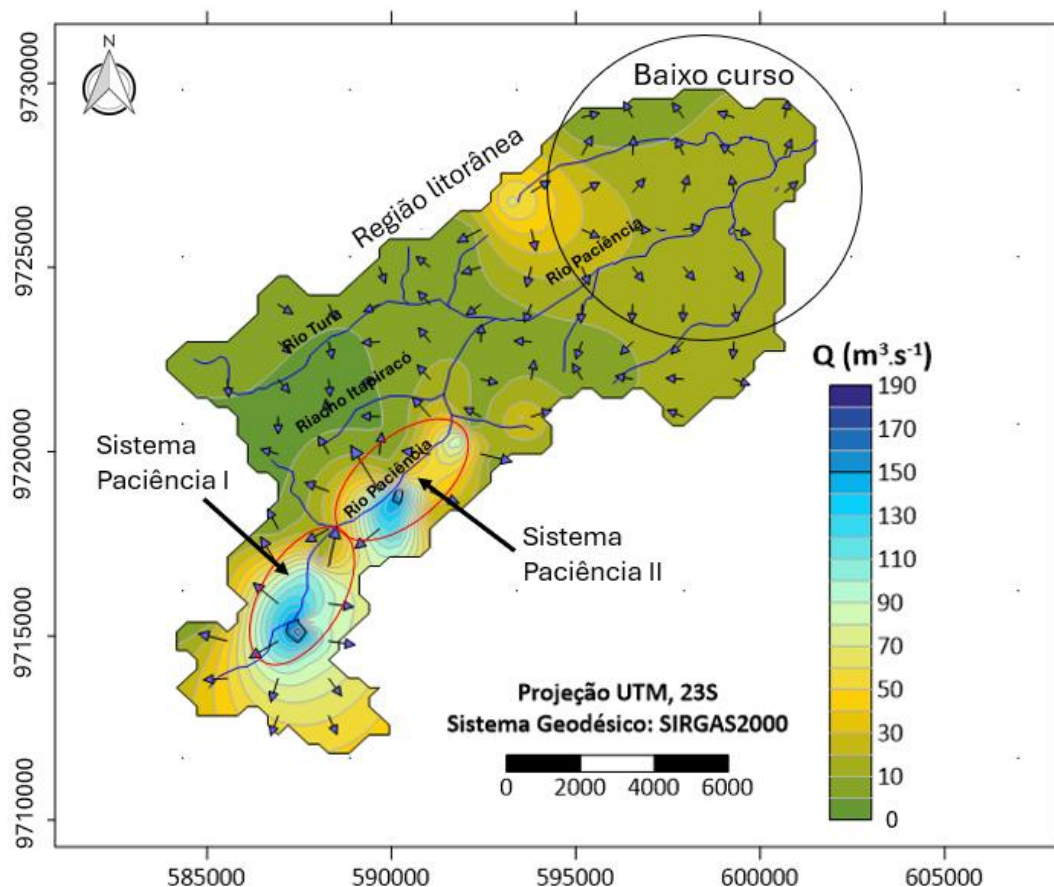
Nesse contexto, a vazão de teste, definida como a quantidade de água bombeada ou medida durante um ensaio em poço ou sistema hidráulico para avaliar o comportamento do aquífero ou da captação (Feitosa *et al.*, 2008), constitui um parâmetro importante para a compreensão da susceptibilidade dos poços à contaminação, uma vez que está diretamente associada à hidrodinâmica do aquífero. Conforme destacado por Lawrence *et al.* (2001), vazões elevadas indicam maior permeabilidade e transmissividade do meio aquífero, o que favorece não apenas a movimentação da água, mas também o deslocamento de contaminantes.

Em aquíferos de alta vazão, a renovação da água ocorre de forma mais rápida, reduzindo o tempo de residência e, por consequência, aumentando a probabilidade de chegada de poluentes em menor intervalo de tempo. Nessas condições, o raio de influência tende a ser ampliado, captando água – e eventuais contaminantes – de áreas mais distantes. Por outro lado, uma alta taxa de extração pode intensificar os gradientes hidráulicos, acelerando o transporte de contaminantes em direção ao poço. Em aquíferos de baixa produtividade, o fluxo subterrâneo é mais lento, o que dificulta a rápida dispersão da contaminação, mas pode prolongar sua persistência em escala local.

Segundo Sousa (2021), os valores mais elevados de vazão de teste na Ilha do Maranhão estão nas bacias hidrográficas dos rios Paciência e Santo Antônio, onde se encontra o Sistema Produtor do Paciência. Segundo esse autor, especificamente na bacia hidrográfica do Rio Paciência, os maiores valores de vazão de teste foram registrados no Sistema Produtor do Paciência entre 50 a 90 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Na região litorânea e baixo curso da bacia, os valores máximos alcançam 20 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. A partir dos dados levantados no atual estudo, considerando 56 poços tubulares da SEMA e CAEMA, gerou-se o mapa de vazões de teste para a bacia. Confirma-se as maiores vazões no Sistema Produtor de Paciência (maiores que 50 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$), e menores vazões (valores abaixo de 20 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) no baixo curso da bacia (**Figura 7.8**).

Diante do exposto, e considerando a dinâmica da água subterrânea no momento de sua captação e sua relação com a possível contaminação, foram analisados os parâmetros hidráulicos (profundidade, nível estático - NE, nível dinâmico - ND, rebaixamento - REB e vazão de teste) de 56 poços tubulares integrantes da bateria de captação da SEMA e da CAEMA. Em razão da inconsistência dos dados disponíveis, os poços monitorados não foram incluídos nesta análise.

Figura 7.8 - Espacialização da vazão de teste de poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Paciência.

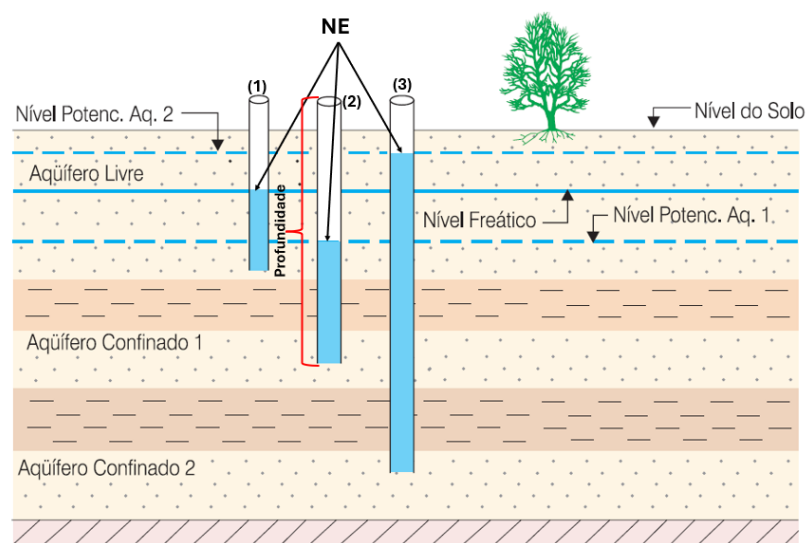


Fonte: elaborada pela autora (2025).

A profundidade de um poço é definida como a distância vertical entre a superfície do terreno e o ponto máximo atingido pela broca durante a perfuração. Essa medida, usualmente expressa em metros ou pés, é determinada por instrumentos mecânicos ou eletrônicos (Kresic, 2006; Feitosa *et al.*, 2008). Em termos gerais, poços mais profundos tendem a apresentar menor vulnerabilidade à contaminação proveniente da superfície. Contudo, a maior profundidade não garante, por si só, a qualidade da água, uma vez que o nível da água, também denominado nível piezométrico ou nível estático, corresponde à posição da superfície freática no interior do poço em condição de repouso, e depende sobretudo da pressão do aquífero captado, e não apenas da profundidade do poço (Feitosa *et al.*, 2008).

Como exemplo, a **Figura 7.9** apresenta o nível da água, na condição de um poço freático ou livre (1) e confinado (2) e (3), assim como o nível potenciométrico, que segundo Feitosa *et al.* (2008), define-se como a altura que a água atinge dentro de um poço ou piezômetro devido à pressão hidráulica do aquífero, ou seja, o nível potenciométrico, pode ser compreendido como a altura que a água atinge dentro de um poço devido à pressão hidráulica do aquífero (Todd; Mays, 2005; Freeze; Cherry, 2017).

Figura 7.9 - Aquífero Livre, Confinado, Nível Potenciométrico e Nível Freático ou Nível Estático (NE): (1) poço freático, (2) e (3) poços confinados.



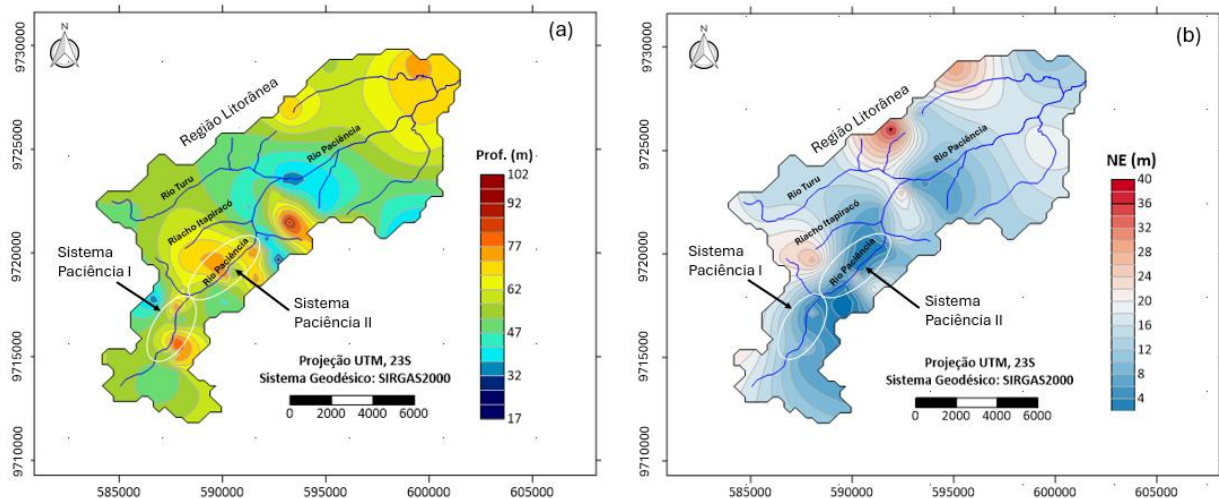
Fonte: adaptado de Feitosa *et al.* (2008)

Em aquíferos livres, o nível potenciométrico coincide com o nível freático (superfície da água em repouso). Em aquíferos confinados, ele pode estar acima da camada superior do aquífero, e até mesmo acima da superfície do solo, o que permite a formação de poços ditos artesianos. Assim, os poços artesianos são estruturas de captação de água subterrânea que alcançam aquíferos confinados. São reservatórios de água localizados entre camadas impermeáveis de rocha ou solo (Feitosa *et al.*, 2008).

Na bacia hidrográfica do Rio Paciência, a profundidade dos poços variou entre 17 m e 102 m, com média de 59 m, enquanto o nível estático (NE) apresentou valores entre 1,95 m e 40 m, em média, 12 m de profundidade (**Figura 7.10a**). As maiores profundidades de poços (> 80 m) concentram-se na porção central da bacia, região onde também se observam os menores valores de NE. Além disso, poços situados na região centro-sudoeste da bacia, vinculados ao Sistema Produtor Paciência I e II, bem como em pontos específicos ao longo da região litorânea e no baixo curso, também registraram valores reduzidos de NE. Esses resultados indicam que tais setores apresentam maior vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas. Segundo Aller *et al.* (1987), o NE é a distância real percorrida pelos contaminantes e poluentes antes da dissolução nas águas subterrâneas. Quanto maior a profundidade até o nível da água, menor a possibilidade de contaminação das águas subterrâneas.

No estudo realizado por Sousa (2021), as menores profundidades do NE foram identificadas na região central da Ilha do Maranhão e ao longo da faixa litorânea, enquanto as maiores estão situadas na região hidrográfica do rio Bacanga. Na bacia hidrográfica do Rio Paciência as maiores profundidades do NE (> 22 m) foram registradas a oeste da área e em pontos específicos na região litorânea (**Figura 7.10b**).

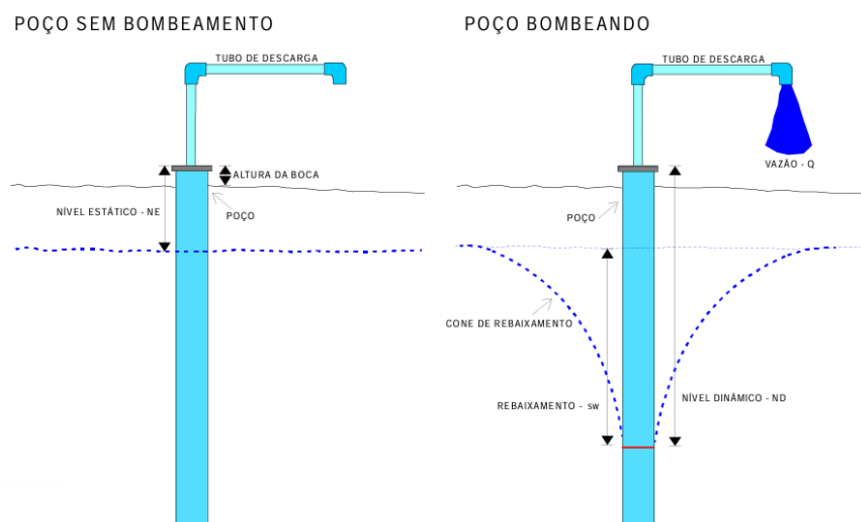
Figura 7.10 – Profundidade (Prof.) e Nível Estático (NE) de poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Paciência, na Ilha do Maranhão.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

O nível dinâmico (**Figura 5.11**), por sua vez corresponde a profundidade do nível da água dentro do poço, quando está em bombeamento (CPRM, 1988). Quanto maior o rebaixamento do nível dinâmico, maior é a área de contribuição do poço. Isso pode atrair água de regiões mais distantes, inclusive de áreas contaminadas. Em casos extremos, pode ocorrer conexão hidráulica entre aquíferos distintos através da própria coluna do poço, facilitando a migração de contaminantes. Além disso, poços em áreas onde o nível dinâmico baixa bastante tendem a ser mais vulneráveis a contaminantes superficiais, pois o gradiente hidráulico criado favorece a movimentação descendente da água (Todd; Mays, 2005; Kresic, 2006).

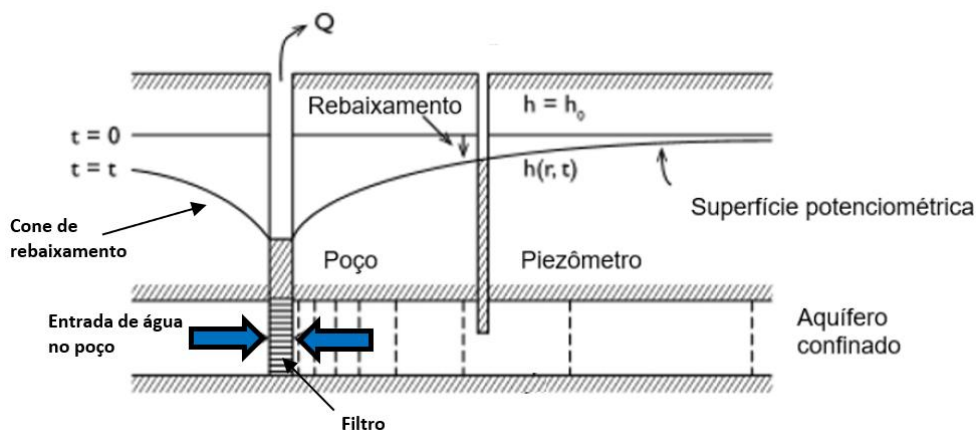
Figura 7.11 - Nível Estático (NE) e Nível Dinâmico (ND).



Fonte: CPRM (1988)

Nesse contexto, o rebaixamento pode ser definido como a diferença entre o nível estático e o nível dinâmico, representando a descida do nível da água no interior do poço durante o bombeamento (**Figura 7.12**) (CPRM, 1998). Em um dado aquífero, o cone de rebaixamento tende a aprofundar-se e a expandir-se em raio de influência ao longo do tempo (Freeze; Cherry, 2017).

Figura 7.12 - Ilustração do rebaixamento de um poço.



Fonte: adaptado de Freeze e Cherry (2017).

De acordo com Freeze e Cherry (2017), quando ocorre bombeamento em um aquífero confinado, formam-se gradientes hidráulicos dirigidos para o poço, resultando em rebaixamentos da superfície potenciométrica. Nesse processo, a água sofre expansão devido à redução das pressões hidrostáticas, enquanto o aquífero é submetido à compactação em função do aumento das tensões efetivas. Nessa situação, o sistema de fluxo induzido pelo bombeamento apresenta predominantemente gradientes horizontais, sem componentes verticais significativos.

Por outro lado, no bombeamento de um aquífero livre, os gradientes hidráulicos induzidos geram um cone de rebaixamento diretamente na superfície do lençol freático, envolvendo tanto gradientes horizontais como componentes verticais de fluxo. Assim, o rebaixamento de um poço, exerce influência relevante sobre a contaminação das águas subterrâneas, uma vez que altera os gradientes hidráulicos e, consequentemente, o movimento da água e de possíveis contaminantes no interior do aquífero (Freeze; Cherry, 2017).

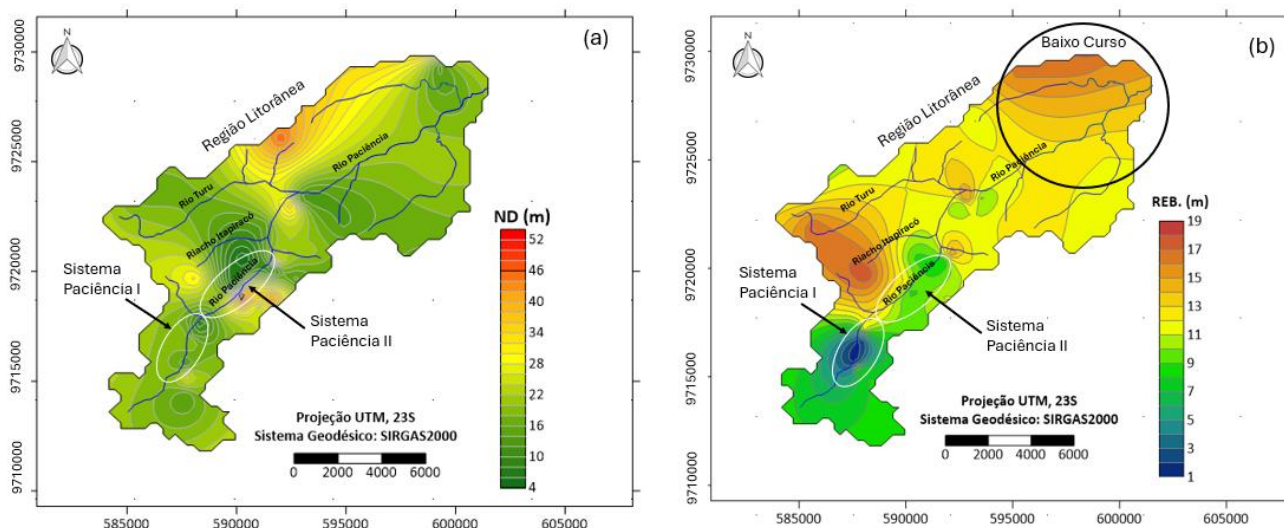
Na bacia hidrográfica do rio Paciência, o nível dinâmico (ND) variou entre 1 e 54 m, apresentando média de 23 m (**Figura 7.13a**). Os valores mais elevados foram observados tanto na região litorânea como na região central da bacia, nas imediações do Sistema Produtor Paciência II. De acordo com Foster e Hirata (1988, 1991), em áreas onde o nível dinâmico é mais profundo, a água subterrânea encontra-se mais afastada da superfície, o que pode reduzir a vulnerabilidade a contaminantes de origem superficial, como resíduos agrícolas, esgotos ou infiltração proveniente de aterros e lixões. No entanto, a ocorrência de rebaixamentos significativos (superiores a 15 m) no baixo curso da bacia configura um ponto crítico. Nessa área, bem como na zona litorânea, há

risco de intrusão salina, uma vez que o elevado rebaixamento pode gerar um gradiente hidráulico capaz de atrair a água do mar para o interior do aquífero.

Além disso, o aumento do rebaixamento pode intensificar o transporte de contaminantes em direção aos poços de captação. Isso ocorre porque a água subterrânea tende a deslocar-se de áreas de maior carga hidráulica (fora do cone de rebaixamento) para áreas de menor carga (no interior do poço), podendo conduzir poluentes oriundos de zonas urbanas ou agrícolas vizinhas diretamente para os pontos de extração (Chachadi e Lobo Ferreira, 2001).

Adicionalmente, Pinheiro *et al.* (2025) destacam que o baixo curso da bacia possui um sistema de saneamento doméstico baseado, em grande parte, no uso de fossas sépticas. Nas águas do Rio Paciência, no município de Paço do Lumiar, foram ainda registradas cargas de fósforo total significativas ($> 1 \text{ mg.L}^{-1}$). Esse comportamento possivelmente está associado não apenas ao esgotamento sanitário, mas também, provavelmente, à lixiviação proveniente de áreas de hortifruticultura e da criação de pequenos rebanhos de caprinos, suínos e bovinos mantidos por produtores locais no trecho que se estende do médio ao baixo curso da bacia. Esse conjunto de fatores intensifica as preocupações relacionadas à qualidade da água subterrânea e ao risco de contaminação nesse setor da bacia.

Figura 7.13 - Nível dinâmico (ND) e rebaixamento de poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Paciência, na Ilha do Maranhão: (a) nível dinâmico; (b) rebaixamento.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

7.3 Vulnerabilidade das Águas dos Aquíferos Barreiras-Itapecuru pelo método DRASTIC

Com base nos elementos apresentados, a determinação do índice DRASTIC considerou, além da análise da profundidade do nível da água (*D - Depth to water*), o valor de 55 mm.ano^{-1} como recarga anual (*R - Recharge*), estimado para a bacia hidrográfica do Rio Paciência a partir dos estudos realizados pela ANA e pela CPRM (2019). Relativamente ao meio aquífero (*A -*

Aquífer media), o material geológico predominante foi classificado como “arenito, calcário e argilito estratificado”, conforme Rodrigues *et al.* (1994), no contexto das folhas cartográficas SA-23-Z-A (São Luís) e SA-23-X-C (Cururupu). Essa caracterização é corroborada pelos trabalhos de Bomfim (2004), Diniz *et al.* (2014), ANA e CPRM (2019) e Sousa (2021).

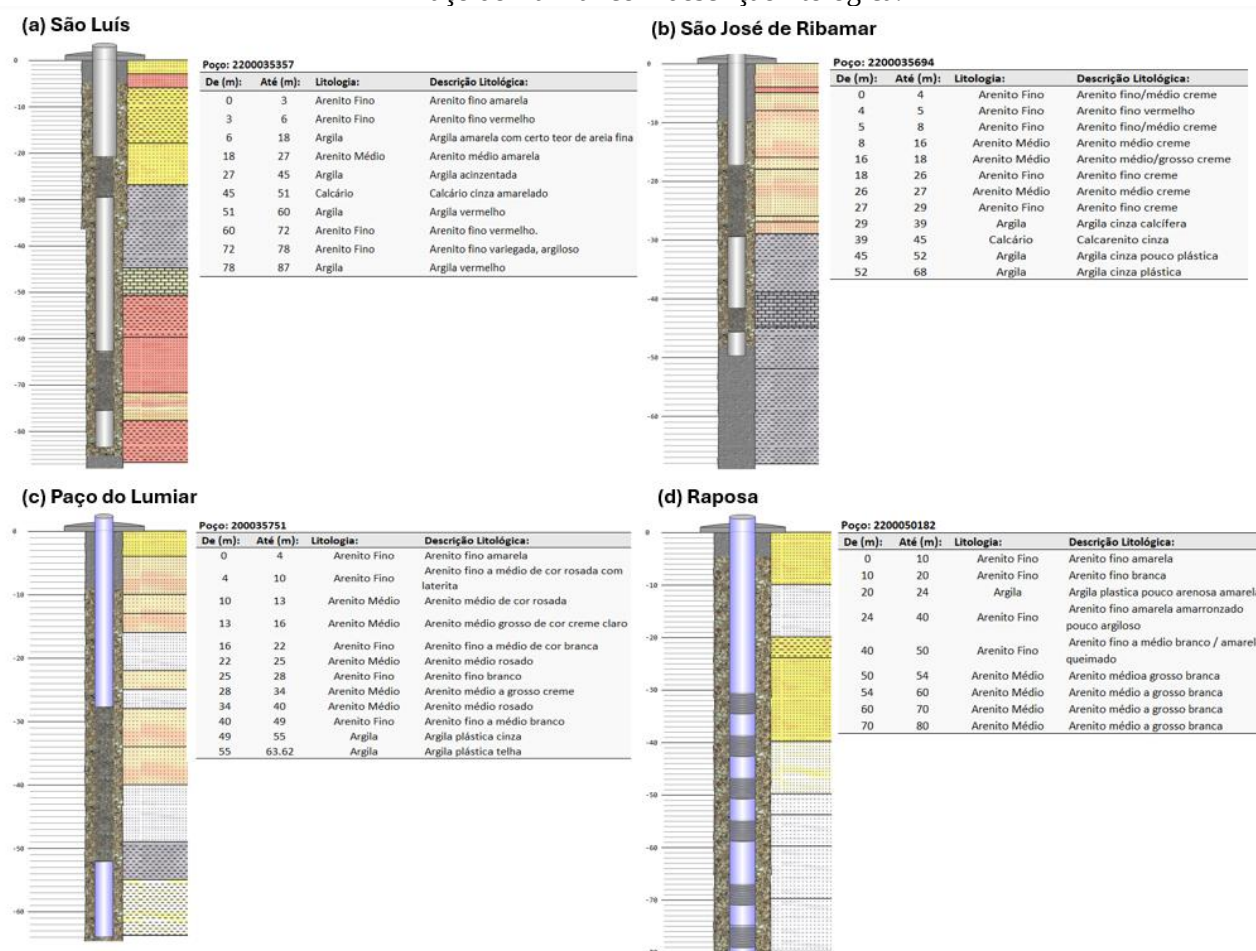
Além do exposto, o tipo de solo acima da superfície freática ou aquífero (*S - Soil media*), que influencia a infiltração foi determinado com base na análise granulométrica realizada neste estudo, em que os solos foram classificados como: franco, franco argilo arenoso, franco arenoso, areia franca e areia. De acordo com o enquadramento segundo metodologia de Aller *et al.* (1987), os pesos associados às diferentes texturas dos solos foram: para a areia (9); para solos franco arenoso (6) e franco (5).

No que se refere à inclinação do terreno, fator que influencia diretamente o escoamento superficial e a infiltração, e que corresponde ao parâmetro de topografia (*T - Topography*) no índice DRASTIC, foi elaborado o mapa de declividade da bacia hidrográfica do Rio Paciência. Esse mapa foi gerado a partir de imagens TOPODATA (INPE), derivadas do modelo digital de elevação refinado do SRTM, com resolução espacial de 30 metros. Os dados foram recortados conforme a área de estudo e processados em ambiente SIG, utilizando o *software QGIS*, versão 3.22 (*Open Source Geospatial Foundation Project*).

Para o cálculo da declividade, adotou-se o método do máximo gradiente, conforme proposto por Valeriano (2008), que considera a variação altimétrica entre células vizinhas. A declividade foi classificada na faixa de 2 a 6, atribuindo-se peso 9, conforme os critérios estabelecidos por Aller *et al.* (1987) para aplicação no índice DRASTIC.

Relativamente à camada localizada entre o solo e o aquífero, responsável pela filtragem de contaminantes e correspondente à zona não saturada (*I – Impact of Vadose Zone*), foram utilizadas informações obtidas a partir dos perfis litológicos de 56 poços tubulares analisados. De acordo com a metodologia estabelecida para o índice DRASTIC, a maioria desses poços foi enquadrada na classe “areia e cascalho com percentagem significativa de silte e argila”, à qual se atribuiu o peso 6. Como ilustração, a **Figura 7.14** apresenta os perfis litológicos de poços representativos de cada município da Ilha inseridos na bacia hidrográfica do Rio Paciência.

Figura 7.14 - Perfil de poços tubulares localizados na bacia hidrográfica do Rio Paciência, na Ilha do Maranhão, com exemplos representativos, nos municípios de São Luís, São José de Ribamar, Raposa e Paço do Lumiar com descrição litológica.



Fonte: SIAGAS (SGB, 2025).

Quanto à condutividade hidráulica (*C - Hydraulic Conductivity*), os valores foram estimados para a bacia por meio do ensaio *open end hole*, conforme descrito na metodologia desta pesquisa. Independente da profundidade (0 - 50 cm, 50 - 100 cm, 100 - 150 cm e 150 - 200 cm), os solos foram enquadrados com condutividade variando entre 10^{-4} e 10^{-8} m.s⁻¹, sendo atribuído o peso médio de 6, conforme os critérios estabelecidos pela metodologia DRASTIC.

Com base nos dados analisados, foi calculado o índice DRASTIC conforme a metodologia proposta por Aller *et al.* (1987), resultando na elaboração do mapa final de vulnerabilidade à contaminação dos aquífero Barreiras-Itapecuru, na bacia hidrográfica do Rio Paciência. A geração do mapa foi realizada por meio do software *Surfer v.29* (Golden Software Inc.), utilizando a técnica estatística de krigagem ordinária, conforme descrita por Landim *et al.* (2002) e Kamimura *et al.* (2012).

Teoricamente, os valores do índice DRASTIC variam entre 26 (mínimo) e 226 (máximo), permitindo sua classificação em quatro categorias qualitativas de vulnerabilidade, conforme apresentado na **Tabela 5.5**. Na área de estudo, os valores calculados para os aquíferos Barreiras-

Itapecuru situaram-se entre 138 e 182, indicando níveis de vulnerabilidade dentro da faixa esperada pela metodologia.

Tabela 7.1 - Classificação e descrição dos valores do índice DRASTIC.

Escala de vulnerabilidade intrínseca	Enquadramento
26 - 71	Baixa
71 - 126	Moderada
126 - 180	Alta
180 - 226	Muito alta

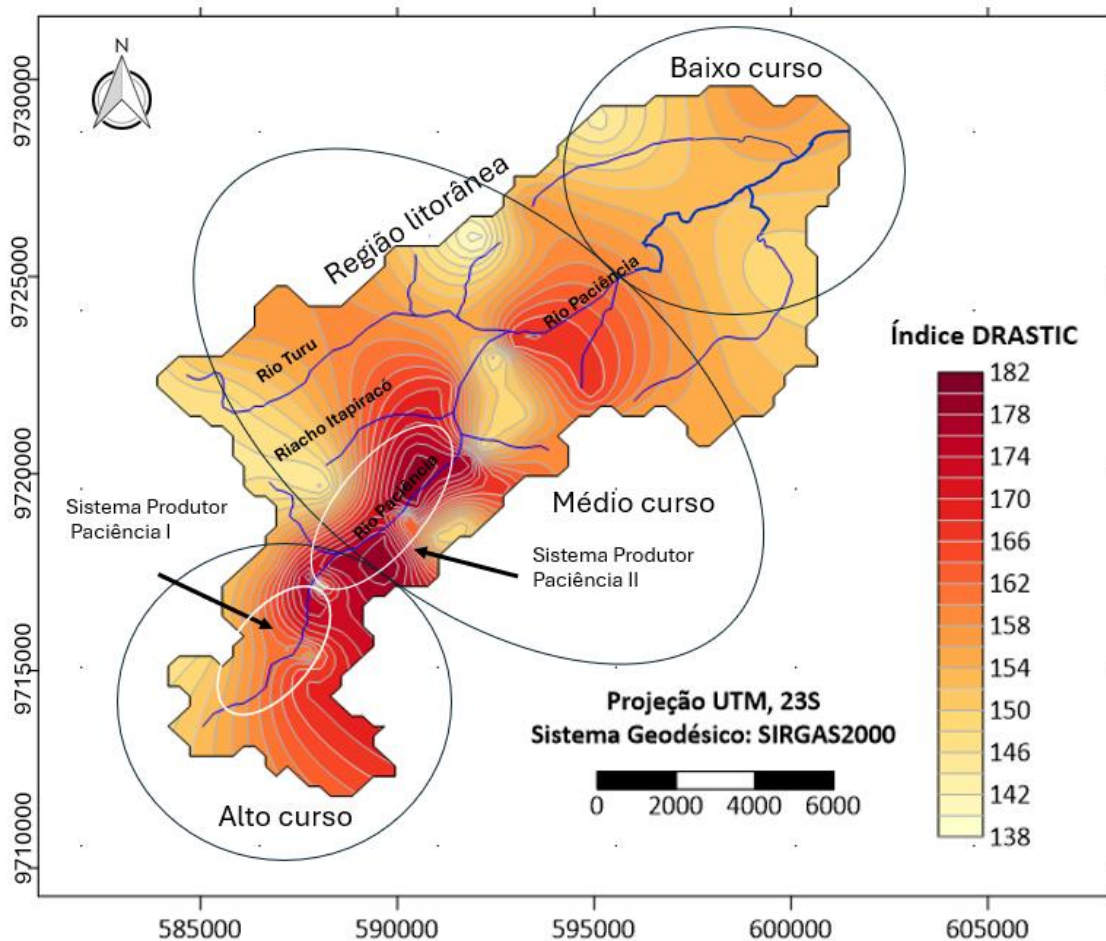
Fonte: Aller *et al.* (1987).

Considerando isso, é notável que a vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação de toda a área de estudo se enquadra na categoria de alta vulnerabilidade (**Tabela 7.1**). No entanto, a essência desse estudo é determinar qual área é mais vulnerável à contaminação das águas subterrâneas em comparação a outras. Os setores em vermelho escuro sugerem áreas onde o aquífero está mais exposto à contaminação a partir de atividades humanas ou naturais, enquanto as em amarelos as de menor vulnerabilidade (**Figura 7.15**).

No mapa da **Figura 7.15**, as áreas em tons de laranja e vermelho claro (146-170) ficam claramente evidenciadas como regiões de vulnerabilidade alta, áreas mais próximas aos Sistemas Produtores Paciência I e II em vermelho mais intenso (170) mostrando o pico de vulnerabilidade nesta região. A presença dos Sistemas Produtores Paciência I e II nessas áreas é um ponto de atenção. Como são áreas de intensa exploração de água, qualquer fonte de contaminação superficial pode ser mais facilmente transportada para a zona saturada do aquífero. Considera-se, o fator mais relevante para esta condição o nível estático raso, observado nessas áreas.

Visualmente, as áreas em amarelo claro (138-142) ainda representam a menor vulnerabilidade dentro da bacia. Nesta condição, sobressaem a região central, determinados pontos na zona litorânea e o baixo curso da bacia. No entanto, considerando a escala de classificação do índice DRASTIC, esses valores já indicam vulnerabilidade alta. A cor clara ajuda a diferenciá-la das áreas de maior risco dentro da mesma categoria. Na região litorânea e no baixo curso, onde o rio deságua no mar, a alta vulnerabilidade pode ser explicada além do nível da água mais raso, pelo rebaixamento do nível da água, que pode causar intrusão salina do mar, como discutido na análise anterior. Além disso, as características geológicas (por exemplo, solos mais permeáveis) facilitam a infiltração de contaminantes, favorecem a alta vulnerabilidade em toda a bacia.

Figura 7.15 - Mapa do índice DRASTIC de vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão.



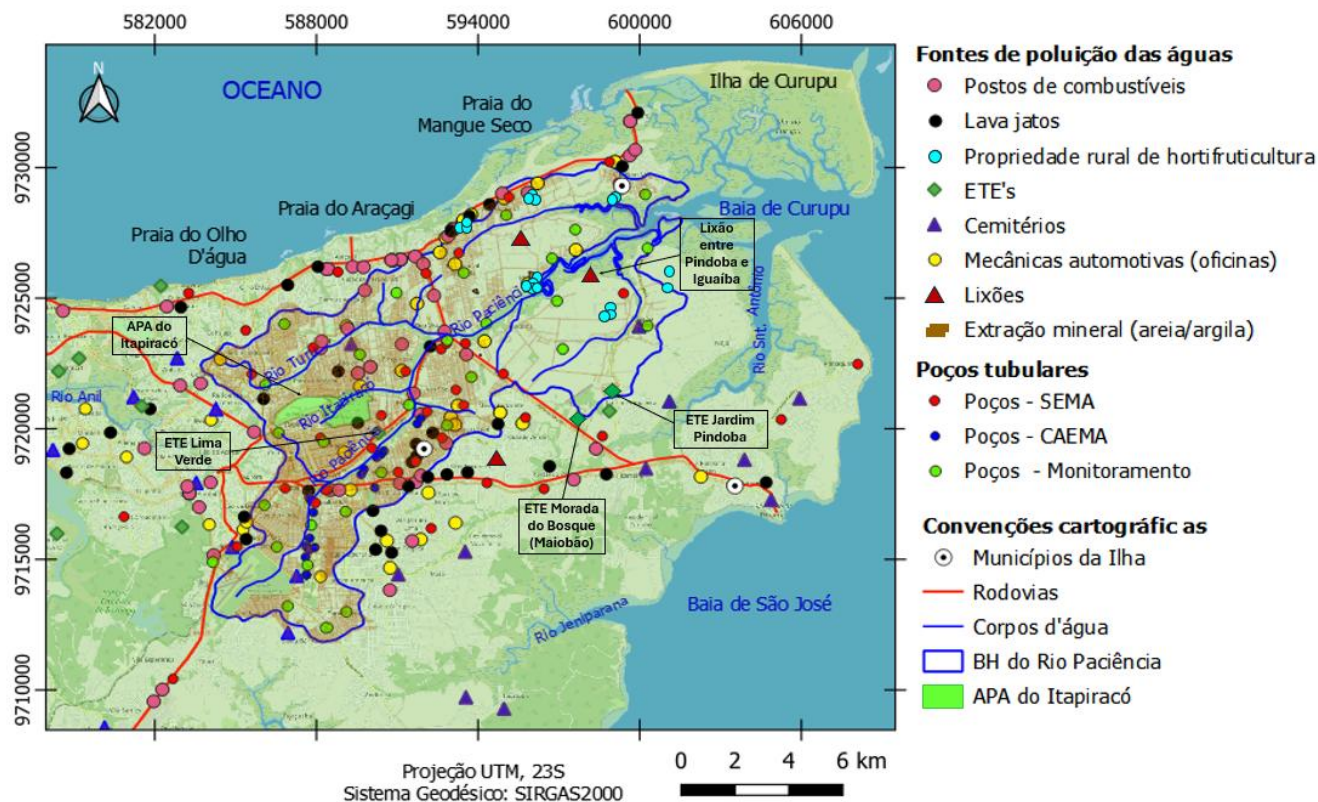
Fonte: elaborada pela autora.

Em continuidade ao estudo, foi realizada a atualização do mapa de fontes potenciais de contaminação das águas, conforme levantamento de Pinheiro *et al.* (2025), incorporando as fontes difusas e pontuais identificadas pelo modelo POSH - *Pollutant Origin Surcharge Hydraulically* (Foster; Hirata, 1988). Adicionalmente, adotou-se a classificação de fontes propostas pelo *Office of Technology Assessment (OTA)*, modificada por Fetter (1993) e referenciada por Filho *apud* Feitosa *et al.* (2008), contemplando quatro categorias: i) fontes projetadas para recepção de substâncias, geralmente associadas ao saneamento ambiental; ii) fontes destinadas ao armazenamento, tratamento ou disposição de substâncias, como aterros sanitários, lixões e resíduos de mineração; iii) fontes geradoras de substâncias em decorrência de atividades produtivas, como as práticas agropecuárias; e iv) fontes que atuam como condutoras de água contaminada, a exemplo de postos de combustíveis.

As fontes foram inicialmente identificadas por meio de imagens do *Google Earth* e, posteriormente, validadas em atividades de campo. Em seguida, essas informações foram espacializadas em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), utilizando o *software*

QGIS, versão 3.22 (Open Source Geospatial Foundation Project) sendo gerado o mapa temático das fontes identificadas (**Figura 7.16**).

Figura 7.16 - Principais fontes potenciais de contaminação das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências.



Fonte: elaborada pela autora.

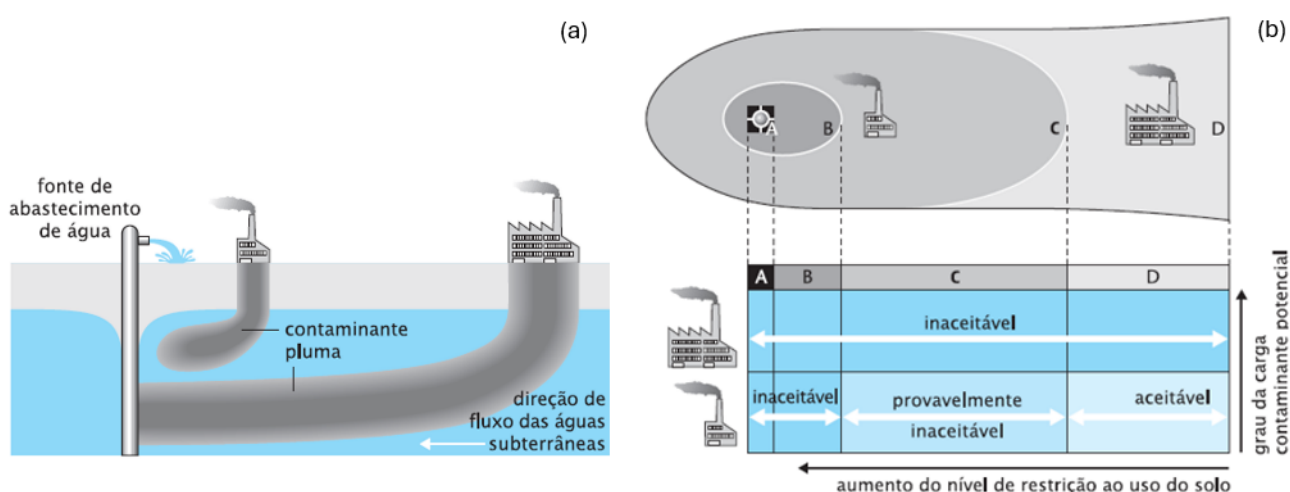
De forma geral, na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência e adjacências, foram identificados postos de combustíveis e comércio de derivados de petróleo, lava jatos, propriedades rurais com atividade de hortifruticultura, criação de animais (caprinos/suínos), estações de tratamento de esgoto, com destaque para as ETE da Morada do Bosque no Maiobão, do Lima Verde e Jardim Pindoba, cemitérios, mecânicas automotivas, lixões, extração mineral (areia/argila), restaurantes, comércio de produtos químicos e produtos perigosos – fertilizantes, comércio de móveis de madeira e/ou MDF, comércio de venda de madeiras, farmácias, borracharias, bairros reconhecidamente sem coleta e tratamento de esgotos domésticos (que utilizam saneamento *in situ*), cursos d'água que recebem esgotos *in natura* (a exemplo do próprio rio Paciência), dentre outros.

Com base nas considerações apresentadas, foram identificadas as fontes potenciais de contaminação dos poços, adotando-se uma zona de influência ao redor de cada um, com raios variando entre 50 e 200 metros. Essa variação teve como objetivo evitar a sobreposição entre zonas de poços próximos, garantindo a independência das análises. A delimitação dessas áreas, teve

como base as metodologias propostas por Foster *et al.* (2002), voltadas à definição de zonas de captura ou proteção de poços.

Segundo os autores, a zona de proteção de um poço corresponde a um perímetro estabelecido ao seu redor com a finalidade de resguardar a qualidade da água destinada ao abastecimento público contra possíveis fontes de contaminação (**Figura 7.17**). Complementarmente, conforme Wahnfried e Hirata (2005), os Perímetros de Proteção de Poços (PPP) são definidos para prevenir a contaminação dos mananciais subterrâneos por atividades antrópicas. A configuração espacial desses perímetros – em termos de forma e dimensão – depende diretamente das características hidrogeológicas locais, embora frequentemente enfrente limitações impostas por interesses econômicos e restrições territoriais.

Figura 7.17 - Conceito de áreas de proteção de captação subterrânea e as restrições ao uso do solo: (a) exemplo de contaminação de um poço; (b) zonas aceitáveis de proteção.



Fonte: Foster *et al.* (2002).

Adicionalmente, foi considerada a experiência apresentada por Hirata (1994) na definição de zonas de contribuição e perímetros de proteção de poços em distintos aquíferos do Estado de São Paulo (**Tabela 7.2**). Essa referência foi especialmente relevante para a adoção de parâmetros aplicáveis aos aquíferos livres, semiconfinados e sedimentares, como os sistemas Bauru, Caiuá e Botucatu/Pirambóia, cujas características hidrogeológicas demandam abordagens específicas na delimitação das áreas de proteção, como as encontradas no Aquífero Barreiras na bacia hidrográfica do Rio Paciência.

Nesse contexto, apesar das diversas metodologias descritas pelos autores consultados, optou-se por delimitar uma zona de influência que refletisse as condições hidrogeológicas locais, considerando especialmente a hidrodinâmica do aquífero, com ênfase na condutividade hidráulica, e as características da própria fonte de abastecimento subterrâneo, a partir da ocupação do solo no entorno dos poços.

Com base nessa delimitação, foi realizada a identificação e classificação das fontes de contaminação segundo a metodologia POSH (Forst *et al.*, 2006). Essa abordagem avalia tanto fontes pontuais quanto difusas, atribuindo-lhes uma pontuação conforme o grau de risco: baixa (1), moderada (2) e alta (3). A **Tabela 7.3** apresenta o quantitativo das principais fontes potenciais identificadas por imagem de satélite através do *Google Earth* e posteriormente confirmadas em atividade de campo.

Tabela 7.2 - Dimensões médias das zonas de contribuição e perímetros de proteção para os aquíferos do Estado de São Paulo usando métodos analíticos (Hirata, 1994).

Aquíferos	Distância máxima entre poço e zona de captura (em metros)		
	50 dias (***)	365 dias	1.825 dias
Dias de alcance da pluma de contaminação			
Bauru Superior	< 20	60/50/40 (**)	150/120/80 (**)
Caiuá	30	150/75/50	250/80/25
Serra Geral (*)	40	130/40/20	290/40/20
Botucatu/Pirambóia aflorante	40	80/50/40	310/100/40
Passa Dois	-	-	-
Itararé	< 20	40/40/40	70/70/70
Furnas	< 40	40/40/40	80/80/80
Cristalino	40	100/40/20	180/45/20

*analisado como aquífero intergranular. ** 1º valor/2º valor/3º valor: maior distância longitudinal (montante), largura (borda a borda) e maior distância transversal (jusante), em metros, respectivamente. *** formato circular

Tabela 7.3 - Principais fontes potenciais de contaminação das águas subterrâneas, identificadas na bacia hidrográfica do Rio Paciência e entorno, na Ilha do Maranhão.

Fontes potenciais de contaminação das águas subterrâneas	Municípios da Ilha do Maranhão			
	São Luís	São José de Ribamar	Raposa	Paço do Lumia
Postos de combustíveis/revenda de combustíveis	22	18	11	20
Lava-jatos	10	10	5	10
Propriedade rurais com atividade de hortifruticultura	-	3	5	6
Estações de Tratamento de Esgoto – ETE	9	1	-	2
Cemitério	10	10	1	2
Mecânica automotivas (oficinas)	10	10	10	10
Lixões	5	5	3	5
Extração mineral (areia/argila)	2	1	1	3

Fonte: elaborada pela autora (2025)

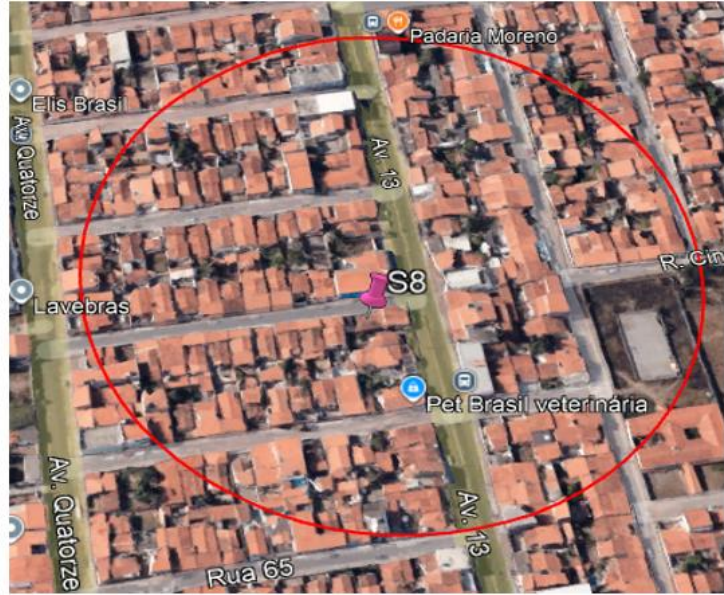
Para cada um dos 56 poços tubulares analisados nesta etapa, incluindo os sistemas de captação da SEMA e da CAEMA, foi atribuído o *score* correspondente à fonte com maior potencial de carga contaminante presente em sua área de influência. Esse valor, como exemplificado na **Figura 7.18**, foi utilizado no cálculo do risco de contaminação do aquífero, refletindo a influência da fonte mais crítica detectada nas proximidades de cada poço. Ressalta-se, que as fontes difusas como citado foram consideradas na quantificação e posterior classificação no entorno do poço, ou seja, foi identificado no entorno do poço o adensamento populacional (**Figura 7.19**), e a cobertura da rede de esgotamento sanitário associado, e/ou as atividades agropecuárias desenvolvidas.

Figura 7.18 - Exemplo de um poço tubular, com a descrição e quantificação das principais fontes potenciais de poluição no seu entorno na bacia hidrográfica do Rio Paciência - Poço PC4.

Descrição Geral	Poço PC4 – CAEMA. Localizado na rua Vinte e dois, no bairro Tirirical, próximo ao sucatão Andrade.	Quantitativo das principais fontes identificadas no entorno do poço.	
		Fontes pontuais	Oficinas mecânicas (3)
			Sucatão (1)
			Posto de gasolina (1)
			Restaurante (2)
		Fonte difusas	Águas residuais residenciais, mistas, urbanas.
Potencial da fonte em gerar carga contaminante	Classificação: Alta		
	Score: 3		

Fonte: elaborada pela autora (2025)

Figura 7.19 - Exemplo de um poço tubular, com a descrição e quantificação das fontes potenciais de poluição no seu entorno na bacia hidrográfica do Rio Paciência – Poço PS8.

Descrição Geral	Poço PS8 – SEMA. Localizado na Rua Cinquenta e Sete. Paço do Lumiar	Quantitativo das principais fontes identificadas no entorno do poço.	
	Fontes pontuais	Clinica veterinária (1)	
		Borracharia (1)	
	Fonte difusas	Águas residuais residenciais, mistas, urbanas.	
	Potencial da fonte em gerar carga contaminante	Classificação: Alta	
		Score: 3	

Fonte: elaborada pela autora (2025)

Figura 7.20 - Exemplo de um poço tubular, com a descrição, quantificação das principais fontes potenciais de poluição no seu entorno na bacia hidrográfica do Rio Paciência – Poço PS29.

Descrição Geral	Poço PS29 - Rua Principal da Pindoba, Paço do Lumiar.	Quantitativo das principais fontes identificadas no entorno do poço.	
	Fonte difusas		Práticas agrícolas - plantio de monoculturas
	Potencial da fonte em gerar carga contaminante		Classificação: Alta
			Score: 3

Fonte: elaborada pela autora (2025)

De acordo com Pinheiro *et al.* (2025), os municípios de São José de Ribamar (180.345 habitantes) e Paço do Lumiar (125.265 habitantes) apresentam índices significativos de vulnerabilidade sanitária, com 77,77% e 23,4% da população, respectivamente, sem acesso à água

potável, e 90,85% e 68,1% sem cobertura de coleta de esgoto (SNIS, 2021). O município de Raposa não possui dados registrados na base do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referente ao ano de 2021. Quanto ao volume de esgoto doméstico não tratado, os dados indicam 36.616 m³ em São Luís, 6.010 m³ em São José de Ribamar e 7.090 m³ em Paço do Lumiar.

No caso do município da Raposa, a ausência de rede pública de esgotamento sanitário e o uso predominante de fossas sépticas nas residências explicam a inexistência de registros de efluentes domésticos não tratados na base do SNIS (2021). Nesse contexto, os dados sobre saneamento básico, associados à presença de uma população estimada em cerca de 100 hab./ha no entorno de poços tubulares, indicam um risco elevado à contaminação de aquíferos por fontes difusas urbanas, especialmente em áreas densamente povoadas, como observado em alguns poços monitorados pela SEMA.

Conforme o estudo desenvolvido pela ANA e CPRM (2019) na Ilha do Maranhão, as bacias hidrográficas dos rios Anil, Paciência e Santo Antônio são, juntamente com a bacia do Bacanga e das Praias, as mais densamente povoadas, com mais de 1.000 hab.km⁻². Suas nascentes se situam nas áreas dos tabuleiros elevados, representando importantes áreas de recarga dos aquíferos. Nesses locais também se localizam as maiores concentrações das classes de perigo elevado e extremo à contaminação das águas subterrâneas. Da mesma forma, no presente estudo, foram identificadas fontes difusas em zonas rurais, como no município de Paço do Lumiar, onde há registro de atividades agrícolas voltadas ao cultivo de coco e hortaliças. Essas práticas podem representar um elevado potencial de contaminação das águas subterrâneas, principalmente em função do uso de defensivos agrícolas e fertilizantes.

Após a identificação e classificação, as fontes foram organizadas em planilha do *Microsoft Excel* (Microsoft Corporation, 2021) e utilizadas na elaboração do mapa temático do potencial de contaminação, desenvolvido no *software Surfer v.29* (Golden Software Inc.) por meio da técnica estatística de krigagem ordinária (Landim *et al.*, 2002; Kamimura *et al.*, 2012). Paralelamente, em planilha do *Excel* (2021), foi estimada a capacidade de atenuação das cargas contaminantes, a partir de parâmetros edáficos como capacidade de troca catiônica, teor de matéria orgânica, condutividade hidráulica (Kv), textura e pH dos solos. Para tal, foram utilizados os resultados das análises realizadas nas amostras coletadas em duas faixas de profundidade: 0 - 50 cm (camada superficial) e 150 - 200 cm (camada profunda), nos pontos KP definidos. Os cálculos seguiram as Equações (18) e (19), conforme descrito na metodologia deste estudo.

7.4 Risco à Contaminação das Águas dos Aquíferos Barreiras-Itapecuru

Finalmente, a partir do índice DRASTIC, do potencial de cargas contaminantes determinados pelo modelo POSH, e da capacidade de atenuação de cargas contaminantes (CAT), como proposto nesse estudo, foi estimada o risco à contaminação das águas subterrâneas, como mostra os mapas da **Figura 7.21**. O mapa (a) mostra vulnerabilidade natural do aquífero pelo índice DRASTIC. O mapa (b) representa o potencial de carga (POSH), ou seja, quanto mais vermelho/roxo, maior o risco de contaminação das águas subterrâneas. O mapa revela que o baixo curso da bacia hidrográfica, e especialmente próximo aos Sistemas Paciência I e II, são as áreas mais suscetíveis à pressão de cargas contaminantes.

No baixo curso da bacia, o potencial de cargas à contaminação das águas subterrâneas é intensificado por diferentes fatores antrópicos e naturais. Nesta região, observa-se a presença de um sistema de saneamento ineficiente, marcado pela ausência ou precariedade de redes coletoras e pelo lançamento direto de efluentes domésticos, o que contribui para a infiltração de contaminantes no solo e, conseqüentemente, no aquífero. Soma-se a isso a possibilidade de intrusão salina, uma vez que a proximidade com a zona costeira favorece a entrada de água do mar em aquíferos super explorados ou naturalmente vulneráveis. Além disso, práticas de agropecuária de subsistência, comuns no baixo curso, também representam uma pressão significativa, devido ao uso de fertilizantes e dejetos animais que aumentam a carga de nutrientes e microrganismos no ambiente subterrâneo.

Verifica-se que, no entorno dos Sistemas Produtores Paciência I e II, o potencial de carga contaminante das águas subterrâneas (**Figura 7.21b**) apresenta tendência crescente. Esses sistemas estão localizados em setores mais urbanizados da bacia hidrográfica do Rio Paciência, marcados pela presença de grandes conjuntos residenciais. De acordo com Pinheiro *et al.* (2025), foi identificado o lançamento *in natura* de esgoto doméstico no Riacho Itapiracó, bem como contribuições difusas provenientes dos bairros Jardim São Cristóvão III, Ipem São Cristóvão e Condomínio Vitória, entre outros.

O mesmo estudo também registou os maiores valores de fósforo nas águas do Rio Paciência, atingindo concentrações de até $3,54 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Esse comportamento possivelmente está associado à confluência do Rio Turu com o Rio Paciência, recebendo escoamentos oriundos do bairro Parque Vitória, além de outros bairros como Residencial Pinheiros, Altos do Turu, Miritiua e Conjunto Habitacional Turu.

Observa-se, que a capacidade de atenuação (CAT) apresenta maior heterogeneidade espacial na profundidade de 0 - 50 cm (**Figura 7.21c**), refletida na ampla variação de pH, matéria orgânica e capacidade de troca catiônica observada nos diferentes perfis. Essa variabilidade resulta em valores contrastantes de CAT, desde áreas com elevada capacidade de retenção até zonas de

maior vulnerabilidade à contaminação. A região central e baixo curso da bacia destacam-se como os setores com menor CAT, e principalmente no entorno do Sistema Produtor do Paciência II.

Em contrapartida, na profundidade de 150 - 200 cm, a distribuição dos parâmetros químicos tende a ser mais uniforme, com menores teores de MO e CTC, o que se traduz em uma CAT mais homogênea em toda a bacia. Esses resultados reforçam a importância da camada superficial na regulação dos processos de atenuação, enquanto em profundidade prevalece um comportamento mais estável e previsível (**Figura 7.21d**). Diante do exposto, e considerado a faixa de risco (**Tabela 7.4**) segundo metodologia proposta, o risco à contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência foi determinado para as profundidades de 50 cm e 200 cm.

De modo geral, com base na faixa de risco estabelecida, a contaminação das águas subterrâneas dos aquíferos Barreiras-Itapecuru, na bacia hidrográfica do Rio Paciência, foi classificada como de risco moderado. Contudo, conforme evidenciado no mapa da **Figura 7.21e**, os valores de risco na camada superficial do solo (até 50 cm de profundidade) atingem níveis mais elevados, chegando a 126, e estão distribuídos de forma mais ampla, especialmente nas áreas urbanizadas e no trecho médio da bacia. As regiões destacadas em tons de vermelho e laranja indicam maior vulnerabilidade à contaminação superficial, com destaque para os arredores dos Sistemas Produtores Paciência I e II.

Tabela 7.4 - Faixa e classificação do risco à contaminação de aquíferos sedimentares.

Faixa	Risco
0 - 46	Muito baixo
47 - 92	Baixo
92 - 138	Moderado
139 - 184	Alto
184 - 230	Extremo

Fonte: elaborado pela autora (2025).

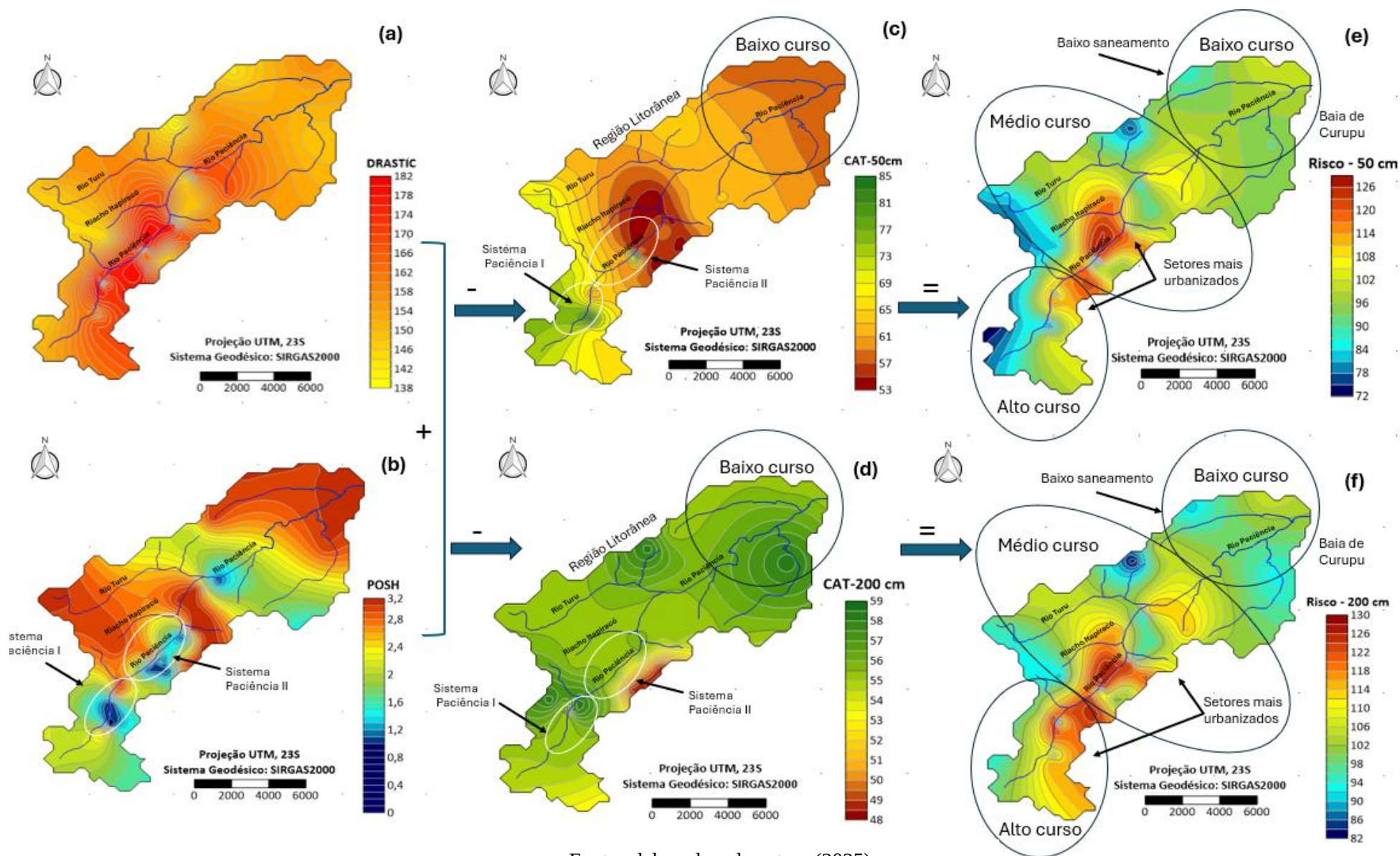
O mapa de risco a 200 cm (**Figura 7.21f**) mostra que, embora ainda existam áreas críticas com valores elevados (até 130), a sua distribuição é menos extensa e mais concentrada, predominando setores com menor risco, representados por tons de azul e verde. Esse padrão confirma que, em profundidade, a bacia tende a apresentar maior homogeneidade e índices de vulnerabilidade mais baixos quando comparados à camada superficial (0 - 50 cm). Tal comportamento está associado à presença de texturas mais argilosas, que favorecem a retenção de

água e reduzem a condutividade hidráulica, bem como à compactação natural provocada pela migração de partículas finas, que diminui os índices de vazios e restringe a percolação da água.

No entanto, conforme discussões anteriores, os perfis KP7 (no município de São Luís) e KP11 (no município de Raposa) destacam-se como de alto risco de contaminação do solo e das águas subterrâneas na profundidade de 200 cm. Além desses, os perfis KP3 (no município de São José de Ribamar) e KP6 (no município de São Luís) apresentaram risco de contaminação de moderado a alto, considerando que os teores de MO e CTC são baixos e que os valores de K_v ainda são significativos (da ordem de 10^{-7} a 10^{-6} m.s⁻¹).

Além disso, a proximidade destes perfis ao litoral os torna mais suscetíveis à intrusão salina, o que intensifica a vulnerabilidade hídrica e pode alterar as propriedades físico-químicas do solo, ampliando a propagação de contaminantes em aquíferos rasos. Assim, a manutenção de áreas críticas a 200 cm de profundidade resulta não apenas das condições intrínsecas dos solos, mas também da influência de fatores externos, como a dinâmica costeira, reforçando a necessidade de estratégias diferenciadas de monitoramento e gestão ambiental nesses setores específicos.

Figura 7.21 - DRASTIC, índice POSH, Capacidade de Atenuação (CAT) e Risco a contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru: (a) vulnerabilidade; (b) índice POSH; (c) CAT à 50 cm; (d) CAT à 200 cm; (e) risco à contaminação à 50 cm; (f) risco à contaminação à 200 cm.



Fonte: elaborado pela autora (2025)

CAPÍTULO 8

AÇÕES DE GOVERNANÇA APLICADAS AOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PACIÊNCIA, NA ILHA DO MARANHÃO, BRASIL

8.1 Introdução

A operação contínua dos poços tubulares na bacia hidrográfica do Rio Paciência, especialmente no Sistema Produtor do Paciência, evidencia um padrão de uso intensivo dos aquíferos, com bombeamento ininterrupto ao longo das 24 horas do dia. Essa prática, em um território marcado por característica insular e formações sedimentares, agrava a vulnerabilidade dos recursos hídricos subterrâneos. Paralelamente, o avanço da urbanização e a expansão de obras de infraestrutura têm ampliado a pressão sobre os sistemas produtores, impulsionando o uso múltiplo das águas subterrâneas. Esse cenário se torna ainda mais crítico diante da deterioração da qualidade das águas superficiais na Ilha do Maranhão e dos baixos índices de cobertura de saneamento básico.

Nesse cenário, destaca-se que os resultados das análises das águas já apontam comprometimento em alguns poços, com a presença de coliformes totais e *Escherichia coli*, evidenciando contaminação microbiológica. Conforme o Índice de Risco da Qualidade da Água (IRQ), algumas dessas amostras foram classificadas como de qualidade ruim ou péssima. Adicionalmente, foram detectados elementos traço de metais nos solos da área de estudo, com destaque para o perfil KP12, situado no baixo curso da bacia, que apresentou concentrações mais elevadas de manganês (Mn^{2+}) e zinco (Zn^{2+}). Nessa região ainda foi registrada a presença detectável de cádmio (Cd^{2+}), cobre (Cu^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e chumbo (Pb^{2+}), mesmo que em níveis baixos.

Outrossim, o estudo de análise da qualidade e autodepuração do Rio Paciência demonstrou que a degradação da qualidade das águas está associada principalmente ao lançamento de efluentes domésticos e à ocupação do solo na bacia, de modo que a capacidade de recuperação do rio já se encontra comprometida. Esses resultados reforçam a hipótese de contaminação difusa na bacia, com potenciais impactos sobre os aquíferos locais.

Diante do exposto, e considerando a crescente complexidade dos desafios relacionados, a gestão dos recursos hídricos na Ilha do Maranhão exige abordagens integradas que articulem conhecimento técnico, participação social e instrumentos de monitoramento eficazes. Embora já existam dados consolidados sobre os sistemas aquíferos e sobre a gestão dos recursos hídricos em

bacias hidrográficas na região, bem como iniciativas acadêmicas voltadas à gestão, ainda se observa a necessidade de ações coordenadas e sustentáveis.

Neste contexto, torna-se imperativo o desenvolvimento de ações práticas e de pesquisas aplicadas para o estabelecimento da governança hídrica local, promovendo a gestão integrada, participativa e sustentável dos recursos disponíveis. Para que essa abordagem seja eficaz, é importante diferenciar os conceitos de governança, gestão e gerenciamento das águas, além de compreender os fundamentos da Lei das Águas. Essa distinção contribui para o alinhamento de práticas com os princípios da sustentabilidade, da participação democrática e da integração entre os diversos atores envolvidos na política de recursos hídricos.

8.2 Governança, Gestão e Gerenciamento dos Recursos Hídricos

A consolidação da gestão dos recursos hídricos no Brasil teve um marco decisivo com a promulgação da Lei nº 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Essa legislação introduziu princípios fundamentais como a descentralização, a participação social e o reconhecimento da água como um bem público e de valor econômico. Seus instrumentos: o Plano de Recursos Hídricos, o enquadramento dos corpos d'água, a outorga, a cobrança pelo uso, o sistema de informações e os Comitês de Bacia, oferecem uma estrutura técnica e institucional que orienta a governança das águas em diferentes escalas territoriais.

Em linhas gerais o *Plano de Recursos Hídricos* são estudos de longo prazo que visam a fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos. De acordo com o Art. 6º da Lei nº 9.433/1997, são definidos como “[...] planos diretores que visam fundamentar e orientar a implementação da PNRH e o gerenciamento dos recursos hídricos [...]”. O seu conteúdo deve minimamente, entre outros aspectos, abordar as prioridades para outorga de direitos de uso dos recursos hídricos. Esses instrumentos são descritos no Art. 11º da Lei 9.433 e têm como objetivos “[...] assegurar o controle qualitativo e quantitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso a água [...]”.

O *enquadramento das águas*, segundo o Art. 9º da Lei nº 9.433/1997, estabelece o nível de qualidade a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo. O enquadramento tem que assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. Por sua vez, a classe do enquadramento de um corpo d'água deve ser definida em um pacto acordado pela sociedade, levando em conta as prioridades de uso da água. A discussão e o estabelecimento desse pacto ocorrem no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).

A *outorga das águas*, de acordo com o Art. 11º da lei supracitada, constitui-se como o regime de concessão de direitos de uso de recursos hídricos, e tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. No art. 13º “[...] a outorga estará condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos e deverá respeitar a classe em que o corpo de água estiver enquadrado e a manutenção de condições adequadas ao transporte aquaviário, quando for o caso [...]”.

A *cobrança pelo uso das águas*, conforme estabelecido pela Lei 9.433/1997 é um instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos que tem como principal objetivo dar um valor econômico à água, incentivando seu uso racional e sustentável. No parágrafo 2º da referida lei “[...] os valores previstos poderão ser aplicados a fundo perdido em projetos e obras que alterem, de modo considerado benéfico à coletividade, a qualidade, a quantidade e o regime de vazão de um corpo de água [...]”.

O *Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH)* é um dos instrumentos de gestão previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433/97 (art. 5º, VI). Trata-se de um sistema nacional de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos, bem como fatores intervenientes para sua gestão (Art. 25) (ANA, 2020). No Art. 27º da lei são objetivos do SNIRH: I - reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil; II - atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional; III - fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

No Estado do Maranhão, a Lei Estadual nº 8.149, de 15 de junho de 2004, constitui como o marco legal da Política Estadual de Recursos Hídricos, estabelecendo os princípios, diretrizes e instrumentos para a gestão sustentável das águas no território estadual. Essa legislação foi regulamentada pelo Decreto nº 27.845, de 04 de novembro de 2011, que detalha o funcionamento da política e institui o Sistema Estadual de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos (SEGRH-MA), além de definir competências, procedimentos e mecanismos de articulação entre os diversos atores envolvidos na governança hídrica.

Além desses, o Decreto Estadual nº 34.847, de 14 de maio de 2019, complementa a regulamentação da Lei nº 8.149/2004, abordando aspectos do cadastro de usuários e da outorga de águas superficiais e subterrâneas, além de regulamentar a Lei nº 5.405, de 08 de abril de 1992, e institui a campanha para regularização de poços para captação de águas subterrâneas e das atividades de piscicultura no âmbito do Estado do Maranhão.

Recentemente, o Decreto Estadual nº 39.575, de 11 de fevereiro de 2025, prorroga o prazo estabelecido no Art. 4º do Decreto nº 39.044, de 9 de maio de 2004, por 180 dias, a contar da data

de publicação do referido decreto, e regulamenta a Lei nº 5.405/1992. O objetivo é estender a validade da campanha de regularização de poços para captação de água subterrânea e das atividades de piscicultura no estado. A lei ainda estabelece princípios como a recuperação de danos ambientais, a contribuição de usuários de recursos naturais e a participação da comunidade no planejamento ambiental.

A Lei Estadual nº 5.405/1992, institui o Código de Proteção de Meio Ambiente e dispõe sobre o Sistema Estadual de Meio Ambiente e o uso adequado dos recursos naturais do estado do Maranhão. Em seu Art. 17º “[...] todas as medidas administrativas, de planejamento, financeiras, bem como de aproveitamento e controle sobre recursos hídricos, em qualquer de suas formas, deverão levar em conta as condições específicas dos ecossistemas envolvidos, contribuindo para a integração dos fatores físico-naturais, econômicos e sociais, observada a legislação em vigor [...]”.

De forma geral, no Estado do Maranhão a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA) é a principal responsável pela gestão da Política Estadual de Recursos Hídricos. Sua atuação abrange a emissão de outorgas para o uso da água em rios e outros corpos hídricos de domínio do Estado, bem como a concessão de autorizações para perfuração de poços tubulares. Essas responsabilidades são formalizadas por meio de regulamentações específicas, como o Decreto nº 27.845, de 18 de novembro de 2011, para águas superficiais e o Decreto nº 28.008, de 30 de janeiro de 2012, para águas subterrâneas. Ambos os decretos foram propostos para regulamentar a Lei nº 8.149/2004, que foi fundamental para a criação da Política Estadual de Recursos Hídricos e do Sistema de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos (Felfili *et al.*, 2022).

O Decreto nº 28.008/2012, diz respeito a proteção dos aquíferos, segundo seu Art. 9º, “[...] as áreas de proteção serão estabelecidas com base em estudos hidrogeológicos e com a participação de municípios e outras entidades interessadas. Essas áreas são classificadas em três categorias: Área de Proteção Máxima, Área de Restrição e Controle e Área de Proteção de Poços Tubulares [...]”. Essa abordagem visa assegurar a preservação dos recursos hídricos subterrâneos, que são essenciais para o abastecimento e para a sustentabilidade ambiental.

Para a concessão de outorgas de água subterrânea, a SEMA utiliza um critério técnico baseado na análise de testes de bombeamento, que são processados em planilhas eletrônicas. O princípio fundamental é que o poço só é considerado sustentável e apto a receber a outorga se, durante a exploração, a reserva de água se mantiver em no mínimo 30% da coluna de água total do poço (Felfili *et al.*, 2022).

Ainda, no âmbito da gestão dos recursos hídricos no Estado do Maranhão, destaca-se o papel do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH-MA), órgão colegiado responsável

por deliberar sobre as políticas e diretrizes relacionadas ao uso e à proteção das águas no território estadual. Entre as resoluções estabelecidas pelo conselho, merecem destaque:

- A Resolução CONERH nº 57, de 21 de maio de 2019, que define os critérios gerais para a outorga do direito de uso dos recursos hídricos, regulamentando procedimentos e condições para a utilização das águas de domínio estadual; e
- A Resolução CONERH nº 103, de 17 de dezembro de 2020, que estabelece os critérios técnicos para a outorga de lançamento de efluentes provenientes de empreendimentos de saneamento básico, públicos e privados, com finalidade de diluição em corpos de água superficiais sob domínio do Estado do Maranhão.

Nesse cenário, a **governança das águas**, primeiramente conceituada durante o desenvolvimento de um relatório conduzido pelo *Global Water Partnership*, define-se como um conjunto de sistemas políticos, sociais, econômicos e administrativos que orientam o desenvolvimento, a gestão dos recursos hídricos e a prestação dos serviços de água nos diferentes níveis da sociedade (Rogers; Hall, 2003).

Alinhando-se a essa definição, na multiplicidade de conceitos abordados pela ANA (2022), destaca-se a definição dos autores Megdal *et al.* (2014), em que a governança das águas subterrâneas pode ser entendida como uma estrutura que orienta o uso das águas dos aquíferos, e que é composta por um conjunto de leis, regulamentos e práticas sociais que refletem os costumes locais. Ainda segundo esses autores, essa configuração normativa e institucional é acompanhada por processos de engajamento que envolvem o setor público, o setor privado e a sociedade civil, promovendo articulações intersetoriais. Além disso, inclui ações administrativas voltadas à coordenação e à tomada de decisão, tanto dentro de cada esfera jurisdicional quanto entre elas. Essa arquitetura regulatória e participativa é determinante para a forma como os aquíferos são utilizados e como os recursos subterrâneos são geridos no território.

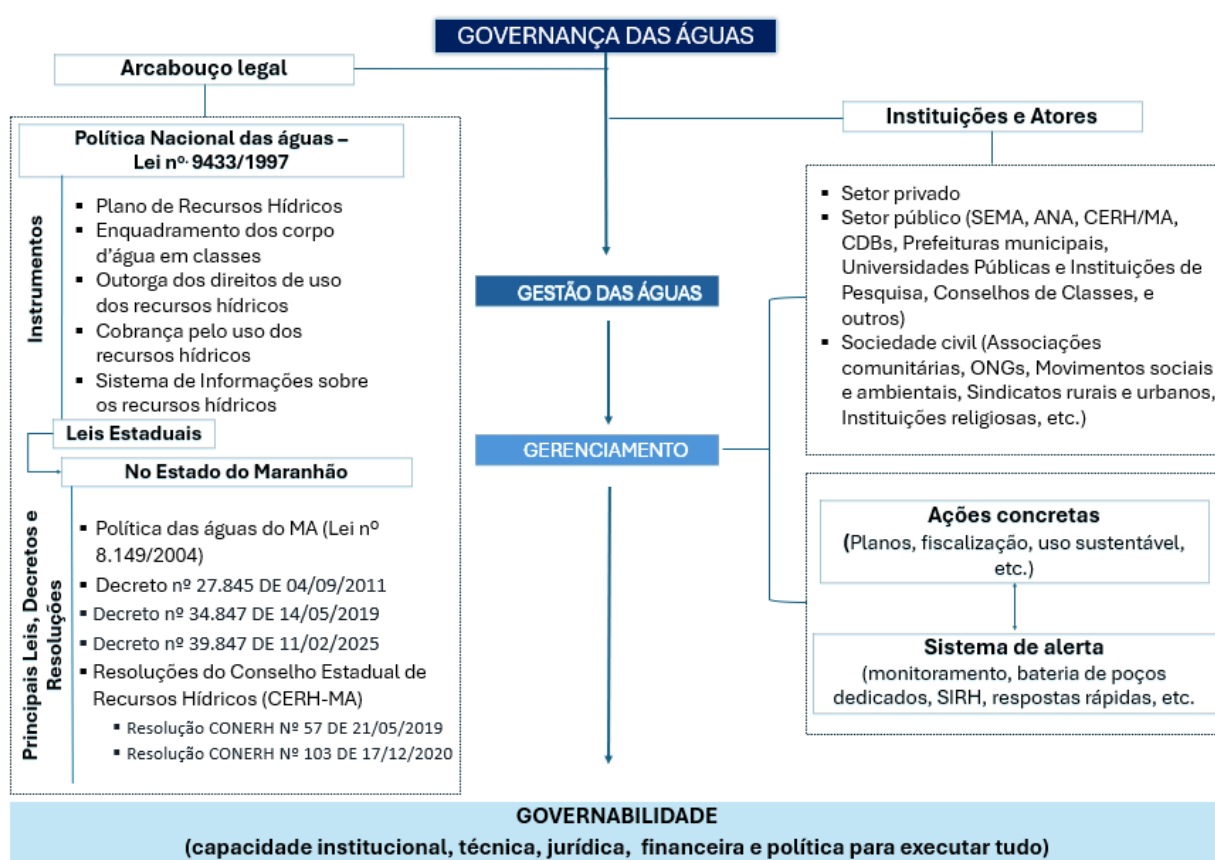
Em outra abordagem, a governança das águas configura-se como uma estrutura que engloba o processo, as interações e as instituições nas quais os diferentes atores, incluindo governo, setor privado, sociedade civil, academia, entre outros, participam e tomam decisões relacionadas à gestão das águas subterrâneas, atuando em múltiplas escalas geográficas (subnacionais, transfronteiriças e globais) e em diferentes âmbitos institucionais e setoriais, conforme o contexto aplicável (Villholth; Conti, 2018).

Nessas discussões a governança não pode ser confundida com **governabilidade**, ou seja, a governabilidade, embora seja um aspecto da governança, tem um foco mais restrito. Ela se concentra especificamente na capacidade do Estado de exercer o poder (Gonçalves, 2005). Isso inclui a análise das condições e atributos do Governo, como o tipo de regime político (democrático ou autoritário), a forma de governo (parlamentarista ou presidencialista), as relações entre os

poderes (seja com mais ou menos assimetria) e os sistemas partidários (como o pluripartidarismo ou o bipartidarismo) (Diniz, 1999).

Diante do exposto, apresenta-se na **Figura 8.1**, um fluxograma ilustrativo da estrutura conceitual que integra governança, governabilidade, gestão e gerenciamento das águas, destacando os marcos legais, as instituições, os atores sociais e os instrumentos operacionais que sustentam a sua implementação. A partir do fluxograma compreende-se que a governabilidade é a força de sustentação que garante a eficácia da governança, constituindo-se, portanto, como a base para a concretização da gestão e gerenciamento dos recursos hídricos.

Figura 8.1 - Fluxograma ilustrativo integrando Governança, Gestão, Gerenciamento e Governabilidade dos Recursos Hídricos.



Fonte: elaborado pela autora (2025).

Compreende-se, portanto, nesse contexto que a **gestão de águas** é uma atividade analítica e criativa voltada à formulação de princípios e diretrizes, para o preparo de documentos orientadores e normativos, estruturação de sistemas gerenciais e tomada de decisões que têm por objetivo final promover o inventário, uso, controle e proteção dos recursos hídricos (ANEL, 2000). Fazem parte dessa atividade os seguintes elementos:

- **Política de Águas**: trata-se do conjunto consistente de princípios doutrinários que conformam as aspirações sociais e/ou governamentais no que concerne à

regulamentação ou modificação nos usos, controle e proteção das águas, como descrito anteriormente na Política Nacional das Águas por meio da Lei nº 9433/1997.

- **Plano de Uso, Controle ou Proteção das Águas:** qualquer estudo prospectivo que busca, na sua essência, adequar o uso, o controle e o grau de proteção dos recursos hídricos às aspirações sociais e/ou governamentais expressas formal ou informalmente em uma Política das Águas, através da coordenação, compatibilização, articulação e/ou projetos de intervenções. Obviamente, a atividade de fazer tais planos é denominada Planejamento do Uso, Controle ou Proteção das Águas.
- **Gerenciamento de Águas:** conjunto de ações governamentais destinadas a regular o uso, o controle e a proteção das águas, e a avaliar a conformidade da situação corrente com os princípios doutrinários estabelecidos pela Política das Águas.

Diante do exposto, evidencia-se que a **gestão dos recursos hídricos** constitui uma atribuição inerente ao Estado, conduzida com base em um arcabouço jurídico que define as diretrizes de atuação, os instrumentos de gestão e os agentes responsáveis pela implementação de planos, programas e ações. Tais medidas visam assegurar tanto a qualidade quanto a disponibilidade da água, atendendo às necessidades das gerações presentes e, sobretudo, preservando esse recurso essencial para as gerações futuras (Campos; Fracalanza, 2010).

Por sua vez, conforme aponta Grigg (1996), o **gerenciamento dos recursos hídricos** compreende a implementação de medidas estruturais e não estruturais destinadas ao controle de sistemas hídricos, sejam naturais ou construídos, com o objetivo de suprir as demandas humanas e atender aos requisitos ambientais. As ações estruturais referem-se à construção de obras físicas, como barragens, adutoras, estações de tratamento de água (ETAs) e de esgoto (ETEs), além de intervenções como contenção de processos erosivos, recuperação de áreas contaminadas e desassoreamento de corpos d'água. Já as ações não estruturais compreendem iniciativas que não demandam obras, como o zoneamento do uso do solo, programas de educação ambiental, campanhas de regularização do uso da água, entre outras medidas voltadas à gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos.

No contexto da política das águas, torna-se necessário adotar o gerenciamento de recursos hídricos que compreenda um conjunto articulado de ações voltadas à regulação do uso, ao controle e à proteção dos corpos d'água, bem como à avaliação da conformidade das práticas vigentes com os princípios estabelecidos pela Política Nacional de Recursos Hídricos (ABRH, 1986 *apud* Lanna, 1999). O propósito central desse gerenciamento é promover a distribuição equitativa das disponibilidades hídricas entre usos e usuários concorrentes, especialmente em cenários de escassez, nos quais sua aplicação se torna ainda mais relevante. Além disso, o gerenciamento deve garantir padrões de qualidade compatíveis com as demandas dos diferentes setores usuários,

assegurando o equilíbrio entre conservação ambiental e desenvolvimento socioeconômico (Castro, 2007).

É importante destacar que a literatura especializada aponta a existência de três modelos básicos de gerenciamento de recursos hídricos, conforme discutido por Yassuda (1989), Tonet e Lopes (1994) e Lanna (1999): o burocrático, o econômico e o sistêmico de integração participativa que aproveita os aspectos positivos dos dois modelos anteriores (burocrático e econômico) e adota procedimentos e mecanismos inovadores (Yassuda, 1989).

Considerando a ampla adesão ao modelo sistêmico de integração participativa, destacam-se, segundo Yassuda (1989) e Lanna (1999), os seguintes aspectos centrais: a adoção da bacia hidrográfica como unidade de referência para gestão e planejamento; a descentralização das decisões por meio de processos deliberativos multissetoriais; a gestão compartilhada entre Estado e sociedade em espaços como conselhos e comitês de bacia; a participação formal dos usuários e representantes sociopolíticos na aprovação de planos e programas; a valorização do planejamento estratégico regional com metas e prazos definidos; e a implementação da cobrança pelo uso da água como instrumento de sustentabilidade financeira e indução ao uso racional.

Para o caso do gerenciamento específicos das águas subterrâneas, propõe-se a adoção da bacia hidrogeológica como unidade de referência espacial, ou no caso de desconhecimento dos limites da bacia, adotar os próprios limites dos aquíferos. Para casos em que os contornos dos aquíferos transcendem o limite geográfico entre estados, gestores das diferentes unidades da federação devem compor a equipe técnica de responsável pelas propostas e execução das ações de gerenciamento.

Diante do exposto, considera-se que a adoção do modelo sistêmico de integração participativa na gestão dos recursos hídricos da Ilha do Maranhão representa uma oportunidade para fortalecer a governança local. Esse modelo, ao privilegiar a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão, favorece a articulação entre os diferentes municípios da ilha – São Luís, Raposa, Paço do Lumiar e São José de Ribamar, e permite o enfrentamento conjunto dos desafios relacionados às águas superficiais e subterrâneas. A descentralização da tomada de decisão, pode ser por meio de espaços colegiados como Comitês de Bacia Hidrográfica, Conselhos Municipais de Meio Ambiente e o próprio Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH-MA), possibilitando assim a participação ativa de diversos atores:

- Públicos (SEMA – que tem o papel de coordenar a política estadual e apoiar tecnicamente os municípios, prefeituras municipais – que devem integrar a gestão local e articular ações com os planos diretores e de saneamento na ilha, ANA – que tem um papel importante de colaborar em áreas de domínio federal e na integração de dados);

- Sociedade Civil (associações comunitárias: trazem o conhecimento territorial e mobilizam ações locais, as ONGs ambientais podem atuar na educação e monitoramento ambiental e de recursos hídricos, os movimentos sociais que podem contribuir com pautas de justiça hídrica e inclusão, e por fim as universidades e centros/núcleos de pesquisa (UEMA, UFMA, IFMA, NUGEO, dentre outros) podem oferecer suporte técnico e científico).

8.3 Ações Práticas para a Governança das Águas

Tendo como base os resultados obtidos e os aspectos discutidos, apontam-se ações práticas integrando os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, considerando seus usos múltiplos e as particularidades de um ambiente sedimentar, costeiro e insular. Essas iniciativas visam contribuir para a sustentabilidade e a segurança hídrica na Ilha do Maranhão.

Nesse sentido, em consonância com o Art. 1º da Resolução nº 22, de 24 de maio de 2002, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), [...] os Planos de Recursos Hídricos devem considerar os usos múltiplos das águas subterrâneas, as peculiaridades de função do aquífero e os aspectos de qualidade e quantidade para a promoção do desenvolvimento social e ambientalmente sustentável.

Com relação aos usos múltiplos e a integração dos recursos hídricos, o Decreto nº 13.494, de 12 de novembro de 1993, do Governo do Estado do Maranhão, que regulamentou o Código de Proteção do Meio Ambiente do Estado do Maranhão (Lei nº 5.405/1992), em seu Art. 88º [...] destaca aspecto para a utilização múltipla dos recursos hídricos, aprimorando os controles qualitativos, garantindo maiores benefícios à coletividade, entre esses, [...] que os recursos hídricos superficiais e subterrâneos devem ser gerenciados segundo uma abordagem integrada e sustentável, considerando-se a bacia hidrográfica como unidade básica de gestão.

Diante do exposto, propõe-se

1) O estabelecimento de um sistema de monitoramento hidrológico por meio da implantação de uma bateria de poços dedicados exclusivamente ao acompanhamento das águas subterrâneas, integrados em rede às plataformas de coleta de dados hidroclimáticos na bacia hidrográfica do Rio Paciência

A Resolução ANA nº 225, de 6 de dezembro de 2004, que propõe as diretrizes para a Rede Hidrometeorológica Nacional, seus objetivos, princípios e organização, e competências da própria ANA, em seu Art. 2º define o monitoramento hidrológico como - “[...] um conjunto de processos regulares e contínuos para medição, coleta, registro, armazenamento e publicação de variáveis hidrológicas, dentro de uma frequência temporal determinada [...]”.

Nesse contexto, as estações configuram-se como instrumentos técnicos de coleta, registro e armazenamento de dados hidrológicos, climáticos e ambientais de interesse por meio de sensores

específicos (Vecchia *et al.*, 2020). Essas estações podem operar de forma integrada em rede, permitindo o monitoramento contínuo e espacialmente distribuído das variáveis essenciais à gestão dos recursos hídricos. Segundo a referida resolução, em seu Art. 8º, as estações devem proporcionar entre vários objetivos o monitoramento da qualidade da água, de eventos hidrológicos críticos, da regulação dos recursos hídricos, de variações dos níveis potenciométricos, de estudos, pesquisas e projetos, dentre outros.

As estações são classificadas quanto a temporalidade, e conforme o Art. 7º da Resolução ANA nº 225/2024, podem ser: permanentes (com objetivos de monitoramento sem previsão de se extinguirem ao longo do tempo); e temporárias (com objetivo de observar eventos temporários, como estudo e implantação de projetos de infraestrutura hídrica, regras de regulação e fiscalização do uso da água e impactos de desastres em corpos hídricos).

Ainda no contexto de monitoramento, a Resolução ANA nº 188, de 20 de março de 2024, define os critérios para obrigatoriedade do automonitoramento do uso da água pelos usuários regularizados em corpos de domínio da União. De acordo com essa resolução, o automonitoramento é o processo completo de monitoramento (medir, registrar e armazenar os dados de captação, lançamento e qualidade da água) e de declaração (processar e transmitir os dados à ANA) realizado pelo usuário de água (usuário) por interferência regularizada (ponto de captação ou de lançamento regularizado no cadastro do usuário, formado por um conjunto de equipamentos e instalações, em operação ou em projeto, utilizado para a retirada de água do manancial ou despejo de efluente).

Diante do exposto, recomenda-se a criação de uma rede permanente hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Paciência, com estações automáticas permanentes de monitoramento dos recursos hídricos subterrâneos em conjunto com estações hidrometeorológica de coleta de dados. Além disso, sugere-se que a rede seja uma rede cooperada, ou seja, de acordo com a Resolução ANA nº 225/2004 em Art. 9º “[...] as redes cooperadas são estações hidrológicas de instituições públicas que atendem a interesses nacionais ou regionais, integradas à Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) por meio de acordos formalizados entre as partes interessadas, mantidas com recursos próprios das instituições responsáveis e que contam com o apoio técnico da ANA [...]”.

Nesse sentido, para a definição dos pontos de monitoramento, é fundamental considerar a dinâmica da bacia hidrográfica em relação à ocupação do solo, de modo a representar adequadamente os processos de poluição por fontes difusas e/ou pontuais. Segundo Ávila *et al.* (2016), considerando o monitoramento da qualidade das águas, a estruturação de uma rede de monitoramento exige atenção especial à tipologia das estações que a compõem. O **Tabela 8.1** apresenta as principais características de cada ponto, que está diretamente relacionada ao objetivo específico atribuído a cada estação.

Tabela 8.1 - Tipologia dos pontos de monitoramento de água superficiais e subterrâneas.

Tipo de ponto	Finalidade principal	Características	Referência
Ponto Estratégico/de Controle	Avaliar cargas poluentes em pontos de entrega entre domínios ou fronteiras estaduais.	Localizados em exutórios de afluentes principais, divisas interestaduais ou áreas com grandes projetos hídricos.	ANA (2009)
Ponto de Referência	Estabelecer o padrão natural do corpo hídrico para fins de enquadramento.	Representa a condição ambiental original, com baixa interferência antrópica.	Vieira <i>et al.</i> (2014)
Ponto de Impacto	Identificar áreas críticas para ações de gestão voltadas à redução da poluição	Monitoram lançamentos de esgotos domésticos, atividades agrícolas ou industriais, definidos por macro/micro locação.	Adaptado de Vieira <i>et al.</i> (2016)
Ponto de Potenciometria	Avaliar a flutuação sazonal do nível ou superfície potenciométrica do aquífero monitorado	Avaliam a variação natural ou sob bombeamento da carga hidráulica do ponto no aquífero.	O presente estudo
Ponto de Qualidade Atual	Avaliar a qualidade da água do aquífero monitorado	Verificam os principais parâmetros que determinam os usos preponderantes da água.	O presente estudo

Fonte: modificado de Ávila *et al.* (2016).

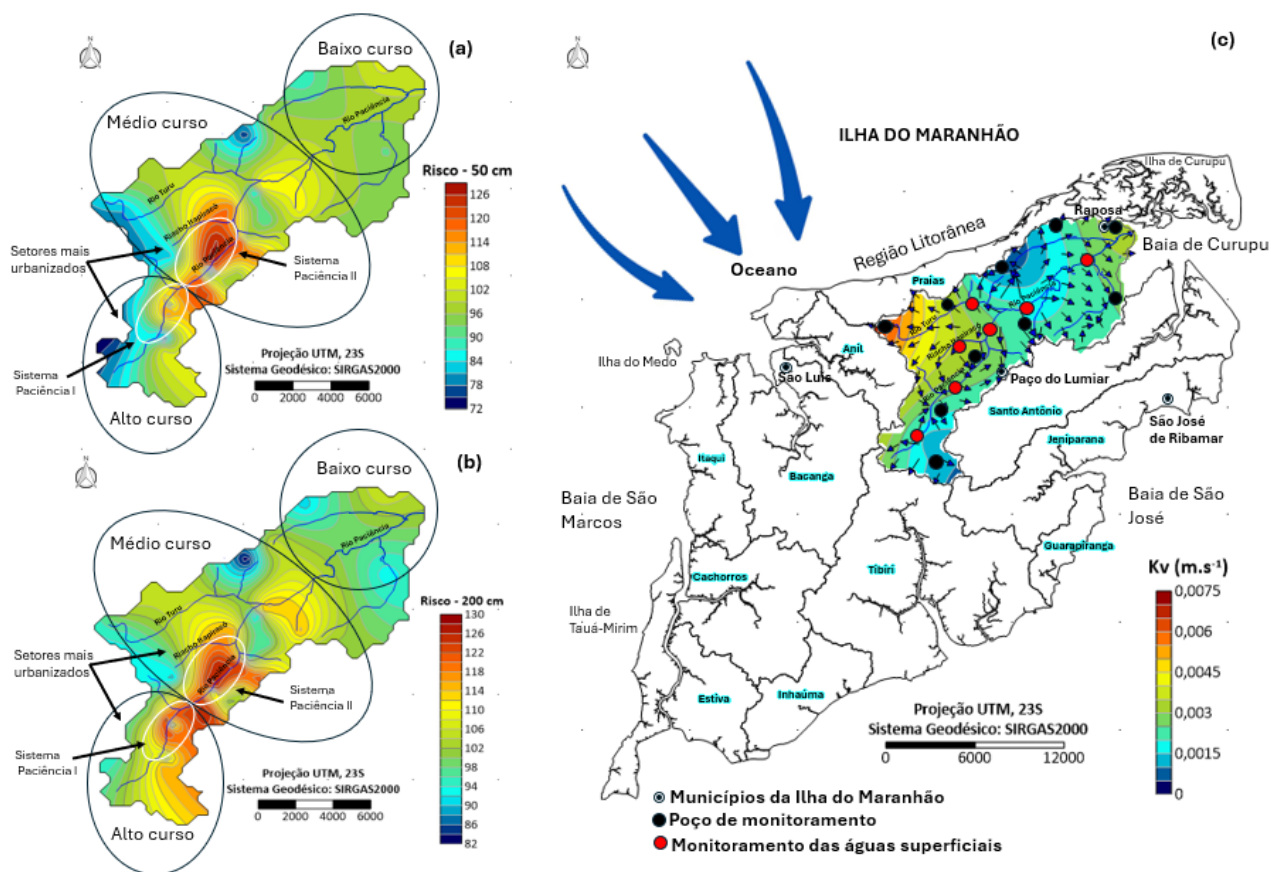
Diante do exposto e considerando o estudo realizado por Pinheiro *et al.* (2025), bem como os resultados do presente trabalho, que avaliam a vulnerabilidade e risco à contaminação das águas subterrâneas em diferentes profundidades, recomenda-se que os pontos de monitoramento sejam definidos com base nos critérios estabelecidos por Ávila *et al.* (2016), com as devidas adaptações à dinâmica de ocupação do solo da bacia hidrográfica, ao contexto de escassez hídrica e às particularidades ambientais da região, caracterizada por sua natureza sedimentar, costeira e insular.

Com isso, na **Figura 8.2**, sugere-se a disposição de 10 estações hidrogeológicas, com objetivo de monitorar a qualidade das águas, assim como, o nível e vazão dos aquíferos na região. Adicionalmente, sugere-se a instalação de 7 estações hidroclimáticas em pontos críticos na bacia, com o objetivo de captar informações sobre a presença de contaminantes provenientes de fontes pontuais e difusas, e de locais que historicamente são sujeitos a inundações pelo transbordamento do Rio Paciência no período chuvoso na região. Destacam-se, nesse sentido, as confluências dos riachos Itapiracó e Turu com o Rio Paciência, áreas que recebem escoamento superficial oriundo de bairros densamente povoados, e que representam zonas de vulnerabilidade hídrica significativa.

Na possibilidade de locação de estações isoladas, ou de locação de um conjunto limitado de estações, sugere-se a metodologia descrita pela ANA, ou seja, que a disposição de pontos de monitoramento seja realizada por meio do cálculo dos centros de massa obtidos com base no somatório entre a disponibilidade hídrica e a vazão para diluição dos efluentes lançados na bacia

em estudo. Cada centro de massa representa o local onde teoricamente passa metade da vazão ponderada pela carga orgânica não tratada (Vieira *et al.*, 2014). Esta proposta segundo Ávila *et al.* (2016) está fundamentada na metodologia sugerida por Clarkson (1979) e apresentada por Sanders (1983), inicialmente, desenvolvida por Sharp (1971). Sua premissa está baseada no conhecimento de dois fatores, a rede de drenagem e as atividades antrópicas desenvolvidas na bacia hidrográfica.

Figura 8.2 - Poços dedicados para monitoramento das águas subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio Paciência na Ilha do Maranhão: (a) mapa de risco a contaminação das águas até a profundidade de 50 cm; b) mapa de risco a contaminação das águas na profundidade de 50 cm; (c) mapa da bacia com os resultados da condutividade hidráulica a 200 cm de profundidade no contexto da Ilha do Maranhão.



Fonte: elaborada pela autora (2025).

Recomenda-se que a bateria de poços dedicados seja equipada no mínimo com sensores para o monitoramento contínuo dos níveis das águas (estático e dinâmico), da vazão e do comportamento de parâmetros indicativos da qualidade hídrica. Com base nos resultados obtidos neste estudo, sugere-se a utilização de análises para medir os principais parâmetros físico-químicos, como: potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT) e dureza total. Além disso, devem ser incluídos análises para parâmetros específicos, como nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), amônia (NH_3), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e metais pesados. Destacam-se, entre os metais identificados na região, os seguintes: cádmio (Cd^{2+}), cobre (Cu^{2+}), níquel (Ni^{2+}), chumbo (Pb^{2+}), manganês (Mn^{2+}) e zinco (Zn^{2+}).

No que concerne as águas superficiais, sugere-se sensores para o monitoramento dos parâmetros físico-químicos pH, temperatura, turbidez, SDT, CE, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO); parâmetros microbiológicos: coliformes totais e termotolerantes, *Escherichia coli* e Enterococos; parâmetros específicos: nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), pesticidas e agrotóxicos, hidrocarbonetos e solventes. Além desses, monitorar metais pesados como: cádmio (Cd^{2+}), cobre (Cu^{2+}), níquel (Ni^{2+}), chumbo (Pb^{2+}) e o mercúrio. Além do monitoramento dos parâmetros de qualidade das águas, sugere-se o monitoramento do nível do rio, e parâmetros climáticos (temperatura, umidade e pressão do ar, da radiação global), bem como do monitoramento pluviométrico.

Sugere-se, ainda, a incorporação de sensores para o monitoramento de parâmetros do solo, integrados as estações hidrogeológicas, os quais podem ser do tipo individual ou multissensor, permitindo a avaliação de poluentes e variáveis relevantes como pH, teor de umidade, condutividade elétrica, salinidade, nitrito, nitrato, dentre outros. Essa abordagem é respaldada por estudos recentes (Nadporozhskaya *et al.*, 2021; Vigiane *et al.*, 2022; Sousa *et al.*, 2023), que demonstram que o uso de sensores no monitoramento de solos é uma alternativa economicamente viável, além de possibilitar a identificação imediata do tipo de contaminante dominante e sua concentração no ambiente.

2) Desenvolvimento de Campanhas de Campo para Validação e Monitoramento Hidroambiental

Recomenda-se que as coletas de amostras de água, bem como as medições *in situ* de nível e vazão em poços e no leito de rios, sejam realizadas por equipe técnica especializada. Essas atividades têm como finalidade validar os dados obtidos por sistemas automáticos e/ou por técnicas de sensoriamento remoto, assegurando a confiabilidade das informações utilizadas no monitoramento hidroambiental.

Considerando as condições climáticas da região, sugere-se a realização de coletas mensais (situação ideal), ou no mínimo, a execução de campanhas de campo em períodos estratégicos, como nos meses mais chuvosos (entre março a maio), no período seco com menor intensidade pluviométrica (entre agosto a novembro) e na fase de transição entre as estações (especialmente em julho). A coleta de amostras de água, tanto no rio quanto em poços, deve seguir os procedimentos estabelecidos no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB; ANA, 2011) e na Norma Técnica NBR 9898/97 – Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores – Procedimento (ABNT, 1997).

Com objetivo de dinamizar as campanhas de campo, sugere-se o uso de sondas multiparâmetro, na determinação de diversas variáveis físico-química das águas, e de Kits

microbiológicos, a exemplo do que foi utilizado na atual pesquisa, por meio de cartelas que possuem meio de cultura em forma de gel desidratado na determinação dos parâmetros coliforme total e *Escherichia coli*.

Na determinação da vazão dos poços de observação, recomenda-se a utilização de macromedidores de vazão portáteis, na impossibilidade da realização de testes de vazão. Através de transdutores que são acoplados ao lado externo da tubulação, as vazões por meio desses equipamentos são determinadas através da medição do sentido do fluxo. Com relação a vazão e nível dos rios, recomenda-se igualmente a utilização de equipamentos portáteis, que através de sensores de pressão interno e feixe acústico vertical e horizontal medem a velocidade do fluxo, a largura e profundidade do canal, que são parâmetros essenciais na determinação da vazão.

Adicionalmente, recomenda-se a realização de testes de infiltração, com objetivo de analisar a taxa de infiltração e recarga das águas subterrâneas na região, além de outras características hidrogeológicas. Recomenda-se, a utilização de um permeâmetro tipo Guelph. Esse equipamento permite medir de forma prática e precisa a capacidade de infiltração do solo em condições saturadas.

Associado ao sistema de monitoramento, a implementação de um sistema de alerta revela-se essencial para o gerenciamento das águas em regiões com características sedimentares, insulares e suscetíveis a inundações, como é o caso da bacia hidrográfica do Rio Paciência. Nesse sentido, recomenda-se a elaboração de um protocolo de resposta rápida para situações críticas, como episódios de contaminação, escassez hídrica e alagamentos em áreas vulneráveis da bacia.

Diante da crescente urbanização na bacia hidrográfica e da precariedade do sistema de saneamento básico, especialmente nas áreas do baixo curso, recomenda-se que os sistemas de alerta voltados à qualidade das águas subterrâneas considerem, no mínimo, os parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), cloretos (Cl^-), nitratos (NO_3^-), amônia (NH_4^+), fosfatos, coliformes totais e *Escherichia coli*. No monitoramento e sistema de alerta para os corpos d'água subterrâneas deve-se utilizar a Resolução CONAMA nº 396/2008 e a Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde e como referência ao enquadramento das águas e padrão de potabilidade.

No protocolo de alerta, no âmbito do monitoramento da qualidade das águas de rios, os parâmetros oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) devem ser considerados como indicadores mínimos, dada sua relevância na avaliação da carga orgânica e da capacidade de autodepuração dos corpos hídricos, pois refletem diretamente o nível de poluição e o equilíbrio ecológico do ambiente aquático. No contexto da atual pesquisa, exemplifica-se situações relacionados ao comprometimento da qualidade das águas, que necessitam de sistemas de alertas, detectando rapidamente as alterações no corpo hídrico, permitindo ações preventivas ou corretivas imediatas.

No monitoramento e sistema de alerta para os corpos d'água superficiais deve-se ter a Resolução CONAMA nº 357/2005 e seu complemento 430/2011, como base para a classificação das águas. Essa resolução estabelece a classificação dos corpos d'água, e os valores de referência, por exemplo, para rios de água doce da classe 3 são: Oxigênio Dissolvido (OD) não inferior a 4 mg.L⁻¹ em qualquer amostra. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): até 10 mg.L⁻¹ de O₂.

Como exemplo, a **Figura 8.3** apresenta dois cenários distintos de monitoramento da qualidade da água, com foco nos parâmetros oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), avaliados em três pontos da bacia hidrográfica: alto, médio e baixo curso. As setas vermelhas indicam o comportamento do OD: a seta para baixo representa queda na concentração, enquanto a seta para cima indica aumento. Já as setas verdes representam o comportamento da DBO, seguindo a mesma lógica direcional – para baixo, redução da concentração; para cima, elevação.

No exemplo, o objetivo foi de avaliar os impactos do lançamento de esgoto sobre a qualidade da água em três pontos distintos do Rio Paciência, considerando as variações sazonais entre o período chuvoso (abril) e o período seco (novembro). Foram analisados dois cenários principais: o aumento da concentração de esgoto e o aumento da vazão de lançamento.

No **Cenário 1**, referente a abril (período chuvoso), verificou-se uma elevação da concentração de esgoto devido ao arraste de poluentes pelas chuvas. Esse processo intensificou a carga orgânica nos pontos monitorados, resultando na redução dos níveis de oxigênio dissolvido (OD) e no aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Os níveis de alerta indicaram situação de risco significativo, sobretudo nos pontos médios e inferiores do rio: P1 em estado de atenção (alerta amarelo), enquanto P2 e P3 atingiram alerta máximo (vermelho). Esse cenário evidencia que as chuvas, ao mobilizarem o esgoto não tratado, comprometem de forma mais severa a qualidade da água.

No **Cenário 2**, correspondente a novembro (período seco), observou-se um aumento da vazão de esgoto lançado no rio, mas com menor capacidade de diluição natural. Nesse caso, houve ligeira recuperação do oxigênio dissolvido em alguns pontos, mas a DBO manteve-se elevada ou apresentou oscilações, refletindo a persistência da pressão poluidora. Os níveis de alerta variaram: P1 apresentou normalidade (verde), P2 permaneceu em atenção (amarelo) e P3 manteve alerta máximo (vermelho). Esse resultado demonstra que, mesmo com concentrações menores, o volume de esgoto lançado no período seco mantém o risco ambiental, especialmente em trechos do rio com baixa capacidade de autodepuração.

De forma geral, conclui-se que os períodos chuvosos apresentam maior risco imediato para a qualidade da água devido à intensificação da carga orgânica, enquanto no período seco a

manutenção de altas vazões de esgoto contribui para a persistência de condições críticas, sobretudo no trecho inferior do rio. Esses resultados reforçam a importância de um monitoramento contínuo e integrado, com atenção tanto às variações sazonais quanto à dinâmica de lançamento de esgotos, visando à sustentabilidade e à segurança hídrica da região.

Figura 8.3 - Simulação de cenários de monitoramento da qualidade da água com indicadores de alerta.

Cenários		Período	Ponto P1		Ponto P2		Ponto P3	
			OD/DBO ₅	Alerta	OD/DBO ₅	Alerta	OD/DBO ₅	Alerta
Cenário 1	↑ Concentração do esgoto	Abril 	↓ ↓		↓ ↑		↑ ↓	
		Novembro 	↓ ↑		↓ ↑		↓ ↓	
Cenário 2	↑ Vazão do esgoto	Abril 	↑ ↓		↑ ↓		↑ ↑	
		Novembro 	↓ ↓		↓ ↓		↓ ↓	

Situação de alerta

-  Vermelho: alerta máximo - situação crítica exige alerta imediato
-  Amarelo: atenção -risco moderado, requer atenção e preparo
-  Verde: normalidade - sem risco aparente

Comportamento dos parâmetros

-   Comportamento do OD. Seta para baixo (diminuição)
-   Seta para cima (elevação)
-   Comportamento do DBO. Seta para baixo (diminuição)
-   Seta para cima (elevação)

Fonte: elaborada pela autora (2025).

Diante do exposto, e considerando que a gestão dos recursos hídricos se fundamenta na premissa de que é necessário conhecer para gerenciar, ressalta-se a importância da implementação de ações práticas de monitoramento. Nesse contexto, e reforçando os aspectos anteriormente mencionados, no que se refere ao monitoramento das águas superficiais, deve-se contemplar a utilização de:

1. Sensores em tempo real (nível, vazão, qualidade): instrumentação moderna permite registros automatizados de nível de água, vazão, qualidade (temperatura, condutividade elétrica, turbidez, etc); sistemas com telemetria via rádio, satélite ou celular permitem acesso aos dados quase imediatamente. O benefício dessa ação é fornecer dados de alta frequência, que ajudem a identificar eventos extremos (enchentes, secas) mais rapidamente.

2. Sensoriamento remoto (satélites, drones, aeronaves): satélites podem monitorar extensões de água, variações de superfície hídrica, mudanças em corpos de água; aeronaves ou drones com câmeras térmicas/hiperespectrais para mapear vazamentos de água subterrânea ou zonas de descarga de águas subterrâneas para os córregos. Como exemplo, o programa U.S. Geological Survey (USGS) “Next Generation Water Observing System” (NGWOS) está investindo em métodos de sensoriamento de superfície + modelagem integrada (USGS, 2021).

3. Redes de sensores e “cidades-inteligentes”: integração de Internet das Coisas (IoT) para monitorar rede de drenagem, bacias urbanas, gestão de águas pluviais; monitoramento e controle em tempo real de fluxo de águas pluviais, por exemplo, ajudando a prevenir sobrecarga em sistemas urbanos. Estudo de diferentes autores demonstram a IoT (Frota; E-Silva, 2024; Conceição *et al.*, 2024; Barros *et al.*, 2025).

4. Modelagem integrada e previsão: dados em tempo real alimentam modelos preditivos de fluxo, inundação, disponibilidade de água superficial, apoiando a tomada de decisão; permite gestão proativa da bacia hidrográfica, incluindo simulações de cenários (mudança climática, uso do solo, demandas futuras).

No que tange aos recursos hídricos subterrâneos é importante a implantação das seguintes ações:

1. Monitoramento por satélite e técnicas indiretas: mesmo que não possamos “ver” diretamente o aquífero a partir do espaço, satélites medem variações de armazenamento de água terrestre ou deformações do solo que indicam extração de água subterrânea, como estudos desenvolvidos por diferentes autores (Bomfim, 2007; Amaral, 2017; Guimarães; Mendonça, 2021). Nesses estudos dados de sensoriamento remoto + GIS + mapas de uso do solo ajudam a estimar zonas de recarga, vulnerabilidade do aquífero, mudanças de cobertura vegetal que afetam infiltração, entre outros aspectos ligados aos recursos hídricos superficial e subterrâneo.

2. Sistemas de monitoramento multicomponente (multinível ou *multidepth*): Instalação de poços de monitoramento ou *sistemas multidepth* que medem níveis de água em diferentes profundidades para entender o fluxo vertical e horizontal no aquífero; por exemplo, o uso de “*multilevel groundwater monitoring systems*” permite uma visualização 3D do aquífero. Essa ação permite compreender melhor a interação entre superficial e subterrânea (ex: descarga de águas subterrâneas para riachos) e avaliar recargas ou depleções. Como exemplo cita-se os autores: Riyis *et al.* (2019); Oliveira (2022), Zielinski (2024) e Francisco *et al.*, (2024).

3. Monitoramento em tempo real e transmissão de dados: sensores de nível, temperatura, condutividade em poços com telecomunicação para enviar dados automaticamente para servidores ou nuvem. Isso permite identificação rápida de declínios do nível de água, intrusão salina, impactos de bombeamento excessivo.

4. Técnicas emergentes de imagem sísmica ou geofísica (inovação experimental): pesquisa recente propõe uso de cabos de fibra óptica enterrados como sensores sísmicos para monitorar alterações na velocidade das ondas, que por sua vez refletem mudanças no nível de água subterrâneo. Como exemplo cita-se o estudo “*daily groundwater monitoring using vehicle-DAS full-waveform inversion*” (Li *et al.*, 2025), bem como os desenvolvido por outros autores (Lu *et al.*, 2024; Sobolevskaja *et al.*, 2024; Texeira *et al.*, 2025).

CAPÍTULO 9

CONCLUSÕES, CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

9.1 Introdução

Este trabalho percorreu grande parte dos aspectos conceituais e definições sobre diferentes temas (solos, geotecnia, aquíferos e suas classificações, poços, vulnerabilidade e risco à contaminação das águas subterrâneas, entre vários outros), pois pretende ser uma base de literatura para diferentes usuários, incluindo técnicos de formações diversas e até gestores ambientais e de recursos hídricos.

A pesquisa, ao abordar e correlacionar diversos temas em um contexto sedimentar, costeiro e insular, caracterizado por intensa urbanização e por deficiências no saneamento ambiental e na gestão dos recursos hídricos, contribui para o aprimoramento da compreensão dos processos hidrogeológicos e ambientais que regem esses sistemas.

Embora tenha incorporado uma nova metodologia específica, na estimativa do risco a contaminação de aquíferos, a principal contribuição do estudo reside na reinterpretação crítica e na aplicação integrada de métodos e conceitos tradicionais, demonstrando a sua atualidade e eficácia na caracterização de sistemas ambientais. Essa abordagem evidencia que, mesmo diante dos avanços recentes, as metodologias clássicas, quando adequadamente ajustadas ao contexto local, permanecem fundamentais para a tradução e compreensão de aspectos essenciais da dinâmica hidrogeológica e ambiental.

É possível fortalecer a integração entre as Ciências da Terra e a Hidrogeologia, aproveitando dados e resultados geotécnicos para determinar parâmetros hidrogeológicos. Por exemplo, índices usados na geotecnia, como o *Rock Quality Designation* (RQD), podem ajudar a estimar a condutividade hidráulica (K). Da mesma forma, as sondagens realizadas para caracterização geotécnica ou para calcular o volume de jazidas podem também ser utilizadas em ensaios hidráulicos e outros estudos relacionados com o comportamento da água subterrânea.

Este trabalho correlaciona textura dos solos e índices físicos com a condutividade hidráulica e outras possibilidades podem ser exploradas, como, por exemplo, a determinação do índice de atividade das argilas (IA). Esse índice mede a capacidade de troca de cátions da fração argila do solo, e pode ser correlacionado com a condutividade hidráulica e a contaminação por influenciar a retenção de água, nutrientes e poluentes.

A determinação de índices de vulnerabilidade em solos localizados em regiões de clima tropical deve fundamentar-se predominantemente nas características estruturais desses solos, uma vez que a organização e a estabilidade dos agregados exercem influência significativa sobre a

infiltração, o transporte e retenção de contaminantes. Assim, a utilização exclusiva de parâmetros texturais, como proposto em modelos desenvolvidos para outras condições climáticas, pode conduzir a interpretações inadequadas acerca do comportamento hidrogeológico dos solos tropicais.

A classificação hidrogeoquímica das águas subterrâneas deve levar em consideração os diferentes sistemas de fluxo – locais, intermediários e regionais – aos quais o aquífero está sujeito, e não se restringir apenas às características do reservatório local. Tal abordagem é necessária, uma vez que as águas podem ter interagido com formações geológicas e minerais distintos daqueles presentes no domínio hidrogeológico imediato, influenciando, assim, a sua composição química.

A análise dos resultados obtidos evidencia a importância de considerar os processos de atenuação natural na avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas. Observou-se que o arcabouço do aquífero, particularmente na zona vadosa, desempenha um papel determinante na atenuação das cargas contaminantes, atuando como um sistema filtrante capaz de reduzir significativamente a mobilidade e a concentração dos poluentes.

Verifica-se, portanto, que a capacidade filtrante e reativa do meio poroso constitui um fator essencial na resiliência qualitativa do aquífero, permitindo a manutenção da qualidade hidroquímica mesmo em cenários de pressão antrópica. Dessa forma, os resultados reforçam a necessidade de que os modelos de avaliação de risco incluam parâmetros representativos da atenuação natural, sob pena de se sobrestimar o grau de vulnerabilidade do sistema aquífero. A incorporação desses mecanismos fornece uma representação mais realista do comportamento hidrogeológico, sobretudo em aquíferos com estrutura mineralógica e textural favorável à retenção de contaminantes.

Além do exposto, destacam-se os seguintes pontos:

- as atividades de campo são fundamentais para o conhecimento detalhado da área de estudo e possibilitam refletir sobre trabalhos futuros, visando à continuidade e ao aperfeiçoamento da pesquisa;
- a correlação entre aspectos físicos-pedológicos, geotécnicos e hidrogeológicos amplia a aplicabilidade dos resultados em diversas áreas da engenharia, como na engenharia civil, na construção de estradas, na estabilização de taludes, na recuperação de áreas degradadas e no planejamento urbano, especialmente na elaboração de planos de bacias hidrográficas voltados à seleção e proteção de áreas de recarga;
- as ações práticas propostas, articuladas com as características geológicas e ambientais locais – especialmente em regiões de natureza sedimentar e costeira –, demonstram o potencial de aplicação em áreas semelhantes, adotando a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão ambiental e dos recursos hídricos.

9.2 Conclusões

O presente estudo avaliou a vulnerabilidade e o risco de contaminação dos aquíferos Barreiras-Itapecuru, considerando a interação entre a dinâmica de ocupação do solo e as características da zona vadosa, na bacia hidrográfica do Rio Paciência, na Ilha do Maranhão, Brasil. A aplicação do modelo DRASTIC, associada ao potencial de cargas contaminantes identificado e classificado pelo modelo POSH e ponderada pela capacidade de atenuação dos aquíferos, considerando aspectos texturais, físico-químicos e orgânicos dos solos da zona não saturada, indicou que a vulnerabilidade da bacia varia de moderada a alta, resultando no aumento do risco de contaminação.

O médio curso confirmou-se como o setor mais vulnerável e de maior risco, principalmente em função da pressão exercida pelo avanço da urbanização sobre os Sistemas Produtores Paciência I e II. Além disso, o baixo curso e a região litorânea, caracterizados pela presença de poços com bombeamento contínuo (24 horas) e pela influência da cunha salina, revelaram elevado potencial de salinização, reforçando o caráter crítico da gestão hídrica nesses setores.

Dando continuidade à pesquisa, a integração das análises hidroquímicas com a aplicação da Análise de Componentes Principais (PCA), da Análise de Grupos Hierárquicos (HCA) e do modelo de autodepuração de Streeter-Phelps possibilitou compreender a variabilidade espacial e temporal da qualidade da água, assim como a capacidade de recuperação do sistema fluvial diante das pressões antrópicas.

Os resultados evidenciaram que os parâmetros oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) apresentaram maior relevância no período chuvoso, enquanto os sólidos dissolvidos totais (SDT) e a condutividade elétrica (CE) se destacaram no período seco, confirmando a influência direta da sazonalidade climática sobre a qualidade das águas. Ademais, a aplicação do modelo Streeter-Phelps revelou que os trechos alto e médio do rio, mais urbanizados e sujeitos a lançamentos pontuais de efluentes domésticos, apresentam baixa capacidade de autodepuração, comprometendo significativamente os processos naturais de restabelecimento da qualidade hídrica.

As análises desenvolvidas ao longo desta pesquisa permitiram compreender os principais desafios e oportunidades relacionados à governança das águas na bacia hidrográfica do Rio Paciência, ressaltando a importância de abordagens integradas e participativas para a gestão sustentável dos recursos hídricos na Ilha do Maranhão. *Confirma-se a hipótese central levantada, ou seja, as alterações na ocupação do solo, associadas às características físico-hidrogeológicas da zona não saturada, em um ambiente sedimentar, costeiro e insular, influenciam diretamente a qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Paciência, aumentando a vulnerabilidade dos*

aquíferos Barreiras-Itapecuru à contaminação e comprometendo a segurança hídrica da Ilha do Maranhão.

9.3 Considerações Finais

Diante dos resultados obtidos e das discussões realizadas, verifica-se que os objetivos deste estudo foram plenamente alcançados, ao analisar a vulnerabilidade e o risco de contaminação das águas subterrâneas no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência. A partir dessas constatações, apresentam-se a seguir algumas considerações finais que sintetizam os principais aspectos observados durante a pesquisa.

O índice DRASTIC, aplicado conforme o método tradicional proposto por Aller *et al.* (1948), foi utilizado para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na área da bacia hidrográfica do Rio Paciência. Os resultados apontaram níveis de vulnerabilidade variando entre moderado e alto. Esse padrão está relacionado, entre outros fatores, às características intrínsecas dos aquíferos, composto por arenitos de granulometria fina a média, e à profundidade do nível freático, que em média foi de 12 m em 64% dos poços tubulares estudados.

Nesse contexto, a zona não saturada é formada por solos derivados da litologia predominante da região, característica do Grupo Barreiras e Sedimentos Pós-Barreiras. Trata-se de uma composição argilo-arenosa, com presença de argilominerais e fragmentos ferruginosos dispersos, de baixo teor em matéria orgânica e relevo com padrão plano a suave ondulado, típico dos Tabuleiros Costeiros. Além disso, a região apresenta clima úmido, com precipitação média anual superior a 2.000 mm.

Essas condições, resultaram em texturas franco-argilo-arenosa dos solos, que nesse estudo foram retratadas através da caracterização morfológica e geotécnica, que confirmaram as condições física-textural e litológicas da área. Como observado, essas condições, implicaram na variabilidade da condutividade hidráulica vertical (K_v), que variou de 10^{-4} a 10^{-6} $m.s^{-1}$ em superfície, e entre 10^{-5} a 10^{-7} $m.s^{-1}$, em profundidade.

Essa variabilidade - retrato da heterogeneidade dos solos – é evidenciada pela presença de grãos de quartzo e frações argilosas, predominantemente de natureza caulínicas, como identificado por difração de Raios X. Além disso, o contexto geológico regional, caracterizado pelo Grupo Barreiras, contribui para essa variabilidade, devido à ocorrência de camadas ou lentes de material laterítico, compostas por combinações de óxidos de ferro e alumínio, que influenciam a dinâmica do fluxo subterrâneo.

A presença desses agentes cimentantes, contribui para o endurecimento dos horizontes, favorecendo a formação de fragipãs nas camadas mais superficiais, e duripãs em diferentes profundidades, porém de forma mais marcante, como observado, na terceira camada dos perfis,

entre 100 - 150 cm. Esses resultados reforçam a influência de processos de lixiviação lateral e cimentação na estrutura e na evolução do perfil do solo, característicos de ambientes costeiros e do Grupo Barreiras na região. Essas estruturas compactas dificultam a penetração vertical de soluções, ao mesmo tempo em que promovem o redirecionamento lateral do fluxo, ocasionando a translocação de partículas finas e soluções entre as camadas do solo.

Os valores de condutividade hidráulica dos solos estão diretamente associados ao grau de facilidade com que a água e, conseqüentemente, os contaminantes nela dissolvidos, se deslocam através do solo, influenciando assim a maior ou menor fluidez dos contaminantes no ambiente subterrâneo. Na bacia hidrográfica do Rio Paciência, o resultado da condutividade hidráulica (K_v) mostra anisotropia vertical, diminuindo significativamente com a profundidade, como dito, a partir de 100 cm, ao mesmo tempo em que se eleva à profundidade de 150 cm.

Essa variação sugere que a recarga hídrica ocorre preferencialmente nas camadas superficiais, encontrando maior resistência em certas profundidades. As áreas de maior condutividade (superficiais, especialmente no norte e noroeste da bacia) são zonas potenciais de recarga e de maior mobilidade da água subterrânea. Por outro lado, setores ao longo do perfil do solo, que apresentaram maior dificuldade na condução da água, indicam potencial para retenção de contaminantes, e sua posterior translocação ao longo do perfil ou dentro de determinadas camadas. Essas condições estruturais e físico-hídricas favorecem a ocorrência de difusão molecular como mecanismo relevante de transporte de poluentes nessas zonas do solo.

Nesse contexto, a determinação da condutividade hidráulica (K_v) por meio de dois métodos de infiltração foi essencial para compreender a dinâmica de entrada de água no solo da área estudada. Além disso, permitiu identificar o método mais adequado para representar essa dinâmica e avaliar sua aplicabilidade em diferentes profundidades.

O método dos *anéis concêntricos* tende a superestimar os valores de K_v , devido à perturbação do solo durante a instalação e à presença de fissuras ou macroporos nas camadas mais superficiais do solo. Por outro lado, o método do *open end hole* proporciona uma estimativa mais precisa das condições naturais do solo não perturbado, sendo mais sensível às variações locais. Em profundidade, a partir dos 50 cm, o método *open end hole* passa a apresentar resultados mais representativos, refletindo com maior fidelidade o comportamento da condutividade hidráulica em camadas menos afetadas por interferências superficiais, sendo eficaz na caracterização do fluxo vertical em condições naturais.

Ainda nesse estudo, com objetivo de compreender a retenção ou disponibilização de contaminantes, foram analisados o potencial hidrogeniônico (pH), o teor de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica (CTC) das amostras de solo. De maneira geral, esses parâmetros indicam que os solos analisados apresentam maior capacidade de retenção de poluentes na

superfície, enquanto as camadas mais profundas são mais suscetíveis à lixiviação e contaminação, especialmente em cenários de uso intensivo do solo. Corroborando, esses resultados a extração sequencial da Fase 1, ao avaliar a fração de elementos químicos trocáveis no solo, permitiu identificar que, embora a maioria dos metais esteja em concentrações baixas ou não detectáveis, alguns perfis, no baixo curso da bacia, merecem atenção especial devido à presença de múltiplos elementos traço (Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} e Pb^{2+}) e condições que favorecem sua mobilidade e disponibilidade, principalmente a partir de 50 cm de profundidade.

A complementação das avaliações dos resultados analíticos das águas subterrâneas por meio dos diagramas Piper, Durov e Stiff permitiu o enquadramento das amostras em distintas classes hidroquímicas, além de fornecer subsídios para compreender a evolução geoquímica dos aquíferos Barreiras-Itapecuru na área estudada. Esses resultados confirmam as condições litológicas e pedológicas locais e oferecem importantes reflexões sobre o funcionamento do sistema de recarga. As águas classificam-se predominantemente como cloretada sódica, com predominância de Na^+ e $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$, características típicas de águas geoquimicamente evoluídas e com maior grau de salinização.

O estudo evidenciou a contribuição dos aerossóis atmosféricos, especialmente os de origem marinha, como fontes naturais de mineralização das águas subterrâneas. Essa mineralização ocorre principalmente por meio da recarga direta das águas das chuvas, que incorporam esses aerossóis durante sua trajetória atmosférica. A água da chuva, ao infiltrar no solo, é naturalmente ácida devido à dissolução de dióxido de carbono (CO_2) da atmosfera, formando ácido carbônico (H_2CO_3). Adicionalmente, os aerossóis marinhos, ricos em sais como NaCl e MgCl_2 , se dissolvem nas águas de infiltração, influenciando a composição química das águas subterrâneas e favorecendo o aumento das concentrações de Na^+ e Cl^- nos aquíferos rasos.

Além disso, a análise da qualidade da água revelou que o uso intensivo do solo, marcado pela urbanização da área, aliado à ineficiência dos sistemas de saneamento ambiental, exerce influência significativa no aumento das concentrações de íons cloreto, sódio, nitrato e outros contaminantes. Esses fatores também comprometem a potabilidade da água, conforme indicado pelo Índice Relativo de Qualidade (IRQ), que classificou as águas de alguns poços como ruins ou péssimas, devido à presença de coliformes totais e *Escherichia coli*.

Alinhando-se aos resultados, a identificação de fontes potenciais de contaminação hídrica, utilizando o modelo POSH, foi fundamental para avaliar tanto a capacidade de atenuação (CAT) da contaminação quanto o risco de comprometimento das águas subterrâneas. O estudo aponta que as áreas mais vulneráveis à pressão de cargas contaminantes estão localizadas no médio curso da bacia, especialmente nas proximidades dos Sistemas Paciência I e II, bem como no baixo curso da bacia hidrográfica.

No baixo curso, destaca-se a ameaça da intrusão salina nos poços, agravada por baixos índices de saneamento, pela proximidade com a zona costeira e pelas práticas de agropecuária de subsistência. O uso de fertilizantes e dejetos animais contribui significativamente para o aumento da carga de nutrientes e microrganismos no ambiente subterrâneo, intensificado pelo bombeamento contínuo dos poços, que operam por 24 horas diárias.

Os dados indicam que o risco de contaminação dos aquíferos na bacia do Rio Paciência se estende do alto curso até a região central, acompanhando as linhas de fluxo das áreas mais elevadas do interflúvio em direção às zonas mais baixas, com destaque para o entorno dos Sistemas Produtores Paciência I e II. Essas áreas, marcadas por intensa urbanização, exigem atenção especial quanto ao uso do solo, bem como para medidas rigorosas de proteção ao redor dos poços.

Por fim, os resultados deste estudo evidenciam a necessidade de consolidar instrumentos integrados de planejamento, monitoramento e participação social, fundamentais para a governança das águas na bacia hidrográfica do Rio Paciência. As ações práticas propostas oferecem subsídios concretos para a formulação de políticas públicas e estratégias de gestão territorial, voltadas à proteção dos recursos hídricos subterrâneos e superficiais.

Além disso, o estudo reforça a importância de ampliar as investigações em bacias hidrográficas da Ilha do Maranhão, cuja configuração sedimentar e influência costeira impõem desafios específicos à gestão ambiental. Nesse cenário, é primordial adotar abordagens interdisciplinares que considerem as dinâmicas naturais e antrópicas do território, promovendo soluções resilientes e adaptadas às transformações ambientais em curso.

9.4 Recomendações

Embora este trabalho tenha caracterizado de forma inédita a bacia hidrográfica em relação à qualidade da água, à autodepuração do Rio Paciência e à vulnerabilidade dos aquíferos Barreiras-Itapecuru, bem como proposto ações voltadas ao fortalecimento da governança hídrica, sugere-se a continuidade da investigação em temáticas complementares, em razão da especificidade de se tratar de um ambiente sedimentar, costeiro e insular.

Propõe-se os seguintes temas para continuidade da pesquisa:

- Monitoramento em longo prazo da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na bacia do Rio Paciência, com ênfase nos efeitos sazonais e no avanço da urbanização;
- Estudos específicos sobre a intrusão salina na região litorânea e sua influência na salinização dos aquíferos Barreiras-Itapecuru, considerando o aumento da demanda que resulta no aumento da extração da água do aquífero;
- Modelagem hidrogeológica integrada dos aquíferos Barreiras-Itapecuru, com simulações de cenários futuros de ocupação urbana e expansão populacional. O uso de

modelos permite testar cenários de mudança climática, variação no uso da terra, políticas para recarga artificial de aquíferos, etc.;

- Avaliação da eficácia de políticas públicas e instrumentos de gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica, com enfoque na governança participativa;
- Análise do papel das zonas de recarga dos aquíferos Barreiras-Itapecuru e da importância de sua preservação para a manutenção da segurança hídrica da Ilha do Maranhão.
- Qualificação e quantificação dos sedimentos transportados pelo Rio Paciência e seus afluentes, visando compreender o papel do material particulado na dinâmica de transporte de nutrientes, metais pesados e contaminantes orgânicos, bem como seus impactos na qualidade da água e na vulnerabilidade dos aquíferos Barreiras-Itapecuru.
- Classificação e caracterização detalhada dos solos da Ilha do Maranhão, por meio da abertura e análise de trincheiras, visando identificar horizontes pedológicos, propriedades físico-químicas e texturais, bem como avaliar sua influência nos processos de infiltração, retenção e transporte de contaminantes nos aquíferos Barreiras-Itapecuru.

Além dos temas supracitados, e das ações práticas sugeridas, considera-se importante a ampliação do monitoramento e desenvolvimento de temas específicos. Citam-se:

- **Monitoramento de parâmetros críticos para conhecimento da hidráulica de poços e dinâmica das águas subterrâneas:**
 - a. Nível piezométrico (registro contínuo por *datalogger*) - selecionar uma bateria de poços dedicados para avaliar os níveis estáticos e dinâmicos, para conhecimento do rebaixamento e recuperação, dos gradientes hidráulicos e risco de intrusão;
 - b. Vazão de bombeamento (Q) em cada poço (contínua) - para balanços de extração e modelagem;
 - c. Condição de bombeamento (horas, ciclos) e curva de bombeio/recuperação - determina impacto local e específico do poço;
 - d. Gradiente hidráulico / direção do fluxo - calcular com várias estações de nível para avaliar alterações de direção do fluxo por bombeamento;
 - e. Salinidade e condutividade elétrica (CE) contínua ou alta frequência em poços de observação chaves - indicador rápido de intrusão salina.
- **Monitoramento específico da qualidade das águas subterrâneas**
 - a. Cloreto (Cl^-) e sódio (Na^+) - principal sinal da intrusão marinha; monitorar por amostragem e comparar com condutividade elétrica (CE);

- b. Sólidos dissolvidos totais (SDT) e condutividade elétrica (CE) - medições de campo contínuas e automáticas auxiliam na detecção de mudanças rápidas.
 - c. Potencial redox (Eh/ORP) e oxigênio dissolvido (OD) - avaliam condições redox que afetam mobilização de metais e nitrato;
 - d. Turbidez e coliformes termotolerantes (ou indicadores microbiológicos) - relevantes em ambiente urbano com risco sanitário.
 - e. Nitratos (NO_3^-), amônio (NH_4^+) e fosfatos - indicadores de aporte urbano, atividades agrícolas e fontes de contaminação difusa;
 - f. Metais traço (Fe, Mn, Pb, As, Cu, Cd, etc.) - amostragens periódicas, especialmente próximo a fontes urbanas e industriais;
 - g. Compostos orgânicos (solventes, pesticidas, hidrocarbonetos) - considerando a presença de atividades urbanas, industriais e portuárias.
- **Monitoramento específico da cunha salina e/ou contaminantes**
 - a. Interface água doce-salgada (medição por resistividade com auxílio de um eletrorresistímetro ou por manchas de cloro) - para quantificar deslocamento da interface (usar Princípio de Ghyben-Herzberg como primeira aproximação);
 - b. Perfil vertical de condutividade elétrica e da temperatura e/ou realização da fluxometria de poço - este método desenvolvido por pesquisadores da Universidade da Flórida (EUA) permite a medição direta e simultânea de fluxos de água e contaminantes em meio poroso, usando um instrumento passivo chamado Fluxímetro, o qual consiste de um material sorvente hidraulicamente permeável, que é instalado em poços de monitoramento com o objetivo de interceptar o fluxo de água e de contaminante (Klammler *et al.*, 2025);
 - c. Instalar pelo menos uma ou duas estações costeiras com monitoramento contínuo de CE/pH/nível e marégrafo nas proximidades;
 - d. Localizar poços de observação em diferentes profundidades para captar estratificação e camadas preferenciais de fluxo.
 - **Monitoramento de isótopos e/ou traçadores ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, CFCs, SF6, trítio) -** determina a origem da recarga e o tempo de residência da água subterrânea (há quanto tempo a água está no aquífero); identifica as fontes de recarga (evaporação prévia à recarga, chuva direta, infiltração de rios, mistura com águas superficiais); valida misturas com água marinha, essencial em regiões costeiras, onde pode ocorrer intrusão salina; e compreende os processos de fluxo e armazenamento no interior do aquífero.

REFERÊNCIAS

- ABDULLAH, L.; SUHARLINA, A. (2010). Herbage yield and quality of two vegetative parts of indigofera at different times of first regrowth defoliation. *Media PERNATAKAN*, 33 (1): 44-49.
- ALLAIRE, S. E.; GUPTA, S. C.; NIEBER, J.; MONCRIEF, J. F. (2002). **Role of macropore continuity and tortuosity on solute transport in soils**. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 58, n. 3-4, p. 299-321, Oct. 2002.
- ABES (2009). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (Brasil). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**/Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos von Sperling (coordenadores). Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- ABGE (2024). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA E ENGENHARIA AMBIENTAL (Brasil). **Norma ABGE: 107/2024: ensaios de permeabilidade em solos utilizando furo de sondagem, poço, cava, slug test e anel duplo : procedimentos para execução e interpretação de resultados**. -- 1. ed. -- São Paulo: ABGE, 2024.
- ABGE (2013). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL (Brasil). **Ensaio de permeabilidade em solos: orientações para sua execução no campo**. São Paulo: ABGE Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, 2013.
- ABMS (2023). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA (Brasil). **Solos Não Saturados no Contexto Geotécnico**. 2ª edição. São Paulo: ABMS.
- ABNT (1997). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (Brasil). **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1997.
- ABNT (2012). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (Brasil). **NBR 16097/2012: estimados o teor de umidade do solo**. Rio de Janeiro: ABNT, 2012.
- ABNT (2016). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (Brasil). **NBR 6459/2016: determina o limite de liquidez do solo**. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ABNT (2016). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (Brasil). **NBR 7180/2016: determina o limite de plasticidade**. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- ABNT (2024). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (Brasil). **NBR 6457/2024: Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização: Procedimento**. Rio de Janeiro: ABNT, 2024.
- ABNT (2025). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (Brasil). **NBR 7181/2025: estabelece o método para análise granulométrica de solos, por peneiramento ou por combinação de peneiramento e sedimentação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2025.
- AB'SABER, A. N. (1960). **Contribuição à geomorfologia do estado do Maranhão**. *Notícia Geomorfológica*, 3(5), 35-45. Recuperado de https://biblio.fflch.usp.br/AbSaber_AN_1347021_ContribuicaoAGeomorfologia.pdf.
- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J.O. (2000). **Contaminação química e biorremediação do solo**. *Tópicos em Ciência do Solo*, Viçosa, V. 1, P. 299-351, 2000.
- ACHÁ PANOSO, L. (1976). **Latossolo Vermelho-Amarelo de "Tabuleiro" do Espírito Santo: Formação, características e classificação**. Recife, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1976. 116p. (Tese de Livre Docência).
- ACQUA-PLAN (1972). **Abastecimento d'água: planejamento geral**, São Luiz – MA. Recife: SUDENE, 1972. 55p.
- ALBERS, A. P. F., MELCHIADES, F. G., MACHADO, R., BALDO, J. B., BOSCHI, A (2002). **O. Um método simples de caracterização de argilominerais por difração de raios X**. [Cerâmica], 48(305), São Paulo, p.34–37, 2002.
- ALENCAR, L. S. P. (2023). **Política habitacional e a escala urbana local: uma análise da Política da Companhia de Habitação Popular do Maranhão em São Luís entre 1967 e 1975** / Lara Serra Pinto de Alencar. – São Luís, 2023. 101 p. ; il.

- ALLEONI, L. R. F.; SILVEIRA, M. L. A.; CHANG, A. C. (2004). **Sequential fractionation of sewage sludge and metal salt-amended Oxisols**. In: SUSTAINABLE LAND APPLICATION CONFERENCE, Lake Buena Vista, 2004.
- ALLER, L.; BENNET, T.; LEHR, J. H.; PETTY, R. J. (1987). **DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings**. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/2-85/018. pg. 29.
- ALMEIDA, T.V.D. (2006). **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 2006. 68 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- ALMEIDA-FILHO, R.; ROSSETTI, D. de F.; MIRANDA, F. P.; FERREIRA, F. J.; SILVA, C.; BEISL, C. (2009). Quaternary reactivation of a basement structure in the Barreirinhas Basin, Brazilian Equatorial Margin. **Quaternary Research**, v. 72, p. 103-110, 2009.
- ALMEIDA, R. A. S. (2021). **Índices de qualidade de água** / Rosa Alencar Santana de Almeida. _ Cruz das Almas, BA: EDUFRRB, 2021. 114.; il.
- ALPHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (2012). **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater – SMEWW**, 22th. ed., Washington – USA, 2012.
- ANA (2002). AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **A Evolução da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil**. -- Brasília: ANA, 2002.
- ANA (2017). AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas esgotos : despoluição de bacias hidrográficas** / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental . -- Brasília: ANA, 2017.
- ANA (2020). AGÊNCIA NACIONAL DO ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Direito de águas à luz da governança** / Pilar Carolina Villar; Maria Luiza Machado Granziera. – Brasília: ANA, 2020.
- ANA (2021). AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021: relatório pleno** / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. -- Brasília: ANA, 2022.
- ANA (2022). AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Governança das águas subterrâneas: desafios e caminhos** / Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico / Pilar Carolina Villar; Ricardo Hirata; José Luiz Albuquerque; Ana Maciel de Carvalho. – Brasília: ANA, 2022. 202 p. il.
- ANA (2024). AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Resolução ANA nº 225, de 6 de dezembro de 2024**. Define a Rede Hidrometeorológica Nacional, seus objetivos, princípios e organização, e competências da ANA. Brasília: ANA, 2024.
- ANA (2024). AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Resolução ANA nº 188, de 20 de março de 2024**. define os critérios para obrigatoriedade do automonitoramento do uso da água pelos usuários regularizados em corpos de domínio da União. ANA, 2024.
- ANDERSON, J.V.; WHITE, J.L. (1958). **A study of fragipans in some Southern Indiana soils**. Soil Sci. Soc. Am . Proc., 22:450-454, 1958.
- ANDRADE, M. M. N. de; SOUZA FILHO, P. W. M.; SZLAFZTEIN, C. F (2007). Mapa geomorfológico da região Itaqui-Bacanga, São Luís (MA), usando imagens de alta resolução e sistemas de informações geográficas. In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTUDOS DO QUATERNÁRIO, 11., 2007, Belém. **Anais eletrônicos...** São Paulo: ABEQUA, 2007. Disponível em:< http://www.abequa.org.br/trabalhos/2007_milena_marilia_gerencia.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2015.
- ANEEL (2000). AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, SUPERINTENDÊNCIA DE ESTUDOS E INFORMAÇÕES HIDROLÓGICAS (Brasil). **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos** / Arnaldo Augusto Setti, Jorge Enoch Furquim Werneck Lima, Adriana Goretti de Miranda Chaves, Isabella de Castro Pereira. 2ª ed. – Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000.207 p. : il. ; 23 cm.

- ANJOS NETO, S.P. (2016). **Aspectos históricos e diagnóstico técnico operacional do sistema de esgotos sanitários de São Luís**. São Luís: [s.n].
- ANJOS, L.H.C. (1985). **Caracterização, gênese, classificação e aptidão agrícola de uma seqüência de solos do Terciário na região de Campos-RJ**. Itaguaí, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1985. 194p. (Tese de Mestrado).
- APPELO, C.; POSTMA, D. (2005) **Geochemistry, Groundwater and Pollution**. 2nd Edition, Balkema, Rotterdam. <http://dx.doi.org/10.1201/9781439833544>
- ARAI, M. A (2006). Grande elevação eustática do mioceno e sua influência na origem do Grupo Barreiras. *Geologia USP. Série Científica*, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 1-6, 2006.
- ARAÚJO, J. V.; VIEIRA, L. S.; ARAÚJO, M. P.; MARTINS, J. S. (1973). Levantamento Exploratório de solos da **Folha SA.23 SÃO LUÍS e parte da Folha SA.24 FORTALEZA** In: BRASIL, Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto Radam; **Folha SA.23 SÃO LUÍS e parte da Folha SA.24 FORTALEZA**: geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia/Departamento Nacional da Produção Mineral, 1973, p. III-1 a III-117.
- ARAÚJO FILHO, J.C.; CARVALHO, A.; RODRIGUES E SILVA, F.B. (2001). **Investigações preliminares sobre a pedogênese de horizontes coesos em solos dos tabuleiros costeiros do nordeste do Brasil**. In: WORKSHOP COESÃO EM SOLOS DOS TABULEIROS COSTEIROS, Aracaju, 2001. Anais. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2001. 339p.
- ARAÚJO, E.P.; TELES, M.G.L.; LAGO, W.J.S. (2009). **Delimitação das bacias hidrográficas da Ilha do Maranhão a partir de dados SRTM**. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, INPE, p. 4631-4638.
- ARAÚJO, R. P. S.; COSTA, C. M.; BARROS, D. V.; GARRITO, A. C. (2014). **Urbanização e a ocorrência de desastres naturais no médio curso na bacia hidrográfica do Paciência - MA**. *Revista Geonorte*, v. 10, p. 502-506, 2014.
- ARAÚJO, R. P. S. (2017). **Inundações no médio curso do rio Paciência**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) - Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2017.
- ARCEIVALA, S. J. (1981). Wastewater treatment and disposal. **Engineering and ecology in pollution control**. New York, Marcel Dekker, 892 p.
- ARRHENIUS S. (1889). **Über die Reaktionsgeschwindigkeit bei der Inversion von Rohrzucker durch Säuren**. *Z. Physik. Chem.* 1889;4:226–248. doi: 10.1515/zpch-1889-0416.
- ARRUDA, I.S.; RÊGO, J. C (2018). **Estimativa de Parâmetros de Permeabilidade no Aquífero Aluvial do Rio Sucuru**. In: XV Congresso de Iniciação Científica da UFCG, 2018, Campina Grande. XV Congresso de Iniciação Científica da UFCG, 218.
- ATTERBERG, A. (1911). **Die Plastizität der Tone**. *Int. Mitt. Bodenkd.* 1,10–43 (in German).
- AUGE, M. (2004) **Vulnerabilidad de Acuiferos: Conceptos y Métodos**. Universidade de Buenos Aires, 2004.
- ÁVILA, M. W. de [et al.] (2016). **Gestão qualitativa dos recursos hídricos**. Proposta metodológica para o planejamento de uma rede de estações para monitoramento da qualidade de águas superficiais. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Muriaé. *RBRH* vol. 21 no.2 Porto Alegre abr./jun 2016 p. 401 – 415.
- AYOADE, J. O. (1996). **Introdução a climatologia para os trópicos**. Traduzido por: Maria Juraci dos Santos. 4 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1996, 332 p.
- AZEVEDO, R. P. de (1991). **Tectonic evolution of Brazilian equatorial continental margin basins**. 1991. 494f. Thesis (Ph. D.) - University of London, London, 1991.
- BACON, J. R.; HEWITT, I. J.; COOPER, P. (2005). **Reproducibility of the BCR sequential extraction procedure in a long-term study of the association of heavy metals with soil components in an upland catchment in Scotland**. *Science of the Total Environment*, Amsterdam, v. 337, p. 191-205, 2005.
- BACK, W. (1961). **Techniques for mapping of hydrochemical facies**. U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 424-d, pp. 380-382.

- BACK, W. (1966). **Hydrochemical facies and ground-water flow patterns in northern part of Atlantic Coastal Plain**. U. S. Geol. Survey. Prof. Paper 498-A, 42 pp.
- BARBALHO, Amanda Carvalho E. [et al.] (2018). **Qualidade da Água do Rio Paciência: saúde e meio**. In: XXVI Jornada de Parasitologia e Medicina Tropical do Maranhão - São Luís - MA, 2018. Disponível em: <<https://doity.com.br/anais/xxvi-jornada-de-parasitologia/trabalho/72551>>. Acesso em: 29/10/2025 às 21:37
- BARBASH, J. E.; RESEK, E. (1996). **Pesticides in Ground Water**. Distribution trends and governing factors. Ann Arbor Press, Inc. Chelsea, Michigan. pp 588.
- BARBOSA, G.V.; NOVAES PINTO, M. (1973). Geomorfologia. In: BRASIL. DEPARTAMENTO NACIONAL DA PRODUÇÃO MINERAL. Projeto **RADAMBRASIL**. Folha SA.23 São Luís e parte da folha SA.24-Fortaleza. Rio de Janeiro: DNPM, 1973. p. 1-26. (Levantamento dos Recursos Naturais, 3.).
- BARRETO, A. N. [et al.] (2001). **Condutividade hidráulica saturada em um solo aluvial do perímetro irrigado de São Gonçalo, PB**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, n.1, p.152-155, 2001 Campina Grande, PB, DEAg/UFPB - <http://www.agriambi.com.br>.
- BARROS, N. N.; DIAS, A. M.; RUSCHEL, R. C.; XIMENES, T. S. dos S. (2025). Monitoramento por IoT para avaliação de consumo de energia e água de ambiente laboratorial. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 25, e138018, jan./dez. 2025. ISSN 1678-8621 Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. 1 <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212025000100843>.
- BATALHA, B. L. ; ROCHA, A. A. (1986). **Autodepuração nos cursos d'água**. Revista DAE, v. 46, n. 144, p. 27 – 32.
- BATISTA, A. M. (1992). **Caracterização paleoambiental dos sedimentos Codó-Grajaú, Bacia de São Luís (MA)**. 1992. 102f. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Federal do Pará, Belém, 1992
- BATISTA, M.A.; INOUE, T.T.; ESPER NETO, M.; MUNIZ, A.S. (2018). **Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral**. In: BRANDÃO FILHO, J.U.T.; FREITAS, P.S.L.; BERIAN, L.O.S.; GOTO, R., comps. Hortaliças-fruto. Maringá: EDUEM, 2018, pp. 113 162. DOI:10.7476/9786586383010.0006. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/bv3jx/pdf/brandao-9786586383010-06.pdf>. Acesso em: 10/01/2022.
- BATISTA, M. A.; INOUE, T.T.; ESPER NETO, M.; MUNIZ, A.S. (2018). **Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral**. In: BRANDÃO FILHO, J.U.T.; FREITAS, P.S.L.; BERIAN, L.O.S.; GOTO, R., comps. Hortaliças-fruto. Maringá: EDUEM, 2018, pp. 113 162. DOI:10.7476/9786586383010.0006. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/bv3jx/pdf/brandao-9786586383010-06.pdf>. Acesso em: 10/01/2022.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; POZZA, S.A. (2001). **Qualidade de águas**: descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental. Rio Grande: Ed. FURG. 166p.
- BENASSI, S.F. (2002). **Estudo das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na descontinuidade serial do ribeirão Bonito (SP)**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- BERNARDO, S; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. (2006). **Manual de irrigação**. 8.Ed. Atual. e Ampl. Viçosa: UFV, 2006. 625p.
- BEZERRA, J. F. R. (2011). **Geomorfologia e reabilitação de áreas degradadas por erosão com técnicas de bioengenharia de solos na bacia do rio Bacanga, São Luís – MA**. 2011. 249f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.
- BHUPATHIRAJU VK; HERNANDEZ M.; KRAUTER P.; ALVAREZ-COHEN, L. (1999) **A new direct microscopy based method for evaluating in situ bioremediation**. J. Haz. Mater. 67: 299–312.
- BIGARELLA, J. J. (1975). **The Barreiras Group in Northeastern Brazil**. An. Acad. Bras. Ci. v. 47, (suplemento), p. 366-392, 1975.
- BODÓ, B.; JONES, C. (2017). **Introdução à mecânica dos solos**. Rio de Janeiro, RJ: LTC, 2017. E-book. ISBN 9788521633129.

- BOHNEN, H. (2000). Acidez do solo: **Origem e correção**. In: KAMINSKI, J. (Coord.). Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto. Pelotas: Núcleo Regional Sul, 2000. p. 9-19. (Boletim Técnico, 4).
- BOMFIM, L. F. C.; JESUS, J. D. A. (2004) **Mapa de domínios / subdomínios hidrogeológicos da Bahia**. Salvador: CPRM, 2004. 1 CD. Escala 1:1.000.000.
- BOSCOV, M. E. G. (1997). **Contribuição ao Projeto de Sistemas de Contenção de Resíduos Perigosos Utilizando solos lateríticos**. (Tese). Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1997.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. (2013). **Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos**. 3ª ed. Tradução técnica: Igo Fernando Lepsch. Editora Bookman, Porto Alegre, RS, 2013. 685 p.
- BRANDÃO, V. S.; PRUSKI, F. P.; SILVA, D. D. (2009). **Infiltração da água no solo**. 3.ed. Viçosa: UFV, 2009. 120p.
- BRASIL (2002). CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). **Resolução nº 22, de 24 de maio de 2002**. Estabelece diretrizes para a gestão integrada de águas subterrâneas e na Resolução CNRH nº 17, de 29 de maio de 2001, que estabelece diretrizes complementares para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos de bacias hidrográficas– Brasília/DF, Brasil.
- BRASIL (2005). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério de Meio Ambiente. -- Brasília/DF, Brasil.
- BRASIL. (2008). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 396**, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Ministério de Meio Ambiente. -- Brasília/DF, Brasil.
- BRASIL. (2009). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Ministério de Meio Ambiente. -- Brasília/DF, Brasil.
- BRASIL. (2002). CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). **Resolução nº 22, de 24 de maio de 2002**. Estabelece diretrizes complementares para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos de bacias hidrográficas. Ministério de Meio Ambiente. -- Brasília/DF, Brasil.
- BRASIL. (2011). MINISTÉRIO DA SAÚDE (MS). **Portaria n.º 2.914**, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, 14 de dezembro de 2011.
- BRASIL (2021). MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL (MDR). Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto - 201 Brasília: **SNIS**. Disponível em: < <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 14/07/2023.
- BRASIL. **Lei Federal nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. (1990). **Tropical secondary forests**. Journal of Tropical Ecology, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.
- BURNETT, F. L. (2002). **Além do rio Anil, urbanização e desenvolvimento sustentável**: estudo sobre a sustentabilidade dos tipos de urbanização na cidade de São Luís do Maranhão. 2002. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Urbano). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2002.
- CABRAL-FREIRE, M.C.; MONTEIRO, R. (1993). **Florística das praias da Ilha de São Luís, Estado do Maranhão (Brasil)**: Diversidade de espécies e suas ocorrências no litoral brasileiro. Acta Amazônica, 23: 125-140.

- CADONÁ, E.A; LOURENZI, C.R; SOUZA, E.L. de; RAMPINELLI, E.C.; SANTOS, M. L. dos; SETE, P.B.; SOARES, C.R.F.S. (2018). **Contaminação por Nitrogênio e fósforo de águas destinadas ao consumo humano em região com intensa atividade suinícola**. Geociências, v.37, p.377-396.
- CAEMA (2013). COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO MARANHÃO. **Relatório anual da qualidade da água produzida pelo sistema de abastecimento de água de São Luís**. 2013. Disponível em: http://www.caema.ma.gov.br/portancaema/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=546&Itemid=93>. Acesso em: 8 nov. 2015.
- CAEMA (2024). COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO MARANHÃO. **Sistema de Abastecimento de Água da Grande São Luís**: CAEMA, 2024. Disponível em: <https://caema.ma.gov.br/index.php/22-sustentabilidade/qualidade-da-agua/2920-apresentacao-operacao?jij=1761849690365>.
- CALDAS, H. F. M.; BRANDÃO, D. N.; CARDOSO, A. S.; SOBRAL, M. do C.; MARWELL, D. T. B. (2020) **Avaliação da qualidade da água do eixo leste do projeto de integração do rio São Francisco usando análise estatística multivariada**. XV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Caruaru – PE, nov. 2020. Disponível em: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/130/XV-SRHNE0120-1-20200731-201036.pdf>>. Acesso em 11 de janeiro de 2023.
- CAMARGO, F. C. de; BRAMAO, L.; PAVAGEAU, M.; RAMOS, F.; MENDES, W. (1958). **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Rio de Janeiro e Distrito Federal** (contribuição a carta de solos do Brasil). Rio de Janeiro: MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 1958. 350 p. (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, Boletim 11; Centro Nacional de Ensino e Pesquisas Agrônomicas. Serviço Nacional de Pesquisas Agrônomicas. Comissão de Solos). Mapa escala 1:400.000
- CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. (2009). **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas- IAC**. Campinas, Instituto Agrônomo, 2009. 77 p. (Boletim técnico, 106, Edição revista e atualizada).
- CAMPOS, J. E. G.; CUNHA, L. S. da. (2015). **Caracterização Hidrogeológica da Ocorrência de Aquífero Termal no Distrito Federal**. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 34, n. 2, p.210-223, 2015.
- CAMPOS, J. E. G; SOUZA, M. T. (2001) **O papel dos regolitos nos processos de recarga de aquíferos do Distrito Federal**. Revista Escola de Minas, Ouro Preto, v.54, n.3, july/sept. 2001.
- CAMPOS, V. N. O.; FRACALANZA, A. P. (2010). **Governança das águas no Brasil**: conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso. **Ambiente & Sociedade**, v. 8, n.2, 2010, pp. 365-382.
- CAPUTO, H. P.; CAPUTO, A. N. (2022). **Mecânica dos Solos**: Obras de Terra e Fundações. Rio de Janeiro: LTC, 2022.
- CARVALHO, A.R.; SCHLITTLER, F.H.M.; TORNISIELO, V.L. (2000). **Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água**. *Química Nova*, 23(5): 618-622.
- CARVALHO, D. J. (2022). **Cargas de poluição difusa na bacia do Riacho Fundo – Brasília/DF** [Distrito Federal] 2022. XVII, 178p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestra, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos).
- CASTRO, J. E. (2007). Water governance in the twentieth-first Century. **Ambiente e Sociedade**, v. 10, n. 2, p. 97-118, 2007. CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE SÃO PAULO – CRH. **Relatório de situação dos recursos hídricos do Estado de São Paulo (Relatório Zero)**. São Paulo, Junho, 2000. Disponível
- CASTRO, L. R.; CARVALHO, J. S.; VALE, V. L. C. (2010). **Avaliação microbiológica de diferentes marcas de água mineral**. Ver. B. S. Publica, v.34, n.4, p. 835-844, 2010.
- CASTRO, H. F. R.; PEREIRA, E. D. (2012). Cartografia geológico-geotécnica da bacia hidrográfica do rio dos Cachorros. **Revista GEONORTE**, v. 3, n. 4, p. 750-759, 2012.
- CAVALCANTI, I. F. A. (1982). **Um estudo sobre interações entre sistemas de circulação de escala sinótica e circulações locais**. São José dos Campos, INPE 2494 TDL/097, 1982.
- CAVALCANTI, I.F.A. [et al]. (2009). **Tempo e clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

- CAVALCANTI JÚNIOR, F. A. (2016). Zoneamento do escoamento superficial da Bacia Hidrográfica do Rio Paciência, Ilha do Maranhão – MA / Francisco Afonso Cavalcanti Júnior. - Presidente Prudente : [s.n.], 2016.
- CETESB (2011). COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.
- CHACHADI, A. G.; LOBO FERREIRA, J. P. (2001). **Assessing aquifer vulnerability to sea water intrusion using GALDIT method**: Part 2 – GALDIT indicators description. The Fourth InterCeltic Colloquium on Hydrology and Management of Water Resources, Guimarães, Jul. 2005.
- CHAPRA, S.C. (1997) **Surface Water Quality Modeling**. McGraw-Hill Publisher, New York.
- CHAPRA, S.C.; CAMACHO, L.A.; MCBRIDE, G.B. (2021). **Impact of Global Warming on Dissolved Oxygen and BOD Assimilative Capacity of the World's Rivers: Modeling Analysis**. Water, 13, 2408. <https://doi.org/10.3390/w13172408>.
- CHEBOTAREV, I. I. (1955). **Metamorphism of natural waters in the crust of weathering**. Geochim. Cosmochim. Acta, 8, pp. 22-48, 137-170, 198-212.
- CHEN, W. (2005). **Modeling trace element mass balance in cropland soils**. 2005. 252 p. Thesis (PhD in Environmental Sciences) - California University, Riverside.
- CHERY, L.; MARSILY, G. (Eds.). (2007). **Aquifer Systems Management: Darcy's Legacy in a World of Impending Water Shortage**. Routledge.
- CIVITA, M.; FORTI, P.; MARINI, P.; MICHELI, L.; PICCINI, L.; PRANZINI, G. (1990). **Carta da vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi delle Alpi Apuane**. Mem. explic, Monografia GNDCL. - CNR. n399, Firenze, 56 pp.
- CLARKSON, C. C. (1979). **River quality monitoring**: selection of water quality sampling sites and characterization of a pollutant plume in a stream. Thesis (M. Sc.). University of Massachusetts. Amherst. 1979. 127p
- CLEARY, R. (2019). **Águas Subterrâneas**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1989. Disponível em: http://www.clean.com.br/Menu_Artigos/cleary.pdf. Acesso em: 10 set. 2019.
- CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A.E.; EATON, A.D. (1998) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th Edition, American Public Health Association, Washington DC.
- CLOUTIER, V.; LEFEBVRE, R.; THERRIEN, R.; SAVARD, M. M (2008). **Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system**. Journal of Hydrology. 2008.
- COELHO, C. A. S. [et al.]. (2015). The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections. **Climate Dynamics**, v. 46, n. 11/12, p. 3737-3752, 2015.
- COELHO, R. D.; MIRANDA, J. H. de; DUARTE, S.N. (2000). **Infiltração da água no solo: parte i** infiltrômetro de anéis versus infiltrômetro de aspersores. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, n.2, p.137-141, 2000.
- COELHO, R.D.; VICCINO, J.R.; SILVA V.M. da. (1992). **Infiltrômetro de anéis e variabilidade espacial das equações de infiltração de água no solo**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 21. Santa Maria, 1992, Anais... Santa Maria: UFSM, 1992.
- COELHO, S. C. [et al.].(2017). **Monitoramento da água de poços como estratégia de avaliação sanitária em Comunidade Rural na Cidade de São Luís, MA, Brasil**. Rev. Ambient. Água vol. 12 n. 1 Taubaté – Jan. / Feb. 2017
- COHEN, J. (1988). **Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences**, Second Edition. LEA - Lawrence Erlbaum Associates, New York, 567pp.
- COHEN, J. C. P.; SILVA DIAS, M. A. F.; NOBRE, C. A (1995). Environmental conditions associated with Amazonian squall lines: A case study. **Monthly Weather Review**, v. 123, p. 3163-3174, 1995.
- COLLINSCHONN, W. (2015). **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. Porto Alegre: 2ª Edição revisada e ampliada. Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 2015.

- COLWELL, R. (1983) **Manual of Remote Sensing**. Vol. 1 and 2. American Society of Photogrammetry and Remote Sensing, Falls Church.
- COMPÊNDIO DE SOLOS DO BRASIL [livro eletrônico] : volume 1 / editores Fabrício de Araújo Pedron, Marcos Gervasio Pereira. -- 1. ed. -- Santa Maria, RS : Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - **SBCS**, 2024.
- CONERH (2019). Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Resolução nº 057, de 21 de maio de 2019**. Estabelece os critérios gerais para a outorga de direito de uso de recursos hídricos. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=377937#:~:text=Estabelece%20os%20crit%C3%A9rios%20gerais%20para,H%C3%ADricos%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%A2ncias>.
- CONNOLLY, J. R. (2007). **Introduction to X-Ray Powder Diffraction**; Spring, 2007.
- CNRH (2023). Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 32, 15 de outubro de 2003**. Institui a divisão hidrográfica nacional. Disponível em <https://www.ceivap.org.br/resolucao-cnrh.php>
- COOPER, H. H.; JACOB, C. E. (1946). A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well field history. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 27, n. 4, p. 526-534, aug.1946
- CORDANI, U. G.; BRITO NEVES, B. B. de; THOMAZ FILHO, A (2009). Estudo preliminar de integração do Pré-Cambriano com os eventos tectônicos das bacias sedimentares brasileiras (atualização). **Boletim de Geociências da Petrobras**, v. 17, n. 1, p. 205-219, nov. 2008/mai. 2009.
- CORDEIRO, E.S.; FEDOROVA, N.; LEVIT, V. (2018) **Análise sinótica e Termodinâmica dos Eventos com Trovoadas para o Estado de Alagoas no Período de 15 Anos 1998-2012**. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 33, n. 4, p. 685-694, 2018.
- CORRÊA, M. M.; KER, J. C.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; CURI, N.; TORRES, T. C. P. (2008). **Caracterização química, física, mineralógica e micromorfológica de horizontes coesos e fragipãs de solos vermelhos e amarelos do ambiente tabuleiros costeiros**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 297-313, 2008
- CORRÊA, E. L. S.; PINHEIRO, K. S. F.; SOUSA, C. J. S.; DIAS, L. J. B. da S. (2019). Qualidade das águas e nível trófico da bacia do rio Paciência, na Ilha do Maranhão, Brasil. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 21, n. 2, p. 437-453, set. 2019. Disponível em: < <https://rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/521> >. Acesso: 19. ago. 2020.
- COSTA, J. B. S. (1995). **Hidrogeologia dos sistemas aquíferos da Ilha do Maranhão**. Dissertação de Mestrado ou Relatório Técnico – Universidade Federal do Maranhão (UFMA) / CPRM.
- COSTA, F. de A. (2004). **Path dependency e a transformação agrária do bioma amazônico: o sentido das capoeiras para o desenvolvimento**. Novos Cadernos NAEA, v. 7, n. 2, p. 111-158, 2004.
- COSTA, C. M. (2018). **Risco de inundações no alto curso da bacia hidrográfica do rio Anil, São Luís - Maranhão** / Cristiane Mouzinho Costa. – São Luís, 2018. 156 f
- COSTA, A.C.S.; SOUZA JÚNIOR, I.G.; CANTON, L.C.; GIL, L.G.; FIGUEIREDO, R. (2020). **Contribution of the Chemical and mineralogical properties of Sandy-loam tropical soils to the cation exchange capacity**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.44, p.1-17, 2020. DOI: 10.36783/18069657rbc20200019. Disponível em: <https://www.rbcjournal.org/pt-br/article/contribution-of-the-chemical-and-mineralogical-properties-of-sandy-loam-tropical-soils-to-the-cation-exchange-capacity/>. Acesso em: 18/12/2021.
- COVELLO, V.T.; MUMPOWER, J.L.; STALLEN, P.J.M.; UPPULURI, V.R.R. (1985). **Environmental impact assessment: technology assessment and risk analysis**. NATO ASI Series G4: 1068.
- CPRM (1988). COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (Brasil). **Execução de testes de bombeamento em poços tubulares: Manual prático de orientação**. [S. l.]: CPRM, 1998. Disponível em: http://dspace.cprm.gov.br/jspui/bitstream/doc/16635/1/Testes_Bombeamento_Pocos_Tubulares.pdf. Acesso em: 21 mai. 2020.
- CPRM. (2000). COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (Brasil). **Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações 2ª Edição**. CPRM - Serviço Geológico do Brasil.

- CPRM, (2020). COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (Brasil). **Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas (RIMAS)**. 2020. Disponível em: <<http://rimasweb.cprm.gov.br/layout/index.php>>. Acesso em: 7 jul. 2020.
- CUNHA, S.; SILVA, F.; MOTA, T.; PINHEIRO, M. (2015). **Avaliação da acurácia dos métodos do SCS para cálculo de precipitação efetiva e hidrogramas de cheia**. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 20, n. 4, p. 837-848.
- CUNHA-LIGNON, M. [et al.]. (2015). **Monitoramento de Manguezais**: abordagem integrada frente às alterações ambientais. Anais do VIII CBUC - Trabalhos Técnicos 2015, Curitiba: p. 1-17. 2015.
- CUNHA TEIXEIRA, J., BODET, L., RIVIERE, A., HALLIER, A., GESRET, A., DANGEARD, M., [et al.]. (2025). **Modelo de aprendizado profundo guiado por física para o Daily Estimativa de mapas de lençóis freáticos usando superfície passiva Dispersão de ond**. Pesquisa de Recursos Hídricos, 61,e2024WR037706. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2024WR037706>.
- CURI, N., KER, J. C., NOVAIS, R. F., VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C. E. G. R. (Eds.) (2017). **Pedologia: Solos dos Biomas Brasileiros**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. (1996). **Hidrologia Subterrânea**. Omega. – Muito completo sobre fluxo em aquíferos, bombeamento e contaminação.
- DAMASCENO, M. B., DE SOUZA R. F., DINIZ FILHO J. B., DE CASTRO V. L. L. (2021) **Caracterização hidroquímica de águas superficiais dos rios Guajiru e do Mudo, Bacia Hidrográfica do rio Doce, Nordeste do Brasil**. Pesquisas em Geociências, 48(1), 102566
- DANTAS, M. E.; SHINZATO, E.; BANDEIRA, I. C. N.; SOUZA, L. V. de; RENK, J. F. C. (2013). Compartimentação geomorfológica. In: BANDEIRA, I. C. N (Org.). **Geodiversidade do Estado do Maranhão**. Teresina: CPRM. 2013. p. 31-62.
- DANTAS, J. S.; MARQUES JUNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; RESENDE, J. M. A.; CAMARGO, L. A. BARBOSA, R. S. (2014). **Gênese de solos coesos do leste maranhense**: relação solo-paisagem. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 38, p. 1039-1050, 2014.
- DARCY, H. (1856). **Les Fontaines Publiques de la ville de Dijon**, Dalmont, Paris.
- DAS, B. M.; SOBHAN, K. (2007). **Fundamentos de Engenharia Geotécnica**. 6. ed. São Paulo: Thomsom Learning., 2007. 561 p.
- DAVIS, M. A.; WRAGE, K. J.; REICH, P. B. (1998). **Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand**. Journal of Ecology, v. 86, n. 4, p. 652-661, 1998.
- DAVIS, S.N.; DEWIEST, R. J. M. (1991) **Hydrogeology**. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, 463.
- DEKKER, A. G.; MALTHUS, T. J.; WIJNEN, M. M. (1992). **Spectral band location for remote sensing of turbid and/or eutrophic waters**. Thematic Conference on Remote Sensing, 1, 1992, Emerging Technologies and Systems. Proceedings... Ann Arbor: Environmental Research Institute of Michigan. 1992. p.955-970.
- DEMATTE, J. L. I.; MAZZA, J.A.; DEMATTE, J.A.M. (1996). **Caracterização e gênese de uma topossequência Latossolo Amarelo-Podzol originado de material da formação Barreiras, Estado de Alagoas**. *Scientia Agricola*, v.53, n.1, p.20-30, 1996.
- DEUTSCH, W.J. (1997). **Groundwater Geochemistry**: Fundamentals and Applications to Contamination Lewis Publishers, New York. 1997.
- DOMENICO, P.A. (1972). **Concepts and Models in Groundwater Hydrology**. McGraw-Hill Book Co., New York.
- DOMENICO, P. A.; SHWARTZ, F. W. (1990). **Physical and chemical hydrogeology**. New York: John Wiley & Sons Inc. 1990. 824 p.
- DEUTSCH, W.J. (1997). **Groundwater Geochemistry**: Fundamentals and Applications to Contamination Lewis Publishers, New York.

- DEVATHA, C.P., VISHNU VISHAL, A., PURNA, C.R.J. (2019). **Investigation of physical and chemical characteristics on soil due to crude oil contamination and its remediation**. Appl. Water Sci. 9, 89. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0970-4>.
- DINIZ, E. (1999). **Crise, reforma do Estado e governabilidade**. Brasil, 1985-1995. Rio de Janeiro: Fundacao Getulio Vargas, 1999. 228p.
- DINIZ, J. A. O.; MONTEIRO, A. B.; SILVA, R. de C. da; PAULA, T. L. F. de. (2014). **Mapa hidrogeológico do Brasil ao milionésimo**: instruções técnicas. Brasília: CPRM, 2014. 46p. Disponível em: < <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Mapa-Hidrogeologico-do-Brasil-ao-Milionesimo-756.html> >. Acesso em: 14 mai. 2018.
- DNER (1994). DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS E RODAGEM. **DNER-ME 093**: apresenta o procedimento para determinação da densidade real dos solos. Rio de Janeiro, 1994.
- DOMENICO, P.A. (1972). **Concepts and Models in Groundwater Hydrology**. McGraw-Hill Book Co., New York.
- DREVER, J. I. (1997). **The Geochemistry of Natural Water**: Surface and Groundwater Environments. 3rd Edition, Prentice Hall, New Jersey.
- DUPUIT, J. (1863). **Estudes théoretiques et pratiques sur le mouvement des eaux dans les canaux découverts et a travers les terrains perméables**. 2.ed. Dunod: Paris, 1863.
- DUROV S. A. (1948). **Classification of natural waters and graphicpresentation of their composition**. Dokl Akad Nauk SSSR59(1):87–90. em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/basecon/r0estadual/>>. Acesso em: 11 dez. 2005.
- EMBABY, A. A.; HALAWA, A. A.; RAMADAN, M. (2017). **Integrating Geotechnical Investigation with Hydrological Modeling for Mitigation of Expansive Soil Hazards in Tabuk City, Saudi Arabia**. Open Journal of Modern Hydrology,7, 11-37.<http://dx.doi.org/10.4236/ojmh.2017.71002>.
- EMBRAPA (2017). EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de Métodos de Análise De Solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], editores técnicos. – 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF : **Embrapa**, 2017.
- EMBRAPA (2025). Sistema Brasileiro de classificação de solos - **SiBCS** / Humberto Gonçalves dos Santos ... [et al.]. – 6. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF : **Embrapa**, 2025.
- ESPÍRITO SANTO, J. M. (2006). **São Luís**: uma leitura de cidade. São Luís: Instituto da Cidade, 2006. pp. 56-91.
- ESTEVES, F. A. (2011). **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p.
- ESTEVES, F.A. (1998). **Fundamentos de limnologia**. Interciência, Rio de Janeiro. 602 pp.
- Estudos hidrogeológicos da Ilha de São Luís, MA : subsídios para o uso sustentável dos recursos hídricos : relatório final, volume IV/ Agência Nacional de Águas, Serviço Geológico do Brasil – CPRM.-- Brasília : **ANA; CPRM**, 2019.
- FAGUNDES, E. A. A.; KOETZ, M.; RUDEL, N.; SANTOS, T. D.; PORTO, R. (2012). **Determinação da infiltração e velocidade de infiltração de água pelo método de infiltrômetro de anel em solo de cerrado no município de Rondonópolis-MT**. Revista Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer-Goiânia, v. 8, n. 14, p. 369, 2012.
- FAIR, G.M.; GEYER, J.C.; OKUN, D.A. (1973). Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas resuales (**Water and waster wáter engineering**). Trad. Salvador Ayaaneguij. México, Editorial Limusa, v. 2, 764p.
- FAUST, S.D.; O.M. ALY (1981). **Chromium**. In: Chemistry of Natural Water. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, pp. 37~398.
- FEITOSA, A.C. (2006). **Relevo do Estado do Maranhão**: uma nova proposta de classificação topomorfológica. In: Simpósio Nacional de Geomorfologia. 4 Goiânia, Anais... Goiânia: UGB, 2006. P. 1-11. CD-ROM.
- FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMÉTRIO, J. G. A. (2008). **Hidrogeologia**: Conceitos e Aplicações. CPRM. – Excelente base para conceitos de nível estático, dinâmico e vulnerabilidade.

- FELDMAN A. (2000) **Hydrologic Modeling System HEC-HMS**: Technical Reference Manual. 157.
- FELFILI, C. C.; LEITE, A.A.L.; SILVA, L.M.R.; LIMA, J.J.C. (2022). **Relevância de Estudos Hidrogeológicos na Região Metropolitana de São Luís, Maranhão**. XVII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. VII FENÁGUA - Feira Nacional da Água. XVIII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. Florianópolis – SC, 2022.
- FERNANDES, M. de M. (2016). **Mecânica dos solos**: conceitos e princípios fundamentais. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 1 recurso online. ISBN 9788579751806.
- FERNANDES, R. A.; LOUREIRO, C. O. (2006) **Índice relativo de qualidade (IRQ)**: um método para caracterização e hierarquização do potencial qualitativo das águas subterrâneas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA, 14., 2006, Curitiba. Anais [...] Curitiba: ABAS, 2006. 1 CD-ROM.
- FERREIRA JÚNIOR, C. R. P.; COSTA, J. B. S.; BEMERGUY, R. L.; HASUI, Y. (1996). Neotectônica da região da bacia de São Luís. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 5., 1996, Belém. **Anais...** Belém: SBG/NO, 1996. p. 297-300.
- FERREIRA, A. J. de A. (2014). **A produção do espaço urbano em São Luís do Maranhão**: passado e presente; há futuro? São Luís: EDUFMA.
- FERREIRA, J. P. B. (2023). **A relação entre DBO e presença de coliformes na água**: um estudo da água do rio Uberaba no município de Uberaba – MG. Monografia de Conclusão do Curso de Farmácia. Universidade Federal, Uberaba, 2023.
- FETTER, C. W. (1992). **Contaminant hydrogeology**. New York: Macmillan, 1992. p.458.
- FETTER, C. W. (2001) **Applied hydrogeology**. 4. ed. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 2001. 615p
- FIGUEIREDO, J. A. de; NORIEGA, C. D.; OLIVEIRA, E. M. C. de; NETO, R. R.; BARROSO, G. F.; FILHO, M. A. (2014) **Avaliação biogeoquímica de águas fluviais com ênfase no comportamento dos compostos de nitrogênio e fósforo total para diagnoses provenientes do sistema aquático Bacia do Rio Doce, no Espírito Santo**. *Geochimica Brasiliensis* 28(2): 215-226, 2014
- FILHO, W. D. C. (1997). **Estudo Hidroquímico nos Aquíferos da Planície do Recife**. Dissertação de Mestrado, 1997. Universidade Federal de Pernambuco. UFPE, Recife (PE), 1997.
- FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. (2006). **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental**: Solo, água e sedimentos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 1.ed., 169p. 2006.
- FILIZOLA, H.F.; LAMOTTE, M.; FRITSCH, E.; BOULET, R.; ARAÚJO FILHO, J.C.; SILVA, F.B.R. & LEPRUN, J.C. (2001). **Os fragipãs e duripãs das depressões dos Tabuleiros Costeiros do nordeste brasileiro**: Uma proposta de evolução. R. Bras. Ci. Solo, 25:947-964, 2001.
- FIORI J.P.O., CAMPOS, J.E.G., ALMEIDA, L. (2010). **Variabilidade da condutividade hidráulica das principais classes de solos do Estado de Goiás**. *Geociências*,29(2):229-235.
- FIORUCCI, A.R.; FILHO, E.B. (2005). **A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos**. *Química nova na escola*.
- FITTS, C. R. (2015). **Águas subterrâneas**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015
- FONTES, M.P.F. AND WEED, S.B. (1996) **Phosphate Adsorption by Clays from Brazilian Oxisols: Relationships With Specific Surface Area and Mineralogy**. *Geoderma*, 72, 37-51.
- FORCHHEIMER, P. (1886). Ueber die ergiebigkeit von brunnen-anlagen und sicker-schlitzten. **Z. Architekt. Ing. Ver. Hannover**, v. 32, p. 539-563, 1886.
- FOSTER, S.S.D; HIRATA, R. C. A. (1991) **Determinacion del Riesgo de Contaminacion de Águas Subterrâneas** – una metodologia basada en datos existentes. 2ª Edição. Lima, Peru: Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente / Organizacion Mundial de La Salud, 1991. 81p.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. C. A. (1993). **Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas**: um método baseado em dados existentes. São Paulo: Instituto Geológico, 1993. (Boletim Nº 10)

- FOSTER, S. S. D., HIRATA, R. C. A. (1988). **Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data**. WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual. Lima, Peru, 1988.81p.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. C. A.; ROCHA, G. (1988). **Risco de poluição de águas subterrâneas: uma proposta metodológica de avaliação regional**. In: Cong. Brasil. Águas Subterrâneas, 5ª. São Paulo. ABAS: 175-185.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. C. A; ANDREO, B. (2013). **The aquifer pollution vulnerability concept: aid or impediment in promoting groundwater protection?** Hydrogeology Journal, p. 737-750, 2013. Disponível em :<http://dx.doi.org/10.1007/s10040-013-1019-7>. Acesso em março de 2016.
- FOSTER, S.S.D. (1985). **Groundwater pollution protection in developing countries**. IAH Intl. Contrl Hydrogeology. International Association of Hydrogeologists–International Contributions to Hydrogeology 6: 167–2000
- FOSTER, S.S.D. (1987). **Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy**. Proc. Intl. Conf. “vulnerability of soil and groundwater to pollutants”. Noordwijk, the Netherlands.
- FRANÇA, D. V. B. (2019). **Vulnerabilidade ambiental a alagamentos no alto curso da bacia hidrográfica do Santo Antônio, Ilha do Maranhão**. 2019. 226 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço - PPGeo, Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2019.
- FRANCÉS, A.; PARALTA, E.; FERNANDES, J.; RIBEIRO, L. (2011). **Development and application in the Alentejo region of a method to assess the vulnerability of groundwater to diffuse agriculture pollution: the susceptibility index**. In: International Conference on Future Groundwater Resources at Risk, 3, 2011, Lisbon. Lisbon: IAH/Unesco, 2001. 9p.
- FREDDO FILHO, V. J. F. (2018). **Qualidade das águas subterrâneas rasas do aquífero barreiras: estudo de caso em Benevides/PA**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.
- FREEZE, R A.; CHERRY, J.A. (1979). **Groundwater**. Prentice Hall, Inc. U.S. 1979. p. 604. Disponível em: <<http://hydrogeologistswithoutborders.org/wordpress/1979-portugues/capitulo-7/>>. Acesso em: 08 de set.2021.
- FRITZ, I. B.; KOPEC, B.; LAM, K.; VERNON, R. G. (1974) In: **Hormone Binding and Target Cell Activation of the Testis**, Vol. 1, Eds.: M. Dufau and A. R. Means (Plenum Press, New York) p. 311.
- GADELHA, F. J. S. [et al.] (2005). **Verificação da presença de Nitrito em águas de consumo humano da comunidade de Várzea do Cobra em Limoeiro do Norte-CE**. In Anais da 57ª Reunião Anual da SBPC - Fortaleza - CE, Jul. 2005.
- GAN M. A.; KOUSKY, V.E. (1986). Vórtices ciclônicos da alta troposfera no oceano Atlântico Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 1, 19-28, 1986.
- GARCIA, C.; CONCEIÇÃO, F. T.; PEIXOTO, A. S. P. (2018). **Vulnerabilidade intrínseca dos aquíferos no município de Piracicaba, através do método GOD**. Águas Subterrâneas, v. 32, n. 2, p. 218-227, 2018.
- GHIDIN, A.A.; MELO, V.F.; LIMA, V.C.; LIMA, J.M.J.C. (2006). **Topossequência de latossolos originados de rochas basálticas no Paraná**. I. Mineralogia da fração argila. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.30, p.293-306, 2006.
- GOMES, S.H.R.; GUEDES, H.A.S.; SIQUEIRA, T.M.; CORRÊA, L.B.; ANDREAZZA, R.; HUFFNER, A.N. (2018). **Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFGM**. *Eng Sanit Ambient* | v.23 n.2 | 275-285.
- GONCALVES, A. F. (2005). **O conceito de governança**. XIV Congresso Nacional do Conpedi – Conselho Nacional de Pesquisa e Pós-graduação em Direito. Fortaleza, 2005. Disponível em: https://www.unisantos.br/upload/menu3niveis_1258398685850_alcindo_goncalves_o_conceito_de_governanca.pdf.
- GONÇALVES, T.D., ROIG H. L., CAMPOS, J.E.G. (2009). **Sistema de informação geográfica como ferramenta de apoio à outorga dos recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal**. Revista Brasileira de Geociências 39(1):169-180.

- GONÇALVES, T. D.; LOHE, C.; CAMPOS, J. E. G. (2015). **Hydraulic characterization from porous aquifers of the Brazilian Federal District**. Brazilian Journal of Geology, 45(2): 259-271, June 2015.
- GOTELLI, N. J., ELLISON, A. M. (2011). **Princípios de Estatística Em Ecologia** - ARTMED EDITORA. 528pp. ISBN: 8536324325
- GRIGG, N.(1996). **Water resources management: principles, regulations and cases**. New York: McGraw Hill, 1996. 540p
- GROSSMAN, R.B.; CLINE, M.G. (1957). **Fragipã horizons in New York soils**. II. Relationships between rigidity and particle size distribution. Soil. Sci. Soc. Am. Proc., 21:322-325, 1957.
- GUERRA AS.; CAMPANHARO A.; VIGNATTI R.; BONOMO R, SOUZA JM. (2018). **Condutividade hidráulica do solo em área de cultivo de café Conilon submetida a subsolagem**. In: Anais do 44º Congresso Brasileiro de Pesquisas Cafeeiras, 2018 Oct 23-26; Franca, São Paulo, Brazil; 2018. Brasília, DF: Embrapa Café; 2018. Available from: http://www.sbicafe.ufv.br/bitstream/handle/123456789/11661/210_44-CBPC-2018.pdf?sequence=1.
- GUINGUER, N.; KOHNKE, M. W. (2002). **Métodos para Determinação da Vulnerabilidade de Aquíferos**. XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. 2002.
- HANTUSH, M. S. (1960). **Modification of the theory of leaky aquifers**. Journal of Geophysical Research, v. 65, n. 11, p. 3713-3725, 1960.
- HANTUSH, M. S; JACOB, C. E. (1955). Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 36, n. 1, pp. 95-100, 1955.
- HARDLE, W.; SIMAR, L. (2007). **Applied multivariate statistical analysis** 2nd. ed. Berlin: Springer, 2007. 486p.
- HEATH, R. C. (1983). **Basic ground-water hydrology**: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2220, 86 p.
- HELENA B., PARDO R., VEJA M., BARRADO E., FERNANDEZ J.M., FERNANDEZ L. (2000). **Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by principal component analysis**. In: Water Research, 34(3): 807-816.
- HEM, J.D. (1985). **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water**. 3. ed. US Geological Survey Water-Supply Paper 2254. Charlottesville: University of Virginia, 1985. 263 p.
- HEMSI, P. S. (2024). **Transporte de Poluentes nos solos: exercícios resolvidos usando soluções analíticas**. Editora Oficina de Texto, 2024.
- HENDON, H. H.; LIEBMANN, B. (1990). **The intraseasonal (30–50 day) oscillation of the Australian summer monsoon**. Journal of the Atmospheric Sciences, v. 47, n. 24, p. 2909-2924, 1990.
- HIRATA, R. C. A. (1994). **Fundamentos e estratégias de proteção e controle da qualidade das águas subterrâneas: estudo de casos no estado de São Paulo [Tese de Doutorado]** : São Paulo, Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, doi:10.11606/T.44.1994.tde 23092013-162323.
- HONGYU, K. (2015). **Comparação do GGE-biplot ponderado e AMMI-ponderado com outros modelos de interação genótipo × ambiente**. 2015.155p. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação Agronômica) -Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- HONGYU, K.; SANDANIELO, V.L.M.; OLIVEIRA JUNIOR, G.J. (2016). **Análise de Componentes Principais: Resumo Teórico, Aplicação e Interpretação**. *EeS Engineering and Science*, 5.1: 83-90.
- HORTON, R. E. (1941). **An approach toward a physical interpretation of infiltration-capacity**. Soil Science Society of America Journal, v. 5, p. 399-417, 1941.
- IBAMA (1994). INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (Brasil). Consultoria em Gestão Pública para Projeto de Tecnologias de Gestão Ambiental do IBAMA. Brasília, DF, 1994.
- IBGE (2009). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). **Manual técnico de geomorfologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 182p. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_geomorfologia.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2016.

- IBGE (2011). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. **Estado do Maranhão: geomorfologia**. Escala 1:400.000. 1. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2011a. Disponível em: < ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/geomorfologia/unidades_federacao/ma_geomorfologia.pdf >. Acesso em: 16 out. 2013
- IBGE (2012). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). **Manual técnico da vegetação brasileira**. Fundação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro. 275p.
- IBGE (2015). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). **Manual Técnico de Pedologia**. 3. ed. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2015. 430 p. ISBN 978-85-240-4359-8. URL: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv95017.pdf>
- IBGE (2018). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). **Estimativa da população publicada no DOU**. Municípios do Maranhão, 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html>.
- IBGE (2021). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). Censo Demográfico (2021). **Características gerais dos moradores 2020-2021 / IBGE, Coordenação de Pesquisas por Amostra de Domicílios**. Rio de Janeiro: IBGE, 2021.
- IBGE (2024). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Brasil). Banco de Dados e Informações Ambientais. **Geologia**. Disponível em: <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/geologia>.
- IMESC (2011). INSTITUTO MARANHENSE DE ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS E CARTOGRÁFICOS. **Situação ambiental da Ilha do Maranhão**. São Luís: IMESC, 2011. 57p. Disponível em: < <http://imesc.ma.gov.br/src/upload/publicacoes/579d2d5480334a4bafbd95d68fcaceaf.pdf> >. Acesso em: 16 jan. 2018.
- IMESC (2021). INSTITUTO MARANHENSE DE ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS E CARTOGRÁFICOS. Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico-Econômico do Maranhão (**ZEE-MA**): meio físico-biótico – etapa Bioma Cerrado e Sistema Costeiro. 2. ed. v.1 / Luiz Jorge Bezerra da Silva Dias... [et al.] (Orgs). São Luís: **IMESC**, 2021.
- INMET (2023). INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). “**BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa** - Série Histórica - Dados Mensais – de precipitação”. Brasília Acessado em 13 de outubro de 2023. Sítio eletrônico < <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas> >.
- INMET (2023). INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). **Normais climatológicas do Brasil**. Período de 1991-2020. Disponível em: < <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas> >. Acesso em 25 jul. 2023.
- IPEA (2015). INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Atlas da Vulnerabilidade Social nas Regiões Metropolitanas Brasileiras. Brasília: **IPEA**, 2015.
- JAAFAR, H.H.; AHMAD, F.A.; EL BEYROUTHY, N. (2019). **GCN250, novos números globais de curvas gradeadas para modelagem e projeto hidrológico**. *Dados Sci* 6, 145. <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0155-x>
- JACOMINE, P. K. T. (2001). Evolução do conhecimento sobre solos coesos no Brasil. (2001) In: Workshop coesão em solos dos Tabuleiros Costeiros, 2, 2001, Aracaju, Sergipe. Anais... Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2001, p. 19-46. JENKINS, W. R. (1964). **A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from plant tissue**. *Plant Disease Reporter*, 48(9), 692.
- JACOMINE, P. K. T. [et al.] (1976). **Levantamento exploratório** - reconhecimento de solos da margem esquerda do Rio São Francisco Estado da Bahia. Recife: Embrapa SNLCS: SUDENE-DRN, 1976. 404 p. (EMBRAPA SNLCS. Boletim técnico, 38; SUDENE-DRN. Recursos de solos, 7).
- JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. B. R.; MONTENEGRO, J. O.; FORMIGA, R. A.; BURGOS, N.; MELO FILHO, H. F. R. (1977/1979). **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos da margem direita do rio São Francisco estado da Bahia**. Recife:

- Embrapa-SNLCS; SUDENE-DRN, 1977/1979. 2 v. (Embrapa SNLCS. Boletim Técnico, 52; SUDENE-DRN. Recursos de Solos, 10). Mapa color. em 02 folhas, escala 1:1.000.000.
- JENKINS, W.R. (1964). **A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil.** Plant Disease Reporter 48:692, 1964.
- JOHNSON, R.A.; WICHERN, D.W. (2007). **Applied multivariate statistical analysis.** 6th. ed. Upper Saddle River: Pearson Prentice Hall. 773p.
- JUHÁSZ, C. E. P.; CURSI, P. R.; COOPER, M.; OLIVEIRA, T. C.; RODRIGUES, R. R. (2006). **Dinâmica Físico-Hídrica de uma Topossequência de Solos sob Savana Florestada (Cerradão) em Assis, SP.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, 30:401-412, 2006
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. (1995). **Trace metals.** In: REICHCIGL, J.E. Soil amendments and environmental quality. 1995. p.139-167
- KAMIMURA, K. M. [et al.] (2012). **Load bearing capacity of a Red-Yellow Latosol in a coffee plantation.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, n. 5, p. 1457-1465, 2012.
- KANG, J. H.; LEE, S. W.; CHO, K. H.; KI, S. J.; CHA, S. M.; KIM, J. H. (2010). **Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin.** Water Research, v. 44, n. 14, p. 4143-4157. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.009>
- KARATHANASIS, A.D. (1987). **Mineral solubility relationships in Fragiudalfs of Western Kentucky.** Soil Sci. Soc. Am. J., 51:474-481, 1987.
- KLEIN E.L., LUZARDO R., MOURA C.A.V., LOBATO D.C., BRITO R.S.C., ARMSTRONG R. (2009). **Geochronology, Nd isotopes and reconnaissance geochemistry of volcanic and metavolcanic rocks of the São Luís Craton, northern Brazil:** implications for tectonic setting and crustal evolution. *Journal of South American Earth Sciences*, 27:129-145.
- KLEIN, E. L.; MOURA, C. A. V. (2003). Síntese geológica e geocronológica do Cráton São Luís e do Cinturão Gurupi na região do rio Gurupi (NE-Pará/NW-Maranhão). **Geologia USP, Série Científica**, v. 3, p. 97-112, ago. 2003.
- KOLM, H.E.1; SIQUEIRA, A.2; MACHADO, E.C. (2016). **Influência da pluviosidade na qualidade da água de dois sangradouros do litoral do paraná, brasil.** Braz. J. Aquat. Sci. Technol., 2016, 20(2).
- KOUSKY, V. E. (1988). Pentad outgoing longwave radiation climatology for the South American sector. **Revista Brasileira de Meteorologia**, n. 3, p. 217-231, 1988.
- KRESIC, N. (2006). **Hydrogeology and Groundwater Modeling.** 1st Edition, 807 p.
- KUMAR, H.; SAINI, V.; KUMAR, D.; CHAUDHARY, R.S. (2009). **Influence of trisodium phosphate (TSP) anti-salant on the corrosion of carbono steel in cooling water systems.** Indian J Chem Technol. 16, p. 401–410, 2009
- LAMOTE, M. [et al.] (1997). **A hard sandy-loam soil from semi-arid northern Comeroon:** fabric of the groundmass. Eur. J. Soil Sci. V. 48, p. 213-225, 1997.
- LANDIM, P.M.B.; STURARO, J. C.; CORSI, A.C. (2002). **Krigagem ordinária para situações com tendência regionalizada:** Texto didático 07. Rio Claro: UNESP, 13 p., 2002.
- LANNA, A. E. (1999). **Gestão das guas.** IPH – UFRGS, 1999. Notas de aulas. Disponível em <www.iph.ufrgs.br/posgrad/disciplinas/hip78.html>. Acesso em: 30 maio 2004.
- LAURIA D.C., HERMS F. , ALMEIDA R.M. R E LUNA A. (2007). **Hidroquímica Das guas Subterrâneas.** De Buena- Investigando Fontes de Contaminação, in *Proceedings of Congresso Brasileiro de Geoquímica*, Atibaia, São Paulo, 4p.
- LAWRENCE AR, MACDONALD DMJ, HOWARD AG, BARRETT MH, PEDLEY S, AHMED KM, [et al.] (2001). **Guidelines for Assessing the Risk to Groundwater from On-Site Sanitation.** Keyworth, Nottingham:British Geological Survey. Available: http://www-esd.worldbank.org/esd/ard/groundwater/pdfreports/Guidelines_assessing_risk_to_Gdwtr.PDF [accesed 28 March 2013].
- LEHMANN, E.L.; D’ABRERA, H.J.M. (2006). **Nonparametrics** : statistical methods based on ranks. Springer.

- LEPSCH, I. F. (2002). **Formação e conservação de solos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 178p.
- LEPSCH, I.F. (2011). **Dezenove lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 440 p.
- LI, S.; GU, S.; TAN, X.; ZHANG, Q. (2009). **Water quality in the upper Han River basin, China: The impacts of land use/land cover in riparian buffer zone**. Journal of Hazardous Materials, v. 165, n. 1, p. 317-324, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.123>
- LI, S.; LI, J.; ZHANG, Q. (2011). **Water quality assessment in the rivers along the water conveyance system of the Middle Route of the South to North Water Transfer Project (China) using multivariate statistical techniques and receptor modeling**. Journal of Hazardous Materials, v.95, p.306-317, 2011.
- LI, H., LIU, J., MAO, S., YUAN, S., CLAPP, R.G.; BIONDI, B. L. (2025). **Fibra óptica monitoramento sísmico de forma de onda completa de dinâmica das águas subterrâneas. Geofísico Cartas de Pesquisa**. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/396973460_Fiber-Optic_Seismic_Full_Waveform_Monitoring_of_Groundwater_Dynamics#fullTextFileContent [accessed Oct 31 2025].
- LIBÂNIO, M. (2010). **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo.
- LIBARDI, P. L.; KLEIN, V. N. (1998). **Condutividade hidráulica do solo saturado e sua relação com a distribuição do tamanho dos poros**. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 12., Fortaleza. Resumos... Fortaleza: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1998. p. 220-221.
- LIMA, C.A. A. (1997). **O uso do modelo Q2K na simulação da qualidade das águas do rio Jacaré – Guaçu**. 1997, 177f. Dissertação (Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.
- LIMA, E.B.N.R. (2001). **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- COPPE - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- LIMA, C. C. U. de. (2002). **Caracterização sedimentológica e aspectos do Grupo Barreiras no litoral sul do estado da Bahia**. 141 f. 2002. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- LIMA, H.V.; SILVA, A.P.; JACOMINE, P.K.T.; ROMERO, R.E.; LIBARDI, P.L. (2004). **Identificação e caracterização de solos coesos no Estado do Ceará**. R. Bras. Ci. Solo, 28:467-476, 2004.
- LIMA, D. R. d. (2014). **Avaliação do risco de contaminação das águas subterrâneas do sistema aquífero serra geral no município de Bento Gonçalves**. 2014.
- LIMA, R.N.S.; RIBEIRO, C. B. M.; BARBOSA, C.C.F.; FILHO, O.C.R. (2016). **Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica**. Eng Sanit Ambient | v.21 n.1 | 139-150.
- LIRA, S.A. (2004). **Análise de correlação: abordagem teórica e de construção dos coeficientes com aplicações**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná.
- LIU, J.; SHEN, Z.; CHEN, L. (2018). **Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China**. Landscape and Urban Planning 176 (2018) 51 – 63. Disponível em: www.elsevier.com/locate/landurbplan. Acesso em: jan/2019.
- LLOYD, W.; HEATHCOTE, A. (1985). **Natural Inorganic Hydrochemistry in Relation to Groundwater, an Introduction**. Oxford: Clarendon Press.
- LO4D. (2023). **STATISTICAL ANALYSIS APP FOR WINDOWS - PAST, 4.08**. Disponível em: <https://past.en.lo4d.com/windows#features>. Acesso em: 14/07/2023.
- LÓBON, G. S.; SCALIZE, P. S.; ANTUNES, I. M. H. R.; ALBUQUERQUE, M. T. D. (2015). **Influência das chuvas na qualidade da água distribuída ao consumo humano**. XIX Exposição de Experiências Municipais em Saneamento De 24 a 29 de maio de 2015 – Poços de Caldas – MG.

- LOBÓN-CERVIA, J.; HESS, L.L.; MELACK, J.M.; ARAUJO-LIMA, C.A. (2015). **The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain**. *Hydrobiologia*, 750(1):245–255.
- LOGAN, J. (1965). **Interpretação de análises químicas d'água**. Recife: US. Agency for International Development, 1965. 67p
- LUCENA, L.R.F.; ROSA FILHO, E.F.; BITTENCOURT, A. V. L. (2004). **A potenciometria do Aquífero Barreiras no setor oriental da bacia do Rio Pirangi--RN e considerações sobre a relação com mananciais superficiais**. *Revista de Águas Subterrâneas*, Curitiba, N0. 18, p. 19-27. 2004.
- MABESOONE, J. M.; CAMPOS, E.; SILVA, A.; BEURLIN, K. (1972). **Estratigrafia e origem do Grupo Barreiras em Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte**. *Rev Bras Geoc.*, v. 2, p. 173-190, 1972.
- MACHADO, M.A. (2016). **Caracterização estrutural e fatores edáficos da vegetação lenhosa da restinga da Ilha de Curupu, Raposa–MA**. [Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Maranhão]. Teses e Dissertações: Página inicial (ufma.br).
- MADDEN, R. A.; JULIAN, P. R. (1994). **Observations of the 40–50-Day Tropical Oscillation—A Review**. *Monthly Weather Review*.
- MADDOX, R. A. (1980). **Mesoscale Convective Complexes**. *Bulletin of the American Meteorological Society*. v. 61, n. 11, p. 1374-1387, 1980.
- MAIER, M.H. (1987). **Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47°55' – 48°55'W; 22°30' – 21°55'S – Brasil): qualidade da água do rio principal**. *Ciência e Cultura*, 39(2): 164-185.
- MAPBIOMAS (2021). **Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo do Brasil**. Disponível em: https://storage.googleapis.com/MapBiomaspublish/brasil/collection-7/lcluc/coverage/brasil_coverage_1985.tif. [para os demais anos basta trocar o ano ao final do link, estando disponível de 1985 a 2021]. Acesso em: 02/11/2022.
- MARANHÃO (1992). **Lei Nº 5.405, de 08 de abril de 1992**. institui a campanha para regularização de poços para captação de águas subterrâneas e das atividades de piscicultura no âmbito do Estado do Maranhão. Maranhão, 1992.
- MARANHÃO. (1993). **Decreto nº 13.494, de 12 de novembro de 1993**. Regulamenta a Lei Nº 5405/1992. Maranhão, 1993.
- MARANHÃO. (2004). **Lei Estadual Nº 8.149 de 15 de Junho de 2004**. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos. Maranhão, 2004.
- MARANHÃO. (2011). **Decreto nº 27.845, de 04 de novembro de 2011**. Dispõe sobre o funcionamento da política e institui o Sistema Estadual de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos (SEGRH-MA). Maranhão, 2011.
- MARANHÃO. (2011). **Decreto nº 39.044, de 9 de maio de 2004**. Regulamenta a Lei Nº 5405/1992, e institui a campanha para regularização de poços para captação de águas subterrâneas e das atividades de piscicultura no âmbito do Estado do Maranhão. Maranhão, 2004.
- MARANHÃO. (2012). **Decreto nº 28.008, de 30 de janeiro de 2012**. Regulamenta a Lei nº 8.149, de 15 de junho de 2004 e a Lei nº 5.405, de 08 de abril de 1992, com relação às águas subterrâneas e dá outras providências. Maranhão, 2012.
- MARANHÃO. (2019). **Decreto nº 34.847, de 14 de maio de 2019**. Complementa a regulamentação da Lei nº 8.149/2004, abordando aspectos do cadastro de usuários e da outorga de águas superficiais e subterrâneas, e regulamenta a Lei Nº 5.405, de 08 de abril de 1992. Maranhão, 2019
- MARANHÃO. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH). **Resolução nº 103, de 17 de dezembro de 2020**. Estabelece os critérios gerais para a outorga de direito de uso de recursos hídricos. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=377937#:~:text=Estabelece%20os%20crit%C3%A9rios%20gerais%20para,H%C3%ADricos%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%Aancias>.

- MARTINEZ, J-M. et al. (2015). **The optical properties of river and floodplain waters in the Amazon River Basin: Implications for satellite-based measurements of suspended particulate matter - Supplementary, material.** Journal of Geophysical Research : Earth Surface, v. 1, n. 860, pp. 1–11.
- MARTINS, A. M., CARVALHO, L. G., VIANNA, P. J. A., & MACIEL, C. DOS S. (2007). **Estudo de Vulnerabilidade Pelo Método DRASTIC em Área de Ocorrência de Aquíferos Livres na Baixada Campista.** XV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços I Simpósio de Hidrogeologia do Sul-Sudeste.
- MATTHESS, G. (1982). **The Properties of Groundwater.** Department of Environmental Science, John Wiley and Sons Inc., New York, 406 p.
- MATTIAS, J.L. (2006). **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina.** 2006. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Santa Maria, RS, Brasil. 2006. 164p.
- MEGDAL, S. B.; GERLAK, A. K.; VARADY, R. G.; HUANG, L.Y. (2004). **Groundwater Governance in the United States: common priorities and challenges.** Groundwater, v. 53, n. 5, 2014, pp.677-684. doi:10.1111/gwat.12294.
- MELO, M. C. de. (2006). **Avaliação e proposição de critérios de outorga para lançamentos de efluentes em corpos d'água.** Belo Horizonte, 2006. 135 p. Dissertação de Mestrado, UFMG.
- MENEZES, R. H. N. de. (2009). **Caracterização agroclimática e análise do rendimento agrícola do Estado do Maranhão, Brasil** / Ronaldo Haroldo Nascimento de Menezes. — Campina Grande, 2009.
- MENEZES, F.P.; FERNANDES, L.L. (2016). **Análise de tendência e variabilidade da precipitação no Estado do Pará.** Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 13, n. 24, p. 1580-1591, 2016.
- MENEZES, JOÃO P. C; BITTENCOURT, RICARDO P; FARIAS, MATHEUS DE S.; BELLO, ITALOEMA P.; FIA, RONALDO; OLIVEIRA, LUIZ F. C. (2016) ; **Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana.** Eng. Sanit Ambient | v.21 n.3 | jul/set 2016 | 519-534.
- MERKEL B.J.; PLANER-FRIEDRICH B. (2002). **Grundwasserchemie.** ISBN 3-540-42836-4, published at Springer in 2002.
- MESRI, G. and Olson, R. E. (1977). **Mechanisms Controlling the Permeability of Clay Soils.** *Clays and Clay Minerals*, 25(5), 373-380.
- MESTRINHO, S. P. (2012). **Fundamentos da Classificação da Qualidade das Águas Subterrâneas.** *Águas Subterrâneas.* Recuperado de <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27729>
- METCALF; EDDY, Inc. (1991) **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse.** 3rd Edition, McGraw-Hill, Inc., Singapore.
- MEURER, E.J. (2004). **Fundamentos de química do solo.** 2 ed. Porto Alegre: Gênesis. 245p.
- MEURER, E.J.; RHEINHEIMER, R.D; BISSANI.C.A. (2017). **Fenômenos de Sorção em solos.** In: MEURER, E.J. Fundamentos de Química do Solo. 6.ed., Porto Alegre: [s.n.], 2017, p. 113 144.
- MICROSOFT CORPORATION. (2021). **Microsoft Excel**, versão 16.0. Redmond: Microsoft Corporation; 2021.
- MILEK, C. B.; KISHI, R. T.; GOMES, J.(2014). **Avaliação do risco de contaminação da água subterrânea do aquífero cárstico no Município de Almirante Tamandaré/PR com o Uso de Mapa de índices de risco.** RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 19, n. 2- abr/jun, p. 89-100, 2014.
- MIRANDA, E. E. de. (Coord.). (2001). **Zoneamento ecológico-econômico do Estado do Maranhão (ZEE): mapa geomorfológico, folha SA.23-Z, escala 1:500.000.** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2001. Disponível em: < <http://www.zee.ma.gov.br/icon/mfisico/g48.png>>. Acesso em: 4 abr. 2016.
- MITCHELL G. (2005). **Mapping hazard from urban non-point pollution: a screening model to support sustainable urban drainage planning;** J. Environ. Manage.; 74; 1-9.

- MITCHELL, J. K.; SOGA, K. (2005). **Fundamentals of Soil Behavior**. 3rd Edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- MOBUS, G. (2002). **QUALIGRAF** – Programa para análise da qualidade da água. Fortaleza, FUNCENE – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Software-CD, FUNCENE – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Software-CD.
- MOCCELLIN, J. (2010). **Estudo da dinâmica fluvial em duas sub-bacias e proposição de cenários para a sustentabilidade dos recursos hídricos no baixo Ribeira do Iguape**, SP. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP).
- MOCHEL, F. R. (2004). Características geológicas e geomorfológicas da baía de São Marcos, Golfão Maranhense-MA. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 4., 2004, São Luís. **Anais [...]**. São Luís: UGB, 2004. p. 1-6.
- MOLION, L. C. B.; BERNARDO, S. O. (2002). Uma Revisão da Dinâmica das Chuvas no Nordeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 17, n. 1, p 1-10, 2002.
- MONTEIRO, A.J. (2004). **Eutrofização**. - Curso de Engenheiro Civil, Engenharia Civil e Arquitetura, Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2004.
- MONTGOMERY, DC; RUNGER, GC. (2016). **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. Rio de Janeiro: LTC Editora, 2016 (6ª Edição)
- MORARU, A., BRULAND, O., PERKIS, A., AND RÜTHER, N. (2019a). **Visualizing hydrodynamic fluid simulations within an immersive experience as a scientific dissemination strategy**. In B. Skallerud, H.I. Andersson(ed.), MekIT'19-10th National Conference on Computational Mechanics, 265–283. Trondheim, Norway: CIMNE (International Center for Numerical Methods in Engineering). ISBN: 978-84-949194-9-7.
- MORARU, A., USMAN, K.R., BRULAND, O.; ALFREDSEN, K. (2019b). **River idealization for identification of critical locations in steep rivers using 2D hydrodynamic modelling and GIS**. 22nd Northern Research Basins Workshop and Symposium, 144–153. Yellowknife, Canada. DOI: 10.13140/RG.2.2.13276.64647
(PDF) *Current trends in the optimization of hydraulic flood simulations in ungauged steep rivers*. Available from: https://www.researchgate.net/publication/343084779_Current_trends_in_the_optimization_of_hydraulic_flood_simulations_in_ungauged_steep_rivers#fullTextFileContent [accessed Sep 19 2025].
- MOREAU, A. M. S. S. [et al.] (2006). **Gênese de horizonte coeso, fragipã e duripã em solos do tabuleiro costeiro do sul da Bahia**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, n. 6, p. 1021-1030, 2006.
- MORUZZI, R. B.; COICEICAO, F. T da; SARDINHA, D. de S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R B. **Avaliação de Cargas Difusas e Simulação de Autodepuração no Córrego Da Água Branca, Itirapina (Sp)**. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012.
- MOURA, AA.; SILVA, E.M.; SILVA, G.L. (2023). **Aplicação de modelos matemáticos para quantificação de poluentes de origem difusa no rio Ipojuca como ferramenta de melhoria da gestão integrada de recursos hídricos na cidade de Caruaru**. V Seminário Nacional Prof. Água. Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, junho, 2023. Brasília – DF.
- NADPOROZHSKAYA, M.; KOVSH, N.; PAOLESSE, R.; LVOVA, L. (2021). **Recent Advances in Chemical Sensors for Soil Analysis: A Review**. *Chemosensors* 2022, 10, 35. <https://doi.org/10.3390/chemosensors10010035>
- NASCIMENTO, M. A. S. do. (2007). **Abastecimento de água no município de São Luís (Maranhão), após 10 anos do marco regulatório 2007 / Marcos Antônio Silva do Nascimento**. – São Luís, 2020.
- NETTLETON, W.D.; McCRAKEN, R.J.; DANIELS, R.B. (1968). **Two North Carolina Coastal Plain catenas**. II. Micromorphology, composition and fragipã genesis. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 32:582-587, 1968.
- NEUMAN, S.P. (1975) **Analysis of Pumping Test Data from Anisotropic Unconfined Aquifers Considering Delayed Gravity Response**. *Water Resources Research*, 11, 329-342. <http://dx.doi.org/10.1029/WR011i002p00329>.

- NGOYE, E.; MACHIWA, J.F. (2004). **The Influence of Land-Use Patterns in the Ruvu River Watershed on Water Quantity in the River System**. Physics and Chemistry of the Earth, 29, 1161-1166. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2004.09.002>.
- NOVO, E. M. L. M. (2005). **Sensoriamento remoto aplicado à ecologia aquática** In: Roland, F.; César, D.; Marinho, M. (ed.). Lições de limnologia. São Carlos: RiMa, 2005. cap.5, p.417-432.
- NUGEO (2016). Núcleo Geoambiental. **Bacias hidrográficas e climatologia no Maranhão**. São Luís: NUGEO/CCA/UEMA, 2016. 165p. Disponível em: < <http://www.nugeo.uema.br/upnugeo/publicacoes/Bacias%20Hidrogr%C3%A1ficas%20e%20Climatologia%20-%20MA> >. Acesso em: 10 fev. 2018.
- NUGEO (2023). NÚCLEO GEOAMBIENTAL. **Chuvas no Estado do Maranhão em Janeiro de 2023**. Boletim Meteorológico No. 01/2023. Disponível em: < <https://www.nugeo.uema.br/> >. Acesso em janeiro de 2023.
- NUNES, F. C.; SILVA, E. F.; VILAS BOAS, G.S. (2014). **Grupo Barreiras** : características, gênese e evidências de neotectonismo. Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2011. 31 p. - (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Solos, ISSN 1678-0892; 194). Disponível em: < <http://www.cnps.embrapa.br/publicacoes> >. Acesso em 21 dez. 2014.
- OLIVEIRA D. R. P. [et al.]. **Avaliação do Grau de Contaminação Microbiológica do Estuário do Rio Paciência, Estado do Maranhão**. Arq. Ciên. Mar, Fortaleza, 2012, 45(1): 56 - 61
- OLIVEIRA, J. M. B. (2016). **Qualidade da Água Subterrânea na Região do Distrito Industrial de São Luís – MA**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Maranhão – UFMA, São Luís – MA, 2016.
- OSINUBI, K. J.; BELLO, A. A. (2011). **Soil-Water Characteristics Curves for Reddish Brown Tropical Soil**. Electronic Journal of Geotechnical Engineering, 16, 1-25.
- OSINUBI, K. J.; NWAIWU, S. C. (2012). **"Effect of Crude Oil Contamination on Geotechnical Properties of Lateritic Soil."** *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, 17, 3449-3461.
- PALÁCIO, F. X. (2020). **Análisis multivariado para datos biológicos: teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R** / Facundo Xavier Palácio ; María José Apodaca ; Jorge Víctor Crisci. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Fundación de Historia Natural Félix de Azara, 2020.
- PALHARES, J.C.P; RAMOS, C.; KLEIN, J. B.; LIMA, J.M.M.; MULLER, S.; CESTONARO, T. (2007). **Medição da Vazão em Rios pelo Método do Flutuador**. Comunicado Técnico. Concórdia, SC. Versão Eletrônica. Julho.
- PANDA, U.C.; SUNDARAY S.K.; RATH P.; NAYAK B.B.; BHATTA D. (2006). **Application of factor and cluster analysis for characterization of river and estuarine water systems – a case study: Mahanadi River (India)**. Journal of Hydrology, 331:434-445.
- PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. (2011). **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química da água**. Colombo: Embrapa Florestas. Disponível em: http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/_bitstream/doc/921050/1/Doc232ultimaversao.pdf . em: 16 jun. 2017.
- PEIXOTO, F. S. (2016). **Efeitos do uso e ocupação do solo nas águas subterrâneas a sudeste do Município de Fortaleza – Ceará**. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências – UFC.
- PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C.(2002). **Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas**. Guaíba: Agropecuária, 2002. 478p.
- PEREIRA L. [et al.].(2004). **Medidas Hidroquímicas e Isotópicas em Águas Subterrâneas que Abastecem o Município de São Luís – Maranhão**. Rev. Águas Subterrâneas no 18/ Janeiro 2004.
- PESTANA, M. H.; GAGEIRO, J. N. (2005). **Análise de Dados para Ciências Sociais: A Complementaridade do SPSS**. Lisboa, Edições Sílabo.
- PEREIRA, E. D. (2006). **Avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação do solo e aquífero do reservatório Batatã - São Luís (MA)**. 2006. xviii, 141 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2006.

- PEREIRA, J. L. (2010) - Governo do estado do Maranhão, Secretaria do Meio Ambiente e Recursos naturais – Sema -MA, subprojeto 01: diagnóstico ambiental da Ilha do Maranhão – com a implementação do Programa Estadual de Gerenciamento Costeiro do estado do Maranhão – **Gerco ilha do Maranhão – etapa São Luís – MA 2010**. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/271272944_governo_do_estado_do_maranhao_secretaria_do_meio_ambiente_e_recursos_naturais_sema_ma_superintendencia_de_monitoramento_e_controle_da_qualidade_ambiental_smcqa_sao_luis_-_ma_2010, acesso em: 29/10/2022.
- PETERSEN, G.W.; RANNEY, R.W.; CUNNINGHAM, R.L. & MATELSKI R.P. (1970). **Fragipans in Pennsylvania soils** : A statistical study of laboratory data. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 34:719-722. 1970.
- PHILIPPI JUNIOR, ARLINDO E BRUNA, GILDA COLLET E ROMERO, ANDRADE M. (2002). **Uso e ocupação do solo na região metropolitana de São Paulo e seus reflexos nos recursos hídricos. 2002**, Anais.. Cancun, México: Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, 2002. . Acesso em: 21 set. 2025.
- PIAU, L.P.A. (2016). **Controle das vazões outorgadas**: estudo de caso da bacia do São Francisco. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-195/2016, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 197p.
- PICANÇO, F. E. L.; LOPES, E. C. S.; SOUZA, E. L. (2022). **Fatores responsáveis pela ocorrência de ferro em águas subterrâneas da região metropolitana de Be-lém/PA**. In: *XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*. 2002. ABAS. Acesso em: 10 jul. 2022. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22823>.
- PINHEIRO, K. S. F.; CAMPOS, J. E. G; SOUSA, C. J. S. de; SÍRIO, D. L. N. (2025). **Hidroquímica e Análise da Capacidade de Autodepuração do Rio Paciência, Ilha do Maranhão, Nordeste do Brasil**. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 44, n. 1, p. 83 - 101, 2025.
- PINTO, C.S. (2006). **Curso Básico de Mecânica dos Solos**. 3.ed São Paulo:Oficina de Textos,2006. 353 p.il.
- PIPER, A.M. (1944) **A Graphic Procedure in the Geochemical Interpretation of Water-Analyses**. Eos, Transactions American Geophysical Union, 25, 914-928.
- PIZZOL, L. [et al]. (2015). **Risk-based prioritization methodology for the classification of groundwater pollution sources**. Science of the Total Environment, v. 506–507, p. 505–517, 2015.
- POHLING, R. (2009). **Reações químicas na análise de água**. Fortaleza: Gráfica Editora Arte Visual. 2009.
- PORTO, L. J. L. S.; ALMEIDA, C. N.; DEZOTTI, M. W. C.; CORRÊA, J. A. M.; FAIAL, K. C. F.; FAIAL, K. R. F. (2014). **Distribuição de metais pesados nos sedimentos de fundo dos rios Caceribu e Guaxindiba, afluentes da Baía de Guanabara – Rio de Janeiro, Brasil**. Geochimica Brasiliensis, 28(2): 171-188.
- PRANDEL, A. N.; SAAB, S. C.; BRINATT, A. M.; GIAROLA, N. F. B.; LEITE, W. C. , CASSARO, F.A.M. (2014). **Mineralogical analysis of clays in cohesive soil horizons by X-ray fluorescence and X-ray diffraction using Rietveld method**. Radiat.Phys.Chem.95,65–68.
- PRESS, F.; SIEVER, R.; GROTZINGER, J.; JORDAN, T. H. (2006). **Para Entender a Terra**. Porto Alegre: Bookman, 2006. 656p.
- PRITCHARD, R. D; HARRELL M. M; DIAZ GRANADOS D.; GUZMAN M. J (2008). **The productivity measurement and enhancement system**: a meta-analysis. J Appl Psychol. 2008 May;93(3):540-67. doi: 10.1037/0021-9010.93.3.540. PMID: 18457486.
- QUEIROZ F. M. de; MATOS, A.T de; VON SPERLING, M. (2015).**Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante**. *Eng. Sanit Ambient* | v.20 n.1 | jan/mar 2015 | 79-88.
- RABELO, R. G. dos S. (2006). **Dinâmica de uso e ocupação do solo, e suas implicações nos parâmetros físico-químicos das águas na bacia hidrográfica do Rio Santo Antonio**. 2006. 93f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2006.

- RAVIKUMAR, P. [et al.]. (2015). **comparative study on usage of Durov and Piper diagrams to interpret hydrochemical processes in groundwater from SRLIS river basin, Karnataka, India.** Ravikumar et al. / Elixir Earth Sci. 80 (2015) 31073-31077
- REBOUÇAS, A. da C.; SILVA, A. B. (1972). **Estudo hidrogeológico do distrito industrial de Itaqui-Maranhão.** Recife: SUDENE, 1972. 83p.
- REEVES, H. W., BAYLESS, E. R., DUDLEY, R. W., FEINSTEIN, D. T., [et al.] (2017). Generalized hydrogeologic framework and groundwater budget for a groundwater availability study for the glacial aquifer system of the United States. **USGS**, Scientific Investigations Report 2017-5015.
- REGAZZI, A.J. (2000). **Análise multivariada, notas de aula INF 766.** Departamento de Informática da Universidade Federal de Viçosa, v.2, 2000
- REKOLAINEN, S.; KHOLM, P.E.; ULEN, B.; GUSTAFSON, A. (1997). **Phosphorus losses from agriculture to the surface water in the nordic countries** In: TUNNEY, H.; CARTON, O.T.; BROOKES, P.C.; JOHNSTON, A.E. (Ed.) Phosphorus loss from soil to water. CAB International, New York, EUA. p. 77-93.
- RENCHE, A.C. (2002). **Methods of multivariate analysis**, 2nd ed. Wiley.
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F.; KER, J. C. (2014) **Pedologia base para distinção de ambientes.** Lavras: Ed. Da Ufla, 2014. 378 p.
- RIBEIRO, F. V; GONÇALVES, L. D. P.; FURTADO, M. S.; FEITOSA, A. C. (2006). **Degradação do solo no médio curso do rio Munim, município de Chapadinha-MA.** VI Simpósio Nacional de Geomorfologia Conference on Geomorphology. Goiânia, p.57-63, 2006.
- RICHE, A.; WILDING, L.P; HALL, G.F. & STAHNKE, C.R.(1974). **Genetic implications of B horizons in Aqualfs of Northeastern Ohio.** Soil Sci. Soc. Am. J., 38:351-358, 1974.
- ROCHA, M. C. da. (2019). **Saneamento e qualidade das águas na bacia hidrográfica do rio Paciência, Ilha do Maranhão, Brasil.** 2019. 91f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) - Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2019.
- RODRIGUES, T. L. das N.; LOVATO, O. G.; CAYE, B. R. (1990). **Estratigrafia da folha São Luís (SA.23-Z-A) / MA.** Trabalho realizado para o Programa Grande Carajás – PGC, Comissão DNPM/CPRM/Porto Alegre, 1990.
- RODRIGUES, T. L. das N.; ARAÚJO, C. C. de; CAMOZZATO, E.; RANGRAB, G. E. (Org.). (1994). **Programa levantamentos geológicos básicos do Brasil.** São Luís. Folha SA.23-Z-A. Cururupu. Folha SA.23-X-C. Estado do Maranhão. Escala 1:250.000. Brasília: CPRM, 1994. 114p.
- RODRIGUES NETO, A. (1996). **Influência da mineralogia da fração argila sobre propriedades físico-químicas de solos brasileiros.** Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1996. 144p. (Tese de Mestrado).
- ROGERS, P.; HALL, A. W. (2003). **Effective water governance.** Stockholm: Global Water Partnership, 2003.
- ROGERSON, P. A. (2012). **Métodos estatísticos para a geografia: um guia para o estudante.** 7 ed. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- ROLIM NETO, F.C.; SANTOS, M.D.C. (1994). **Gênese de solo arenoso com lamelas e fragipã no agreste de Pernambuco.** R. Bras. Ci. Solo, 18:243-253, 1994.
- ROSA, L. et al. (2020). **Global agricultural economic water scarcity.** Science Advances, v. 6.
- ROSS, J. L. S. (2005). **Geomorfologia: ambiente e planejamento.** 8. Ed. São Paulo: Contexto, 2005. 85p.
- ROSSETTI, D.F., TRUCKENBRODT, W.; GÓES, A.M. (1989). **Estudo paleoambiental e estratigráfico dos Sedimentos Barreiras e Pós-Barreiras na região Bragantina, nordeste do Pará.** Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências da Terra 1:25-74.
- ROSSETTI, D.F., GÓES, A.M.; TRUCKENBRODT, W. (1990). **A influência marinha nos Sedimentos Barreiras.** Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências da Terra 2:17-29.

- ROSSETTI, D. de F. (1996). **Fácies sedimentares em um vale inciso no Cretáceo Superior (Formação Itapecuru) da Bacia de São Luís, norte do Brasil.** In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 5., 1996, Belém. Anais... Belém: SBG/NO, 1996. p. 192-194.
- ROSSETTI, D.F.; TRUCKENBRODT, W. (1997). **Revisão estratigráfica para os depósitos do Albiano-Terciário Inferior (?) na Bacia de São Luís (MA), Norte do Brasil.** Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi (Série Ciências da Terra), 9:29-41.
- ROSSETTI, D. de F. (2000). **Influence of low amplitude/high frequency relative sea-level changes in a wave-dominated estuary (Miocene), São Luís Basin, northern Brazil.** Sedimentary Geology, v. 133, p. 295-324, 2000.
- ROSSETTI, D. de F. (2001a) **Arquitetura deposicional da Bacia de São Luís-Grajaú.** In: ROSSETTI, D. de F.; GÓES, A. M.; TRUCKENBRODT. O Cretáceo na Bacia de São Luís-Grajaú. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2001a. p. 31-66.
- ROSSETTI, D. de F. (2001b). Late Cenozoic sedimentary evolution in northeastern Pará, Brazil, within the context of the sea level changes. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 14, p. 77-89, 2001b.
- ROSSETTI, D. de F. (2006). Evolução sedimentar miocênica nos estados do Pará e Maranhão. **Geologia USP, Série Científica**, v. 6, n. 2, p. 7-18, out. 2006.
- ROSSETTI, D. de F.; GÓES, A. M.; VALERIANO, M. M.; MIRANDA, M. C. C. (2008). Quaternary tectonics in the passive margin: Marajó Island, northern Brazil. **Journal of Quaternary Science**, v. 23, n. 2, p. 121-135, 2008.
- ROSSETTI, D. de F.; BEZERRA, F. H. R.; DOMINGUEZ, J. M. L. (2013a). Late Oligocene-Miocene transgressions along the equatorial and eastern margins of Brazil. **Earth-Science Reviews**, v. 123, p. 87-112, ago. 2013a.
- ROSSETTI, D. de F.; ROCCA, R. R.; TATUMI, S. H. (2013b). Evolução dos Sedimentos Pós-Barreiras na zona costeira da Bacia de São Luís, Maranhão, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências Naturais**, v. 8, n. 1, p. 11-25, jan.-abr. 2013b.
- SHARP, W. E. (1971). **A topographical optimum water sampling plan for rivers and streams.** Water Resour. Res. v.7, p.1641-1646, 1971.
- SANDERS, T. G, WARD, R. C., LOFTIS J. C., STEELE, T. D., ADRIAN, D. D., TEVJEVICH V. (1983). **Design of network for monitoring water quality.** 4ª ed. Water Resources Publications, Michigan. 1983. 328p.
- SALOMÃO, R. P.; VIEIRA, I. C. G.; BRIENZA JÚNIOR, S.; AMARAL, D. D. (2012). **Sistema Capoeira Classe: uma proposta de sistema de classificação de estágios sucessionais de florestas secundárias para o estado do Pará.** Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais, v. 7, n. 3, p. 297-317, set.-dez. 2012.
- SANTANA, G.P. (2010). **Elemento-traço ou metal pesado.** Disponível em: http://www.cq.ufam.edu.br/Artigos/Elemento_metal_pesado/Elemento_metal_pesado.html. Acesso em: 04 jun. 2010.
- SANTIAGO, M. F.; FRISCHKORN, H.; SALES NETO, P.; MENDES FILHO, J. (2001). **The recharge mechanisms in an alluvial aquifer zone in northeast Brazil.** Ground Water, v. 39, n. 1, p. 18 - 23, 2001. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-6584.2001.tb00347.x>
- SANTOS, I. dos [et al.] (2001). Medição de vazão líquida. In:____. **Hidrometria aplicada.** 2.ed. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. p.119-198.
- SANTOS, J. H. S.; TAROUÇO, J. E. F.; SOUZA, B. B. Q.; MOCHÉL, F. R. (2004) **Características geológicas e geomorfológicas da baía de São Marcos, Golfão Maranhense-MA.** In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 4., 2004, São Luís. Anais [...]. São Luís: UGB, 2004. p. 1-6.
- SANTOS, A. C. (2008). **Qualidade das águas subterrâneas.** In: FERNANDO A. C. FEITOSA, F. A. C.; FILHO, J. M.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações.* 3º ed. revisada e ampliada. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. p.812.

- SANTOS, M.E.C.M.; CARVALHO, M.S.S. (2009). **Paleontologia das Bacias do Parnaíba, Grajaú e São Luís. Rio de Janeiro: CPRM**, 2009. 215 p. il. ISBN 9788574990712. Disponível em: Inicio.pmd (cprm.gov.br). Acesso em: 01 abr. 2021.
- SANTOS, C. L. dos. [et al.]. (2012) **Avaliação da contaminação de corpos d'água adjacentes a áreas agrícolas da Ilha de São Luís (MA) por agrotóxicos**. Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente, Curitiba, v. 22, p. 85-95, jan./dez. 2012.
- SANTOS, R. T. F. dos. (2017) **Efeitos da subida do nível do mar na inundação costeira na costa leste do Brasil devido às mudanças climáticas**/Raquel Toste Ferreira dos Santos. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2017.
- SANTOS, I.K.S. (2018). **Proposta metodológica de quantificação de poluentes de origem difusa**. Orientador: Prof^a. Dr^a. Sylvana Melo dos Santos. 67 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.
- SANTOS, P. M. [et al.] (2018). **Hidrogeología: principios y aplicaciones**. Madrid: McGraw-Hill, 2018. Disponível em: SANTOS, H. G. dos. [et al.] (2018). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/181677/1/SiBCS-2018-ISBN-9788570358172.epub>>. Acesso em: 16 ago. 2023.
- SANTOS, S.A.; GASTALDINI, M.C.C.; PIVETTA, G.G.; FILHO, O.S. (2018). **Qualidade da água na bacia hidrográfica urbana Cancela** Tamandará, Santa Maria/RS. Soc. Nat. | Uberlândia, MG | v.30 | n.2 | p.23-44 |ISSN 1982-4513.
- SANTOS, G. I. F. A. [et al.] (2020). **Levantamento das características hidrogeológicas do Aquífero Bar-reiras e Itapecuru na bacia hidrográfica do Rio Paciência - MA**. ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. Águas Subterrâneas - Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas, 2020.
- SANTOS, C. P. do. [et al.] (2021). **Análise da viabilidade do índice porosidade/teor volumétrico de ligante na previsão o comportamento mecânico de um solo sedimentar argiloso**. Revista de Ciências e Tecnologia. RCT, v.7 (2021). ISSN 2447-7028.
- em< <https://ebookcentral.proquest.com/lib/univbrasil-ebooks/detail.action?docID=5636222> > Acesso em: 13. abr. 2020.
- SANTOS, T.I.O.; BRAGA, C.B.C.; GOMES, L. B.; SILVA, L.S.; MARTINS, A.S.; JESUS, R. S.; RODRIGUES, E.H. Avaliação da Qualidade d'água de Corpos Hídricos Monitorados pela Agência Nacional de Água em São Luís – MA. **Revista Interfaces**, v. 11, n. 3, 2023
- SÃO LUÍS (2024). Projeto – Plano Setorial de Abastecimento de água potável e esgotamento sanitário de São Luís/MA. Produto 4 – Resumo Executivo. 2023. **Prefeitura de São Luís**. Disponível em: <https://saoluis.ma.gov.br/subportal/cadastrados/downloads/0040/PROGNOSTICO.pdf> . Acesso em: 30 conjuntos. 2024.
- SATYAMURTY, P.; NOBRE, C. A.; SILVA DIAS, P. L. (1998). South America. In: Meteorology of the Southern Hemisphere. Eds. Karoly D. J.; Vicent, D. G. American Meteorological Society, **Meteorological Monographs**, v. 27, n. 49, p. 119-139, 1998.
- SCHAEFER, C. E. G. R.; MENDONÇA, B. A. F.; RIBEIRO, A. S. (2008). **Solos desenvolvidos de canga ferruginosa no Quadrilátero Ferrífero**. In: Jacobi, C. M. SIMPÓSIO AFLORAMENTOS FERRUGINOSOS NO QUADRILÁTERO FERRÍFERO: BIODIVERSIDADE, CONSERVAÇÃO E PERSPECTIVAS DE SUSTENTABILIDADE, 2008, Belo Horizonte, MG. Anais... Belo Horizonte, MG: Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Ciências Biológicas.
- SCHMIDT, C. A. P (2017). **Drenagem e Controle da Erosão Urbana**. Livro 3. Disponível em: Acesso em: 30 de out. de 2017.
- SCHOBENHAUS, C.; BRITO NEVES, B. B. (2003). A geologia do Brasil no contexto Plataforma Sul-Americana. In: BIZZI, L. A.; SCHOBENHAUS, C.; VIDOTTI, R. M.; GONÇALVES, F. H (Org.). **Geologia, tectônica e recursos minerais do Brasil: texto, mapas e sig**. Brasília: CPRM, 2003. p. 5-25. Disponível em: < http://www.cprm.gov.br/didote/pdf/geologia_tectonica.pdf >. Acesso em: 29 jul. 2014.

- SCHOELLER, H. (1963). **Recherchés sur l'acquisition de la composition chimique de eaux souterraines**. Imp. E. Dranillard, Boudeaux, France, 1963. 231 p.
- SCHOWENGERDT, R. A. (2006). **Remote sensing: models and methods for image processing**. 3. ed. London: Academic Press, 2006. 558 p. Disponível em: <<http://site.ebrary.com/lib/univbrasilia/reader.action?docID=10186058>>. Acesso em: 10 nov. 2013.
- SEABER, P.R. (1962). **Cation hydrochemical facies of groundwater in the Englishtown Formation, New Jersey**. U.S. Geological Survey. Prof. Paper 450-B., pp. B124-B126.
- SEWELL, J. I.; MOTE, C.R. (1969). **Liquid-limit determination for indicating effectiveness of chemicals in pond sealing**. Transaction of the ASAE, St. Joseph. v.12, n.5, p.611 613, 1969.
- SHARMA, H. D.; LEWIS, S. P. (1994). **Waste Containment Systems, Waste Stabilization, and Landfill Liners**.
- SHARP, W. E. (1971). A topographical optimum water sampling plan for rivers and streams. Water Resour. Res. v.7, p.1641-1646, 1971
- SHARPLEY, A.N.; REKOLAINEN, S. (1997). **Phosphorus in agriculture and its environmental implications**. In: TUNNEY, H.; CARTON, O.T.; BROOKES, P.C.; JOHNSTON, A.E. (Ed.) Phosphorus loss from soil to water. New York: CAB International. p.1-53.
- SHELTON, B. T. (1999). Ph.D. **Interpreting Drinking Water Quality Analysis What do the numbers Mean** Capturado em 02/04/00. Online. Disponível na Internet [http://www. Wabus. Com/~ gatnerer/interpret.html](http://www.Wabus.Com/~gatnerer/interpret.html).
- SHEN, Z; HONG, Q; CHU, Z; GONG, Y. (2011). **A framework for priority non-point source area identification and load estimation integrated with APPI and PLOAD model in Fujiang Watershed, China**. Agricultural Water Management; 98:977–89.
- SHRESTHA, S.; SEMKUYU, D.J.; PANDEY, V. P. (2016). **Assessment of groundwater vulnerability and risk to pollution in Kathmandu Valley, Nepal**. Science of the Total Environment, 556, p. 23–35. 2016.
- SIEGEL, Sidney. (1975). **Estatística não-paramétrica: para as ciências do comportamento**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 350 p.
- SILILO, O.T.N., CONRAD, J., MURPHY, K., TREDoux, G., MOOLMAN, J.H., FERGUSON, M.C.D., EIGENHUIS, B. (1999). **Investigation of the contaminant attenuation characteristics of the soil/aquifer system with special emphasis on the vadose zone**. WRC Report No 572/1/99, Pretoria.
- SILVA, A. B. DA. (1984). **Análise morfoestrutural e sua aplicação no estudo do aquífero cárstico do Jaíba, norte de Minas Gerais. Águas Subterrâneas**. Recuperado de <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/24231>
- SILVA, A.S.; PORTO, M.F.A. (2003). **A utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do ribeirão da Estiva, SP**. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2003, Curitiba: ABRH.
- SILVA, L. A. (2005). **A influência do vórtice ciclônico de altos níveis (VCAN) sobre a precipitação do nordeste do Brasil (NEB) e as características associadas**. Dissertação de Mestrado em Meteorologia, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 131 pg., 2005.
- SILVA, A. J. N.; CARVALHO, F. G. (2007). **Coesão e resistência ao cisalhamento relacionadas a atributos físicos e químicos de um Latossolo Amarelo de Tabuleiro Costeiro**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, MG, v. 31, n. 5, p. 853-862, set./out. 2007.
- SILVA, A. E. P; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. T.; WAICHAMAN, A. V. (2008). **Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus**. ACT Amazônica, 2008. Disponível em:<<https://www.scielo.br/j/aa/a/mwHP8HMv955dkZ984LmmGLr/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 25 de abril de 2023.
- SILVA [et al.] (2010). **Hidrogeologia da água mineral mar doce, Paço do Lumiar (MA)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 16., 2010, São Luís. Anais...São Luís, 2010.

- SILVA, Q. D. (2012). **Mapeamento geomorfológica da Ilha do Maranhão**. 2012. 249f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2012.
- SILVA, MC. (2015). **A universalização do saneamento básico em São Luís**: Desafios e barreiras. *Revista de Estudos Urbanos*, v. 2, pág. 65-79, 2015. Acesso em: 30 set. 2024.
- SILVA, J. M.; MELO, J. G. D.; FILHO, J. B. D. (2020). **Mapeamento da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Barreiras na Bacia no Rio Pirangi/RN utilizando os Métodos GOD, DRASTIC e IS**. *Revista Águas Subterrâneas*, Natal, v.34, n.1, p.1-17, 2020.
- SIQUEIRA G.; BRAS J.; DUFRESNE A. (2011). Cellulose whiskers versus microfibrils: influence of the nature of the nanoparticle and its surface functionalization on the thermal and mechanical properties of nanocomposites. *Biomacromolecules*. 2009 Feb 9;10(2):425-32. doi: 10.1021/bm801193d. PMID: 19113881.
- SOARES, L. A. L. (2004). **Análise da vulnerabilidade à salinização das águas subterrâneas da Ilha de São Luís**: estudo de caso na área Itaqui-Bacanga. 2004. 146f. Dissertação (Mestrado em Saúde e Ambiente) – Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2004.
- SOARES L. S. [et al.] (2011). **Fish community as indicator of environmental quality in tidal creeks of the Paciência River estuary, São Luís, Brazil**. *BOLETIM DO LABORATÓRIO DE HIDROBIOLOGIA*, 24(1):01-12. 2011
- SOARES, A. D. (2016) **Caracterização hidrogeológica e hidroquímica das águas subterrâneas do município de Osório, RS**. 2016. 117 f. Monografia (Graduação) – Curso de Geologia, UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016. Acesso em: 01 mai. 2023. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/150916>.
- SOBOLEVSKAIA, V., AJO-FRANKLIN, J., CHENG, F., DOU, S., LINDSEY, N. J., & WAGNER, A. (2024). **Monitoring water level of asurficial aquifer using distributed acousticsensing and ballistic surface waves**. *WaterResources Research*, 60,e2023WR036172. <https://doi.org/10.1029/2023WR036172>. Available from: https://www.researchgate.net/publication/382741652_Monitoring_Water_Level_of_a_Surficial_Aquifer_Using_Distributed_Acoustic_Sensing_and_Ballistic_Surface_Waves#fullTextFileContent [accessed Oct 31 2025].
- SODRÉ, F. F (2012). **Fontes Difusas de Poluição da Água**: Características e métodos de controle. *Artigos Temáticos do AQQUA* (2012) 1:9-16
- SOEIRO, R. C. d. S. (2018). **Análise espacial da qualidade microbiológica da água na Bacia Hidrográfica do rio Paciência**. 2018. 80f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2018.
- SOUZA, S. B. de. (1997). **Recursos hídricos da Ilha do Maranhão**. 1997. 186f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1997.
- SOUZA, M. E. (2000). **Caracterização hidrogeológica dos aquíferos Barreiras e Itapecuru na Ilha do Maranhão**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Maranhão (UFMA).
- SOUZA, C. S.; KLEIN, E. L.; VASQUEZ, M. L.; LOPES, E. C. S.; TEIXEIRA, S. G.; OLIVEIRA, J. K. M.; MOURA, E. M.; LEÃO, M. H. B. (2012). Mapa geológico e recursos minerais do Estado do Maranhão. In: KLEIN, E. L.; SOUSA, C. S. (Org.). **Geologia e recursos minerais do Estado do Maranhão**: sistemas de informações geográficas – sig, Escala 1:750.000. Belém: CPRM, 2012. Disponível em http://geobank.cprm.gov.br/pls/publico/geobank.download.downloadlayouts?p_webmap=N>. Acesso em: 11 nov. 2014.
- SOUZA, C. J. da S. de (2021). **Caracterização dos aquíferos na Ilha do Maranhão**: reconhecimento, levantamento de áreas estratégicas e contribuições ao processo de gestão. / Cláudio José da Silva de Sousa; Orientador Welinton Rodrigues Borges. Brasília, 2021. Tese de Doutorado em Geociências Aplicadas. Universidade de Brasília.
- SOUZA, C. J. da S. de. (2022). **Análise Espacial do processo de ocupação da Ilha do Maranhão entre 1973 a 20010: uma abordagem baseada em imagens multitemporais de sensoriamento remoto**.

- In: Amorim, J. G. B. Caminhos para o Desenvolvimento Sustentável: perspectivas interdisciplinares. v.2, São Paulo: Editora Dialética, 2022. p. 55-88.
- SOUZA, C. J. S de.; BORGES, W. R. ; PINHEIRO, K. S. F. (2022) . **Caracterização hidroquímica das águas subterrâneas do Sistema Aquífero Barreiras-Itapecuru na Ilha do Maranhão, no litoral norte do Brasil**. GEOCIÊNCIAS (SÃO PAULO. ONLINE), v. 41, p. 437-450, 2022. B2, ISSN 1980-900X.
- SOUZA FILHO, O. A. de (1998). **Geologia e mapa de previsão de ocorrência de água subterrânea – Folha AS.24-Y-D-V – Irauçuba, Ceará**. Dissertação de Mestrado – Departamento de geologia, escola de Minas – UFOP. Minas Gerais.
- SOUZA FILHO, P. W. M. (2005). **Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos**. Revista Brasileira de Geofísica, v. 23, n. 4, p. 427-435, 2005.
- SOUZA, I.G.; COSTA, A.C.S.; SAMBATTI, J.A.; PETERNELE, W.S.; TORMENA, C.A.; MONTES, C.R. & CLEMENTE, C.A. (2007). **Contribuição dos constituintes da fração argila de solos subtropicais à área superficial específica e à capacidade de troca catiônica**. R. Bras. Ci. Solo, 31:1355 1365, 2007.
- SOUZA, M. M.; M, C. C. GASTALDINI (2014). Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19 n. 3, p. 263-27. jul/set, 2014. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/LGHjSGCrD9fgGKzFwnnRZhG/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 10 jan. de 2022.
- SPOMBERG, S. (2010). **Uso de difratometria de raios-X na quantificação de ferrita e austenita em aços inoxidáveis duplex**. São Bernardo do Campo, 2010, 71f. Iniciação Científica. Engenharia Metalúrgica e de Materiais, FEI, 2010.
- SPOSITO, G. (2008). **The chemistry of soils**. 2.ed. New York: Oxford. 2008, 329 p.
- STEIN, P. (2013). **Hidrogeoquímica das águas subterrâneas da Bacia Sedimentar Potiguar/ RN e caracterização da salinização do aquífero Cárstico Jandaíra**. Recife, 204p. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geociências, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco.
- STEINHARDT, G.C.; FRANZMEIER, D.P. (1979) **Chemical and Mineralogical Properties of the Fragipans of the Cincinnati Catena**. Soil Science Society of America Journal, 43, 1008-1013. <https://doi.org/10.2136/sssaj1979.03615995004300050039x>.
- STEINKE, V.A.; SAITO; C.H. (2008). **Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim**. Sociedade & Natureza, Uberlândia, 20 (2): 43-67.
- STIFF, H.A. (1951) **Interpretation of Chemical Water Analysis by Means of Pattern**. Journal of Petroleum Technology, 3, 15-17.
- STREETER, H.W.; PHELPS, E.B. (1925) **A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, U.S. Public Health Service Bulletin**, No. 146, 1-75.
- SUGUIO, K.; MARTIN, L.; FLEXOR, J. M. (1992) **Paleoshorelines and the sambaquis of Brazil**. In: JOHNSON, L. L.; STRIGHT, M. (eds.) **Paleoshorelines and Prehistory: an investigation of method**. Boca Raton, CRC Press, p. 83-99.
- TACK, F. M. G.; RANST, E.; LIEVENS, C. [et al.] **Soil solution Cd, Cu and Zn concentrations as affected by short-time drying or wetting: The role of hydrous oxides of Fe and Mn**. Geoderma, v.137, p.83-89,
- TATUMI, S. H.; SILVA, L. P. da; PIRES, E. L.; ROSSETTI, D. de F.; GÓES, A. M.; MUNITA, C. S.(2008). Datação de Sedimentos Pós-Barreiras no norte do Brasil: implicações peleogeográficas. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 38, n. 3, p. 514-524, set. 2008.
- TAVARES, A.R. (2005). **Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação**. Dissertação de Mestrado, Instituto Tecnológico de Aeronáutica-ITA, São José dos Campos, São Paulo. 176pp

- TEIXEIRA, S. G.; SOUZA FILHO, P. W. M. (2009). Mapeamento de ambientes costeiros tropicais (Golfão Maranhense, Brasil) utilizando imagens de sensores remotos orbitais. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 27, supl. 1, p. 69-82, 2009.
- TEIXEIRA, W.; TOLEDO, C.; FAIRCHILD, T.; TAIOLI, F. (2000). **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000.
- TEODORO, A. (2010) **Estudo da capacidade de autodepuração e diluição de efluentes no rio Taquarizinho**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- TERZAGHI, K.; PECK, R. B. (1967) **Soil mechanics in engineering practice**. 2nd ed. New York, J. Wiley, 1967, 729 p.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. (1979); *Anal. Chem.* 1979, 51, 844.
- THEIS, C. V. (1935). The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 16, p. 519-524, 1935.
- THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. (1955). **The water balance** Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology - Laboratory of Climatology, 1955. 104p. (Publications in Climatology, vol. VIII, n.1).
- TODD, D.K. (1959) **Groundwater Hydrology**. John Wiley and Sons, New York.
- TODD, D.K.; MAYNS, L.W. (2005). **Groundwater hydrology** . 3. ed. Nova York: John Wiley and Sons. 636 p.
- TONET, H. C.; LOPES, R. G. F. (1994). **Alternativas organizacionais mais adequadas para viabilizar o uso dos instrumentos de Avaliação de Impactos Ambientais e Gerenciamento de Bacia Hidrográfica**. Texto de Consultoria em Gestão Pública para Projeto de Tecnologias de Gestão Ambiental do IBAMA. Brasília, DF, 1994.
- TONHÁ, M.; GARNIER, J.; ARAÚJO, D. F. ; CUNHA, B. C. A.; MACHADO, W.; DANTAS, E.; ARAÚJO, R.; KUTTER, V. T; BONNET, M.; SEYLER, P. (2020). **Behavior of metallurgical zinc contamination in coastal environments: A survey of Zn from electroplating wastes and partitioning in sediments**. *Science of the Total Environment* 743 (2020) 140610. Disponível em:< <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720341322>>. Acesso em: 11 de julho de 2023.
- TOUMI, N.; HUSSEIN, B. H. M.; RAFRAFI, S.; EL KASSAS, N. (2015). **Groundwater quality and hydrochemical properties of Al-Ula Region, Saudi Arabia**. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(3), 2015. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4241-4>
- TRINDADE, A.L.C. (2013). **Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da Bacia do Rio São Francisco** [manuscrito] / Ana Laura Cerqueira Trindade. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.
- TRIOLA M. F. (1999). **Introdução à Estatística e Probabilidade Exercícios Resolvidos e Propostos**. Rio de Janeiro: LTC, 1999.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T (2008). **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.
- UFV (1984). UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA. **Caracterização de solos e avaliação dos principais sistemas de manejo dos tabuleiros costeiros do Baixo Rio Doce e das Regiões Norte do Estado do Espírito Santo e sua interpretação para uso agrícola**. Viçosa, UFRV, 1984. 153p.
- VALE, F. S.; PEREIRA, L. C.; SILVA, P. J.; BARROS, V. L. L. (2014). Rio Itapecuru: uma visão geoambiental, em Caxias-MA. **Revista Humana et al.**, Paço do Lumiar, v. 1, n. 2, p. 104-119, dez. 2014.
- VALERIANO, M. M. (2008). **Topodata: guia de utilização de dados geomorfométricos locais**. São José dos Campos: INPE, 2008.
- VAN S. D; EWERT L, W. L (1992) **AVI: a method for groundwater protection mapping in the Prairie Provinces of Canada**. Prairie Provinces Water Board Report 1-14, Regina, SK.

- VARELLA, C. A. A. (2008) **Análise multivariada aplicada as ciências agrárias**: Análise de componentes principais. Rio de Janeiro, 2008
- VASCONCELOS, A. M.; VEIGA-JÚNIOR, J.; COLARES, J. Q. S.; RIBEIRO, J. A. P.; GOMES, I. P.; MEDEIROS, M. F.; FORGIARINI, I. I. Folha SA.23-São Luís. In: SCHOBENHAUS, C.; GONÇALVES, J. H.; SANTOS, J. O. S.; ABRAM, M. B.; LEÃO NETO, R.; MATOS, G. M. M.; VIDOTTI, R. M.; RAMOS, M. A. B.; JESUS, J. D. A. de (Ed.). (2004). **Carta geológica do Brasil ao milionésimo**: sistema de informações geográficas. Programa de geologia do Brasil. Brasília: CPRM, 2004. Disponível em < <http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/4970>>. Acesso em: 2 mar. 2014.
- VECCHIA, F. A. da S.; TECH, A. R. B.; NEVES, G. Z. de F. (2020). **Climatologia dinâmica: conceitos, técnicas e aplicações**. [S.l.: s.n.], 2020. DOI: 10.11606/9786599048814.
- VEIGA JÚNIOR, J. P. (Org.) (2000). **Programa levantamentos geológicos básicos do Brasil**. São Luís NE/SE, Folhas SA.23-X e SA.23-Z. Estados do Maranhão e Piauí. Escala 1:500.000. Brasília: CPRM, 2000.
- VERÍSSIMO, L. S.; FEITOSA, F. A. C. (2002). **As águas subterrâneas no nordeste do Brasil. Região de Irauçuba** - Estado do Ceará, Brasil. XXXII IAH & ALHSUD CONGRESS – Mar Del Plata – Argentina, Anais.
- VERÍSSIMO, L. S.; FEITOSA, F. A. C. (2002). **Aspectos qualitativos das águas subterrâneas da região de Irauçuba, norte do Estado do Ceará**. XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas – Florianópolis, Anais.
- VICINI, Lorena. (2005). **Análise multivariada da teoria à prática** / Lorena Vicini; orientador Adriano Mendonça Souza. - Santa Maria: UFSM, CCNE, 2005.
- VIEIRA, M. R.; GENERINO, A. M.; SILVEIRA, R. B. O. (2014). **Método de alocação de pontos para monitoramento da qualidade de águas superficiais utilizado na RNQA**. Anais do Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Natal, 2014
- VIEIRA, R. F. (2017) **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas** / Rosana Faria Vieira. Brasília, DF: Embrapa, 2017.
- VIEIRA, S.R. (2000). **Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo**. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H. & SCHAEFER, G.R., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v.1. p.1-54.
- VILAS BOAS, G. S.(1996). **Sedimentos terciários e quaternários do interior**. In: TEXTO explicativo para o mapa geológico do Estado da Bahia. Salvador: Secretaria da Indústria, Comércio e Mineração: Superintendência de Geologia e Recursos Minerais, 1996.
- VILAS BOAS, G. S.; SAMPAIO, F. J.; PEREIRA, A. M. S.(2001). **The Barreiras Group in the northeastern coast of the State of Bahia, Brasil**: depositional mechanisms and processes. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 73, n. 3, p. 417-427, 2001.
- VILLHOLTH, K. G.; CONTI, K. I. (2018). Groundwater governance: rationale, definition, current state and heuristic framework. In: VILLHOLTH, K. G.; LOPEZ-GUNN, E.; CONTI, K. I.; GARRIDO,A.; VAN DER GUN, J. (Eds.). **Advances in groundwater governance**. Leiden, Netherlands: CRC Press, 2018, pp. 3-31.
- VILLIBOR, D. F., NOGAMI, J. S. (2009) **Pavimentos Econômicos**: Tecnologia do Uso dos Solos Finos.Arte & Ciência, São Paulo, S
- VON SPERLING, M. (2005). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2005. v.1.
- VON SPERLING, M. (2007) **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; Editora UFMG. v. 7. 588 p.
- VON SPERLING, M. (2011). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2011. v.1.

- VON SPERLING, M. (2014). **Estudo e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG. v.7.
- VON SPERLING, M. (2014). **Estudo e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG. v.7.
- WAHNFRIED, I. E HIRATA, R. (2005). **Perímetros de proteção de poços**: uma importante ferramenta para a sustentabilidade de mananciais públicos, *Águas Subterrâneas*, (1). Disponível em: <https://aguassubterraneas.emnuvens.com.br/asubterraneas/article/view/23240> (Acessado: 22 setembro 2025).
- WALTON, W. C. (1970) **Groundwater resource evaluation**. New York: McGraw-Hill, 1970. 644p.
- WATERWATCH AUSTRALIA (2005). **Waterwatch Australia national technical manual**: module 6 groundwater monitoring, Department of the Environment and Heritage, Canberra, ACT. Acesso em 07/07/2016,
- WINTERS, E.; SIMONSON, R.W. (1951). **The sub-soil**. In: NORMAN, A.G., ed. *Advances in Agronomy*. New York, Academic Press, 1951. p.1-92.
- WINTERS, E. (1942) **Silica hardpan development in the Red Yellow Podzolic soil region**. *Soil Sci. Am. Proc.*, 7:437-440, 1942.
- WOLI, K. P.; NAGUMO, T.; KURAMOCHI, K.; HATANO, R. (2004). **Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas**. *Sciences of the Total Environment*, v. 329, p. 61-74.
- WOOD, W.W. (2025). **Hydrogeochemistry - A Journey of Discovery/** Warren W. Wood - Guelph, Ontario, Canada, 2025.
- YASSUDA, E. R. (1989). **O gerenciamento de bacias hidrográficas**. *Cadernos FUNDAP*, v. 9, n. 16, p. 46-53, 1989.
- YOUNG, M. J.; GAWTHORPE, R.L.; HARDY, S. (2001). **Growth and linkage of a segmented normal fault zone; the Late Jurassic Murchison-Stafford North Fault, northern North Sea**. *J. Struct. Geol.*, 23: p. 1933-1952, 2001.
- YOUSIF, M.; EL-AASSAR, A. H. M. (2018). **Rock-water interaction processes based on geochemical modeling and remote sensing applications in hyper-arid environment**: cases from the southeastern region of Egypt. *Bulletin of the National Research Centre*, 42(1), 2018.
- ZAHERMAND S.; VAFAEIAN M.; BAZYAR M.H. (2020) **Análise das propriedades físicas e químicas de solos contaminados com hidrocarbonetos de petróleo** (petróleo). *Earth Sci Res J.* 2020; 24:163–168. DOI: 10.15446/esrj.v24n2.76217
- ZAPOROZEC, A. (1972). **Groundwater Zoning in Water Resources Management**. *Water Resources Bulletin* vol. 8, no. 6 American Water Resources Association December 1972.
- ZHANG W.Q.; SUN J.; LIU C.Y.; ZHAO H.Y.; SUN Y. F. (2018). **Comparing the Intramedullary Nail and Extramedullary Fixation in Treatment of Unstable Intertrochanteric Fractures**. *Sci Rep* 2018;8(01): 232.
- ZURITA, A.; AGUAYO, M.; ARRIAGADA, P.; FIGUEROA, R.; DÍAZ, M.E.; STEHR, A. (2021). **Modeling Biological Oxygen Demand Load Capacity in a Data-Scarce Basin with Important Anthropogenic Interventions**. *Water*, 13, 2379. <https://doi.org/10.3390/w13172379>.

Karina Suzana Feitosa PINHEIRO¹, José Elói Guimarães CAMPOS², Cláudio José da Silva de SOUSA¹, Daniel de Lima Nascimento SÍRIO¹

¹Universidade Estadual do Maranhão. Avenida Lourenço Vieira da Silva, 1000 - Jardim São Cristovão, São Luís – MA.

E-mails: karinapinho@professor.uema.br; claudiojose@professor.uema.br; danielsirio@professor.uema.br

²Universidade de Brasília. Instituto de Geociências. Campus Universitário Darcy Ribeiro ICC - Ala Central. Brasília – DF.
E-mail: eloi@unb.br

Introdução

Área de estudo

Materiais e método

Coleta de amostras e análise das águas

Análise multivariada dos parâmetros de qualidade das águas

Aplicação do modelo de Streeter-Phelps

Resultados e discussão

Qualidade das águas do Rio Paciência

Análise multivariada – PCA e HCA

Capacidade de autodepuração do Rio Paciência

Considerações Finais

Referências

RESUMO - O estudo avaliou a qualidade das águas do Rio Paciência e sua autodepuração. Foram analisados treze parâmetros físico-químicos e bacteriológicos em seis pontos ao longo do Rio Paciência através da Análise de Componentes Principais (PCA) e Análise de Grupos Hierárquicos (HCA); e do modelo de *Streeter-Phelps*, para estimativa a autodepuração do rio. O Rio Paciência apresentou dificuldades em seu processo de recuperação, tendo sua capacidade de autodepuração afetada tanto pela sazonalidade climática da região, quanto pelas influências externas, como o lançamento de esgotos e a contribuição de afluentes. De acordo com os resultados, no mês de abril, todos os pontos estudados ao longo do rio apresentaram valor de DBO fora do estabelecido pela Resolução CONAMA n°. 357/2005 e seu complemento 430/2011. OD atingiu o limite mínimo permitido de 5 mg.L⁻¹ em apenas um ponto, em seu alto curso. Em dezembro, nenhum ponto analisado atendeu à legislação, com OD abaixo de 5 mg.L⁻¹ e DBO acima do limite de 5 mg.L⁻¹. Os métodos utilizados demonstraram compatibilidade com os fenômenos naturais observados na bacia; representaram as condições da qualidade das águas e o processo de autodepuração do rio, destacando-se como ferramentas essenciais para subsidiar ações de saneamento, licenciamento ambiental e gestão das águas.

Palavras-chaves: Poluição hídrica. Autodepuração. Modelo Streeter-Phelps.

ABSTRACT - The study assessed the water quality of the Paciência River and its self-purification capacity. Thirteen physicochemical and bacteriological parameters were analyzed at six points along the river using Principal Component Analysis (PCA) and Hierarchical Cluster Analysis (HCA), as well as the Streeter-Phelps model to estimate the river's self-purification. The Paciência River faced challenges in its recovery process, with its self-purification capacity affected by both the region's climatic seasonality and external influences, such as wastewater discharge and tributary contributions. According to the results, in April, all studied points along the river showed DBO values exceeding the limits established by CONAMA Resolution n°. 357/2005 and its complement, 430/2011. Dissolved oxygen (OD) reached the minimum allowed threshold of 5 mg.L⁻¹ at only one point, in the upper course of the river. In December, none of the points analyzed met legal standards, with OD below 5 mg.L⁻¹ and DBO above the 5 mg.L⁻¹ limit. The applied methods proved to be compatible with the natural phenomena observed in the basin, accurately representing the water quality conditions and the river's self-purification process. These methods stand out as essential tools to support sanitation actions, environmental licensing, and water management.

Keywords: Water pollution. Self-purification. Streeter-Phelps model.

APÊNDICE B - Cadastro de poços tubulares empregados na caracterização hidroquímica das águas subterrâneas dos aquíferos Barreiras-Itapecuru no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência

ID		Lat	Long	Cor	Ferro	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ⁺	Cl ⁻	CaCO ₃	HCO ³	SO ₄ ²⁻	CE	pH	Temp	Turb.	SDT
CAEMA	C1	-2,56	44,21	2,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	53,41	41,18	0,00	0,00	228,00	5,06	28,50	1,12	120,10
	C2	-2,57	44,21	2,00	3,22	0,00	0,00	0,00	0,00	48,00	24,75	0,00	0,00	318,00	6,39	24,00	2,00	164,00
	C3	-2,57	44,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	44,54	37,24	0,00	0,00	249,00	7,28	26,40	0,63	131,20
	C4	-2,27	44,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	38,61	11,68	0,00	0,00	257,00	4,11	28,50	1,35	135,40
	C5	-2,58	44,21	0,00	0,47	0,00	0,00	0,00	0,00	28,31	17,82	0,00	0,00	148,70	5,50	29,20	1,26	78,30
	C6	-2,58	44,21	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	23,36	0,00	0,00	0,00	119,30	4,71	28,50	0,69	62,90
	C7	-2,58	44,21	6,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,05	22,34	0,00	0,00	119,90	4,20	26,40	3,84	63,20
	C8	-2,58	44,21	2,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	17,00	17,40	0,00	0,00	77,80	4,75	24,00	0,83	37,50
	C9	-2,56	44,21	4,00	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00	57,42	43,56	0,00	0,00	238,00	5,30	29,00	0,64	125,40
	C10	-2,58	44,21	3,00	1,41	0,00	0,00	0,00	0,00	41,00	25,80	0,00	0,00	232,00	5,23	23,90	1,12	115,10
	C11	-2,56	44,21	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,00	21,40	0,00	0,00	144,70	4,49	28,30	1,05	72,30
	C12	-2,58	44,21	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,11	37,04	0,00	0,00	205,00	4,47	19,70	1,00	108,00
	C13	-2,55	44,19	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	21,18	24,75	0,00	0,00	115,00	4,40	26,50	0,82	60,60
	C14	-2,54	44,19	7,00	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	34,00	6,40	0,00	0,00	164,60	5,21	25,40	1,31	82,40
	C15	-2,54	44,19	34,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	33,00	7,40	0,00	0,00	144,20	5,00	25,30	4,04	72,30
	C16	-2,54	44,19	0,00	3,33	0,00	0,00	0,00	0,00	36,00	11,40	0,00	0,00	184,90	5,32	25,50	0,97	92,50
	C17	-2,53	44,17	23,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	10,80	0,00	0,00	92,00	4,71	25,50	6,23	46,10
	C18	-2,55	44,19	8,00	9,86	0,00	0,00	0,00	0,00	29,00	11,40	0,00	0,00	160,30	4,75	29,30	3,23	78,10
ID		Lat	Long	Cor	Ferro	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ⁺	Cl ⁻	CaCO ₃	HCO ³	SO ₄ ²⁻	CE	pH	Temp	Turb.	SDT
SEMA	S1	-2,50	44,16	0,00	0,00	6,50	0,00	1,20	3,00	52,08	0,00	30,52	0,00	232,00	4,90	30,00	0,59	116,00
	S2	-2,49	44,25	0,00	0,00	5,70	0,00	11,20	2,70	27,00	0,00	200,00	0,00	338,00	5,20	29,00	1,00	304,00
	S3	-2,50	44,18	0,00	0,00	9,50	0,00	42,10	36,20	25,70	0,00	9,10	0,00	44,20	6,70	28,00	1,20	35,00
	S4	-2,55	44,23	0,00	0,00	6,80	0,00	1,30	3,20	22,32	0,00	23,00	0,00	107,00	4,53	22,20	0,60	150,00
	S5	-2,52	44,16	0,00	0,00	30,00	0,00	11,00	8,90	15,00	0,00	5,00	0,00	76,00	4,00	21,30	0,50	62,00
	S6	-2,52	44,16	0,00	0,00	7,12	0,00	10,20	9,00	6,52	0,00	5,30	0,00	76,79	3,36	21,00	0,50	62,00
	S7	-2,51	44,18	0,00	0,00	15,00	0,00	3,00	5,00	0,02	0,00	4,20	0,00	95,00	5,15	25,00	0,10	46,00
	S8	-2,54	44,18	0,00	0,00	35,00	0,00	15,87	3,00	26,60	0,00	48,48	0,00	123,00	5,98	23,20	0,68	200,00
	S9	-2,47	44,16	0,00	0,00	25,00	0,00	1,50	3,50	20,90	0,00	40,40	0,00	94,00	4,26	23,20	0,67	59,00
	S10	-2,54	44,11	0,00	0,00	12,80	0,00	3,00	1,00	10,00	0,00	10,00	0,00	70,00	4,70	23,50	1,58	60,00
	S11	-2,50	44,21	0,00	0,00	6,00	0,00	1,00	2,00	21,80	0,00	35,64	0,00	85,00	4,50	29,80	0,70	170,00
	S12	-2,55	44,22	0,00	0,00	8,10	0,00	2,00	12,50	30,70	0,00	15,00	0,00	82,00	5,50	25,00	0,22	75,00
	S13	-2,48	44,20	0,00	0,00	21,60	0,00	13,98	11,90	23,28	0,00	10,00	0,00	155,00	5,43	25,40	0,50	45,00
	S14	-2,56	44,27	0,00	0,00	23,90	0,00	0,80	3,00	14,49	0,00	10,00	0,00	88,88	6,05	25,10	0,05	70,00
	S15	-2,51	44,03	0,00	0,00	5,50	0,00	12,34	7,49	29,44	0,00	12,20	0,00	120,00	6,24	20,60	0,78	45,00
	S16	-2,66	44,20	0,00	0,00	37,10	0,00	15,87	4,00	30,40	0,00	19,20	0,00	259,00	6,81	26,10	3,98	130,00
	S17	-2,54	44,17	0,00	0,00	5,70	0,00	11,00	11,00	28,80	0,00	10,00	0,00	363,00	4,80	30,10	0,40	25,00
	S18	-2,65	44,24	0,00	0,00	15,00	0,00	15,00	30,00	17,00	0,00	8,00	0,00	206,00	3,80	27,00	0,20	50,00

	S19	-2,53	44,19	0,00	0,00	13,00	0,00	2,00	8,00	20,00	0,00	10,00	0,00	120,00	5,10	25,80	0,20	89,00
	S20	-2,57	44,23	0,00	0,00	43,50	0,00	2,00	5,00	20,00	0,00	9,60	0,00	290,00	2,90	23,10	2,70	65,00
	S21	-2,57	44,17	0,00	0,00	33,70	0,00	1,80	3,00	20,00	0,00	30,00	0,00	130,00	4,50	24,00	0,20	101,00
	S22	-2,53	44,05	0,00	0,00	12,30	0,00	21,00	9,50	20,00	0,00	9,00	0,00	60,00	3,80	27,90	0,10	22,00
	S23	-2,51	44,17	0,00	0,00	13,50	0,00	11,00	10,90	20,00	0,00	10,00	0,00	60,00	5,20	25,50	0,60	25,00
	S24	-2,55	44,13	0,00	0,00	4,01	0,00	4,00	3,00	42,68	0,00	25,00	0,00	235,00	4,96	25,30	1,50	55,00
	S25	-2,55	44,21	0,00	0,00	18,00	0,00	11,80	18,50	21,12	0,00	23,76	0,00	80,00	4,20	24,20	0,50	40,00
	S26	-2,54	44,21	0,00	0,00	34,97	0,00	2,00	3,00	34,18	0,00	10,00	0,00	200,00	4,53	24,00	0,36	98,00
	S27	-2,56	44,21	0,00	0,00	29,00	0,00	8,00	9,00	29,52	0,00	12,64	0,00	201,00	6,00	25,00	0,12	130,00
	S28	-2,55	44,15	0,00	0,00	25,00	0,00	1,00	3,00	22,08	0,00	19,20	0,00	123,00	5,47	23,40	0,80	62,00
	S29	-2,49	44,11	0,00	0,00	79,00	0,00	3,00	5,00	13,00	0,00	8,00	0,00	90,00	4,87	25,10	2,10	0,00
	S30	-2,53	44,14	0,00	0,00	25,00	0,00	8,00	11,00	15,00	0,00	18,00	0,00	81,00	5,50	21,30	0,02	62,00
	S31	-2,48	44,17	0,00	0,00	5,30	0,00	1,00	2,00	39,20	0,00	10,00	0,00	220,00	5,40	23,60	0,36	75,00
	S32	-2,53	44,17	0,00	0,00	30,00	0,00	3,00	5,50	0,03	0,00	9,00	0,00	128,00	4,98	26,99	0,40	70,00
	S33	-2,51	44,15	0,00	0,00	25,00	0,00	9,00	7,80	33,32	0,00	10,00	0,00	180,00	4,40	23,00	0,63	80,00
	S34	-2,45	44,11	0,00	0,00	30,00	0,00	7,00	8,90	22,00	0,00	46,80	0,00	130,00	6,20	27,60	0,38	50,00
	S35	-2,54	44,21	0,00	0,00	20,00	0,00	33,51	6,42	31,28	0,00	34,56	0,00	336,00	6,42	21,90	0,20	168,00
	S36	-2,62	44,26	0,00	0,00	32,00	0,00	9,00	7,50	42,84	0,00	10,00	0,00	256,00	4,93	25,80	0,50	127,00
	S37	-2,51	44,23	0,00	0,00	22,00	0,00	5,00	3,00	10,00	0,00	10,00	0,00	100,00	5,00	24,10	0,25	65,00
	S38	-2,44	44,11	0,00	0,00	37,00	0,00	7,00	3,30	10,00	0,00	10,00	0,00	220,00	6,70	25,00	1,24	100,00
	S39	-2,45	44,14	0,00	0,00	14,20	0,00	1,00	1,80	20,80	0,00	9,00	0,00	300,00	5,00	25,20	0,31	178,00
	S40	-2,50	44,17	0,00	0,00	19,00	0,00	11,90	9,00	48,50	0,00	40,00	0,00	140,00	5,50	26,60	0,50	60,00
ID		Lat	Long	Cor	Ferro	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ⁺	Cl ⁻	CaCO ₃	HCO ³	SO ₄ ²⁻	CE	pH	Temp	Turb.	SDT
MONITORADOS	M1	-2,59	44,21	0,00	0,00	48,05	2,17	6,83	0,10	40,00	0,00	22,50	10,00	223,06	6,21	28,50	0,00	36,00
	M2	-2,59	44,22	0,00	0,00	35,20	2,02	6,10	0,32	45,00	0,00	30,90	8,90	232,45	6,24	28,70	0,00	103,00
	M3	-2,60	44,21	0,00	0,00	43,50	2,08	7,00	0,10	30,00	0,00	11,20	11,20	122,45	6,23	29,00	0,00	65,00
	M4	-2,60	44,20	0,00	0,00	30,70	1,98	6,05	0,23	50,00	0,00	17,20	6,50	321,13	5,91	28,60	0,00	63,00
	M5	-2,57	44,21	0,00	0,00	26,10	1,28	1,15	0,31	20,00	0,00	18,70	7,50	154,52	6,24	27,90	0,00	70,00
	M6	-2,57	44,22	0,00	0,00	20,30	1,25	0,39	0,25	13,00	0,00	9,80	9,35	125,10	6,01	28,00	0,00	70,00
	M7	-2,57	44,21	0,00	0,00	21,00	1,02	0,43	0,37	20,00	0,00	30,00	10,76	142,31	5,99	29,00	0,00	70,00
	M8	-2,56	44,23	0,00	0,00	35,00	2,03	0,43	0,46	12,00	0,00	37,00	9,77	123,76	7,80	27,80	0,00	70,00
	M9	-2,56	44,20	0,00	0,00	12,00	0,33	0,28	0,46	30,00	0,00	4,00	7,40	194,19	7,11	29,00	0,00	63,00
	M10	-2,55	44,19	0,00	0,00	45,60	0,97	0,15	0,20	19,00	0,00	6,40	4,73	95,72	5,46	29,00	0,00	165,00
	M11	-2,54	44,21	0,00	0,00	29,30	1,25	1,09	0,10	10,00	0,00	7,00	4,85	45,00	5,58	28,60	0,00	57,00
	M12	-2,53	44,22	0,00	0,00	34,90	0,35	2,16	0,28	20,00	0,00	4,20	6,68	137,00	5,72	29,30	0,00	38,00
	M13	-2,52	44,22	0,00	0,00	10,60	0,98	0,21	0,11	13,00	0,00	4,30	2,32	75,02	7,23	29,40	0,00	38,00
	M14	-2,52	44,18	0,00	0,00	30,70	1,33	0,39	0,25	30,00	0,00	3,50	1,15	263,30	6,50	29,00	0,00	36,00
	M15	-2,53	44,16	0,00	0,00	15,00	0,26	0,98	0,10	30,00	0,00	2,90	0,13	125,55	6,10	29,00	0,00	103,00
	M16	-2,52	44,16	0,00	0,00	12,50	1,18	3,53	0,02	25,00	0,00	3,70	4,10	103,06	6,50	28,70	0,00	65,00
	M17	-2,50	44,17	0,00	0,00	28,70	0,09	2,76	0,11	12,00	0,00	7,50	5,20	122,45	7,10	28,40	0,00	63,00

M18	-2,51	44,19	-	0,00	0,00	4,20	0,02	1,62	0,12	20,00	0,00	6,80	6,10	222,45	6,00	27,00	0,00	70,00
M19	-2,50	44,22	-	0,00	0,00	8,10	0,21	2,41	0,22	10,00	0,00	8,90	0,39	37,80	5,19	28,00	0,00	65,00
M20	-2,49	44,18	-	0,00	0,00	10,20	0,52	1,15	0,13	9,00	0,00	6,50	0,45	54,52	8,14	28,00	0,00	59,00
M21	-2,47	44,16	-	0,00	0,00	20,50	0,73	2,39	0,23	10,00	0,00	4,50	0,84	58,00	6,20	29,00	0,00	70,00
M22	-2,49	44,15	-	0,00	0,00	25,70	1,23	0,43	0,10	20,00	0,00	5,60	7,30	310,00	6,70	28,70	0,00	63,00
M23	-2,47	44,10	-	0,00	0,00	11,20	0,41	0,43	0,10	26,00	0,00	3,20	5,56	96,00	<6	26,00	0,00	165,00
M24	-2,50	44,10	-	0,00	0,00	46,50	2,56	4,02	0,10	15,00	0,00	4,70	8,90	110,00	6,70	26,00	0,00	57,00
M25	-2,49	44,13	-	0,00	0,00	30,60	1,01	3,56	0,23	40,00	0,00	7,90	7,05	205,00	6,70	27,00	0,00	38,00
M26	-2,51	44,12	-	0,00	0,00	29,50	2,26	3,50	0,22	37,00	0,00	6,40	8,60	225,00	6,45	28,90	0,00	37,00
M27	-2,47	44,13	-	0,00	0,00	35,02	1,72	2,80	0,30	35,00	0,00	4,30	1,78	322,00	6,49	27,00	0,00	35,00
M28	-2,46	44,12	-	0,00	0,00	23,10	1,16	4,28	0,10	23,00	0,00	5,20	4,80	205,00	6,20	29,10	0,00	38,00
M29	-2,46	44,15	-	0,00	0,00	18,70	0,85	2,83	0,10	27,00	0,00	2,50	5,60	278,00	6,20	28,70	0,00	53,00
M30	-2,45	44,10	-	0,00	0,00	11,30	1,26	4,50	0,20	25,00	0,00	3,20	8,70	98,00	6,50	29,00	0,00	91,00

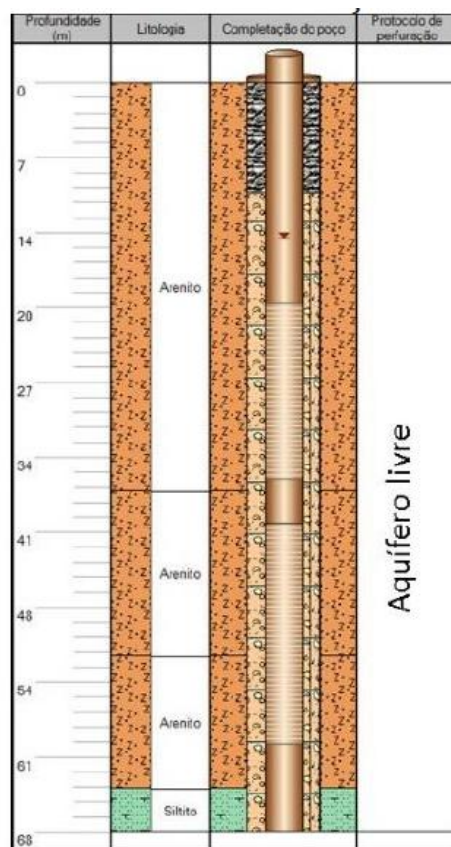
APÊNDICE C – Dados hidráulicos dos poços tubulares da CAEMA e SEMA empregados na caracterização hidrodinâmica das águas subterrânea no contexto da bacia hidrográfica do Rio Paciência

ID		Lat	Long	Prof. (m)	NE (m)	ND (m)	REB (m)	Q (m³/h)	Aquífero
CAEMA	1	-2,56	-44,21	45,00	3,13	21,20	1,77	100,00	Barreiras
	2	-2,57	-44,21	81,00	8,65	13,75	2,00	120,00	Itapecuru
	3	-2,57	-44,21	80,00	10,20	16,84	2,58	147,00	Itapecuru
	4	-2,27	-44,21	48,00	7,00	24,13	5,35	192,00	Barreiras
	5	-2,58	-44,21	81,00	5,85	21,50	6,97	120,00	Itapecuru
	6	-2,58	-44,21	48,00	6,85	13,00	7,27	96,00	Barreiras
	7	-2,58	-44,21	80,00	4,22	17,27	9,20	40,00	Itapecuru
	8	-2,58	-44,21	80,00	4,52	16,64	9,73	70,00	Itapecuru
	9	-2,56	-44,21	80,00	11,33	25,09	9,70	80,00	Itapecuru
	10	-2,58	-44,21	46,00	2,13	23,00	9,67	120,00	Barreiras
	11	-2,56	-44,21	50,00	2,00	29,51	10,03	140,00	Barreiras
	12	-2,58	-44,21	50,00	3,33	41,10	9,28	74,00	Barreiras
	13	-2,55	-44,19	50,00	2,02	29,88	8,98	102,00	Barreiras
	14	-2,54	-44,19	50,00	3,33	28,91	8,25	93,00	Barreiras
	15	-2,54	-44,19	80,00	3,30	4,60	8,18	90,00	Itapecuru
	16	-2,54	-44,19	80,00	16,20	54,66	8,70	180,00	Itapecuru
ID		Lat	Long	Prof. (m)	NE (m)	ND (m)	REB	Q(m3/h)	Aquífero
SEMA	1	-2,53	-44,17	36,00	5,50	12,00	9,75	5,40	Barreiras
	2	-2,55	-44,19	42,00	25,00	30,00	9,79	2,40	Barreiras
	3	-2,50	-44,16	60,00	13,85	16,05	9,84	6,33	Barreiras
	4	-2,49	-44,25	59,00	18,90	23,00	10,27	19,00	Barreiras
	5	-2,50	-44,18	92,00	18,17	20,08	11,52	12,00	Itapecuru
	6	-2,55	-44,23	78,00	11,30	21,00	11,21	33,53	Barreiras
	7	-2,52	-44,16	40,00	7,00	15,00	11,40	12,00	Barreiras
	8	-2,52	-44,16	77,50	16,80	43,00	11,08	33,00	Barreiras
	9	-2,51	-44,18	71,50	10,70	36,70	10,88	65,70	Barreiras
	10	-2,54	-44,18	17,00	10,75	14,03	10,80	14,84	Barreiras
	11	-2,47	-44,16	33,00	14,87	18,96	10,54	8,00	Barreiras
	12	-2,54	-44,11	52,00	14,30	21,00	10,50	5,00	Barreiras
	13	-2,50	-44,21	80,00	23,64	26,87	10,75	7,20	Itapecuru
	14	-2,55	-44,22	48,60	18,80	30,80	10,85	22,00	Barreiras
	15	-2,48	-44,20	102,00	28,15	46,12	10,70	11,40	Itapecuru
	16	-2,56	-44,27	27,00	9,00	13,00	11,12	5,00	Barreiras
	17	-2,51	-44,03	44,00	16,17	22,45	9,15	4,00	Barreiras
	18	-2,66	-44,20	65,00	2,79	3,72	8,70	6,00	Barreiras
	19	-2,54	-44,17	55,00	20,82	21,75	8,13	4,00	Barreiras
	20	-2,65	-44,24	42,00	1,95	26,28	9,07	6,00	Barreiras
	21	-2,53	-44,19	50,00	17,72	19,86	8,92	4,23	Barreiras
	22	-2,57	-44,23	60,00	25,00	36,00	10,08	10,00	Barreiras
	23	-2,57	-44,17	47,00	7,44	10,06	10,66	2,77	Barreiras

	24	-2,53	-44,05	60,00	2,36	7,48	12,11	14,94	Barreiras
	25	-2,51	-44,17	80,00	2,80	4,00	11,79	19,10	Itapecuru
	26	-2,55	-44,13	60,00	10,90	13,36	11,71	6,20	Barreiras
	27	-2,55	-44,21	50,00	8,68	9,33	11,83	4,20	Barreiras
	28	-2,54	-44,21	65,00	20,00	22,00	12,00	15,00	Barreiras
	29	-2,56	-44,21	92,00	18,17	20,08	12,60	12,00	Itapecuru
	30	-2,55	-44,15	54,00	38,00	46,00	13,00	2,50	Barreiras
	31	-2,49	-44,11	30,00	15,06	23,00	15,18	4,45	Barreiras
	32	-2,53	-44,14	36,00	6,30	13,50	13,06	2,22	Barreiras
	33	-2,48	-44,17	75,00	10,46	12,86	16,10	13,89	Barreiras
	34	-2,53	-44,17	71,00	27,50	31,50	18,00	8,78	Barreiras
	35	-2,51	-44,15	50,00	16,21	20,85	16,56	2,93	Barreiras
	36	-2,45	-44,11	60,00	9,97	44,06	17,85	3,00	Barreiras
	37	-2,54	-44,21	56,00	30,00	33,00	16,12	1,00	Barreiras
	38	-2,62	-44,26	36,00	6,30	13,50	16,66	4,00	Barreiras

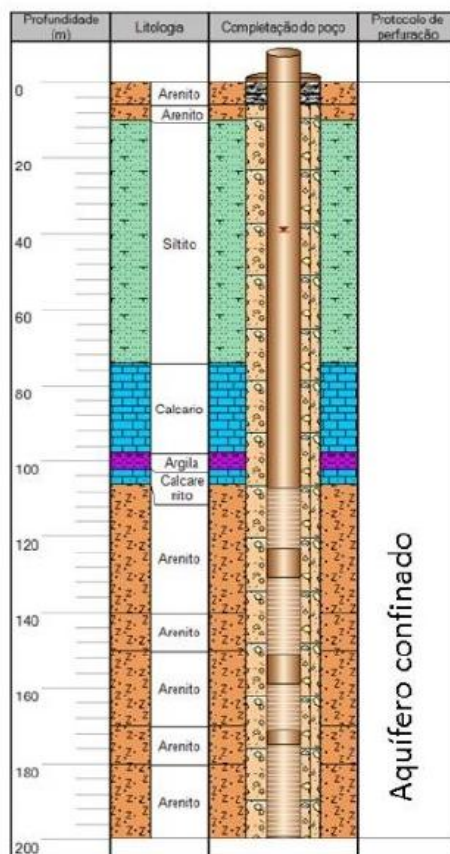
Nota: NE – Nível Estático; ND – Nível Dinâmico; REB – Rebaixamento; Q – vazão

APÊNDICE D – Exemplos de perfis dos poços tubulares do Aquífero Barreiras-Itapecuru na Ilha do Maranhão



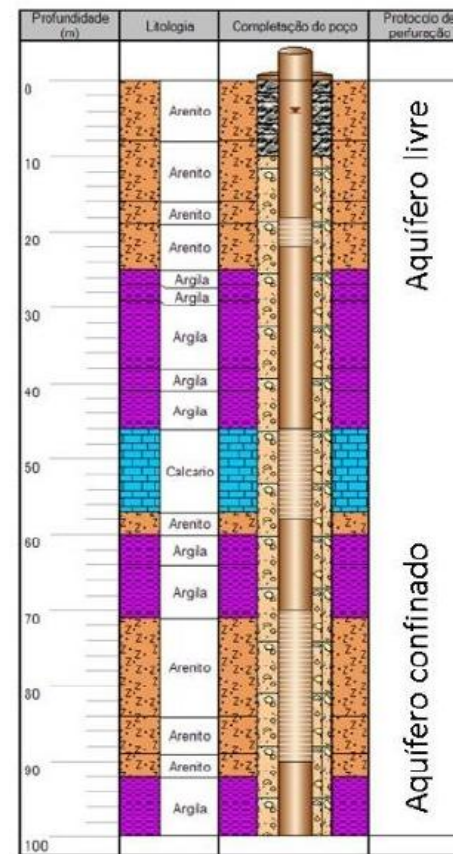
Dados do poço

Aquífero Barreiras
Município: São Luís
Lat.: 9708474,05
Long.: 576361,40
Qtteste = 12 m³/h



Dados do poço

Aquíferos Barreiras-Itapecuru
Município: São José de Ribamar
Lat.: 9723801,44
Long.: 584183,06
Qtteste = 9 m³/h



Dados do poço

Aquíferos Barreiras-Itapecuru
Município: São Luís
Lat.: 9719613,51
Long.: 578035,06
Qtteste = 0,72 m³/h

Fonte: Sousa (2021)