



UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, NATURAIS E TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

LUANA CARLA ARIANE BALDOINO DOS PASSOS

AVALIAÇÃO DE BACIAS DE INFILTRAÇÃO
EM ÁREA DE RECARGA DO AQUIFERO GUARANI: ESTUDO DE CASO
EM RIBEIRÃO PRETO - SP

RIBEIRÃO PRETO
2025

LUANA CARLA ARIANE BALDOINO DOS PASSOS

AVALIAÇÃO DE BACIAS DE INFILTRAÇÃO
EM ÁREA DE RECARGA DO AQUIFERO GUARANI: ESTUDO DE CASO
EM RIBEIRÃO PRETO - SP

Dissertação apresentada à Universidade de
Ribeirão Preto - UNAERP, como requisito de
avaliação para obtenção do título de Mestre pelo
Programa de Pós-graduação em Tecnologia
Ambiental.

Orientadora: Prof. Dra. Cristina F. P. R. Paschoalato

RIBEIRÃO PRETO
2025

Ficha catalográfica preparada pelo Centro de Processamento
Técnico da Biblioteca Central da UNAERP

- Universidade de Ribeirão Preto -

P289a PASSOS, Luana Carla Ariane Balduino dos, 1993-
Avaliação de bacias de infiltração em área de recarga do Aquífero
Guarani: estudo de caso em Ribeirão Preto-SP / Luana Carla Ariane
Balduino dos Passos. -- Ribeirão Preto, 2025.
232 f. : il. color.

Orientador (a): Profa. Dra. Cristina Filomena P. Rosa Paschoalato.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de
Ribeirão Preto (UNAERP), Ribeirão Preto, 2025.

1. Bacias de infiltração. 2. Sistema Aquífero Guarani. 3. Técnicas
compensatórias. 4. Drenagem urbana. I. Título.

CDD 628

LUANA CARLA ARIANE BALDOINO DOS PASSOS

**“ AVALIAÇÃO DE BACIAS DE INFILTRAÇÃO EM ÁREA DE RECARGA DO
AQUÍFERO GUARANI: ESTUDO DE CASO EM RIBEIRÃO PRETO – SP”**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
programa de Pós-Graduação em
Tecnologia Ambiental do Centro de
Ciências Exatas, Naturais e
Tecnologias da Universidade de
Ribeirão Preto, para a obtenção do
título de Mestre em Tecnologia
Ambiental.

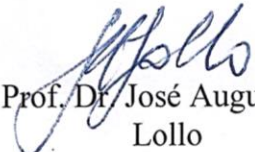
Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Cristina
Filomena Pereira Rosa Paschoalato

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Data de defesa: 14 de novembro de 2025.

Resultado: **APROVADA**

BANCA EXAMINADORA

 Prof. Dra. Cristina F. P. Rosa Paschoalato Presidente/UNAERP	 Prof. Dra. Ellen Francine Rodrigues UNAERP	 Prof. Dr. José Augusto di Lollo UNESP
--	--	---

**RIBEIRÃO PRETO
2025**

Dedicatória

Aos meus pais, Fernando e Lurdinha, pois, se vi mais longe, foi por estar de pé sobre os ombros de gigantes; ao meu companheiro, Arthur, à minha irmã, Larissa, e às minhas sobrinhas, Laura e Lívia, com todo o amor.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e pelo sustento em todos os momentos desta caminhada.

À minha orientadora, Cristina Paschoalato, pela dedicação, suporte e pelas valiosas orientações ao longo desta jornada.

Ao geólogo Maurício Figueiredo, pela concepção inicial da ideia e pelo apoio essencial para que este trabalho se concretizasse.

Ao engenheiro Cláudio Santos, pelo imprescindível suporte técnico e pelas contribuições de ideias e abordagens analíticas que enriqueceram o desenvolvimento deste estudo.

Aos meus pais, Fernando e Lurdinha, e ao meu esposo, Arthur, pelo amor incondicional, incentivo e presença constante em minha vida.

Ao geólogo Filipe Montanheiro, pela colaboração técnica.

Ao arquiteto e urbanista Gustavo Zeoti e ao biólogo Mateus Inagaki, por me ensinarem com paciência as ferramentas do QGIS, que foram decisivas em várias etapas da metodologia deste trabalho.

Aos meus colegas de trabalho da Secretaria Municipal do Meio Ambiente, em especial aos também colegas do PPGTA Manuela, Larissa, José Roberto e Rafael, e a todos que, de diferentes formas direta e indiretamente, compartilharam conhecimento e ofereceram ferramentas que tornaram possível a realização desta pesquisa.

“De vez em quando Deus me devolve a água, e então vejo a fonte.”
(Adélia Prado - *Bagagem*, 1976)

“A grande Mãe me viu num quarto cheio d'água
Num enorme quarto lindo e cheio d'água
E eu nunca me afogava
O mar total e eu dentro do eterno ventre
E a voz do meu Pai, voz de muitas águas.”
(Milton Nascimento & Fernando Brant - *Eu e a Água*, 1990)

“Sua voz era como o som de muitas águas”
(Apocalipse 1:15)

RESUMO

Este estudo teve como objetivo geral avaliar a incidência de poluentes químicos provenientes das águas pluviais infiltradas em bacias localizadas em área de recarga do Sistema Aquífero Guarani, no município de Ribeirão Preto, SP. Conduziu-se um estudo de caso comparativo entre duas bacias de infiltração situadas na zona de recarga, o Parque dos Servidores, com vinte e sete anos de operação, e a Santa Iria I, com quatro anos. A seleção das bacias baseou-se em critérios hidrogeológicos e operacionais. A investigação integrou levantamento geofísico (SEV), sondagens com SPT adaptado e ensaios laboratoriais. Na massa bruta seca foram analisados umidade, pH e teores de Cd, Cr, Co, Fe, Mn, Pb, Ni, Na, K, Zn e Cu. No extrato lixiviado analisaram-se pH, condutividade elétrica, carbono orgânico total, nitrato, cloreto, sulfato, fosfato, Na, K, Fe, Mn, Cu e Zn, com confronto aos valores de referência da CETESB de 2021, aos limites da Portaria GM/MS 888 de 2021, aos brancos de campo e às faixas basais. Aplicaram-se os testes estatísticos Mann-Whitney U, Kruskal-Wallis, Cliff δ , ϵ^2 e Cohen d. A caracterização geoelétrica indicou maiores condutividades aparentes no Parque dos Servidores, sugerindo possíveis anomalias e orientando as profundidades de coleta. Os resultados do extrato lixiviado demonstraram conformidade com os valores orientadores da CETESB/2021 e da Portaria GM/MS888/2021. Na massa bruta todos os parâmetros permaneceram abaixo dos VRQ, exceto o cádmio, que excedeu VRQ e VP, embora permanecesse abaixo do VI agrícola. As análises revelaram diferenças entre as bacias. O Parque dos Servidores apresentou maior TOC e condutividade elétrica, enquanto a Santa Iria I apresentou maior teor de nitrato, refletindo estágios geoquímicos distintos. Na massa bruta as diferenças foram mais acentuadas no Parque dos Servidores em relação aos brancos, principalmente para Ni, Cd, Zn e Na, indicando acúmulo superficial. O efeito da profundidade reforçou essa tendência, enquanto a Santa Iria I apresentou fatores de enriquecimento próximos de 1, compatíveis com sua menor idade. De forma geral, o tempo de operação foi o principal fator de distinção entre as bacias. Elaborou-se, por fim, um guia de monitoramento e manutenção dessas estruturas.

Palavras-chave: bacias de infiltração; Sistema Aquífero Guarani; técnicas compensatórias; drenagem urbana.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the occurrence of chemical pollutants derived from stormwater infiltrated in basins located in the recharge zone of the Guarani Aquifer System, in Ribeirão Preto, São Paulo, Brazil. A comparative case study was conducted between two infiltration basins situated in the recharge area, the Parque dos Servidores basin, with twenty-seven years of operation, and the Santa Iria I basin, with four years. Basin selection was based on hydrogeological and operational criteria. The investigation integrated geophysical surveying (VES), adapted SPT boreholes, and laboratory analyses. In the bulk soil, moisture, pH, and concentrations of Cd, Cr, Co, Fe, Mn, Pb, Ni, Na, K, Zn and Cu were determined. In the leachate extract, pH, electrical conductivity, total organic carbon, nitrate, chloride, sulfate, phosphate, Na, K, Fe, Mn, Cu and Zn were analyzed and compared with CETESB (2021) reference values, the limits established by Portaria GM/MS 888/2021, field blanks, and basal ranges. Statistical tests included Mann-Whitney U, Kruskal-Wallis, Cliff's δ , ϵ^2 and Cohen's d. The geoelectrical characterization indicated higher apparent conductivities in Parque dos Servidores, suggesting possible anomalies and guiding sampling depths. Leachate-extract results demonstrated compliance with CETESB/2021 and GM/MS 888/2021 thresholds. In the bulk soil, all parameters remained below VRQ except cadmium, which exceeded VRQ and VP yet stayed below the agricultural VI. The analyses revealed contrasts between the basins. Parque dos Servidores showed higher TOC and electrical conductivity, whereas Santa Iria I presented higher nitrate concentrations, reflecting distinct geochemical stages. In the bulk soil, differences were more pronounced in Parque dos Servidores relative to analytical blanks, particularly for Ni, Cd, Zn and Na, indicating surface accumulation. Depth effects reinforced this pattern, while Santa Iria I exhibited enrichment factors near 1, consistent with its shorter operational time. Overall, operational age was the main factor distinguishing the basins. Finally, a monitoring and maintenance guide for these structures was developed.

Keywords: infiltration basins; Guarani Aquifer System; compensatory techniques; urban drainage.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Classificação quanto à porosidade.....	24
Figura 2 - Classificação dos aquíferos quanto à pressão	25
Figura 3 - Abrangência do Sistema Aquífero Guarani na América do Sul	26
Figura 4 - Área de afloramento do SAG.....	28
Figura 5 - Delimitação da ZUE constante no MAPA 04 da LCM 3175/23.	31
Figura 6 - Fases do desenvolvimento das águas urbanas.	33
Figura 7 - Representação do sistema de macro e da micro drenagem.....	34
Figura 8 - Elementos da microdrenagem.....	35
Figura 9 - Calha canalizada do córrego Retiro Saudoso - Ribeirão Preto - SP	36
Figura 10 - Desassoreamento de barragem.....	36
Figura 11 - Terminologias de drenagem (sobreposições, especificidades e foco principal)	38
Figura 12 - Classificação esquemática das Técnicas Compensatórias	39
Figura 13 - Corte esquemático de reservatório de retenção de águas pluviais	40
Figura 14 - Bacia de retenção do Parque Über Sul - Ribeirão Preto - SP.....	40
Figura 15 - Corte esquemático de uma bacia de infiltração	42
Figura 16 - Mapa pedológico do Estado de São Paulo com destaque para Ribeirão Preto	45
Figura 17 - Detalhe da Quadrícula 11: Latossolos	46
Figura 18 - Detalhe da zona Leste e a incidência de LA e LVA	46
Figura 19 - Localização do município de Ribeirão Preto/SP	55
Figura 20 - Principais sub-bacias do município de Ribeirão Preto/ SP.....	56
Figura 21 - Fluxograma síntese das etapas da pesquisa	57
Figura 22 - Eletroresistivímetro Terrameter marca ABEM modelo SAS 1000	60
Figura 23 - Eletrodos de potencial MN fixos	61
Figura 24 - Um dos eletrodos A ou B que são móveis	61
Figura 25 - Conjunto eletrodos MN fixos, bateria e eletroresistivímetro	62
Figura 26 - Esquema do aparato experimental da Sondagem Elétrica Vertical	63
Figura 27 - Croqui esquemático da posição das SEVs em uma bacia de infiltração	64
Figura 28 - Ensaio realizado internamente	65
Figura 29 - Ensaio realizado externamente à bacia	65
Figura 30 - Esquema ilustrativo do aparato de realização do SPT	67
Figura 31 - Representação dos furos em cada uma das bacias	69
Figura 32 - Processo de perfuração de um dos furos de sondagem.....	70
Figura 33 - Perfuração inicial realizada de forma manual.....	70
Figura 34 - Retirada da camada de solo	71
Figura 35 - Sacos plásticos etiquetados com nome das bacias, nome do ponto e profundidade	71
Figura 36 - Saco plástico etiquetado com nome das bacias, nome do ponto e profundidade ..	72
Figura 37 - Raspagem da hélice e coleta das amostras.....	72
Figura 38 - Coleta e acondicionamento da amostra	72
Figura 39 - Frasco de detergente de precisão <i>in loco</i>	73
Figura 40 - Preparo do detergente de alta precisão para lavagem do trado e amostrado	73
Figura 41- Lavagem do amostrador com o detergente de alta precisão	74
Figura 42 - Equipamento lavado para nova coleta	74
Figura 43 - Resumo das análises laboratoriais	75
Figura 44 - Fluxograma análise extrato lixiviado.....	77
Figura 45 - Fluxograma da análise	80
Figura 46 - Limite de Ribeirão Preto e delimitação da área de recarga do SAG (ZUE).....	91

Figura 47 - Polígono da ZUE sobrepondo as bacias da região.....	91
Figura 48 - Localização das bacias escolhidas no município de Ribeirão Preto	93
Figura 49 - Localização das bacias escolhidas no município de Ribeirão Preto	93
Figura 50 - Mapa da bacia do Parque dos Servidores (mais antiga)	94
Figura 51 - Mapa da bacia do Santa Iria I (mais nova)	94
Figura 52 - Mapa pedológico com destaque para a transição entre Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos na região de estudo das bacias	95
Figura 53 - Parque dos Servidores e ocorrência de Latossolos Vermelho-Amarelos	96
Figura 54 - Santa Iria I na área de transição entre Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos	97
Figura 55 - Seções aproximadas das SEVs - Parque dos Servidores	99
Figura 56 - Seções aproximadas das SEVs - Santa Iria I	99
Figura 57 - Resultados da SEV-01 - Parque dos Servidores (interna).....	100
Figura 58 - Resultados da SEV-02 - Parque dos Servidores (externa)	101
Figura 59 - Resultados da SEV-03 - Santa Iria I (interna).....	104
Figura 60 - Resultados da SEV-04 - Santa Iria I (externa).....	105
Figura 61 - Condutividades aparentes (σ) internas das bacias em função da profundidade ..	107
Figura 62 - Razão σ_{01}/σ_{03} indicando o contraste entre as bacias x profundidades.....	107
Figura 63 - Locação e identificação dos furos de sondagem na bacia do Parque dos Servidores	108
Figura 64 - Locação e identificação dos furos de sondagem na bacia do Santa Iria I.....	109
Figura 65- Comparação entre bacias (1 m) - Mann-Whitney U e Cliff's δ	120
Figura 66 - Comparação entre bacias (3 m) - Mann-Whitney U e Cliff's δ	121
Figura 67 - Comparação entre bacias (5 m) - Mann-Whitney U e Cliff's δ	122
Figura 68 - Efeito da profundidade no Parque dos Servidores - Kruskal-Wallis com ϵ^2	125
Figura 69 - Efeito da profundidade sobre a condutividade elétrica (Parque dos Servidores)	126
Figura 70 - Efeito da profundidade sobre o zinco (Parque dos Servidores).....	126
Figura 71 - Efeito da profundidade sobre o sódio (Parque dos Servidores).....	127
Figura 72 - Efeito da profundidade sobre o carbono orgânico total (Parque dos Servidores)	127
Figura 73 - Efeito da profundidade sobre o nitrato (Parque dos Servidores)	128
Figura 74 - Potássio em função da profundidade (Parque dos Servidores).....	129
Figura 75 - Efeito de profundidade no Santa Iria I - Kruskal-Wallis com ϵ^2	130
Figura 76 - Condutividade elétrica em função da profundidade (Santa Iria I).....	130
Figura 77 - Nitrato em função da profundidade (Santa Iria I).....	131
Figura 78 - Comparação entre amostras e brancos analíticos (Parque dos Servidores) - Teste de Mann-Whitney U e Cohen's d	133
Figura 79 - Comparação entre amostras e brancos analíticos (Santa Iria I) - Teste de Mann-Whitney U e Cohen's d	134
Figura 80 - Umidades médias (%) em função da profundidade nas bacias e brancos analíticos	139
Figura 81 - Variação do pH nas camadas das bacias de infiltração e brancos analíticos	140
Figura 82 - Comparação entre bacias (Parque dos Servidores $\times$ Santa Iria I) na profundidade de 1 m pelo teste de Mann-Whitney U e tamanho de efeito Cliff's δ	150
Figura 83 - Comparação entre bacias (Parque dos Servidores $\times$ Santa Iria I) na profundidade de 3 m pelo teste de Mann-Whitney U e tamanho de efeito Cliff's δ	151
Figura 84 - Comparação entre bacias (Parque dos Servidores $\times$ Santa Iria I) na profundidade de 5 m pelo teste de Mann-Whitney U e tamanho de efeito Cliff's δ	152
Figura 85 - Parque dos Servidores $\times$ Santa Iria I: teores de níquel (Ni) na massa bruta seca (mg/kg)	154

Figura 86 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de zinco (Zn) na massa bruta seca (mg/kg)	154
Figura 87 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de sódio (Na) na massa bruta seca (mg/kg)	155
Figura 88 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de cádmio (Cd) na massa bruta seca (mg/kg)	155
Figura 89 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de ferro (Fe) na massa bruta seca (mg/kg)	156
Figura 90 - Efeito da profundidade nos parâmetros na massa bruta (Parque dos Servidores): teste de Kruskal-Wallis com ε^2	157
Figura 91 - Efeito da profundidade sobre o cádmio (Parque dos Servidores).....	158
Figura 92 - Efeito da profundidade sobre o manganês (Parque dos Servidores)	159
Figura 93 - Efeito da profundidade sobre o níquel (Parque dos Servidores)	159
Figura 94 - Efeito da profundidade sobre o pH (Parque dos Servidores).....	160
Figura 95 - Efeito da profundidade nos parâmetros na massa bruta (Santa Iria I): teste de Kruskal-Wallis com ε^2	161
Figura 96 - Relação entre profundidade e manganês na massa bruta (Santa Iria I)	162
Figura 97 - Relação entre profundidade e pH na massa bruta (Santa Iria I)	162
Figura 98 - Relação entre profundidade e sódio na massa bruta (Santa Iria I).....	163
Figura 99 - Relação entre profundidade e níquel na massa bruta (Santa Iria I)	163
Figura 100 - Lixiviado vs. Massa Bruta – Ferro (Fe).....	171
Figura 101 - Lixiviado vs. Massa Bruta – Zinco (Zn).....	173
Figura 102 - Lixiviado vs. Massa Bruta – Cádmio (Cd)	175
Figura 103 - Acúmulo de sedimentos finos e resíduos sólidos próximo a tubulação de entrada	178
Figura 104 - Ponto de entrada da bacia de infiltração com tubulação completamente afogada	178
Figura 105- Resíduos sólidos e materiais flutuantes acumulados na superfície das bacias de infiltração durante evento de chuva.....	178
Figura 106 - Canaletas de fundo rompidas	180
Figura 107 - Bacias sem alambrado e sem portão	180
Figura 108 - Bacias que sofreu com queimada de sua vegetação	181
Figura 109 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: valores de pH na massa bruta seca.....	225
Figura 110 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de cromo (Cr) na massa bruta seca (mg/kg)	225
Figura 111 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de cobalto (Co) na massa bruta seca (mg/kg)	226
Figura 112 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de manganês (Mn) na massa bruta seca (mg/kg)	226
Figura 113 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de chumbo (Pb) na massa bruta seca (mg/kg)	227
Figura 114 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de potássio (K) na massa bruta seca (mg/kg)	227
Figura 115 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de cobre (Cu) na massa bruta seca (mg/kg)	228

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Legislação municipal e alguns marcos relacionados à ZUE, ao SAG e às águas pluviais	32
Quadro 2 - Manuais encontrados na literatura.....	44
Quadro 3 - Critérios de seleção das bacias de infiltração.....	58
Quadro 4 - Quadro resumo das etapas metodológicas da seleção das bacias.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Faixas basais repostadas de metais na massa bruta (mg/kg) em Latossolos brasileiros	50
Tabela 2 - Valores orientadores para solo e água subterrânea no estado de São Paulo 2021 - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) - Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 09 de dezembro de 2021	51
Tabela 3 - Dados gerais das seções de SEV	66
Tabela 4 - Furos com as profundidades que foram coletadas as amostras	68
Tabela 5 - Parâmetros, unidades, limites de quantificação (LQ), equipamentos e métodos analíticos realizados em amostras de solo e extratos de lixiviação	81
Tabela 6 - Tabela de atributos da camada das bacias cadastradas via QGis	89
Tabela 7 - Tabela de atributos com filtros aplicados.....	90
Tabela 8 - Resultados de característica das bacias selecionadas	98
Tabela 9 - Síntese comparativo das condutividades médias da SEV1 e SEV2.....	103
Tabela 10 - Quadro comparativo de condutividade por profundidade entre SEV01 e SEV03	106
Tabela 11 - Valores de NSPT por profundidade e ponto de sondagem (SP-01 a SP-08)	110
Tabela 12 - Resultados da investigação.....	110
Tabela 13 - Comparação dos teores médios das camadas do Parque dos Servidores com os parâmetros da CETESB (2021) e da Portaria GM/MS nº 888/2021	112
Tabela 14 - Comparação dos teores médios das camadas Santa Iria I com os parâmetros da CETESB (2021) e da Portaria GM/MS nº 888/2021	114
Tabela 15 - Resumo de teste de Mann–Whitney U (comparação entre bacias), $p_{adj} < 0,05$	123
Tabela 16 – Comparação amostras vs. brancos - Man-Whitney -Parque dos Servidores	135
Tabela 17- Comparação entre amostras e brancos - Mann-Whitney - Santa Iria I	137
Tabela 18 - Comparação dos teores médios das camadas do Parque dos Servidores com os parâmetros de faixa basal e CETESB (2021)	142
Tabela 19 - Comparação dos teores médios das camadas do Santa Iria I com os parâmetros de faixa basal e CETESB (2021).....	144
Tabela 20 - Valores de branco analítico nas bacias – concentrações expressas em mg/kg....	145
Tabela 21 - Resumo de teste de Mann–Whitney U (comparação entre bacias) para $p_{adj} < 0,10$	152
Tabela 22 – Resumo de Mann–Whitney U (comparação entre bacias) para $p_{adj} < 0,159$..	153
Tabela 23 – Comparativo teores médios Parque dos Servidores(mg/kg) com branco analítico e valores de EF - massa bruta.....	165
Tabela 24 - Comparativo teores médios de Santa Iria (mg/kg) com branco analítico e valores de EF – massa bruta.....	167
Tabela 25 - Resultados das análises do extrato lixiviado do Parque dos Servidores (pH, condutividade, TOC e ânions).....	196
Tabela 26 - Concentrações de Na, K, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd no extrato lixiviado das amostras de solo - Parque dos Servidores.....	197
Tabela 27 - Resultados das análises do extrato lixiviado do Santa Iria I (pH, condutividade, TOC e ânions).....	198
Tabela 28 - Concentrações de Na, K, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd no extrato lixiviado das amostras de solo - Santa Iria I.....	199
Tabela 29 - Resultados das análises das amostras de solo da bacia do Parque dos Servidores na massa bruta (pH, Cd, Cr, Co, Fe e Mn).	200

Tabela 30 - Resultados das análises das amostras de solo da bacia do Parque dos Servidores na massa bruta (Pb, Ni, Na, K, Zn e Cu)	201
Tabela 31 - Resultados das análises das amostras de solo da bacia de Santa Iria I na massa bruta (pH, Cd, Cr, Co, Fe e Mn).....	202
Tabela 32 - Resultados das análises das amostras de solo da bacia de Santa Iria I na massa bruta (Pb, Ni, Na, K, Zn e Cu).....	203

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP	Área de Preservação Permanente
AVP	Área Verde Pública
BMP	Best Management Practices
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CPT	Cone Penetration Test
CT	Compensatory Techniques
EF	Enrichment Factor (Fator de Enriquecimento)
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
GI	Green Infrastructure
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
LVA	Latossolos Vermelho-Amarelos
LV	Latossolos Vermelhos
LID	Low Impact Development
NSPT	Índice de Resistência à Penetração do Solo
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
QGis	Sistema de Informações Geográficas Quânticas
SAG	Sistema Aquífero Guarani
SbN	Soluções Baseadas na Natureza
SEV	Sondagem Elétrica Vertical
SGB	Serviço Geológico do Brasil
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SMMA	Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Ribeirão Preto
SPT	Standard Penetration Test
SUDS	Sustainable Urban Drainage System
TOC	Total Organic Carbon (Carbono Orgânico Total)
VI	Valor de Intervenção
VP	Valor de Prevenção
VRQ	Valor de Referência de Qualidade
WSUD	Water Sensitive Urban Design
ZPM	Zona de Proteção Máxima
ZUC	Zona de Urbanização Controlada
ZUD	Zona de Uso Disciplinado
ZUE	Zona de Uso Especial
ZUP	Zona de Urbanização Preferencial
ZUR	Zona de Urbanização Restrita

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
1.1 OBJETIVOS	22
1.1.1 Objetivo Geral	22
1.1.2 Objetivos Específicos	22
2 REFERENCIAL TEÓRICO	23
2.1 AQUÍFEROS.....	23
2.1.1 Classificação dos Aquíferos Quanto à Porosidade	23
2.1.2 Classificação dos Aquíferos Quanto à Pressão das Águas	24
2.1.3 Sistema Aquífero Guarani	25
2.1.4 Afloramento, Área de Recarga e Vulnerabilidade.....	27
2.1.5 Histórico da Zona de Uso Especial de Ribeirão Preto/SP	29
2.2 HISTÓRICO DOS SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA.....	33
2.2.1 Sistemas de Drenagem Clássicos e o Conceito Higienista.....	33
2.3 MANEJO SUSTENTÁVEL DAS ÁGUAS PLUVIAIS	37
2.4. TÉCNICAS COMPENSATÓRIAS DE DRENAGEM URBANA	38
2.4.1 Bacias de Detenção.....	39
2.4.2 Bacias de Infiltração	41
2.5 A IMPORTÂNCIA DA MANUTENÇÃO DE DISPOSITIVOS DE DRENAGEM	42
2.6 ASPECTOS PEDOLÓGICOS DA ÁREA DE ESTUDO.....	45
2.6.1. Metais em Latossolos	46
2.7 PARÂMETROS DE ANÁLISE DA ÁGUA E DO SOLO	49
2.7.1 Concentrações Basais dos Parâmetros em Latossolos na Literatura	50
2.7.2 Valores Orientadores Legais da Água e do Solo	50
2.8 DESNITRIFICAÇÃO DO SOLO	54
3 MATERIAL E MÉTODOS	55
3.1 CRITÉRIOS E ESCOLHA DAS BACIAS	57
3.2 SONDAGEM ELÉTRICA VERTICAL (SEV)	59
3.2.1 Equipamentos e Softwares Utilizados	60
3.2.2 Descrição Geral do Método.....	62
3.2.3 Parâmetros Utilizados.....	64
3.3 SONDAGEM E COLETA DE AMOSTRAS	66
3.3.1 Materiais Utilizados.....	66
3.3.2 Descrição Geral do Método.....	66
3.3.2 Cuidados Especiais na Coleta das Amostras	70
3.4 ENSAIOS DE LABORATÓRIO	74
3.4.1 Extrato Lixiviado.....	75
3.4.2 Massa Bruta (Base Seca)	77
3.4.3 Parâmetros Analíticos.....	80
3.4.4 Testes Estatísticos.....	81
3.5 ELABORAÇÃO DO GUIA DE BOAS PRÁTICAS	88
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	89
4.1. ESCOLHA DAS BACIAS	89
4.2 SONDAGEM ELÉTRICA VERTICAL	99
4.2.1 Parque dos Servidores - SEV-01 e SEV-02	100
4.2.2 Santa Iria I - SEV-03 E SEV-04.....	104

4.3 SONDAGEM E COLETA	108
4.4 ENSAIOS EM LABORATÓRIO	110
4.4.1 Extrato Lixiviado	111
4.4.2 Extrato Lixiviado e Referências Normativas	111
4.4.3 Testes Estatísticos no Extrato Lixiviado	119
4.4.4 Massa Bruta	138
4.4.5 Massa Bruta e Referências Normativas	141
4.4.6 Testes Estatísticos na Massa Bruta	149
4.4.7 Massa Bruta vs. Extrato Lixiviado	169
4.5 ELABORAÇÃO DO GUIA DE BOAS PRÁTICAS	177
4.5.1 Breve Diagnóstico das Bacias de Drenagem de Ribeirão Preto - SP	177
4.5.2 Guia de Boas Práticas de Manutenção e Monitoramento Proposto	181
5 CONCLUSÕES	182
REFERÊNCIAS	185
APÊNDICES	195
APÊNDICE I	196
APÊNDICE II	200
APÊNDICE III - Guia de Boas Práticas	204
APÊNDICE VI – Parâmetros Restantes na Massa Bruta	225
ANEXOS	229
ANEXO A - AUTORIZAÇÃO DE INTERVENÇÃO EM ÁREA VERDE PÚBLICA	230
ANEXO B - FICHA TÉCNICA DO DETERGENTE ALCONOX	231

1 INTRODUÇÃO

Projeta-se que a população urbana aumente de 56% do total mundial em 2021 para 68% em 2050. Mesmo com a desaceleração durante a pandemia da COVID-19, estima-se um crescimento populacional urbano de 2,2 bilhões de pessoas até 2050, segundo o Relatório Mundial das Cidades, publicado pela Organização das Nações Unidas (ONU-Habitat, 2022). No cenário brasileiro, o percentual da população urbana em 2022 já ultrapassava o marco de 85% (BANCO MUNDIAL, 2022).

No que diz respeito aos recursos hídricos, a urbanização intensa associada ao aumento da impermeabilização do solo e à canalização dos rios urbanos provocam aumento da vazão de cheias e da velocidade do escoamento superficial (TUCCI, 2005). Além disso, as ações antrópicas, como o desmatamento e a ocupação de várzeas, interferem de forma profunda nos processos do ciclo hidrológico, especialmente no escoamento superficial e na infiltração das águas no solo, devido à impermeabilização (PORTO *et al.*, 2015).

Walesh (1989) divide os projetos de drenagem em dois conceitos principais: canalização, voltado à rápida remoção do escoamento, e reservação, que busca a contenção temporária seguida da liberação controlada. No Brasil, observa-se uma preferência histórica pelo modelo de canalização, associado a uma abordagem tradicional centrada na evacuação imediata das águas pluviais. Essa prática, vinculada à fase higienista predominante do final do século XIX até o século XX (TUCCI, 2003), tem contribuído para recorrentes problemas de inundação, em razão da sobrecarga dos sistemas de drenagem e da baixa capacidade de resposta frente a eventos de chuva intensa (CANHOLI, 2014).

A utilização de técnicas compensatórias de drenagem no Brasil teve início em meados da década de 1990, com a implantação de bacias de retenção em cidades como São Paulo - SP, Belo Horizonte - MG, Curitiba - PR e Porto Alegre - RS (BAPTISTA, NASCIMENTO e BARRUAD, 2015). Apesar de seu crescente uso, essas técnicas ainda não são amplamente difundidas, tendo sua aplicação relativamente recente.

Dentre os municípios que passaram a adotar o manejo sustentável das águas pluviais como uma política pública está a cidade de Ribeirão Preto, localizada no interior do estado de São Paulo, que apresenta um histórico de inundações desde o início do século XX devido à ocupação dos fundos de vale. Entre as técnicas utilizadas estão as bacias de retenção, as bacias de infiltração e as trincheiras de infiltração (VICENTE, 2015).

A prática da manutenção adequada das bacias de drenagem é fundamental para garantir um bom desempenho do dispositivo e prolongar sua vida útil (FONSECA *et al.*, 2006). Na

literatura, observa-se que os pesquisadores Peroni (2018) e Rodríguez e Teixeira (2021) realizaram avaliações das estruturas de drenagem de forma geral, utilizando critérios específicos, inclusive no que se refere à manutenção em municípios próximos como São Carlos - SP e Araraquara - SP. A pesquisa de Vicente (2015), embora semelhante, adota uma abordagem voltada para o urbanismo e o uso múltiplo das bacias de drenagem do município de Ribeirão Preto - SP. Já a pesquisadora Vasconcelos (2020) tem como foco as barreiras relacionadas à falta de manutenção. No entanto, nota-se uma carência de trabalhos que abordem a fase pós-operação das bacias, com ênfase nas consequências e nas alterações provocadas pelos lançamentos de águas pluviais na região ao longo do tempo, especialmente no caso das bacias de infiltração.

Além disso, ainda no cenário dos recursos hídricos do município de Ribeirão Preto - SP, um agente protagonista é o manancial subterrâneo, o Sistema Aquífero Guarani (SAG), de relevância ambiental a nível mundial. Segundo Sinelli (1984), o início da exploração do SAG para abastecimento via perfuração de poços no município de Ribeirão Preto remonta à década de 1930, isto é, trata-se de quase 100 anos de história de dependência exclusiva do recurso subterrâneo. A manutenção do SAG na região leste do município, com as formações geológicas Botucatu e Pirambóia e um solo com alta capacidade de infiltração, é motivo de preocupação, pois a região é considerada área de afloramento e recarga do aquífero (SINELLI, 1987).

De acordo com Vicente (2015), ao longo do tempo, a zona leste do município de Ribeirão Preto - SP, passou por um processo de urbanização, no qual foram adotadas técnicas compensatórias como forma de mitigação dos impactos ambientais. A pesquisa apresenta como exemplo notável, o loteamento Parque dos Servidores, aprovado em 1998, localizado na sub-bacia do Córrego do Esgoto. Esse empreendimento foi um dos primeiros em Ribeirão Preto a contar com técnicas compensatórias de drenagem urbana, ainda antes da regulamentação das exigências legais. Nele, além de trincheiras, foram implantadas bacias de infiltração. Dessa forma, a chuva que cai sobre a área transporta potenciais contaminantes, dejetos, resíduos finos e grosseiros, bem como poluição difusa, até os dispositivos de infiltração. Devido a fatores como topografia e extensão da bacia do córrego do Esgoto, os dispositivos de infiltração implantados na região são estruturas sem qualquer sistema de saída para a condução das águas pluviais até corpos d'água superficiais, como acontece em bacias de retenção ou detenção. Assim, a água pluvial escoada permanece no local até ser completamente absorvida pelo solo.

Do exposto, o caso das bacias de infiltração implantadas nas áreas de recarga do SAG, em Ribeirão Preto - SP, revela a necessidade de ampliar o conhecimento sobre as possíveis consequências da infiltração das águas pluviais no solo, tanto sobre o próprio solo quanto sobre

os recursos subterrâneos ao longo do tempo. A ausência de informações sobre a fase pós-implantação das bacias de infiltração exclusiva, somada à relevância ambiental do SAG não apenas para o município, mas em nível mundial, justificam a realização deste estudo de caso. Salienta-se, por fim, que a pesquisa está alinhada aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS): 6, que busca garantir a gestão sustentável da água e o saneamento para todos; 11, que visa tornar as cidades mais resilientes e sustentáveis, por meio da gestão eficiente das águas pluviais; 12, que incentiva a gestão sustentável dos recursos naturais e a redução de poluentes; e 15, que busca preservar os ecossistemas terrestres, a biodiversidade, o solo e os recursos hídricos subterrâneos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a incidência de poluentes químicos provenientes das águas pluviais infiltradas em bacias localizadas em área de recarga do Sistema Aquífero Guarani (SAG), no município de Ribeirão Preto - SP.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Selecionar as bacias de infiltração localizadas em área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani em Ribeirão Preto – SP, objeto do estudo.
- Investigar de forma não invasiva as camadas de solo e as possíveis anomalias decorrentes da infiltração, visando a determinação das profundidades das camadas a serem perfuradas para análise direta.
- Investigar as camadas de solo das bacias de infiltração e coletar amostras de solo.
- Analisar a incidência de alguns poluentes químicos em diferentes profundidades, em duas bacias de infiltração com tempo distintos de operação em Ribeirão Preto - SP.
- Propor recomendações de boas práticas para manutenção e monitoramento de bacias de infiltração de Ribeirão Preto - SP.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 AQUÍFEROS

Segundo Meinzer (1923), os aquíferos são formações geológicas capazes fornecer água em quantidade suficiente para o uso, ressaltando a importância do rendimento. Todd (1959), descreve os aquíferos como camadas rochosas cuja permeabilidade possibilita a circulação da água subterrânea e que permite a extração em quantidades aproveitáveis, destacando tal propriedade como essencial para o fluxo.

Posteriormente, Walton (1970) ampliou a concepção ao definir o aquífero como uma camada saturada que pode disponibilizar água em volume significativo, com ênfase na capacidade de fornecimento confiável. Para Lohman *et al.* (1972) a definição de aquífero inclui formações geológicas isoladas e agrupadas, conceito com foco na permeabilidade e na capacidade de fornecimento.

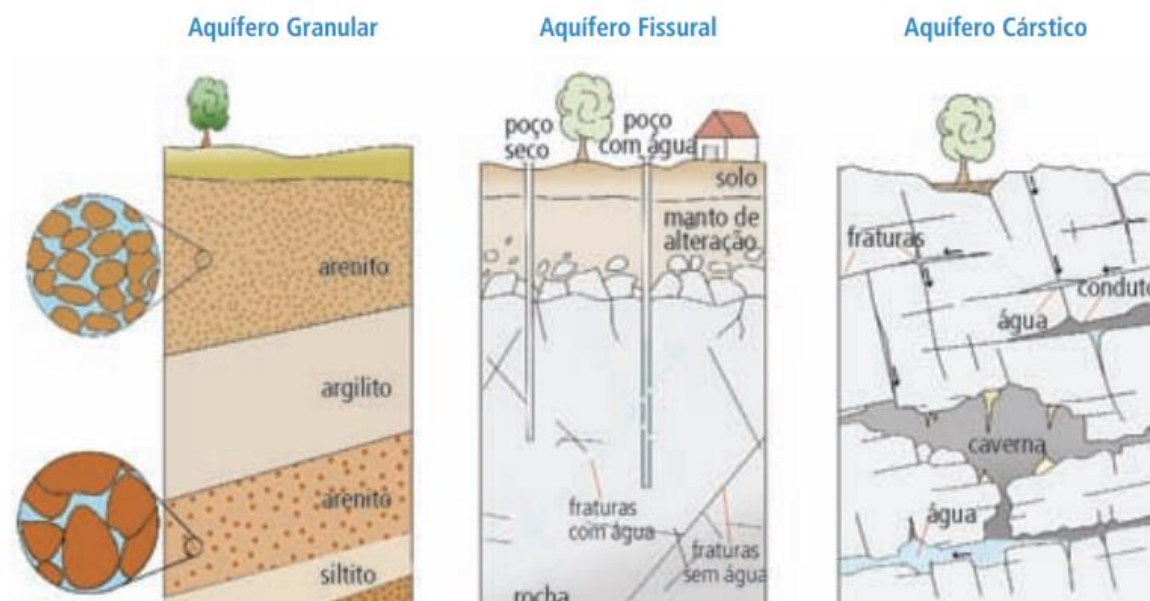
Os contemporâneos Bear (1979) e Freeze e Cherry (1979) definem aquífero como uma formação geológica que contém água e que permite um movimento significativo de água sob condições hidráulicas normais, inserindo ideia da continuidade hidráulica. Mais recentemente, Margat e Van der Gun (2013) reafirmam essa visão ao caracterizar os aquíferos como unidades geológicas permeáveis e contínuas, sejam elas consolidadas ou não, capazes de fornecer água em quantidades exploráveis.

Observa-se que, embora as definições apresentem variações, há consenso de que os aquíferos são unidades geológicas capazes de armazenar e transmitir água, portanto, fundamentais para o abastecimento e para a gestão dos recursos hídricos

2.1.1 Classificação dos Aquíferos Quanto à Porosidade

Quanto à porosidade, identificam-se aquíferos de porosidade classificados como intergranular ou granular, de fraturas e de condutos ou cársticos (CASTRO, 2021), conforme Figura 1.

Figura 1 - Classificação quanto à porosidade



Fonte: Iritani & Ezaki (2012)

A Figura 1 ilustra as características típicas e as diferenças entre as classificações indicadas.

2.1.2 Classificação dos Aquíferos Quanto à Pressão das Águas

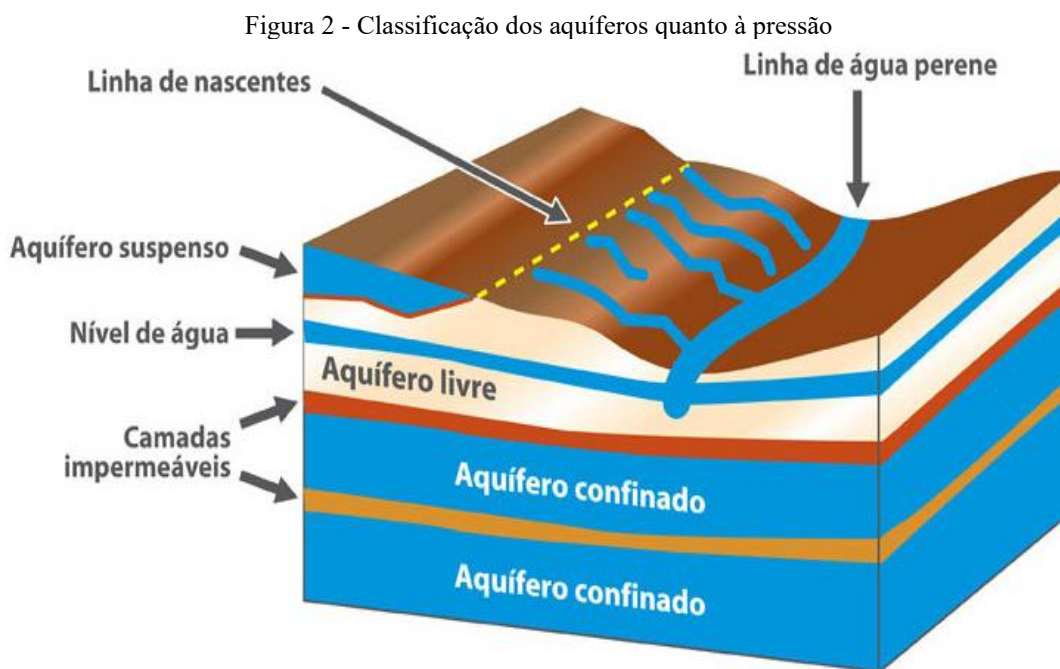
Segundo Manoel Filho (2008), os aquíferos podem ser classificados quanto à pressão das águas nas suas superfícies limítrofes, dividindo-se em confinados e livres. Maia, Freire e Gomes (2017), de forma mais específica, propõem subdivisões mais detalhadas, contemplando as categorias principais: confinados, drenantes ou não drenantes, e livres, drenantes ou não drenantes.

Nos aquíferos confinados, a água permanece sob pressão superior à atmosférica. Esses podem ser diferenciados em dois tipos: os não drenantes, nos quais as camadas limitantes são impermeáveis e impedem o fluxo entre horizontes; e os drenantes, caracterizados pela presença de pelo menos uma camada semipermeável, que possibilita a movimentação vertical da água entre estratos. Esse processo, denominado drenança, pode ocorrer em direção ascendente ou descendente, dependendo do gradiente hidráulico. (MAIA; FREIRE; GOMES, 2017).

Já os aquíferos livres, geralmente situados próximos à superfície, têm como limite superior a superfície freática, onde a pressão da água se iguala à pressão atmosférica. Assim como os confinados, esses sistemas também podem se apresentar como drenantes ou não drenantes, a depender das propriedades de permeabilidade das formações geológicas que os compõem (MAIA; FREIRE; GOMES, 2017).

De acordo com o Serviço Geológico do Brasil (SGB, 2023), há também o aquífero classificado como suspenso, um tipo específico de aquífero livre que se forma sobre uma camada impermeável ou semipermeável, a qual não armazena nem transmite água.

A Figura 2 representa algumas das diferentes formas de classificação dos aquíferos quanto à pressão das águas.



Fonte: DAE-Bauru. Esquema de aquíferos (figura). 2021. Disponível em <https://daebauru.sp.gov.br/ambiente.php?item=RH4>. Acesso em: 17 out. 2024.

2.1.3 Sistema Aquífero Guarani

O Sistema Aquífero Guarani (Figura 3) é um dos maiores reservatórios subterrâneos de água doce do mundo, abrangendo aproximadamente 1.196.500 km² distribuídos entre Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai (RIBEIRO, 2008). O Brasil concentra cerca de 840.800 km² dessa área, incluindo muitas das principais zonas de recarga, o que lhe confere papel estratégico na gestão do manancial. O aquífero se estende pelos estados de Mato Grosso do Sul, Rio Grande do Sul, São Paulo, Paraná, Goiás, Minas Gerais, Santa Catarina e Mato Grosso (CETESB, 2024).

Figura 3 - Abrangência do Sistema Aquífero Guarani na América do Sul



Fonte: Borghetti *et al.* (2004)

A denominação Sistema Aquífero Guarani (SAG) foi proposta em 1996 pelo geólogo uruguaio Danilo Anton para designar a unidade hidrogeológica da Bacia Sedimentar do Paraná, composta por arenitos eólicos do Jurássico e depósitos fluvio-lacustres do Triássico, recobertos pelos derrames basálticos da Formação Serra Geral. Em virtude da ausência de continuidade hidráulica entre diferentes litologias, o SAG constitui uma unidade hidroestratigráfica distinta (REBOUÇAS; AMORE, 2002).

Do ponto de vista geológico, o SAG reúne formações sedimentares dos períodos Triássico e Jurássico. No Triássico, destacam-se as formações Pirambóia e Rosário do Sul no Brasil e Buena Vista no Uruguai; no Jurássico, as formações Botucatu (Brasil), Misiones (Paraguai) e Tacuarembó (Argentina e Uruguai) (ROCHA, 1997). Os arenitos eólicos apresentam maior porosidade e capacidade de armazenamento de água, o que os torna as principais unidades aquíferas do sistema (ARAÚJO; FRANÇA; POTTER, 1995).

A espessura do SAG varia entre 200 e 800 m, podendo atingir até 1.800 m em algumas regiões, com temperaturas da água de 20 °C a 65 °C (RIBEIRO, 2008). A recarga ocorre sobretudo pela infiltração direta das chuvas em áreas de afloramento e pela percolação através de fraturas dos basaltos da Serra Geral (CETESB, 2024). Estima-se que o sistema armazene cerca de 46.000 km³ de água, com reposição anual em torno de 166 km³ (BORGHETTI *et al.*, 2004).

Apesar de sua grande disponibilidade, ainda não há uma estrutura plenamente consolidada de gestão conjunta entre os países que compartilham o SAG. A natureza predominantemente confinada do sistema, associada aos derrames basálticos e localmente a diques intrusivos, levanta incertezas quanto à continuidade e conectividade interna, gerando desafios para a regulação e o uso sustentável desse recurso estratégico (BORGHETTI *et al.*, 2004).

2.1.4 Afloramento, Área de Recarga e Vulnerabilidade

O processo de recarga do Sistema Aquífero Guarani pode ocorrer de forma direta ou indireta. A recarga direta acontece nas áreas de afloramento (Figura 4), onde a formação está exposta à superfície, funcionando como um aquífero livre. Essas áreas, que representam cerca de 10% da extensão total do sistema, são especialmente vulneráveis à contaminação devido ao uso inadequado do solo (IRITANI; EZAKI, 2014; SÃO PAULO, 2013; IPT, 2011). Os demais 90% da área aquífera encontram-se recobertos por derrames basálticos, recebendo recarga indireta por meio da percolação da água ao longo de falhas e fissuras (RABELO, 2006).

Por esse motivo, as áreas de afloramento assumem papel estratégico para a proteção da qualidade das águas subterrâneas e a sustentabilidade das reservas, devendo ser objeto de ações específicas de gestão e conservação (BRASIL, 2007; RABELO, 2006). Nesses locais, diferentes atividades antrópicas (como agricultura intensiva e ocupação urbana) podem comprometer a permeabilidade dos solos e a infiltração natural, reduzindo a eficiência da recarga (IPT, 2011; IRITANI; EZAKI, 2014).

Figura 4 - Área de afloramento do SAG

Fonte: Borghetti *et al.* (2004)

No estado de São Paulo, o SAG ocupa uma área de aproximadamente 23.500 km², o que corresponde a cerca de 16,5% da extensão total do sistema, abrangendo municípios como Franca, Ribeirão Preto, São Carlos e Botucatu (IPT, 2009). A exploração aumentou a partir da década de 1970, impulsionada pela expansão urbana e pela redução da qualidade dos mananciais superficiais, relacionada à ausência de saneamento adequado (EMBRAPA, 2008). O sistema apresenta trechos confinados e livres, com águas de diferentes idades (algumas muito antigas) e setores de elevada vulnerabilidade à poluição, o que ressalta sua relevância para o abastecimento presente e futuro (REBOUÇAS; AMORE, 2002).

Dados da Organização dos Estados Americanos (2009) indicam que o Brasil responde por aproximadamente 90% da extração total do SAG, sendo o estado de São Paulo responsável pela maior parte desse volume. Estima-se a existência de cerca de 1.500 poços em operação no território paulista, distribuídos por uma área de ocorrência de aproximadamente 140 mil km². Desse total, 16,5% encontram-se em zonas de afloramento (situadas a leste do estado) e 83,5% em áreas confinadas, cobertas pelos basaltos da Formação Serra Geral e pelos sedimentos do Grupo Bauru. Contudo, justamente as áreas de recarga mais vulneráveis permanecem sob forte pressão da agroindústria canavieira, muitas vezes sem a devida regulação ambiental, o que agrava os riscos de contaminação (ALBUQUERQUE FILHO *et al.*, 2010).

2.1.5 Histórico da Zona de Uso Especial de Ribeirão Preto/SP

No contexto da legislação ambiental brasileira, a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente, estabelece, em seu artigo 9º, inciso II, o zoneamento ambiental como um dos instrumentos essenciais para o planejamento e a gestão ambiental no território nacional (BRASIL, 1981). Em nível municipal, o Zoneamento Ambiental possui respaldo jurídico tanto na Constituição Federal de 1988 quanto no Estatuto da Cidade (Lei nº 10.257/2001), sendo um importante instrumento para promover o ordenamento territorial sustentável nas cidades.

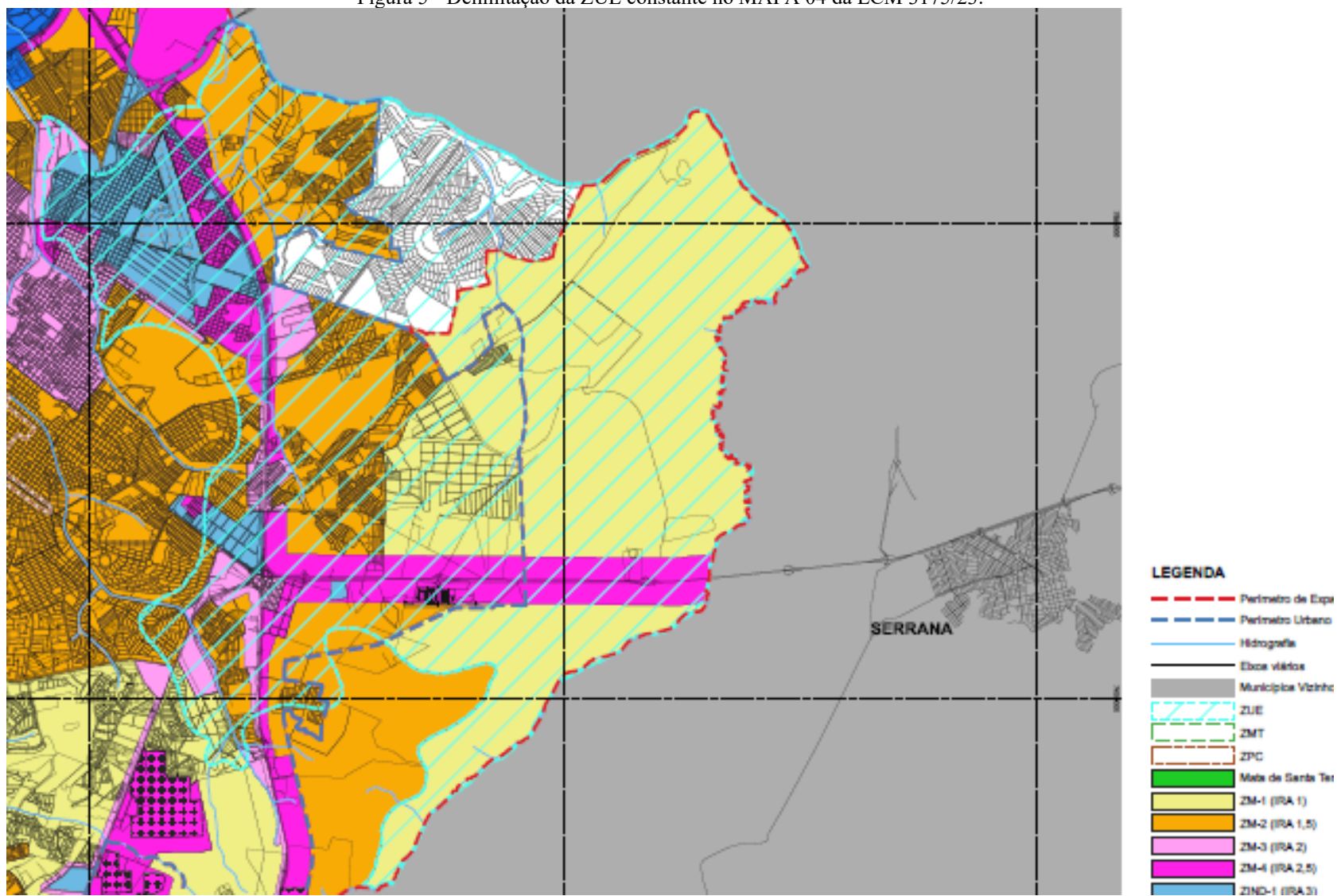
De acordo com a Constituição Federal, compete aos municípios, entre outras atribuições, “legislar sobre assuntos de interesse local” (art. 30, inciso I) e “promover, no que couber, o adequado ordenamento territorial, mediante planejamento e controle do uso, do parcelamento e da ocupação do solo urbano” (art. 30, inciso VIII) (BRASIL, 1988). Esses dispositivos reconhecem a autonomia municipal na formulação de políticas públicas voltadas à gestão do território, inclusive sob a perspectiva ambiental.

Essa competência é regulamentada pelo Estatuto da Cidade, que estabelece o Plano Diretor como o principal instrumento de planejamento urbano no município (art. 4º, inciso III, alínea a e art. 40). Segundo o artigo 41 da referida lei, o Plano Diretor é obrigatório para cidades com mais de 20 mil habitantes e deve orientar o desenvolvimento urbano sustentável. O artigo 42 determina que o plano deve conter diretrizes específicas, conforme: “definição de diretrizes e instrumentos específicos para proteção ambiental e do patrimônio histórico e cultural” (BRASIL, 2001). Somado a isso, o artigo 4º, inciso III, alínea "a", do mesmo diploma legal, reconhece expressamente o zoneamento ambiental como um dos instrumentos da política urbana, ao lado do plano diretor e do disciplinamento do parcelamento, do uso e da ocupação do solo, no que tange ao tópico referente ao planejamento municipal.

No município de Ribeirão Preto - SP, a Zona de Uso Especial (ZUE) é definida pela Lei Complementar nº 2.866/2018, que institui o Plano Diretor vigente, como a “região situada sobre a zona de recarga do Aquífero Guarani, onde o controle do uso e da ocupação do solo busca garantir a proteção e conservação desse manancial, especialmente no que se refere à recarga e à prevenção de contaminações” (RIBEIRÃO PRETO, 2018, Art. 56). A ZUE teve sua criação no Plano Diretor de 1995, por meio da Lei Complementar nº 501/1995, com base em critérios geológicos, geotécnicos, pedológicos, biológicos, de ocupação e de risco, visando à proteção de áreas de recarga do Sistema Aquífero Guarani. Embora revogada, essa norma representou um marco na integração entre o uso do solo e a conservação dos recursos hídricos subterrâneos, e seu zoneamento foi incorporado nas revisões subsequentes dos planos diretores.

Atualmente, a Lei Complementar Municipal nº 3.175, de 2023, regula o parcelamento, uso e ocupação do solo no município de Ribeirão Preto. Em seu art. 31, § 2º, a legislação define que a delimitação do perímetro da Zona de Uso Especial (ZUE) está representada no Mapa 04 - Zoneamento Urbanístico, conforme previsto no Plano Diretor. Essa delimitação pode ser visualizada na imagem aproximada do Mapa 04, hachura de listras diagonais verde água, conforme ilustra a Figura 5.

Figura 5 - Delimitação da ZUE constante no MAPA 04 da LCM 3175/23.



Fonte: Adaptado de Ribeirão Preto (2023)

O Quadro 1 apresenta uma síntese evolutiva da legislação municipal em relação a alguns marcos relacionados à Zona de Uso Especial, ao Sistema Aquífero Guarani e ao manejo das águas pluviais.

Quadro 1 - Legislação municipal e alguns marcos relacionados à ZUE, ao SAG e às águas pluviais

Ano	Documento	Marcos	
1995	Plano Diretor Municipal Lei Complementar Nº501	Criação do Zoneamento Ambiental (aspectos geológicos, geotécnicos, pedológicos, biológicos, de ocupação atual e riscos potenciais)	
		Zona de Uso Especial (ZUE), refere-se à área de afloramento das Formações Botucatu e Pirambóia (aquíferos)	
		Implementa objetivos do serviço urbano de drenagem pluvial e estabelece prioridades	
1996	Carta Ambiental	Mapeamento previsto no Plano Diretor do Zoneamento Ambiental	Zona de Proteção Máxima - ZPM
			Zona de Uso Disciplinado - ZUD
			Zona de Uso Especial - ZUE
2004	Código Municipal do Meio Ambiente - Lei Complementar Nº1616	Regulamentação das exigências de controle de escoamento superficial.	
		Determinação que as estruturas de drenagem deverão ser dimensionadas considerando a vazão de pico referente a um TR de 100 anos.	
		Definição de prioridades no manejo das águas pluviais ZUD: detenção e ZUE: infiltração	
		Determinação das reservas de áreas verdes em parcelamentos. ZUD - 20% e ZUE - 35%	
		Indicação da possibilidade de implantação de técnicas compensatórias no sistema de áreas verdes.	
2007	LPUOS - Lei Complementar Municipal Nº2157	Zoneamento urbanístico baseado no zoneamento ambiental. ZUP - Zona de Urbanização Preferencial (ZUD) ZUC - Zona de Urbanização Controlada (ZUD) ZUR - Zona de Urbanização Restrita (ZUE)	
2012	LPUOS - Lei Complementar Municipal Nº2505	Condições para inserção de bacias de detenção/infiltração no sistema de áreas verdes; uso multifuncional; não exceder 25% do total de áreas verdes; garantir a segurança dos usuários; prevenir a contaminação do solo	
2018	Plano Diretor Municipal - Lei Complementar Municipal Nº 2.866	Define que a Lei de Parcelamento, Uso e Ocupação do Solo deve contemplar plano estratégico de uso e de ocupação do solo de forma sustentável na região definida como Zona de Uso Especial (ZUE), atendendo estudos técnicos específicos, com finalidade de garantir uma série de garantias ambientais, urbanísticas e de qualidade de vida.	
2023	LPUOS - Lei Complementar Municipal Nº3175	Consta Subseção de “Do Uso e Ocupação do Solo Sustentável da ZUE”, conforme definido na Revisão do plano Diretor de 2018. Acrescenta a subdivisão da ZUE: Zona de Recarga Plena, Zona de Recarga Restrita; Zona de Aquitardo; e Zona de Recarga Freática.	

Fonte: Adaptado de Vicente (2015).

2.2 HISTÓRICO DOS SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA

Desde as primeiras aglomerações e civilizações, o homem se estabeleceu nas proximidades de mananciais superficiais como rios, riachos e lagos. Esse padrão de comportamento de assentamentos nas proximidades dos cursos d'água se deu por fatores relacionados ao suprimento de necessidades básicas como consumo e produção de alimentos, higiene e até mesmo a disposição de dejetos (ReCESA, 2007).

A relação entre o uso do solo e as águas urbanas foi sofrendo transformações nas suas tendências e técnicas, de acordo com o cenário e o tempo em todo o mundo. A Figura 6 ilustra uma síntese das fases das águas urbanas até a data da publicação, conforme Tucci (2008).

Figura 6 - Fases do desenvolvimento das águas urbanas.



Fonte: Adaptado de Tucci (2008)

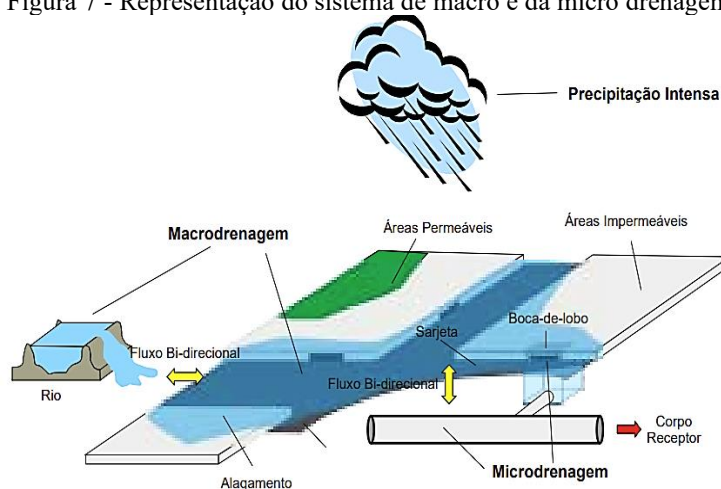
2.2.1 Sistemas de Drenagem Clássicos e o Conceito Higienista

O sistema de drenagem tradicional no Brasil, baseado em um conceito higienista, tem como premissa a remoção rápida das águas pluviais para áreas mais baixas, por meio de práticas

como a retificação dos cursos d'água e a impermeabilização do solo. Essas técnicas diminuem o tempo de concentração (tempo necessário para a água fluir do ponto mais distante de uma bacia hidrográfica até seu ponto de saída) e resultam no aumento da velocidade de escoamento e dos picos de vazão, agravando e promovendo inundações, especialmente nas regiões mais baixas, como os centros urbanos (CHRISTOFIDIS; ASSUMPÇÃO; KLIGERMAN, 2019).

A drenagem urbana, no geral, é subdividida em microdrenagem e macrodrenagem (TUCCI e BERTONI, 2003; PORTO *et al.*, 2012; PORTO *et al.*, 2015). Entretanto, Azevedo Netto e Fernandez (2015) apresentam os termos macrodrenagem, mesodrenagem e microdrenagem, e afirmam que embora esses termos sejam utilizados como uma forma didática de classificação, eles não são precisos, pois as definições são relativas. Os autores exemplificam que o que é classificado como microdrenagem em uma cidade de grande porte, como São Paulo (SP), pode ser considerado como mesodrenagem ou macrodrenagem em cidades de menor porte. A subdivisão mais simplificada e utilizada é apenas entre macro e microdrenagem, conforme a Figura 7.

Figura 7 - Representação do sistema de macro e da micro drenagem



Fonte: Meller (2004)

2.2.1.1 Microdrenagem

Segundo Tucci (2015), a microdrenagem é definida como o sistema de drenagem que recolhe e afasta as águas pluviais do meio urbano, por meio estruturas hidráulicas como sarjetas, sarjetões, bocas de lobo, rede de condutos e galerias, poços de visita e drenos.

Já Lira (2003) define a microdrenagem urbana como um conjunto de condutos pluviais que compõem o sistema de redes primárias, no nível de loteamento, possibilitando a utilização do espaço urbano de forma artificial e adaptando-se ao sistema viário.

A Figura 8 ilustra conjuntos de elementos básicos o da microdrenagem.

Figura 8 - Elementos da microdrenagem



Fonte: AQUAFLUXUS (2019). Disponível em: <https://www.aquafluxus.com.br/?lang=en>. Acesso em: 17 mai. 2025.

2.2.1.2 Macrodrenagem

O sistema de macrodrenagem é composto por canais que, no geral, são os cursos d'água naturais presentes no terreno antes da ocupação urbana. Ele é formado por mananciais como riachos, córregos e rios, localizados nos pontos mais baixos do relevo, como os talwegues e vales, por onde a água da chuva flui naturalmente (RECESA, 2008).

Segundo Azevedo Netto e Fernandez (2015), a macrodrenagem é o sistema que recebe a contribuição pluvial dos sistemas de microdrenagem. O conceito abrange os cursos naturais e artificiais, sendo relevante a área total da bacia de contribuição, o seu escoamento natural, sua ocupação, sua contribuição pós ocupação, a cobertura vegetal e os fundos de vale. As Figura 9 e Figura 10 ilustram exemplos de elementos básicos da macrodrenagem.

Figura 9 - Calha canalizada do córrego Retiro Saudoso - Ribeirão Preto - SP



Fonte: Reprodução/EPTV (2016). Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/ribeirao-preto-franca/noticia/2016/02/ribeirao-precisa-de-obra-anti-enchente-mas-nao-tem-verba-diz-secretario.html>

Figura 10 - Desassoreamento de barragem



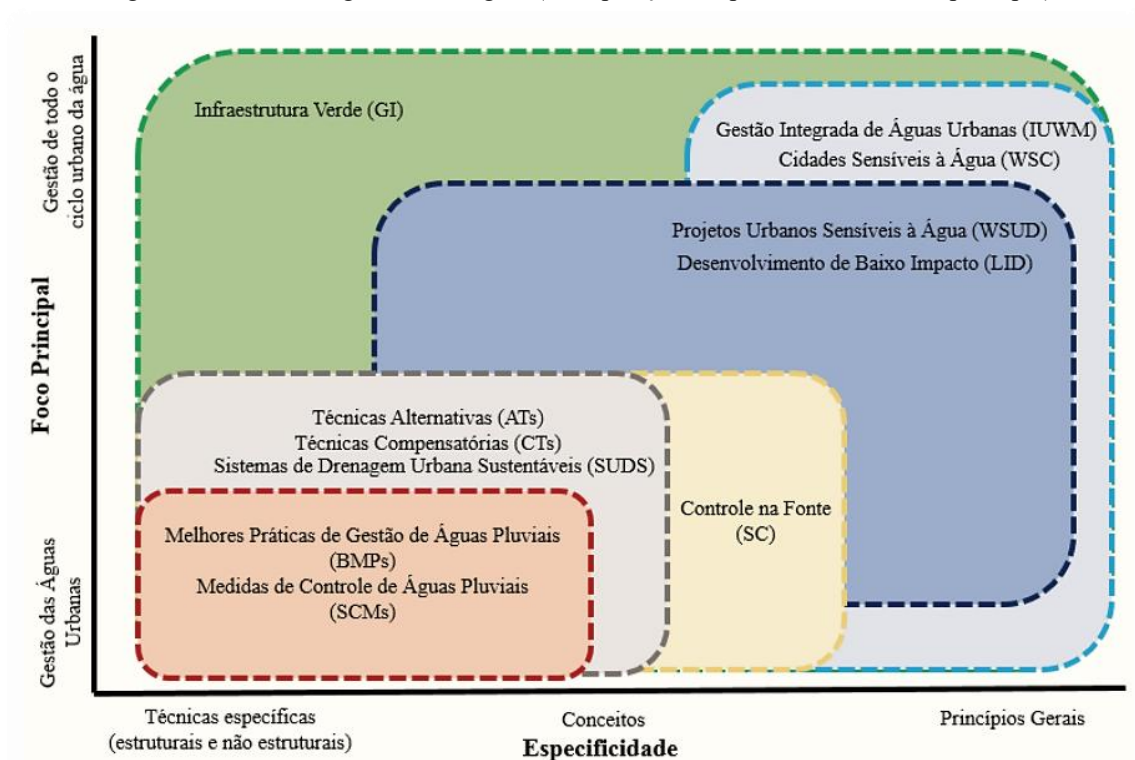
Fonte: PMRP (2020) Disponível em: <https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/porta/noticia/barragem-do-delboux-recebe-servico-de-desobstrucao>

2.3 MANEJO SUSTENTÁVEL DAS ÁGUAS PLUVIAIS

No contexto do manejo das águas pluviais, a premissa do desenvolvimento sustentável foi incorporada em diversas partes do mundo, de formas e escalas variadas. Entre essas abordagens, destacam-se o surgimento de conceitos, padrões e técnicas que se tornaram referências para novos projetos, promovendo alinhamento com os compromissos de preservação ambiental e com a saúde e o bem-estar da população (GARRIDO NETO *et al.*, 2019).

No campo da pesquisa, os temas relacionados à drenagem urbana evoluíram ao longo das últimas décadas. A mudança ocorreu com a transformação de uma abordagem inicial, que se concentrava no transporte das águas para outros locais, na mitigação dos impactos das inundações e preocupações com a saúde humana, para uma abordagem mais holística. Essa nova perspectiva considera aspectos mais amplos, incluindo fatores ambientais, sanitários, econômicos e sociais. Posto isso, novos termos surgiram em diferentes locais do mundo, considerando parâmetros elementos dos contextos e das características das regionalidades em diferentes países, dentre eles: *Sustainable Urban Drainage System (SUDS)*, *Water Sensitive Urban Design (WSUD)*, *Best Management Practices (BMP)*, *Low Impact Development (LID)*, *Green Infrastructure (GI)* e *Compensatory Techniques (CT)*. Apesar da variedade de termos, é notável a convergência no que tange aos significados e objetivos. Em sua pesquisa, o autor aponta para uma sobreposição entre os termos utilizados para tratar da drenagem urbana sustentável, conforme ilustrado na Figura 11 (FLETCHER *et al.*, 2015).

Figura 11 - Terminologias de drenagem (sobreposições, especificidades e foco principal)



Fonte: Fletcher *et al*(2015)

Mais recentemente, surgiu o termo Soluções Baseadas na Natureza (SbN), do inglês *Nature-based Solutions* (NbS), um conceito guarda-chuva que engloba soluções de engenharia que mimetizam os processos naturais e abrangem muitos dos termos previamente existentes. A União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature* - IUCN), sediada na Suíça, define as SbN como:

“Ações para proteger, conservar, restaurar, visando o manejo sustentável de recursos naturais ou modificados dos ecossistemas terrestres, de água doce, costeiros e marinhos, que também abordam desafios sociais, econômicos e ambientais de forma eficaz e adaptável, ao mesmo tempo em que promove bem-estar humano, serviços ecossistêmicos, resiliência e benefícios para a biodiversidade.” (IUCN, 2016, p. 14, tradução própria)

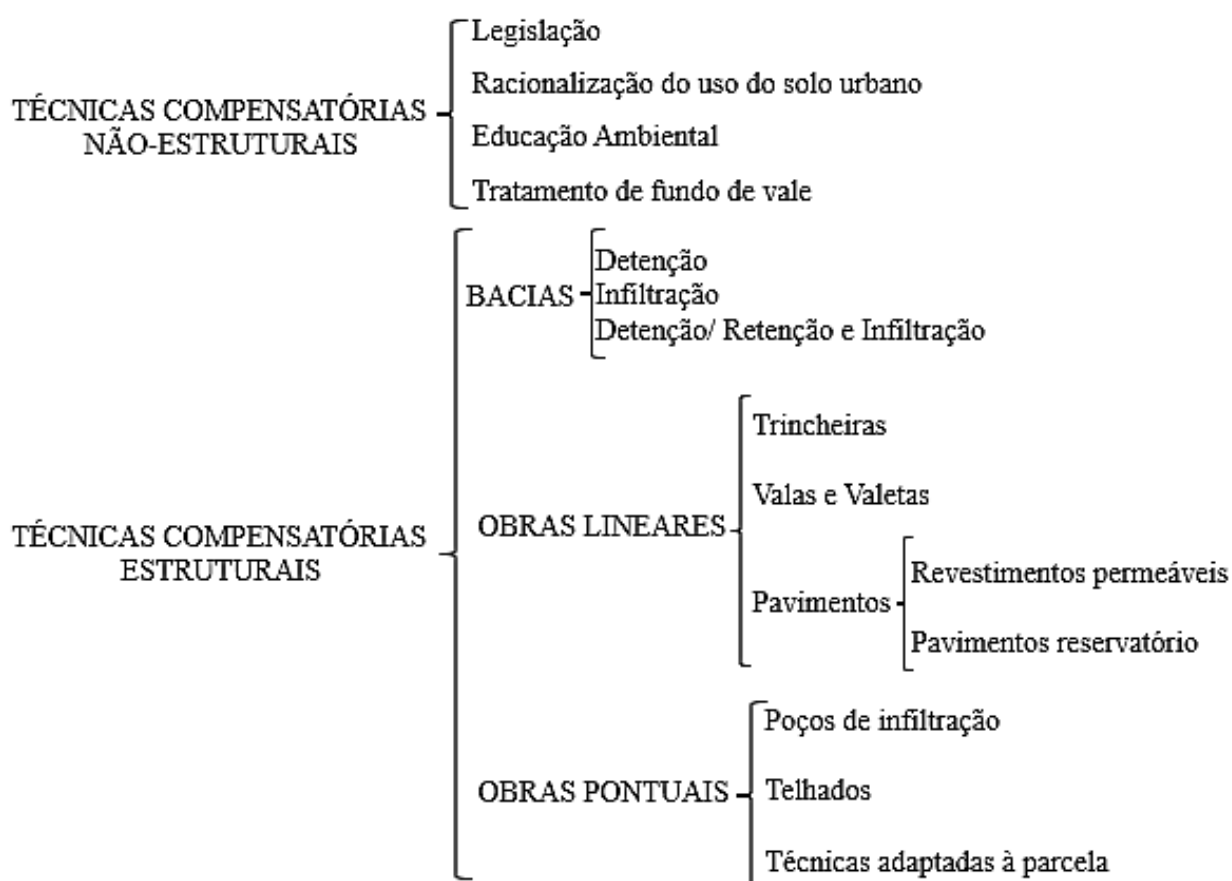
2.4. TÉCNICAS COMPENSATÓRIAS DE DRENAGEM URBANA

Segundo Batista *et al* (2015), o cerne dos objetivos das técnicas compensatórias é a detenção (armazenamento do volume de água) e a infiltração (absorção do volume pelo solo) das águas pluviais, visando reorganizar a distribuição temporal das vazões, reduzir o escoamento superficial, minimizar incidentes relacionados a inundações e promover a melhoria da qualidade dos corpos hídricos.

Os autores classificam as técnicas compensatórias em estruturais e não estruturais. As

estruturais são obras da engenharia que buscam a correção de problemas relacionados a enchentes e as não estruturais estão relacionadas a medidas que tem a prevenção como fórmula para promover melhorias para população no cenário de enchentes e redução dos danos. Batista *et al* (2015) classifica as técnicas em categorias, de acordo com suas funções, escalas e formas de implantação (Figura 12).

Figura 12 - Classificação esquemática das Técnicas Compensatórias



Fonte: BAPTISTA, M. B.; NASCIMENTO, N. O.; BARRAUD, S. (2015, p. 47).

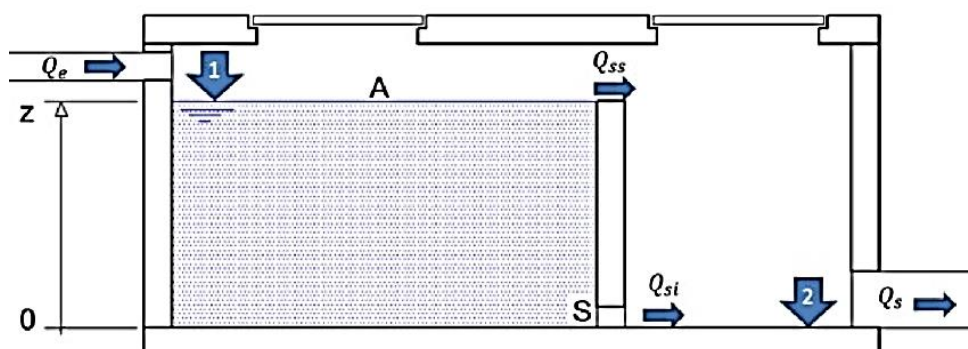
A presente pesquisa aborda as técnicas de manejo de águas pluviais classificadas como bacias, com foco específico nas bacias de infiltração. Para uma melhor compreensão do tema, os tópicos 2.4.1 e 2.4.2 apresentam as bacias de detenção e de infiltração, destacando suas particularidades e diferenças.

2.4.1 Bacias de Detenção

As bacias de detenção, também chamadas de bacias de amortecimento e controle de cheias, funcionam por meio do armazenamento temporário das águas pluviais, o que auxilia no

controle do fluxo, reduzindo o pico de vazão e aumentando a duração do escoamento (SOUZA *et al.*, 2013). De acordo com Rodríguez e Teixeira (2021), as bacias de retenção (BR) são projetadas para controlar o escoamento das águas pluviais, armazenando a água em áreas de depressão, geralmente criadas por escavação. Essas estruturas ajudam a reduzir a vazão a jusante, permitindo que as condições do sistema de drenagem se aproximem das condições anteriores à urbanização, sem ultrapassar sua capacidade máxima. A Figura 13 ilustra o corte esquemático de um reservatório de retenção com seus dispositivos de controle, sendo Q_e vazão de entrada, A volume de armazenamento, Q_{ss} vazão de saída do vertedor de superfície, Q_{si} vazão de saída do orifício de fundo, Q_s vazão de saída (soma de Q_{si} e Q_{ss}).

Figura 13 - Corte esquemático de reservatório de retenção de águas pluviais



Fonte: Schellin (2016)

A Figura 14 ilustra um exemplo de bacia de retenção inserida em um parque com uso múltiplo (infraestrutura e lazer).

Figura 14 - Bacia de retenção do Parque Über Sul - Ribeirão Preto - SP



Fonte: Google Earth (2025)

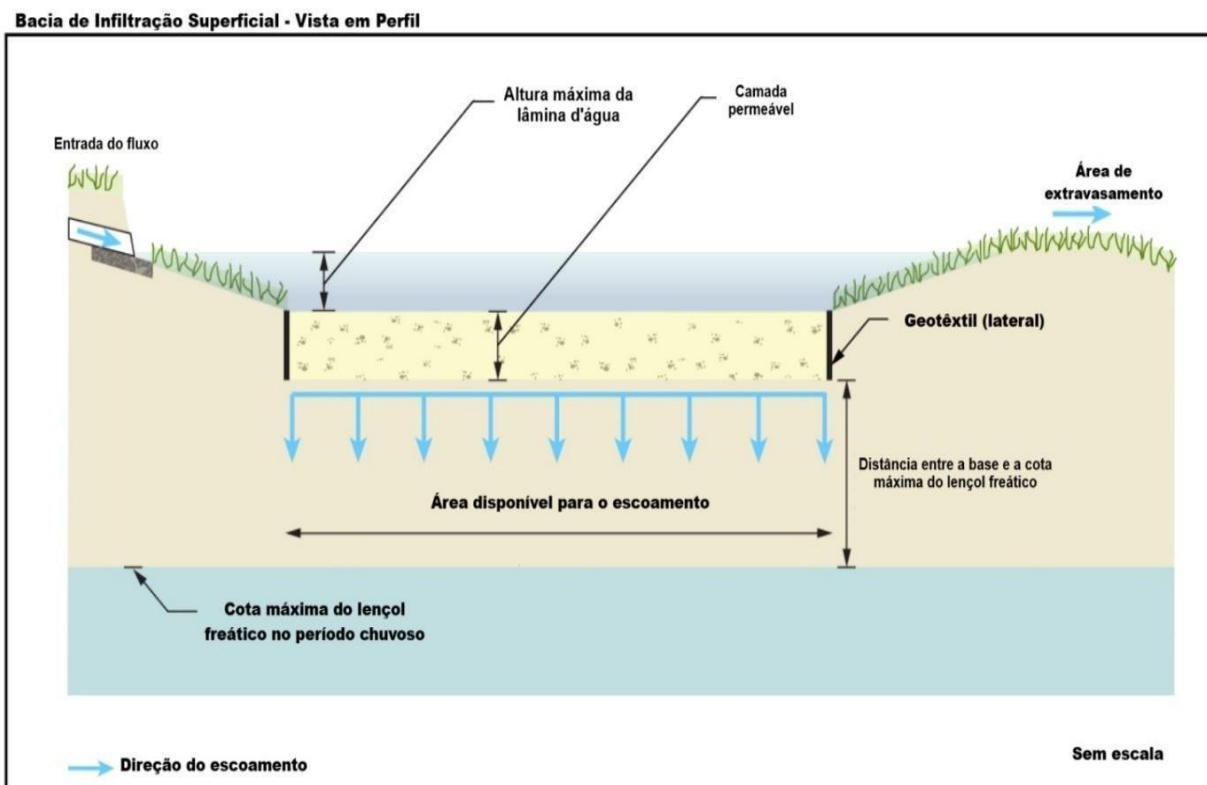
2.4.2 Bacias de Infiltração

Os sistemas de infiltração de águas pluviais, como as bacias de infiltração, são fundamentais para o controle de escoamentos urbanos, permitindo que a água seja estocada temporariamente e infiltrada no solo subjacente (CIRIA, 2015). Segundo o *New Jersey Stormwater Best Management Practices Manual* (NJDEP, 2021), as bacias de infiltração são projetadas para armazenar temporariamente o escoamento e promover sua percolação no solo, favorecendo a recarga do lençol freático e reduzindo a sobrecarga nos sistemas convencionais de drenagem. Esses sistemas têm a vantagem de contribuir para a recarga dos aquíferos subterrâneos e reduzir a pressão sobre os sistemas de drenagem convencionais. Além disso, a infiltração é realizada em diferentes tipos de estruturas, que podem variar desde valas e bacias até trincheiras e pavimentos infiltrantes (MOURA; BARRAUD; BAPTISTA, 2009).

Entretanto, a infiltração da água no solo depende de diversas características, como a estrutura, textura e as propriedades hidrodinâmicas do solo, além das condições iniciais e da vazão de alimentação. Esse processo pode ser visto como uma modificação no perfil hídrico, que se propaga para camadas mais profundas. O perfil hídrico é composto por três zonas: a de saturação, a de transmissão e a de molhamento, sendo que o limite inferior dessa última é uma frente de molhamento (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2015).

A Figura 15 apresenta um corte esquemático de uma bacia de infiltração, evidenciando a tubulação de entrada, o processo de infiltração da água com fluxo predominantemente vertical, a presença de uma camada filtrante, a altura da lâmina d'água e a distância entre o fundo da bacia e o nível do lençol freático.

Figura 15 - Corte esquemático de uma bacia de infiltração



Fonte: *New Jersey Stormwater Best Management Practices Manual - 10.2 Infiltration basins* (2021).

É importante observar que a principal característica da bacia ilustrada é a ausência de qualquer estrutura de engenharia, exceto o próprio fundo da bacia, que permita o percurso do escoamento para um corpo d'água superficial. Ou seja, trata-se de uma bacia de exclusiva infiltração. Dessa forma, toda a água que entra na bacia permanece retida no solo e é infiltrada.

2.5 A IMPORTÂNCIA DA MANUTENÇÃO DE DISPOSITIVOS DE DRENAGEM

Segundo Clozel *et al.* (2006), as técnicas compensatórias de drenagem, como as bacias de detenção, retenção e infiltração, apresentam características distintas em relação aos dispositivos de drenagem clássicos. Por atuarem no amortecimento de cheias, essas estruturas reduzem a velocidade do escoamento superficial e favorecem a deposição de sedimentos, o que auxilia no tratamento da água, uma vez que grande parte dos poluentes está associada ao material em suspensão. Por isso, a remoção periódica dos sedimentos acumulados torna-se essencial para garantir a eficiência hidráulica e a funcionalidade das bacias.

A adequada manutenção de dispositivos de drenagem urbana é, portanto, fundamental para assegurar que a operação das estruturas cumpra as funções hidráulicas e ambientais, bem como de garantir o desempenho e a durabilidade previstos. Além disso, o planejamento da manutenção deve ocorrer ainda na fase de projeto, priorizando ações preventivas e rotineiras,

em vez de intervenções exclusivamente corretivas (BAPTISTA; NASCIMENTO; BARRAUD, 2015).

Canholi (2014) reforça que a manutenção das bacias deve preservar de forma contínua a função hidráulica e a estabilidade física das estruturas ao longo de sua vida útil. Além de assegurar a segurança e o bem-estar dos usuários, o bom estado de conservação contribui para evitar a proliferação de vetores, melhora o aspecto visual da área e possibilita o uso múltiplo do espaço, incluindo atividades de lazer e recreação.

De acordo com Souza *et al.* (2013), o conjunto de atividades de manutenção varia conforme as características da bacia e o contexto de sua implantação. Estruturas situadas em áreas densamente urbanizadas podem demandar intervenções diferentes das instaladas em regiões ainda em processo de urbanização. Entre as ações comumente realizadas estão inspeções regulares; limpeza de dispositivos de entrada, saída e pré-tratamento; remoção de resíduos sólidos; replantio e manejo da vegetação; reparos em estruturas danificadas; verificação da ocorrência de erosões ou acúmulo de água residual; e controle das condições estruturais de barramentos e vertedouros, se houver (CIRIA, 1996; UPRCT, 2004). Dentre essas ações, a retirada de resíduos sólidos transportados pelo escoamento superficial destaca-se como a mais relevante. A negligência nessa manutenção também pode intensificar a poluição local, favorecer o descarte irregular de entulhos e resíduos, além de criar condições para a proliferação de insetos transmissores de doenças (PBH, 2006; ANA, 2021).

Durante a revisão bibliográfica, identificou-se a existência de alguns manuais técnicos nacionais e, especialmente, internacionais que abordam a manutenção de bacias de detenção, infiltração e retenção, bem como outras estruturas de drenagem urbana sustentável. Esses documentos reúnem algumas diretrizes para inspeção, limpeza, manejo de vegetação, remoção de sedimentos, verificação de integridade estrutural e segurança operacional, além de apresentar recomendações sobre a periodicidade e o método de execução das atividades. O Quadro 2 sintetiza os principais manuais encontrados, destacando o tipo de estrutura abordada, os conteúdos de manutenção descritos e os diferenciais metodológicos ou contextuais de cada publicação.

Quadro 2 - Manuais encontrados na literatura

Manual / Ano / País	Tipo de Estruturas	Principais conteúdos de manutenção	Diferenciais
CIRIA C753 - <i>The SuDS Manual</i> (2015, Reino Unido)	Bacias de detenção, infiltração, retenção, wetlands	Planos de manutenção preventiva e corretiva, inspeções sazonais, remoção de sedimentos, manejo de vegetação, segurança	Checklists detalhados; abordagem integrada hidráulica + ecológica; recomendações para diferentes contextos urbanos
New Hampshire Stormwater Manual - Volume 2 (2008, EUA)	Bacias de detenção, infiltração, retenção	Inspeções periódicas, manutenção de pré-tratamentos (forebays), reparo de erosões, remoção de resíduos sólidos, manejo de vegetação	Frequências sugeridas para cada tarefa; enfoque em clima temperado úmido
USEPA - Stormwater BMP Maintenance Guide (s/d, EUA)	Todas as BMPs (incluindo bacias)	Procedimentos padronizados de inspeção, manutenção e registro; descarte seguro de resíduos	Modelos de formulários de inspeção; foco em conformidade legal e ambiental
Minnesota Stormwater Manual - Maintenance Section (EUA, atualizado anualmente)	Bacias de detenção, infiltração, retenção	Protocolos de inspeção e manutenção por estação do ano, diretrizes para diferentes usos do solo	Ferramenta online com guias fotográficos de inspeção e manutenção
Maryland Stormwater Design Manual - Chapter 8 (2000, EUA)	Todas as BMPs	Planos de manutenção, responsabilidades legais, garantias e contratos de manutenção	Ênfase em atribuição de responsabilidades e financiamento
Australian Runoff Quality - Maintenance Guidelines (2018, Austrália)	Bacias de detenção, infiltração, wetlands	Gestão de sedimentos, resíduos sólidos e vegetação, segurança de operação	Adaptação para climas tropicais e subtropicais; recomendações para alta pluviosidade
Manual de Drenagem Urbana - PBH (2006, Brasil)	Bacias de detenção e infiltração	Inspeção, limpeza de dispositivos de entrada e saída, remoção de sedimentos	Adaptação a realidades urbanas brasileiras; exemplos locais
Manual de Conservação e Manutenção de Obras de Drenagem - DER/SP (2010, Brasil)	Obras de drenagem em geral	Limpeza e inspeção, reparo de erosões e trincas, remoção de obstruções	Embora rodoviário, procedimentos aplicáveis a bacias urbanas
Publicações ANA - Soluções Baseadas na Natureza (2021, Brasil)	Estruturas verdes e híbridas	Inspeção, manutenção preventiva, manejo de vegetação	Integra práticas de conservação ambiental com drenagem

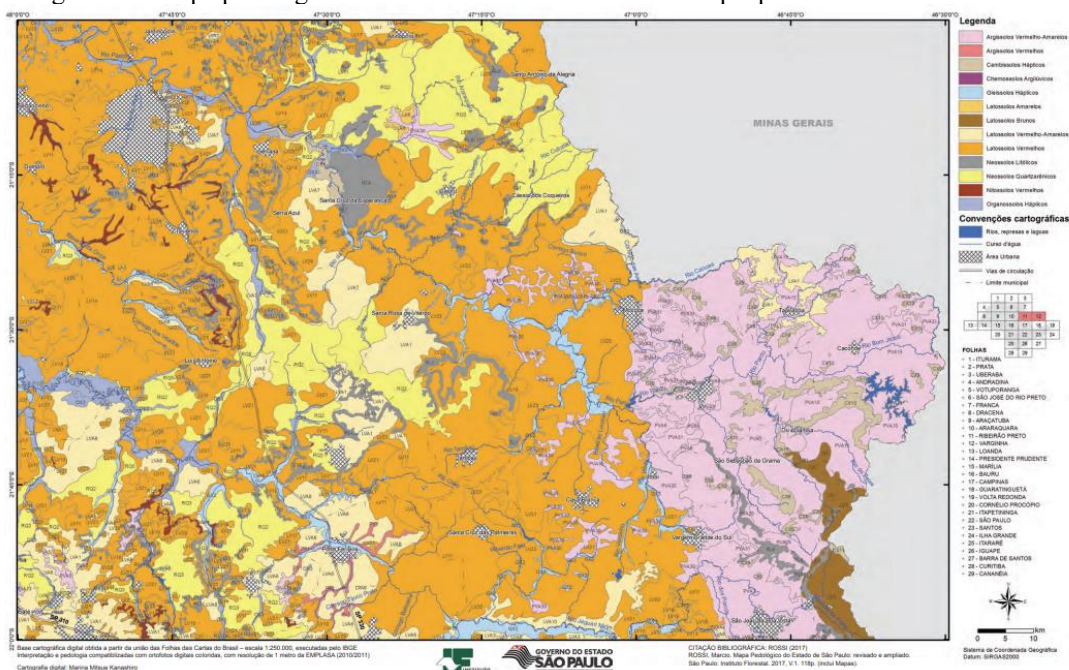
Fonte: Elaborado pela autora a partir de CIRIA (2015), NHDES (2008), USEPA (s/d), Minnesota Pollution Control Agency (2024), MDE (2000), Engineers Australia (2018), PBH (2006), DER/SP (2010) e ANA (2021).

2.6 ASPECTOS PEDOLOGICOS DA ÁREA DE ESTUDO

A região leste de Ribeirão Preto, na área de afloramento do Aquífero Guarani, apresenta predominância de Latossolos Vermelhos (LV) e Latossolos Vermelho-Amarelos (LVA) (ROSSI, 2017). Esses solos resultam de intenso intemperismo químico em ambiente tropical úmido, sendo profundos, de textura média, elevada porosidade, baixa fertilidade natural e com boa capacidade de infiltração (TOGNON, 1997).

Conforme o mapa pedológico do Estado de São Paulo (Figura 16), a área urbana de Ribeirão Preto, especialmente no Setor Leste, é dominada por Latossolos distróficos em relevo suave ondulado.

Figura 16 - Mapa pedológico do Estado de São Paulo com destaque para Ribeirão Preto



Fonte: ROSSI (2017)

O detalhamento da Quadricula 11 (Figura 17) evidencia a ocorrência predominante de Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos distróficos, que apesar da heterogeneidade local, apresentam características comuns de permeabilidade e potencial de recarga hídrica (ROSSI, 2017). Entretanto, são muito suscetíveis à compactação por atividades antrópicas, o que reduz drasticamente a macroporosidade e a condutividade hidráulica, limitando a infiltração e aumentando o escoamento superficial (Silva & Kato, 1997; Oliveira & Dias Junior, 2005; Cunha *et al.*, 2007).

intervalos naturais é fundamental para diferenciar padrões compatíveis com o fundo geoquímico daqueles que possam refletir influências externas.

Entre os metais de interesse ambiental, o cádmio destaca-se por ocorrer naturalmente em concentrações muito baixas nos solos tropicais, como os Latossolos. Fadigas *et al.* (2002) reportaram valores típicos de 0,2 a 1,8 mg·kg⁻¹. Apesar desses baixos teores naturais, o elemento é considerado de atenção em monitoramentos ambientais devido à sua mobilidade potencial no solo e às fontes antrópicas que podem elevá-lo, como o uso de fertilizantes fosfatados e o tráfego urbano (WHO, 2007; ALLOWAY, 2013).

O níquel ocorre em intervalos mais amplos, entre 7-30 mg·kg⁻¹ (FADIGAS *et al.*, 2002), estando associado principalmente à litologia e à mineralogia do solo, o que explica variações naturais observadas em Latossolos (KABATA-PENDIAS, 2011). O zinco e o cobre também apresentam ampla faixa de variação natural (Zn: 5-40 mg·kg⁻¹; Cu: 1,5-15 mg·kg⁻¹; KABATA-PENDIAS, 2011) e, em áreas urbanas ou agrícolas, podem receber contribuições adicionais, relacionadas ao tráfego, galvanização ou uso de pesticidas (ALLOWAY, 2013).

O cromo apresenta concentrações entre 20 e 75 mg·kg⁻¹ em Latossolos (FADIGAS *et al.*, 2002), sendo em geral pouco móvel, condicionado pelo estado de oxidação e pela composição mineral. O ferro, por sua vez, é um dos elementos dominantes, com valores que podem variar entre 20.000 e 60.000 mg·kg⁻¹, refletindo a intensidade do intemperismo e a presença de óxidos (FADIGAS *et al.*, 2002; KABATA-PENDIAS, 2011). O manganês também é característico desses solos, aparecendo em concentrações de 60-400 mg·kg⁻¹ (FADIGAS *et al.*, 2002), e sua disponibilidade pode variar conforme o pH e as condições de oxirredução.

Outros elementos, como o chumbo e o cobalto, tendem a ocorrer em concentrações menores, geralmente de 5-20 mg·kg⁻¹ e 2-10 mg·kg⁻¹, respectivamente (FADIGAS *et al.*, 2002). Ambos apresentam baixa mobilidade em Latossolos, estando fortemente associados à litologia e, no caso do Pb, à retenção por óxidos de ferro e manganês. Já o sódio e o potássio são mais variáveis, refletindo tanto a composição mineral quanto possíveis influências antrópicas ligadas ao uso do solo e à adubação (KABATA-PENDIAS, 2011).

2.6.1.1 Comportamento e mobilidade de metais em solos tropicais

A mobilidade dos metais no solo relaciona-se a um conjunto de fatores físico-químicos e mineralógicos que determinam o grau de retenção, redistribuição vertical e disponibilidade para o ambiente. Entre esses fatores, destacam-se o pH, o potencial redox (Eh), a presença de

óxidos de ferro e manganês, a matéria orgânica, a capacidade de troca catiônica (CTC) e a textura do solo (KABATA-PENDIAS, 2011; VIOLANTE *et al.*, 2010; ALLOWAY, 2013).

Em solos tropicais intemperizados, como os Latossolos, a dinâmica dos metais é fortemente influenciada pelos óxidos de Fe e Mn, que atuam como principais sorventes, promovendo a imobilização de espécies metálicas nas zonas mais oxidadas e superficiais do perfil (KABATA-PENDIAS, 2011; FADIGAS *et al.*, 2002). De acordo com Violante *et al.* (2010), o pH e as reações redox são os principais fatores que determinam a mobilidade e a toxicidade dos metais, pois controlam o estado de oxidação e a solubilidade das espécies.

Conforme Kabata-Pendias (2011) e Alloway (2013), os elementos Cádmio (Cd), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) apresentam maior mobilidade relativa, especialmente em ambientes ácidos, enquanto Cobre (Cu), Chumbo (Pb) e Crômio (Cr^{3+}) possuem baixa mobilidade, por estarem fortemente adsorvidos a óxidos e matéria orgânica. Essa retenção superficial é típica de solos bem drenados e oxidados, onde predominam processos de adsorção e co-precipitação.

Nos Latossolos brasileiros, Fadigas *et al.* (2002) verificaram que Cd e Ni tendem a apresentar maior mobilidade vertical, enquanto Cu e Pb permanecem fortemente ligados às frações sólidas, com acúmulo nas camadas superficiais. A matéria orgânica e os óxidos de Fe e Mn são reconhecidos como principais agentes de imobilização, reduzindo a disponibilidade desses metais para o meio aquoso.

O Níquel constitui um caso intermediário. Segundo Iyaka *et al.* (2011) e El-Naggar *et al.* (2021), sua mobilidade aumenta significativamente em pH baixo, devido à solubilização e complexação com substâncias húmicas e fúlvicas, enquanto em pH neutro ou levemente ácido o elemento tende a ser adsorvido e imobilizado em óxidos de Fe e Mn. Assim, em solos tropicais bem drenados, o níquel apresenta retenção superficial moderada, mas pode migrar verticalmente sob condições de acidez elevada ou saturação hídrica.

De modo geral, com base na literatura, a mobilidade relativa dos metais em solos tropicais segue uma tendência decrescente, em que os elementos mais móveis são Cd, Ni e Zn, e os menos móveis são Cu, Pb, Cr e Fe. Essa hierarquia reflete a combinação de fatores como pH, mineralogia do solo e afinidade por óxidos de Fe e Mn, conforme apontado por Kabata-Pendias (2011), Alloway (2013) e Fadigas *et al.* (2002).

2.7 PARÂMETROS DE ANÁLISE DA ÁGUA E DO SOLO

A interpretação dos resultados das análises das amostras de solo das bacias de infiltração, tanto na massa bruta em base seca quanto no extrato lixiviado, deve fundamentar-se em referenciais consolidados da literatura científica e nas normativas ambientais vigentes. Nesse sentido, identificaram-se três possíveis eixos de comparação a serem adotados: (i) os teores naturais ou valores basais reportados na literatura para Latossolos Vermelhos (LV) e Latossolos Vermelho-Amarelos (LVA); (ii) os valores orientadores e limites legais estabelecidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, conforme a Decisão de Diretoria CETESB nº 125/2021/E, que define os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo; e, de forma complementar, a Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, utilizada como referência adicional para os parâmetros do extrato lixiviado relacionados à qualidade das águas subterrâneas que não possuem correspondência específica na referida decisão; (iii) os valores de fundo geoquímico local, determinados a partir das amostras de brancos analíticos coletadas em áreas adjacentes não influenciadas pelas bacias.

De acordo com revisões clássicas da pedologia tropical brasileira, LV e LVA apresentam altas concentrações de óxidos de Fe e Al, o que influencia a retenção de metais e a definição de suas faixas naturais (KER, 1997; TOGNON, 1997). Assim, os teores totais ou pseudo-totais relatados nesses solos podem funcionar como uma linha de base para a avaliação de resultados. Os intervalos de referência encontrados são expressos na Seção 2.7.1.

Entre os levantamentos nacionais, destaca-se o trabalho da Embrapa Solos, que, por meio de sua soloteca, forneceu a base de dados para a caracterização geoquímica de diferentes classes de solos no Brasil. A partir dessa coleção, Fadigas *et al.* (2002) analisaram 162 amostras, estabelecendo médias de concentrações de metais em Latossolos. Posteriormente, Fadigas *et al.* (2006) ampliaram a base para 256 amostras, propondo valores de referência (quartil superior) para metais em solos brasileiros.

Do ponto de vista normativo, a CETESB (Decisão de Diretoria nº 125/2021/E) estabelece valores de referência de qualidade (VRQ), de prevenção (VP) e de intervenção (VI) para solos, além de valores de intervenção (VI) para água subterrânea, sendo amplamente utilizados em estudos ambientais para subsidiar diagnósticos de contaminação. Esses parâmetros são sistematizados na Seção 2.7.2.

Por fim, adotou-se o uso de amostras de branco analítico como estratégia metodológica para representar o fundo geoquímico local, permitindo qualificar diferenças relativas entre ambientes naturais e áreas sob influência antrópica. Essa abordagem é amplamente descrita em

estudos de geoquímica ambiental voltados à distinção entre fundo e anomalia (MATSCHULLAT; OTTENSTEIN; REIMANN, 2000; REIMANN; GARRETT, 2005).

2.7.1 Concentrações Basais dos Parâmetros em Latossolos na Literatura

Para fins comparativos, foram adotadas as faixas basais de metais em Latossolos brasileiros, conforme reportado na literatura científica. Esses intervalos estão apresentados na Tabela 1 (massa bruta) que sintetizam valores típicos reportados em Latossolos Vermelhos (LV) e Vermelho-Amarelos (LVA).

Tabela 1- Faixas basais repostadas de metais na massa bruta (mg/kg) em Latossolos brasileiros				
Metal	LA (Latosolos Amarelos) (mg/kg)	LV (Latosolos Vermelhos) (mg/kg)	LVA (Latosolos Vermelho-Amarelos) (mg/kg)	Intervalo consolidado (literatura) (mg/kg)
Cádmio	0,2-0,4	0,7-1,0	até 1,8	0,2-1,8
Cromo	20-40	40-75	30-70	20-75
Cobalto	2-5	5-10	4-8	2-10
Ferro	20.000-30.000	30.000-60.000	25.000-50.000	20.000-60.000
Manganês	60-150	150-400	100-300	60-400
Chumbo	5-10	10-20	8-15	5-20
Níquel	7-15	15-30	10-25	7-30
Sódio	50-150	100-300	80-200	50-300
Potássio	50-150	100-250	80-200	50-250
Zinco	10-15	15-40	10-30	5-40
Cobre	1,5-5	5-15	3-10	1,5-15

Fonte: Adaptado de FADIGAS *et al.* (2002), TOGNON (1997) e EMBRAPA (2006).

2.7.2 Valores Orientadores Legais da Água e do Solo

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), por meio da Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 09 de dezembro de 2021, apresenta critérios orientadores para avaliação de áreas contaminadas. Esses critérios estão organizados no Anexo Único da referida decisão, conforme demonstrado na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores orientadores para solo e água subterrânea no estado de São Paulo 2021 - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) - Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 09 de dezembro de 2021

Substância	Solo (mg kg ⁻¹ peso seco)					Água Sub. (µg L ⁻¹)
	VRQ	VP	Agrícola	Residencial	Industrial	VI
INORGÂNICOS						
Antimônio ⁽¹⁾	<0,5	2	5	10	25	6
Arsênio ⁽¹⁾	3,5	15	35	55	150	10
Bário	75	120	500	1300	7300	700
Boro	-	-	-	-	-	2400
Cádmio	<0,5	1,3	3,6	14	160	3
Chumbo	17	72	150	240	4400	10
Cobalto ⁽¹⁾	13	25	35	65	90	70
Cobre ⁽²⁾	35	60	760	2100	10000 ^(a)	2000
Crômio total ⁽¹⁾	40	75	150	300	400	50
Crômio hexavalente	-	-	0,4	3,2	10	-
Mercúrio	0,05	0,5	1,2	0,9	7	1
Molibdênio	<4	5	11	29	180	30
Níquel ⁽²⁾	13	30	190	480	3800	70
Nitrato (como N)	-	-	-	-	-	10000
Prata ⁽¹⁾	0,25	2	25	50	100	50
Selênio	0,25	1,2	24	81	640	40
Zinco	60	86	1900	7000	10000 ^(a)	1800
HIDROCARBONETOS AROMATICOS VOLATEIS						
Benzeno	-	0,002	0,02	0,08	0,2	5
Estireno	-	0,5	50	60	480	20
Etilbenzeno	-	0,03	0,2	0,6	1,4	300
Tolueno	-	0,9	5,6	14	80	30
Xilenos	-	0,03	12	3,2	19	500
HIDROCARBONETOS POLICICLICOS AROMATICOS						
Antraceno	-	0,3	2300	4600	10000 ^(a)	900
Benzo(a)antraceno	-	0,2	1,6	7	22	0,4
benzo(b)fluoranteno	-	0,7	2	7,2	25	0,4
Benzo(k)fluoranteno	-	0,8	27	75	240	4,1
Benzo(g,h,i)perileno ⁽³⁾	-	0,5	-	-	-	-
Benzo(a)pireno	-	0,1	0,2	0,8	2,7	0,4
Criseno	-	1,6	95	600	1600	41
Dibenzo(a,h)antraceno	-	0,2	0,3	0,8	2,9	0,04
Fenantreno ^(3,4)	-	3,6	15	40	95	140
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	-	0,4	3,4	8	30	0,4
Naftaleno	-	0,7	1,1	1,8	5,9	60

Continuação Tabela 2....

Substância			Solo (mg kg ⁻¹ peso seco)			Água Sub. (µg L ⁻¹)
VRQ	VP	VI			VI	
		Agrícola	Residencial	Industrial		
BENZENOS CLORADOS						
Clorobenzeno (Mono)	-	0,3	1,6	1,3	8,3	120
1,2-Diclorobenzeno	-	0,7	9,2	11	84	1000
1,3-Diclorobenzeno ⁽³⁾	-	0,4	-	-	-	-
1,4-Diclorobenzeno	-	0,1	0,3	0,6	2,1	300
1,2,3-Triclorobenzeno	-	0,01	0,4	1,1	6,1	
1,2,4-Triclorobenzeno	-	0,01	0,4	1	8,4	20 (b)
1,3,5 Triclorobenzeno ⁽³⁾	-	0,5	-	-	-	
1,2,3,4- Tetraclorobenzeno ⁽³⁾	-	0,003	-	-	-	-
1,2,3,5- Tetraclorobenzeno ⁽³⁾	-	0,006	-	-	-	-
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	-	0,01	0,3	0,6	3,6	1,8
Hexaclorobenzeno	-	0,02	0,2	1,3	3,4	0,2
ETANOS CLORADOS						
1,1-Dicloroetano	-	0,02	0,1	0,6	1,7	53
1,2-Dicloroetano	-	0,001	0,01	0,03	0,09	5
1,1,1-Tricloroetano	-	0,2	140	120	690	2000
ETENOS CLORADOS						
Cloreto de vinila	-	0,0002	0,001	0,01	0,03	0,5
1,1-Dicloroeteno	-	0,04	2,8	3,8	22	30
1,2-Dicloroeteno - cis	-	0,01	0,08	0,2	1,1	50 (b)
1,2-Dicloroeteno - trans	-	0,03	0,7	1	5,4	
Tricloroeteno - TCE	-	0,004	0,03	0,04	0,2	4
Tetracloroeteno - PCE	-	0,03	0,6	0,8	4,6	40
METANOS CLORADOS						
Cloreto de Metileno	-	0,02	0,1	0,4	2,1	20
Clorofórmio	-	0,06	0,1	0,8	4,5	300
Tetracloroeto de carbono	-	0,004	0,03	0,1	0,4	4
FENÓIS CLORADOS						
2-Clorofenol (o)	-	0,06	0,6	1,7	9,4	30
2,4-Diclorofenol	-	0,03	0,5	1,5	8,5	200
3,4 Diclorofenol ^(3,4)	-	0,05	1	3	6	10,5
2,4,5-Triclorofenol	-	0,1	68	170	960	600
2,4,6-Triclorofenol	-	0,1	0,6	1,6	9,6	200
2,3,4,5- Tetraclorofenol ^(3,4)	-	0,09	7	25	50	10,5
2,3,4,6-Tetraclorofenol	-	0,01	34	85	480	180
Pentaclorofenol (PCP)	-	0,01	0,07	0,6	1,9	9
FENÓIS NÃO CLORADOS						
Cresóis totais	-	0,2	14	33	190	600
Cresol-p	-	0,005	-	-	-	-
Fenol	-	0,2	24	65	370	900

Continuação Tabela 2....

Continuação Tabela 2.....			Solo (mg kg ⁻¹ peso seco)			Água Sub. (µg L ⁻¹) VI
Substância	VRQ	VP	VI			
			Agrícola	Residencial	Industrial	
ÉSTERES FTÁLICOS						
Dietilexil ftalato (DEHP)	-	1	36	250	730	8
Dietil ftalato		0,5	33	100	550	4,8
Dimetil ftalato ⁽¹⁾	-	0,25	0,5	1,6	3	14
Di-n-butil ftalato	-	0,1	44	140	850	600
PESTICIDAS						
Aldrin	-	0,02	0,4	0,8	6	0,03 ^(b)
Dieldrin	-	0,01	0,3	0,8	5,9	
Endrin	-	0,001	0,8	2,5	17	0,6
Carbofuran	-	0,000	0,3	0,7	3,8	7
		1				
Endossulfan	-	0,7	4,7	12	66	20 ^(c)
DDD	-	0,02	1	7,5	23	
DDE	-	0,01	1,2	8,5	25	1 ^(b)
DDT	-	0,01	5,5	22	82	
HCH alfa	-	0,000	0,002	0,02	0,04	0,05
		3				
HCH beta	-	0,001	0,01	0,06	0,2	0,17
HCH - gama (Lindano)	-	0,001	0,008	0,06	0,2	2
OUTROS						
PCBs Indicadores ⁽⁵⁾	-	0,000	0,01	0,03	0,12	3,5
		3				
TBT e seus compostos ⁽⁶⁾	-	0,24	16	1,7	270	0,09
Anilina	-	0,023	0,15	0,7	3,2	42
Dioxinas (PCDDs) e Furanos (PCDFs) (ng TEQ WHO Kg ⁻¹ peso seco) ⁽⁷⁾						
	-	2	7,5	37	140	-

Fonte: Adaptado de CETESB (2021); VAN DEN BERG *et al.* (2006).

VRQ - Valor de Referência de Qualidade; VP - Valor de Prevenção; VI - Valor de Intervenção

(1) Mantidos os valores orientadores da Resolução CONAMA 420/2009.

(2) Mantidos os valores de prevenção da Resolução CONAMA 420/2009.

(3) Substâncias que não constam da planilha CETESB (versão maio de 2013).

(4) Mantidos os valores de intervenção da Resolução CONAMA 420/2009.

(5) Somatória dos congêneres 28, 52, 101, 118,138,153,180 para investigação confirmatória; na investigação detalhada a lista de congêneres deve ser ampliada.

(6) Valores derivados com as propriedades do óxido de tributil (CAS nº 56-35-9).

(7) Somatória de toxicidade equivalente (TEQ) calculada a partir dos fatores de equivalência de toxicidade (TEFs - WHO 2005) para cada congêner de dioxinas e furanos (VAN DEN BERG, 2006).

(a) Adotado valor limite de 1% do peso seco do solo (10.000 mg kg⁻¹).

(b) Somatória dos isômeros ou metabólitos.

(c) Somatória de endossulfan e sais.

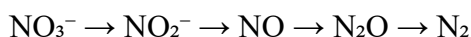
Obs.: Na determinação de substância inorgânica no solo, para a digestão ácida, seguir as recomendações dos métodos 3050 e 3051 (USEPA-SW-846), ou procedimento equivalente, exceto para mercúrio.

2.8 DESNITRIFICAÇÃO DO SOLO

O nitrato (NO_3^-) é uma das principais formas de nitrogênio mineral no solo, podendo ser absorvido pelas plantas, lixiviado para camadas mais profundas ou convertido em gases quando há excesso de matéria orgânica e baixa disponibilidade de oxigênio. Nessas condições, o nitrato sofre redução microbiana, sendo transformado em nitrogênio molecular (N_2) ou em óxidos intermediários como NO_2^- e N_2O , em um processo denominado desnitrificação (LOPES, 1998; KNOWLES, 1982; TIEDJE, 1988).

A desnitrificação constitui uma etapa fundamental do ciclo do nitrogênio, na qual microrganismos do solo convertem nitrato e nitrito em gases (N_2O e N_2) que retornam à atmosfera. Ocorre principalmente em ambientes úmidos ou com baixo teor de oxigênio, quando as bactérias passam a utilizar o nitrato comoceptor de elétrons em substituição ao oxigênio (KNOWLES, 1982; TIEDJE, 1988).

A sequência de reações pode ser representada de forma simplificada como:



Essas transformações ilustram a redução progressiva do nitrato até o nitrogênio gasoso, processo que contribui para a remoção do excesso de nitrogênio do solo e da água. Os microrganismos desnitrificantes utilizam o carbono orgânico como fonte de energia e doador de elétrons; por isso, solos mais ricos em matéria orgânica apresentam maior potencial de desnitrificação e, conseqüentemente, menores concentrações de nitrato (RYDEN, 1988; BARNES *et al.*, 2012).

De acordo com McCarty *et al.* (1993), os resíduos vegetais e o carbono dissolvido são importantes fontes de energia para os microrganismos, permitindo que a desnitrificação ocorra inclusive em camadas mais profundas. Autores recentes destacam que a disponibilidade de carbono orgânico, a baixa concentração de oxigênio e a presença de nitrato são os principais fatores que controlam a intensidade do processo (ROHE *et al.*, 2021; SØBERG *et al.*, 2021).

Portanto, a desnitrificação é um mecanismo natural essencial para o equilíbrio do ciclo do nitrogênio, pois remove o excesso de nitrato e reduz o risco de contaminação da água subterrânea (TIEDJE, 1988; KNOWLES, 1982). Entretanto, sua eficiência depende fortemente da presença de matéria orgânica e de condições redutoras do solo, isto é, ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio e predominância de reações de redução química, que favorecem a conversão de nitrato em formas gasosas de nitrogênio (KNOWLES, 1982; TIEDJE, 1988; ROHE *et al.*, 2021).

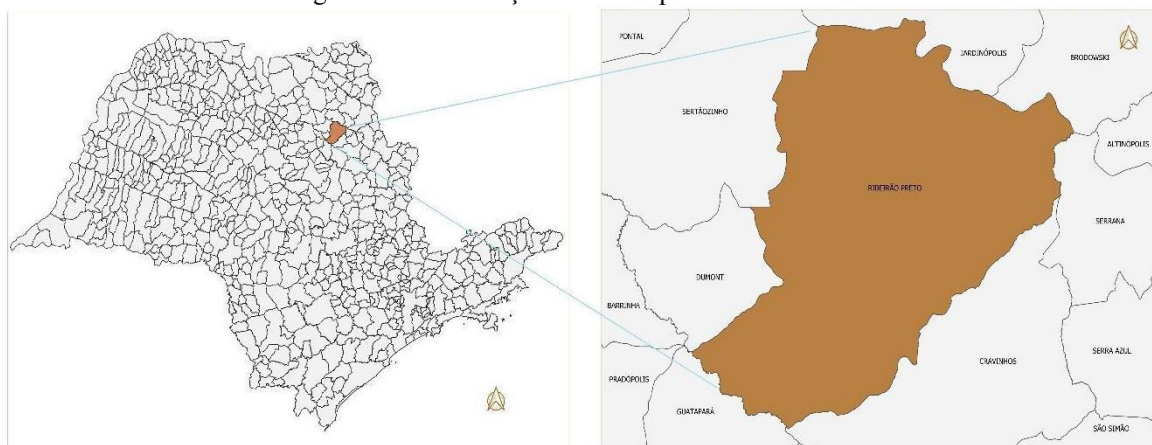
3 MATERIAL E MÉTODOS

Esta dissertação adota um estudo de caso com abordagem mista (quantitativa e qualitativa), tendo como unidades de análise duas bacias de infiltração situadas em área de recarga do SAG no município de Ribeirão Preto - SP. Os procedimentos abrangeram métodos não invasivos e invasivos, representados, respectivamente, pela Sondagem Elétrica Vertical (SEV) e pela sondagem a trado com ensaio SPT (*Standard Penetration Test*), seguidos da execução de ensaios laboratoriais destinados à caracterização das amostras de solo na massa bruta, em base seca, e no extrato lixiviado. Além disso, foram realizadas pesquisa bibliográfica, análise documental, análise de imagens via Google Earth, pesquisa de campo e sistematização dos dados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), visando à elaboração de mapas temáticos.

Os serviços de Sondagem Elétrica Vertical e de Sondagem a trado com ensaio SPT (coletas de amostras) foram contratados junto a empresas especializadas. A Sondagem Elétrica Vertical foi executada pela empresa MFM Geologia, Geofísica e Meio Ambiente, enquanto a sondagem a trado com ensaio SPT foi realizada pela Sondobase Engenharia de Solos e Fundações LTDA. Posteriormente, foram realizadas as análises em laboratório.

O cenário do estudo de caso, o município de Ribeirão Preto, está localizado no interior do estado de São Paulo, na região nordeste, conforme ilustra a Figura 19.

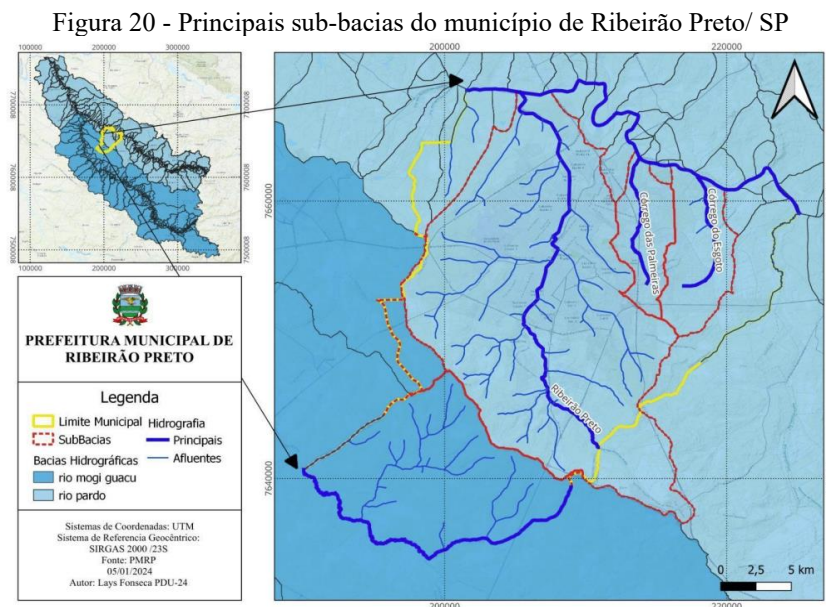
Figura 19 - Localização do município de Ribeirão Preto/SP



Fonte: Modificado de IGC¹ (2015)

¹ INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. Limites municipais do Estado de São Paulo. São Paulo: IGC, 2015. Disponível em: <https://metadados.geosampa.prefeitura.sp.gov.br/geonetwork/srv/api/records/9ba401dd-f9b9-4911-9dd6-6453cc65d8f7>. Acesso em: 2 maio 2025.

Ribeirão Preto - SP é dividida em sub-bacias e microbacias, sendo que as mais significativas em extensão são as sub-bacias do Ribeirão Preto, do Córrego das Palmeiras e do Córrego do Esgoto, conforme ilustra a Figura 20.



Fonte: Ribeirão Preto (2024)

A sub-bacia do Córrego do Esgoto sofreu alterações significativas ao longo do tempo em seu curso d'água, causada pela antropização. Embora não seja possível precisar a data exata de início, referências na literatura indicam a presença de atividades industriais de olaria na Lagoa do Campo (provável nascente) já antes de 1925, com registros datados de 1881 (atribuídos a Mizael Pedro Motta), 1916 (associados a Mengethe Michele), entre 1916 e 1921 (relacionados a José Chimarelli) e de 1918 a 1921 (vinculados a Manoel Ferraz N.), segundo Marques (2018).

A área mais degradada do curso d'água está situada após a Lagoa do Campo, onde se localiza uma ocupação irregular consolidada, conhecida como Condomínio Portal dos Ipês e parte do Recreio Internacional. Nessa região, as ocupações desrespeitaram os limites estabelecidos para a Área de Preservação Permanente (APP), resultando em problemas de erosão e degradação ambiental². Além disso, essa ocupação irregular impõe desafios ao poder público e aos empreendedores no processo de urbanização das áreas a montante da região crítica da sub-bacia do Córrego do Esgoto.

Portanto, a combinação dos problemas ambientais e urbanos, aliada à grande extensão da sub-bacia e às dificuldades na construção de tubulação até o curso d'água superficial,

² Informações extraídas do Plano Municipal de Saneamento Básico de Ribeirão Preto - Caderno 1: Diagnóstico (RIBEIRÃO PRETO, 2024).

motivou a implementação das bacias de infiltração pura na região (sem extravasores de saída). Essas estruturas de engenharia constituem o ponto de partida desta pesquisa.

A Figura 21 sintetiza os tópicos a serem abordados nos itens 3.1 a 3.5.

+

Figura 21 - Fluxograma síntese das etapas da pesquisa



Fonte: Autora (2025)

3.1 CRITÉRIOS E ESCOLHA DAS BACIAS

A seleção das unidades do estudo de caso (duas bacias de infiltração) foi realizada com base em critérios técnicos, hidrogeológicos e operacionais, conforme descritos no Quadro 3. A execução da metodologia utilizou ferramentas de geoprocessamento, análise visual remota e vistas *in loco*.

Os critérios de seleção foram expressos no Quadro 3.

Quadro 3 - Critérios de seleção das bacias de infiltração

Critério	Descrição
Tipo de bacias	Bacias de infiltração pura, sem estruturas extravasoras de emergência.
Localização hidrogeológica	Zona de afloramento e recarga do Sistema Aquífero Guarani. - Zona de Uso Especial (ZUE)
Idade das bacias	Devem ser escolhidas bacias com grande diferença de idades: uma mais antiga e outra de instalação recente, para fins comparativos.
Acessibilidade	Fácil acesso para entrada de pessoas e equipamentos.
Natureza da área	Localizada em área pública.
Viabilidade técnica	A bacia deve apresentar dimensões adequadas para a execução da Sondagem Elétrica Vertical (SEV) e demais ensaios.

Fonte: Autora (2024)

Para melhor entendimento, elencam-se as etapas:

1. Seleção por tipo de bacia: a base de dados da Secretaria do Meio Ambiente foi filtrada no QGIS, mantendo apenas bacias classificadas como infiltração e excluindo as de detenção ou retenção.
2. Natureza jurídica da área: aplicou-se outro filtro e permaneceram apenas as situadas em áreas públicas.
3. Localização hidrogeológica (ZUE): verificou-se a sobreposição espacial das bacias com a zona de afloramento do Sistema Aquífero Guarani (ZUE), conforme Figura 5.
4. Viabilidade técnica para SEV: por medições no Google Earth, eliminaram-se bacias com dimensões menores que 30 a 40 m livres em uma das direções.
5. Acessibilidade: por imagens de satélite e visita *in loco*, selecionaram-se apenas bacias com acesso direto por vias públicas e sem obstáculos físicos.
6. Idade das bacias: a partir de dados de projeto e imagens históricas, priorizaram-se duas bacias que permitissem comparação temporal (uma antiga e uma recente).
7. Consolidação: os resultados foram sintetizados em uma tabela final contendo apenas as bacias que atenderam a todos os critérios anteriores.

Os dados gerais do processo estão organizados no Quadro 4

Quadro 4 - Quadro resumo das etapas metodológicas da seleção das bacias

Etapa	Breve descrição	Fonte de dados	Ferramentas/ Procedimento
1	Filtragem das bacias classificadas como "infiltração"	Tabela de atributos do mapa da SMMA	Filtro em ambiente SIG (QGIS)
2	Filtragem das bacias classificadas como "pública"	Coluna "Natureza" da tabela de atributos	Filtro em ambiente SIG (QGIS)
3	Verificação da localização na zona ZUE (afloramento do Sistema Aquífero Guarani)	Mapa vetorial das zonas ZUE - Zoneamento Ambiental (Plano Diretor/ LMC)	Inserção espacial do polígono da ZUE em ambiente SIG (QGIS)
4	Avaliação da viabilidade técnica para SEV (dimensões mínimas $\geq 30\text{-}40\text{ m}$)	Medições no Google Earth	Verificação visual
5	Análise da acessibilidade física	Google Earth (visualização de vias e entradas) e visita técnica	Inspeção remota e <i>in loco</i> da infraestrutura de acesso
6	Classificação por idade (antiga >20 anos / recente <4 anos)	Dados de projeto e imagens históricas Google Earth	Cruzamento de datas e comparação temporal
7	Consolidação das bacias que atendem a todos os critérios	Resultado dos passos anteriores	Elaboração de quadro final com seleção fundamentada

Fonte: Autora (2025)

Assim, a amostra intencional composta por duas bacias atende ao objetivo do presente estudo de caso comparativo, ao permitir o contraste entre estruturas com diferentes tempos de implantação em um mesmo contexto hidrogeológico (área de recarga do SAG).

3.2 SONDAGEM ELÉTRICA VERTICAL (SEV)

A eletrorresistividade tem sido amplamente utilizada em estudos geotécnicos e ambientais por permitir a caracterização indireta do subsolo. Em pesquisa conduzida na região de Ilha Solteira (SP), Lollo, Elis e Prado (2011) aplicaram sondagens elétricas verticais associadas a ensaios de penetração, demonstrando que zonas de menor resistividade correspondiam a solos colapsíveis, o que evidenciou a eficácia do método para orientar investigações diretas. Estudos mais recentes reforçam essa aplicabilidade, como Elis et al. (2024), que mapearam zonas condutoras associadas à presença de resíduos e contaminação em

aterro sanitário utilizando métodos eletromagnéticos e de inversão, destacando a sensibilidade dessas técnicas para identificar anomalias geoambientais.

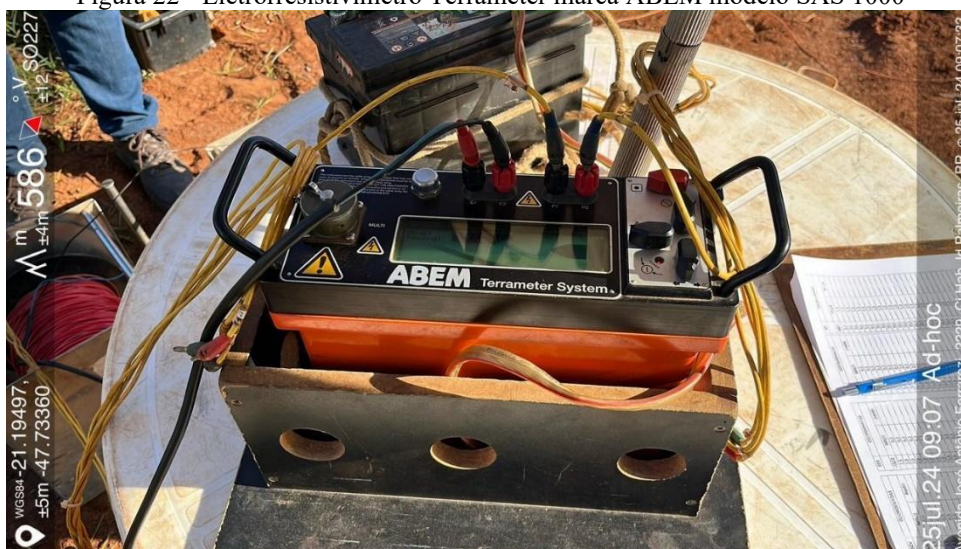
Com base nesse conjunto de evidências, a SEV foi adotada neste estudo como etapa inicial de reconhecimento das bacias de infiltração, com o objetivo de identificar anomalias condutivas e definir pontos representativos para a execução das sondagens SPT adaptadas.

Deste modo, após a escolha das bacias que compõem o estudo de caso, foi realizada uma investigação não invasiva nessas estruturas por meio da técnica de Sondagem Elétrica Vertical (SEV). A execução dos serviços e a elaboração do relatório técnico final foram realizadas pela empresa contratada MFM Geologia, Geofísica e Meio Ambiente. Com isso, todo o conteúdo técnico e prático apresentado no tópico 3.2 foi extraído do referido relatório do estudo geofísico contratado. O ensaio foi realizado em 25 de julho de 2024, em período de estiagem.

3.2.1 Equipamentos e Softwares Utilizados

Para o desenvolvimento da técnica aplicada na área, foi utilizado o equipamento Eletroresistivímetro Terrameter da marca ABEM, modelo SAS 1000, apresentado na Figura 22.

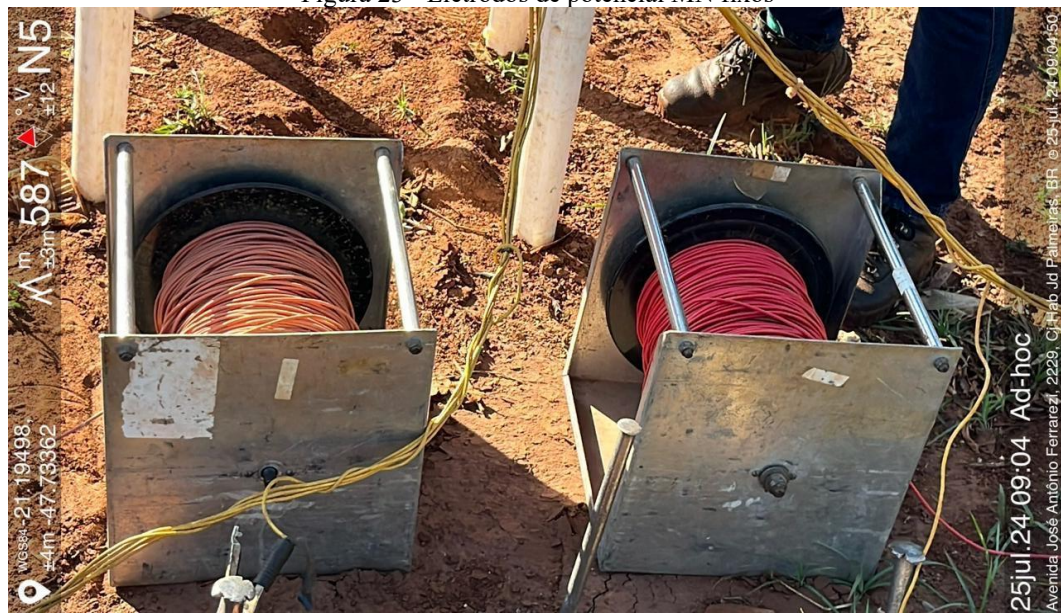
Figura 22 - Eletroresistivímetro Terrameter marca ABEM modelo SAS 1000



Fonte: Autora (2024)

As Figura 23, Figura 24 e Figura 25 ilustram o restante do aparato experimental, conforme representação do arranjo esquematizado na Figura 26.

Figura 23 - Eletrodos de potencial MN fixos



Fonte: Autora (2024)

Figura 24 - Um dos eletrodos A ou B que são móveis



Fonte: Autora (2024)

Figura 25 - Conjunto eletrodos MN fixos, bateria e eletrorresistivímetro



Fonte: Autora (2024)

Para a interpretação dos dados geofísicos utilizou-se do aplicativo RES2DINV V.3.5 (2D Resistivity and IP Inversion) da Geotomo Software - Malaysia - CE, o qual adota uma técnica para inversão de dados de resistividade baseada no método dos mínimos quadrados e "suavização restringida" (*smoothness-constrained*).

3.2.2 Descrição Geral do Método

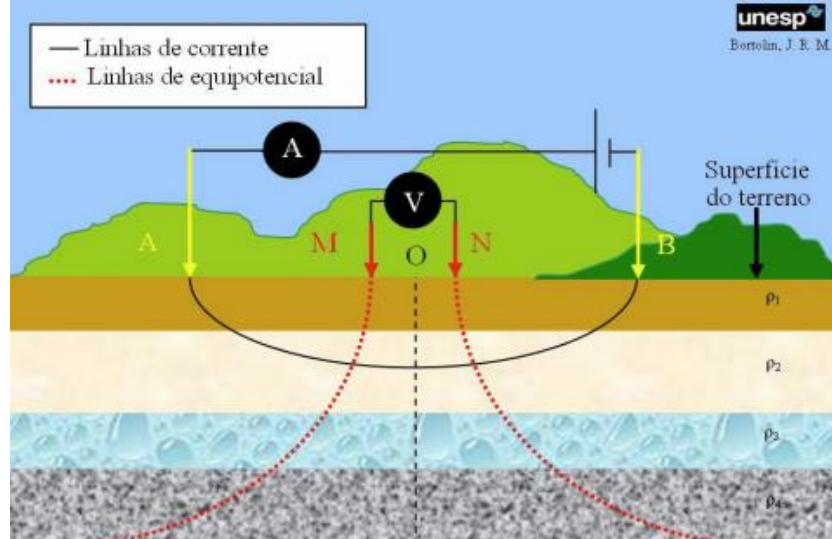
O método da eletrorresistividade baseia-se na aplicação de corrente elétrica no terreno, a partir de um arranjo denominado dispositivo eletródico. O dispositivo é constituído de quatro eletrodos, onde A e B são convencionados como eletrodos de corrente, por meio dos quais é aplicada a corrente elétrica em subsuperfície, e os eletrodos M e N são convencionados como eletrodos de potencial. Este circuito é conectado a um voltímetro capaz de medir a diferença de potencial entre eles.

Como, na prática, o subsolo não é um meio homogêneo, a corrente elétrica medida reflete uma média ponderada das resistividades verdadeiras dos materiais presentes em um volume relativamente grande da subsuperfície. Dessa forma, as medições realizadas fornecem uma resistividade aparente, que, após o devido processamento, resulta na resistividade efetiva.

A técnica da Sondagem Elétrica Vertical (SEV) consiste, basicamente, na análise e interpretação da resistividade obtida a partir de medidas efetuadas na superfície do terreno, investigando, de maneira pontual, sua variação em profundidade. No arranjo de campo Schlumberger (Figura 26), utilizado na área do estudo, enquanto os eletrodos de corrente AB

apresentam uma separação crescente, os eletrodos de potencial MN permanecem fixos durante o desenvolvimento da técnica.

Figura 26 - Esquema do aparato experimental da Sondagem Elétrica Vertical



Fonte: Retirado do relatório da contratada

Conhecida a distância entre os eletrodos, a intensidade da corrente (I) fornecida pelo circuito emissor e a diferença de potencial (ΔV) obtida no circuito receptor, é possível calcular a resistividade aparente (ρ_a) por meio da equação abaixo:

$$\rho_a = K * \frac{\Delta V}{I} \quad (1)$$

Onde:

ρ_a é a resistividade aparente expressa em $\Omega \cdot m$

ΔV é a diferença de potencial expressa em volts (mV)

I é a corrente elétrica expressa em ampères (mA)

K é um fator geométrico que depende do espaçamento AMNB utilizado, que pode ser obtido por:

$$K = 2\pi \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right)^{-1} \quad (2)$$

Onde:

k é o fator geométrico (m^{-1})

AM é a distância (m) entre os eletrodos A e M

BM é a distância (m) entre os eletrodos B e M

AN é a distância (m) entre os eletrodos A e N

BN é a distância (m) entre os eletrodos B e N

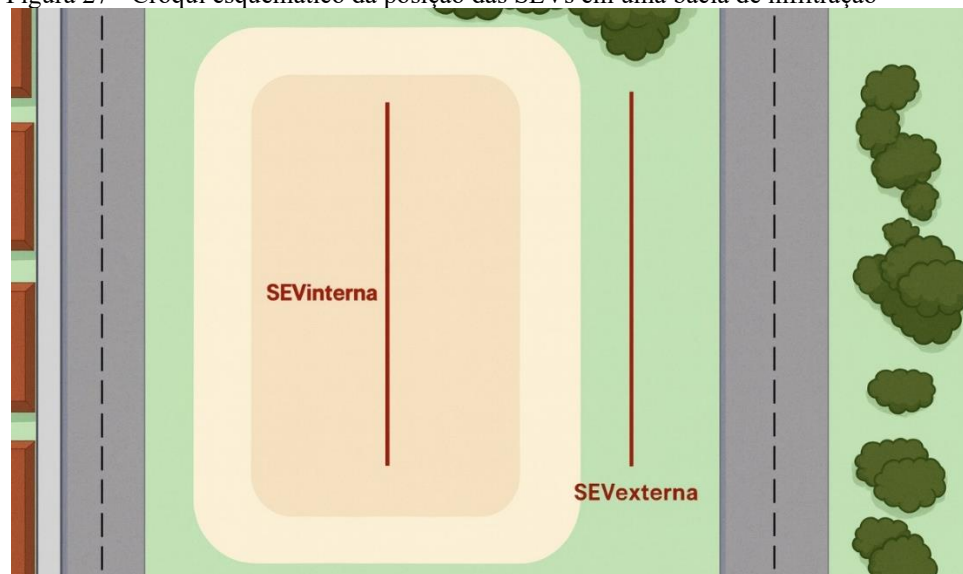
Os valores de resistividade aparente, obtidos em cada SEV, são inseridos em um gráfico bi-logarítmico em relação à distância $AB/2$ de cada medida, resultando em uma curva de resistividade que varia em função da profundidade investigada.

As finalidades da interpretação de uma SEV são: (I) definir a distribuição espacial dos parâmetros geoeletricos medidos no subsolo, e (II) procurar o significado geológico de tais parâmetros.

3.2.3 Parâmetros Utilizados

As seções do ensaio foram definidas, sendo uma interna as bacias e outra externa, totalizando um total de quatro SEVs.

Figura 27 - Croqui esquemático da posição das SEVs em uma bacia de infiltração



Fonte: Autora (2024)

A Figura 28 e a Figura 29 ilustram dois dos 4 ensaios realizados, sendo um interno a uma das bacias escolhidas e outro realizado externamente, no canteiro central.

Figura 28 - Ensaio realizado internamente



Fonte: Relatório Geofísica – Estudo contratado

Figura 29 - Ensaio realizado externamente à bacia



Fonte: Relatório Geofísica - Estudo contratado

As informações de localização e distâncias entre os eletrodos, bem como a profundidade atingida pela SEV apresentam-se na Tabela 3.

Tabela 3 - Dados gerais das seções de SEV

Ensaio	Coordenadas Projetadas (Zona UTM 23K)		AB/2 (m)	Profundidade Atingida (m)
	UTM E (m)	UTM S (m)		
SEV - 01	216.191	7.653.822	40	30
SEV - 02	216.227	7.653.822	40	30
SEV - 03	217.745	7.652.369	100	40
SEV - 04	217.745	7.652.320	100	40

Fonte: Relatório Geofísica

3.3 SONDAGEM E COLETA DE AMOSTRAS

Os serviços de execução e elaboração do relatório final foram realizados pela empresa contratada Sondobase Engenharia de Solos e Fundações Ltda. Destaca-se que todo conteúdo técnico e prático foi extraído do relatório da Sondagem SPT contratada.

Nesta etapa foi realizada a coleta de dados e solo de forma direta. Para tanto, utilizou-se da técnica da *Standard Penetration Test* (SPT), que foi adaptada para cumprimento dos objetivos da pesquisa.

Por se tratar de uma técnica invasiva a ser realizada em área verde pública, foi protocolado um processo administrativo na Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto, de número PMRP 2024 157115, solicitando a autorização para a atividade de Intervenção em Área Verde Pública (AVP), com a finalidade de realização de pesquisa científica. A autorização para intervenção em AVP consta no ANEXO A - AUTORIZAÇÃO DE INTERVENÇÃO EM ÁREA VERDE PÚBLICA.

A coleta foi realizada em 02 de outubro de 2024, durante o período de seca, imediatamente anterior ao início da estação chuvosa. Essa condição é importante para a interpretação dos resultados, pois representa uma condição de contorno das análises subsequentes.

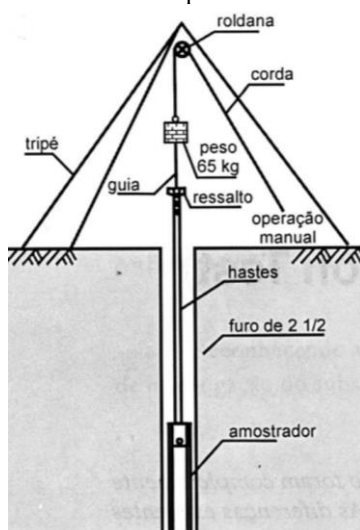
3.3.1 Materiais Utilizados

O ensaio utilizou trado manual, hastes de sondagem, conjunto de tripé e roldanas, martelo padrão de 63,5 kg, amostrador padrão SPT, amostrador em formato de hélice, sacos plásticos tipo *ziplock*, etiquetas de identificação, detergente Alconox, balança de precisão, garrafa PET de 2 L, sacos plásticos comuns e água potável.

3.3.2 Descrição Geral do Método

Todo o procedimento de investigação direta foi conduzido em conformidade com a norma técnica ABNT NBR 6484:2020, que estabelece os critérios para execução de ensaios de sondagem a percussão (SPT). No entanto, considerando que esta é uma pesquisa científica com foco em análises laboratoriais específicas, as diretrizes relacionadas à quantidade mínima de furos em função da área do terreno não foram aplicadas. A Figura 30 representa o conjunto de materiais utilizados no ensaio.

Figura 30 - Esquema ilustrativo do aparato de realização do SPT



Fonte: Schnaid e Odebrecht (2012).

As profundidades de coleta foram previamente definidas com base nos objetivos da pesquisa, e comunicadas à equipe responsável pela execução dos ensaios em campo. As amostras obtidas foram acondicionadas em sacos plásticos do tipo *ziplock*, devidamente identificados com as seguintes informações: número do furo (SPTn), nome da bacia de infiltração correspondente e a profundidade da coleta.

3.3.3 Identificação e Quantificação dos Furos

A definição da localização dos furos e as profundidades a serem coletadas as amostras de solo foi realizada considerando os critérios:

- Os resultados da Sondagem Elétrica Vertical realizada na 1ª etapa.
- Profundidade média das bacias de infiltração, cerca de 3 a 4 metros.
- Profundidade razoável para investigação dos poluentes infiltrados.

- Quantidade de amostras resultante das coletas para fins comparativos.
- Ter amostras de branco analítico para fins de comparação.

Com base nesses critérios, o ensaio contemplou 04 furos para cada uma das bacias, sendo 03 internamente e 01 externamente, totalizando 08 furos. Para os furos internos nas bacias, as profundidades chegaram até 5 metros, com amostras coletadas nas profundidades de 1m, 3m e 5m. A amostra de branco analítico foi retirada de furos realizados fora das bacias, com a coleta do material a uma profundidade de 8 metros. A Tabela 4 resume a quantidade e as profundidades das amostras.

Tabela 4 - Furos com as profundidades que foram coletadas as amostras

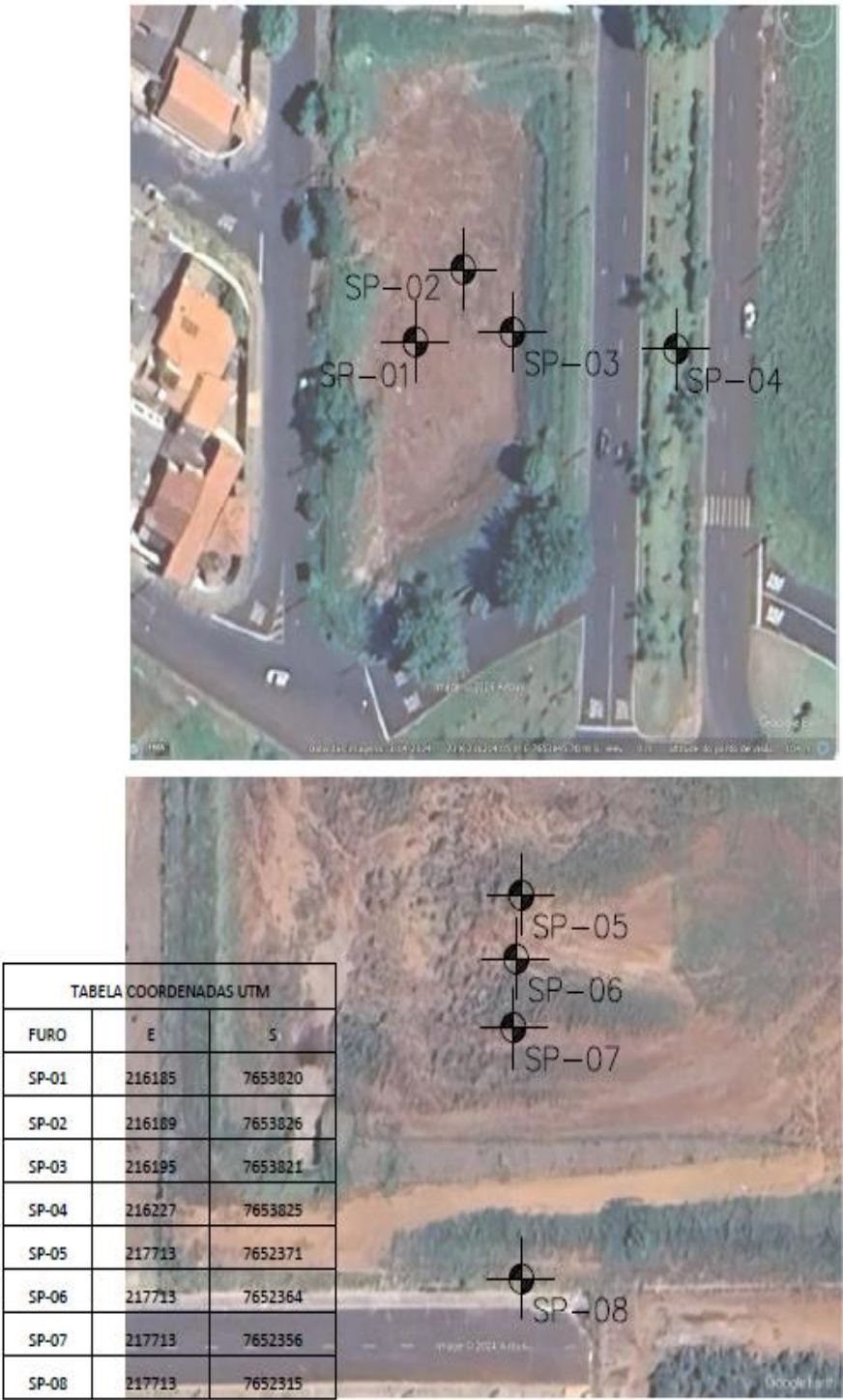
Furo	Identificação	Profundidade da amostra de solo (m)
SP-01	Interno (bacia mais antiga)	1, 3 e 5
SP-02	Interno (bacia mais antiga)	1, 3 e 5
SP-03	Interno (bacia mais antiga)	1, 3 e 5
SP-04	Externo (branco bacia mais antiga)	8
SP-05	Interno (bacia nova)	1, 3 e 5
SP-06	Interno (bacia nova)	1, 3 e 5
SP-07	Interno (bacia nova)	1, 3 e 5
SP-08	Externo (branco bacia nova)	8

Fonte: Autora (2024)

A Figura 31 ilustra de forma representativa (croqui) os pontos estabelecidos na Tabela 4.

Figura 31 - Representação dos furos em cada uma das bacias

LOCAÇÃO DOS FUROS DE SONDAGEM



- OBS:
- Medidas e cotas em metros
 - Locação dos furos determinada pelo cliente
 - Locação executada pelo cliente
 - As cotas topográficas não foram fornecidas

Sem escala

Fonte: Sondagem contratada

3.3.2 Cuidados Especiais na Coleta das Amostras

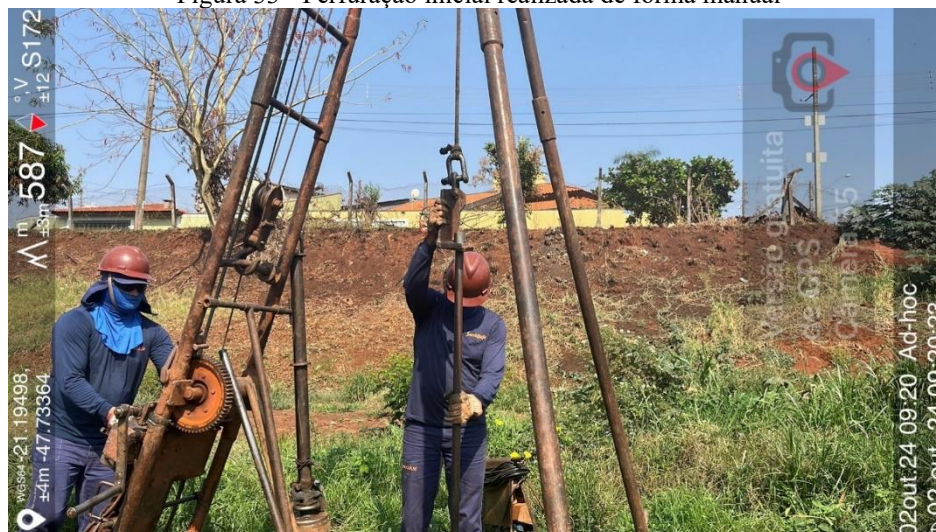
No processo de execução da sondagem, determinou-se que para cada furo, de SP-01 a SP-08, deveria haver cuidados específicos, devido à necessidade coleta de amostras em profundidades pré-estabelecidas, conforme dados da Tabela 4. As imagens (Figura 32 e Figura 33) ilustram o processo de perfuração.

Figura 32 - Processo de perfuração de um dos furos de sondagem



Fonte: Autora (2024)

Figura 33 - Perfuração inicial realizada de forma manual



Fonte: Autora (2024)

À medida que as profundidades previamente estabelecidas eram alcançadas, realizava-se a raspagem de aproximadamente 30 cm da camada do solo do trado (Figura 34).

Figura 34 - Retirada da camada de solo



Fonte: Autora (2024)

As amostras obtidas foram acondicionadas em sacos plásticos do tipo *ziplock* (Figura 35 e Figura 36) devidamente identificados com as seguintes informações: número do furo (SPTn), nome da bacia de infiltração correspondente e profundidade da coleta. Após a identificação, os sacos plásticos com solo foram encaminhados ao laboratório. As Figura 37 e Figura 38 retratam o processo de coleta e acondicionamento.

Figura 35 - Sacos plásticos etiquetados com nome das bacias, nome do ponto e profundidade



Fonte: Autora (2024)

Figura 36 - Saco plástico etiquetado com nome das bacias, nome do ponto e profundidade



Fonte: Autora (2024)

Figura 37 - Raspagem da hélice e coleta das amostras



Fonte: Autora (2024)

Figura 38 - Coleta e acondicionamento da amostra



Fonte: Autora (2024)

Para evitar a contaminação entre camadas de solo durante a execução das sondagens pelo trado, foi realizada a limpeza do equipamento a cada troca de profundidade da coleta. Para isso, utilizou-se o detergente de alta precisão Alconox, um limpador em pó indicado para remoção de resíduos em amostras ambientais, laboratoriais e hospitalares, incluindo contaminantes como solos, sais, sangue e materiais radioativos (ficha técnica do produto disponível integralmente no Anexo D). A Figura 39 mostra a unidade de Alconox utilizada nas atividades de campo.

Figura 39 - Frasco de detergente de precisão *in loco*



Fonte: Autora (2024)

O preparo foi realizado conforme as recomendações do fabricante, que indica 10g do produto para cada 1 litro de água. Para tanto, foi utilizada uma balança de precisão, um saco plástico e uma garrafa PET de 2 litros, sendo necessário, então, 20g do produto para cada garrafa PET. As Figura 41 Figura 40 a Figura 42 ilustram o processo preparo da solução e de lavagem do equipamento.

Figura 40 - Preparo do detergente de alta precisão para lavagem do trado e amostrado



Fonte: Autora (2024)

Figura 41- Lavagem do amostrador com o detergente de alta precisão



Fonte: Autora (2024)

Figura 42 - Equipamento lavado para nova coleta

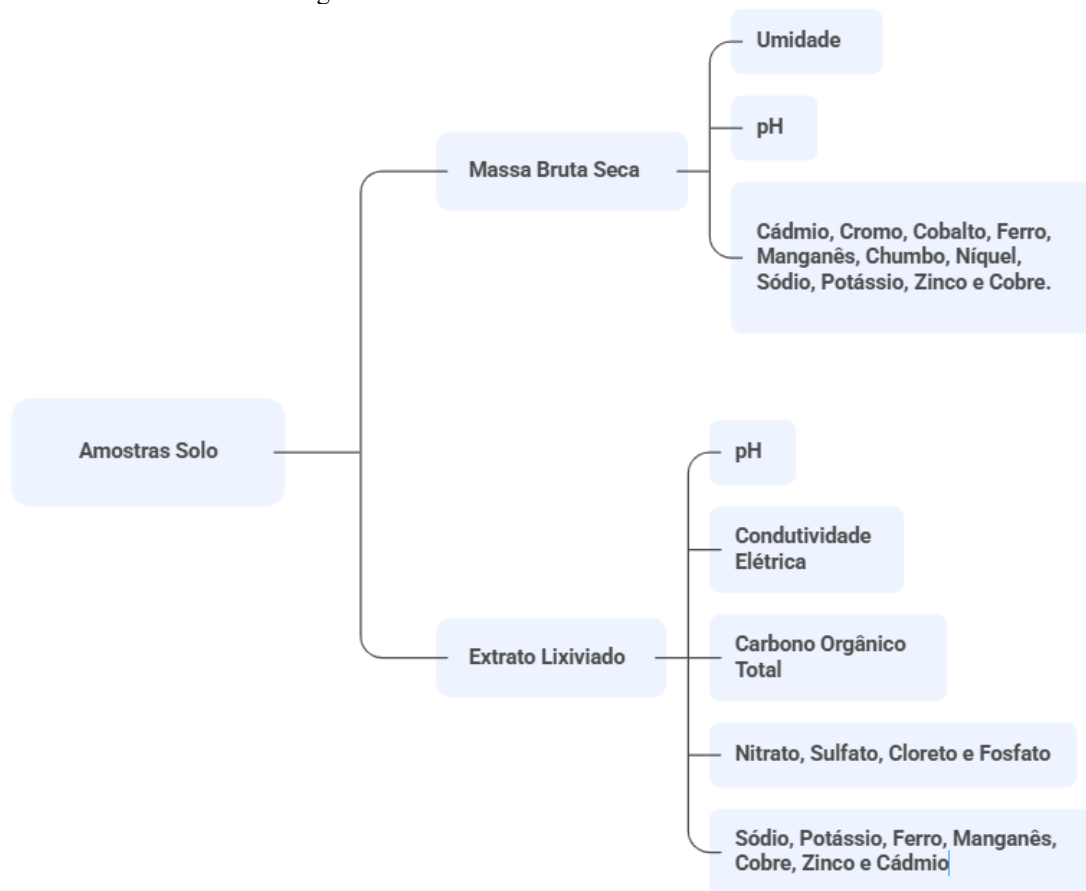


Fonte: Autora (2024)

3.4 ENSAIOS DE LABORATÓRIO

As análises laboratoriais foram realizadas nas amostras de solo coletadas em diferentes profundidades (1, 3, 5 e 8 m), em duas bacias de infiltração (uma mais antiga e outra mais recente). Foram conduzidos dois conjuntos principais de ensaios: massa bruta de solo na base seca e extrato lixiviado. A Figura 43 apresenta um resumo dos parâmetros avaliados em cada tipo de análise.

Figura 43 - Resumo das análises laboratoriais



Fonte: Autora (2024)

Os tópicos 3.4.1, 3.4.2 e 3.4.3 apresentam uma breve descrição dos procedimentos laboratoriais realizados, incluindo os materiais utilizados, os equipamentos empregados e as etapas envolvidas em cada ensaio.

3.4.1 Extrato Lixiviado

Todas as amostras foram submetidas ao processo de lixiviação, seguindo procedimento adaptado da ABNT NBR 10005:2004 - Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, tendo como referência a classificação de resíduos definida pela ABNT NBR 10004:2004 - Resíduos sólidos - Classificação.

O ensaio foi realizado utilizando-se 50 g de solo úmido de cada amostra, aos quais foram adicionados 800 mL de água deionizada. A mistura foi agitada e, em seguida, procedeu-se à medição do pH. Quando necessário, realizou-se a correção do pH mediante adição controlada de ácido acético (solução $0,1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$) até que o valor atingisse $5,0 \pm 0,2$. Após o ajuste, o volume da solução foi completado até 1000 mL com água deionizada.

A mistura foi submetida à agitação constante a 100 rpm por um período de 24 horas. Concluído o tempo de agitação, a solução foi filtrada por membrana com porosidade de 0,45 µm, separando-se o extrato lixiviado do resíduo sólido remanescente.

O extrato lixiviado foi analisado quanto à concentração dos seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (µS/cm), carbono orgânico total (mg/L C), nitrato (mg/L N-NO₃⁻), cloreto (mg/L Cl⁻), sulfato (mg/L SO₄²⁻), fosfato (mg/L PO₄³⁻), além dos teores de sódio (mg/L Na), potássio (mg/L K), ferro (mg/L Fe), manganês (mg/L Mn), cobre (mg/L Cu) e zinco (mg/L Zn).

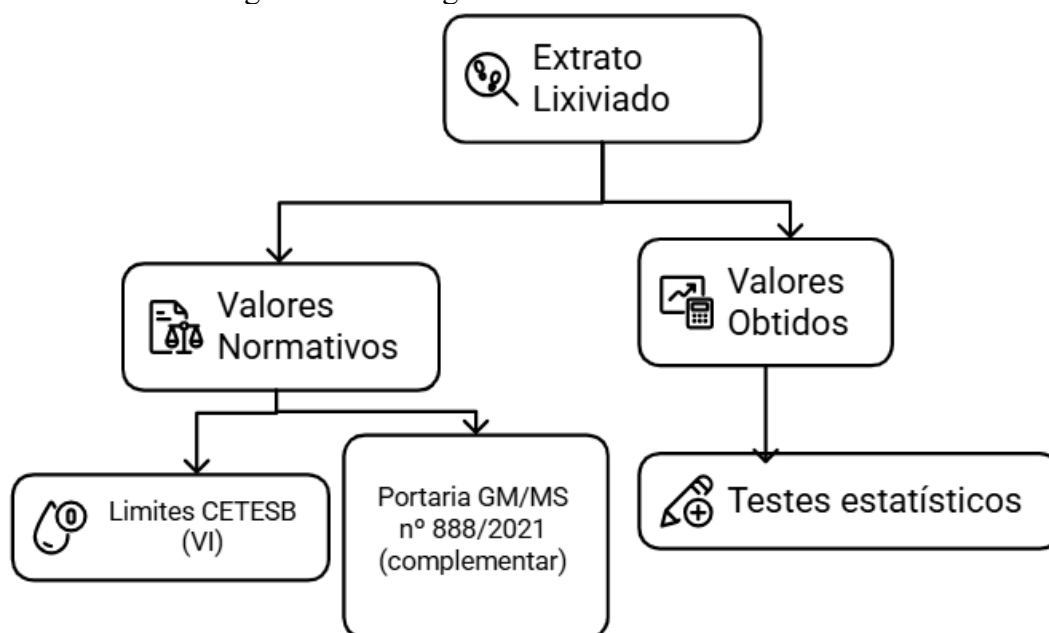
Conforme a ABNT NBR 10005:2004, o ensaio de lixiviação tem por objetivo “simular o processo de percolação de água através do resíduo, visando determinar as concentrações de substâncias que podem ser solubilizadas e lixiviadas para o meio ambiente” (item 4 - Objetivo e campo de aplicação). O método é conduzido sob pH controlado e relação líquido/sólido definida, “para estimar a quantidade de constituintes que podem ser removidos por lixiviação sob condições de exposição a soluções levemente ácidas” (item 5 - Princípio do método). Dessa forma, o extrato lixiviado não representa a concentração real presente na água subterrânea, mas sim a fração potencialmente solubilizável, ou seja, o potencial de liberação de elementos ao meio aquoso em cenário de percolação ácida, condição análoga à infiltração de águas pluviais em solos superficiais.

3.4.2.1 Análise dos dados do extrato lixiviado

A análise dos dados do extrato lixiviado foi conduzida a partir da comparação dos valores médios obtidos em cada camada das bacias de infiltração com três grupos referenciais: (I) Valores normativos - limites estabelecidos pela CETESB (2021) para águas subterrâneas, Valor de Intervenção (VI). Além disso, inseriu-se nas referências os padrões de potabilidade definidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, utilizados como balizadores complementares. (II) Realizou-se testes estatísticos a serem descritos no tópico “3.4.4.1 Testes no Extrato Lixiviado”.

A Figura 44 apresenta as etapas de análise principais do extrato lixiviado.

Figura 44 - Fluxograma análise extrato lixiviado



Fonte: Autora (2025)

3.4.2 Massa Bruta (Base Seca)

A massa bruta seca foi submetida à análise para quantificação dos parâmetros químicos: umidade, pH, cádmio (Cd), cromo (Cr), cobalto (Co), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), níquel (Ni), sódio (Na), potássio (K), zinco (Zn) e cobre (Cu).

3.4.2.1 Umidade e pH

O primeiro ensaio realizado em laboratório com as amostras coletadas foi a determinação da umidade do solo pelo método da estufa, adaptado do Anexo A da ABNT NBR 6457/2016.

A umidade (h) de um solo é definida como a razão entre a massa da água (Ma) contida em um determinado volume de solo e a massa da parte sólida (Ms) existente nesse mesmo volume (CAPUTO, 2017)

Para a determinação da umidade das amostras, primeiramente, realiza-se a identificação e pesagem da placa a ser utilizada. Após, é adicionada à placa a amostra de solo e é realizada a pesagem do conjunto placa e amostra de solo. Na sequência, o conjunto é colocado em uma estufa a 110°C por 24h. Após o tempo na estufa, retira-se o conjunto que é novamente aferido a massa novamente. O processo foi realizado com todas as amostras.

A massa de água presente na amostra foi calculada pela diferença entre as massas úmida e seca, conforme equação 3:

$$Ma = M_1 - M_2 \quad (3)$$

Onde:

Ma: massa da água (g)

M1: massa do conjunto(amostra+placa) úmido (g)

M2: massa do conjunto(amostra+placa) seco (g)

A massa seca do solo foi determinada pela subtração da massa da cápsula metálica da massa do conjunto seco:

$$M_s = M_2 - M_p \quad (4)$$

Onde:

Ms: massa seca do solo (g);

Mp: massa da cápsula metálica vazia (g)

Com esses valores, a umidade do solo foi calculada por meio da equação 5:

$$h(\%) = \frac{M_a}{M_s} \cdot 100 \quad (5)$$

Onde:

h : umidade gravimétrica do solo, expressa em porcentagem (%);

Ma: massa da água (g);

Ms: massa seca do solo (g)

Os materiais utilizados foram placas de porcelana, amostras de solo, estufa com controle de temperatura e balança analítica.

Além disso, a determinação do pH nas amostras de solo em massa bruta foi realizada por método potenciométrico, conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SM 4500 H⁺ B; APHA *et al.*, 2017), utilizando-se pHmetro calibrado (modelo 230A, Orion, USA).

3.4.2.2 Análise dos metais em laboratório

Antes da análise por espectrofotometria atômica, foi necessário preparar as amostras de solo, em um processo chamado digestão. Para a digestão, a amostra de solo foi tratada com uma

mistura de ácido nítrico (HNO₃) e ácido perclórico (HClO₄), no procedimento que teve como objetivo decompor a matéria orgânica e liberar os metais na forma solúvel para análise.

Em uma massa conhecida de amostra, foi adicionado um volume de 50mL de mistura ácida (4:1 HNO₃/perclórico), o que significa que, para cada 4 partes de ácido nítrico, foi adicionada 1 parte de ácido perclórico.

Utiliza-se soluções padrão com concentrações conhecidas dos metais de interesse para a determinação de uma curva de calibração. A absorbância medida para essas soluções padrão é correlacionada com suas concentrações. A curva é então utilizada para determinar a concentração dos metais nas amostras de solo.

A espectrofotometria atômica com chama (*FAAS - Flame Atomic Absorption Spectrometry*) é uma técnica analítica utilizada para determinar a concentração de metais em amostras. A técnica é baseada na absorção de radiação eletromagnética por átomos no estado gasoso, que são excitados por uma chama. Cada elemento absorve luz em um comprimento de onda específico, permitindo sua quantificação em concentração de mg/L.

Os metais analisados utilizando a espectrofotometria atômica com chama incluem: cádmio (Cd), cromo (Cr), cobalto (Co), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), níquel (Ni), sódio (Na), potássio (K), zinco (Zn) e cobre (Cu).

O cálculo da concentração dos metais (M) no solo foi realizado conforme a equação 6.

$$M = \frac{C_m \times V_{extrato}}{m_a} \quad (6)$$

Onde:

M: concentração do metal na amostra de solo (mg/kg);

C_m: concentração obtida no espectrofotômetro de absorção atômica (mg/L);

V_{extrato}: volume de extrato (mL), utilizado 50mL;

m_a: massa de amostra (g)

3.4.2.3 Análise dos dados da massa bruta

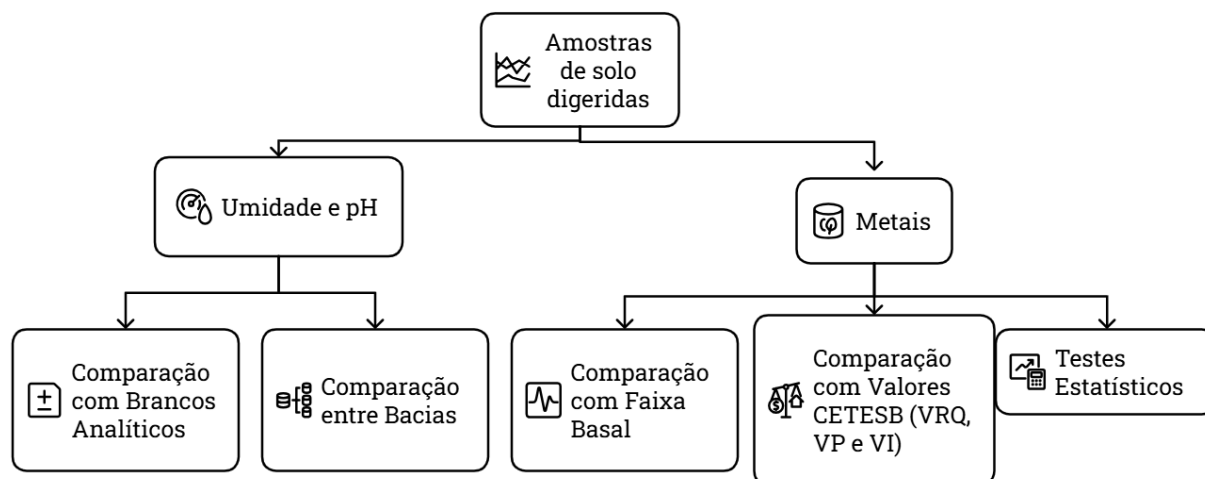
A análise dos dados da massa bruta foi estruturada em duas etapas principais:

(I) Umidade e pH - comparação dos valores médios de umidade e de pH obtidos em cada camada das bacias, em relação aos respectivos brancos analíticos e também entre as bacias.

(II) Metais - comparação dos teores médios de cada metal com três referenciais: a faixa basal descrita na literatura para Latossolos Vermelhos (LV) e Latossolos Vermelho-Amarelos (LVA); os valores orientadores definidos pela CETESB (2021): Valor de Referência de

Qualidade (VRQ), Valor de Prevenção (VP) e Valor de Intervenção (VI); realizou-se testes estatísticos a serem descritos no tópico “3.4.4.2 Testes na Massa Bruta”.

Figura 45 - Fluxograma da análise



Fonte: Autora (2025)

3.4.3 Parâmetros Analíticos

Os procedimentos analíticos adotados seguiram as diretrizes estabelecidas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23ª edição (APHA, *et al.*, 2017), garantindo padronização e confiabilidade dos resultados.

A Tabela 5 apresenta os parâmetros avaliados, suas respectivas unidades, limites de quantificação (LQ), métodos analíticos utilizados segundo a APHA *et al.* (2017), bem como os equipamentos empregados durante as análises.

Tabela 5 - Parâmetros, unidades, limites de quantificação (LQ), equipamentos e métodos analíticos realizados em amostras de solo e extratos de lixiviação

Parâmetro	Unidade	LQ	Método (SM)	Equipamento
Umidade (solo)	g/100g ou %p/p	1	SM 2540	Balança analítica, Sartorius BL 210 S, Goettingen, Alemanha.
pH	adimensional	0,01	Eletrometrico SM 4500 H+ B	pH meter, modelo 230A, marca Orion, USA.
Condutividade elétrica CE	μS/cm	1	Potenciometrico SM 2510 B	Condutivímetro, modelo MA 003 Marconi, Brasil.
Carbono orgânico total COT	mg C/L	0,5	Combustão Infra vermelho SM 5310 B	TOC-L CPH, Marca Shimadzu, série H54214900424, Japan.
Nitrogênio nitrato	mg N-NO3/L	0,01	Espectrofotometrico UV SM 4500 NO3 B	Espectrofotômetro UV-Visível, modelo CARY 1E Varian, Austrália.
Cloreto	mg Cl-/L	1	Titrimetrico SM 4500 Cl	Bureta digital Top Buret M, marca Eppendorf, série 01j 27174, Alemanha.
Fosfato	mg PO ₄ /L	0,001	Espectrofotometrico - Visível SM 4500 P C	Espectrofotômetro DR 3900, marca Hach, Loveland, USA.
Sódio e Potássio	mg/L	0,1	Emissão de chama ar e acetileno SM 3500 Na B	Espectrofotômetro de absorção atômica,
Ferro, Manganês, Cobre e Zinco	mg/L	0,01	Absorção atômica em chama ar e acetileno SM 3111 B	AAAnalyst 700, Perkin Elmer, USA

Fonte: APHA-AWWA-WPCF Standard Methods (SM)for the Examination of Water and Wastewater, 23th Edition, Washington (2017).

3.4.4 Testes Estatísticos

Os testes estatísticos foram aplicados com o propósito de avaliar diferenças significativas entre as amostras de solo na massa bruta na base seca e no extrato lixiviado das duas bacias de infiltração estudadas, bem como investigar a influência da profundidade e a divergência em relação aos respectivos brancos analíticos.

Dada a assimetria das distribuições e ao número de amostras por camada, foram empregados testes não paramétricos, mais adequados a conjuntos de dados com presença de valores abaixo do limite de quantificação ($<LQM$) e ausência de normalidade comprovada.

Todos os testes estatísticos foram realizados com o software *Orange Data Mining* (versão 3.38), ambiente de análise visual baseado em código aberto em *Python*, utilizando os módulos de estatística descritiva, teste de hipóteses e correlação não paramétrica. Os testes realizados foram:

- Teste de Mann-Whitney U (Wilcoxon Rank-Sum) para comparações entre dois grupos

O teste de Mann-Whitney U (Wilcoxon Rank-Sum) é utilizado para comparar dois grupos diferentes, como as amostras das duas bacias de infiltração em uma mesma profundidade ou as amostras em relação ao branco analítico.

A hipótese nula (H_0) considera que ambos os grupos apresentam distribuições idênticas, não havendo diferença estatisticamente significativa entre as medianas. A rejeição de H_0 ocorre quando o valor ajustado de probabilidade (p_{adj}) é inferior a 0,05, indicando que as diferenças observadas entre os grupos são estatisticamente significativas (a chance de essa diferença ter ocorrido apenas por acaso é menor que 5%, ou seja, é possível afirmar 95% de confiança). Portanto, quando $p_{adj} < 0,05$, considera-se que há diferença estatisticamente significativa entre os grupos, enquanto $p_{adj} \geq 0,05$ indica ausência de diferença significativa, podendo as variações observadas decorrer apenas da variabilidade natural dos dados.

- Tamanhos de efeito reportados por Cliff's delta (δ)

Para além da significância estatística, foi avaliada a magnitude das diferenças por meio do tamanho de efeito (Cliff's delta, δ), que mede a probabilidade de um valor aleatório do grupo 1 ser superior a um do grupo 2, subtraída da probabilidade inversa. O coeficiente δ varia entre -1 e $+1$, sendo que valores positivos indicam maior predominância no grupo 1 e valores negativos no grupo 2, por exemplo.

A interpretação da magnitude do tamanho de efeito seguiu a classificação proposta por Romano *et al.* (2006), baseada na equivalência entre as medidas de Cliff's delta (δ) e Cohen's d . Valores absolutos de δ inferiores a 0,147 indicam efeito muito pequeno; entre 0,147 e 0,33, pequeno; entre 0,33 e 0,474, moderado; e superiores a 0,474, grande. Assim, o sinal de δ indica a direção da diferença, enquanto sua magnitude descreve o grau de separação entre as

distribuições, oferecendo uma medida mais informativa da diferença entre grupos do que o p-valor isoladamente (CLIFF, 1993, 1996; ROMANO *et al.*, 2006).

- Teste de Kruskal-Wallis para avaliar variação entre três ou mais grupos:

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para verificar a variação dos parâmetros em função da profundidade dentro de cada bacia de infiltração. Trata-se de um teste não paramétrico utilizado para comparar três ou mais grupos independentes, sendo uma alternativa ao teste ANOVA quando os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variância não são atendidos.

A hipótese nula (H_0) estabelece que todas as profundidades possuem distribuições equivalentes, ou seja, não há diferença estatisticamente significativa entre as camadas analisadas. A rejeição de H_0 ocorre quando o valor ajustado de probabilidade (p_{adj}) é inferior a 0,05, indicando diferença significativa entre pelo menos uma das profundidades.

- Tamanho de efeito: Epsilon-quadrado (ϵ^2)

Para complementar a análise de significância estatística do teste de Kruskal-Wallis, foi estimado o tamanho de efeito epsilon-quadrado (ϵ^2), que expressa a proporção da variabilidade total explicada pelo fator de interesse (neste caso, a profundidade). Trata-se de uma medida não paramétrica análoga ao coeficiente de determinação (R^2) utilizado em análises de variância, permitindo quantificar a relevância prática das diferenças observadas.

O valor de ϵ^2 varia entre 0 e 1, sendo que valores mais próximos de 1 indicam maior contribuição da profundidade na explicação da variabilidade dos parâmetros analisados.

A interpretação da magnitude do efeito seguiu os critérios propostos por Cohen (1988), considerando aproximadamente $\epsilon^2 \approx 0,01$ como pequeno, $\epsilon^2 \approx 0,06$ como moderado, e $\epsilon^2 \geq 0,14$ como grande. Essa classificação foi utilizada como referência, ajustando-se ao contexto ambiental e à natureza heterogênea dos dados de solo.

- Tamanho de efeito: Cohen's (d)

Também foi utilizado o tamanho de efeito padronizado (Cohen's d), que mede o afastamento das amostras em relação ao valor de referência natural. O coeficiente foi calculado

pela diferença entre as médias das amostras e do branco, dividida pelo desvio padrão combinado (s_{pooled}), conforme as equações 7 e 8:

$$Spooled = \sqrt{\frac{(s_1^2 + s_2^2)}{2}} \quad (7)$$

$$Effect\ Value = \frac{\bar{x}_{amostra} - \bar{x}_{branco}}{Spooled} \quad (8)$$

A interpretação da magnitude seguiu os critérios de Cohen (1988), adaptados ao contexto geoquímico: valores de d entre 0,2 e 0,5 indicam diferença discreta ou alteração ambiental incipiente; entre 0,5 e 0,8, alteração moderada; entre 0,8 e 1,2, impacto expressivo; e superiores a 1,2, enriquecimento ou mobilização clara, com evidência de acúmulo.

- Correção de múltiplas comparações pelo método Benjamini-Hochberg (FDR)

O procedimento de correção de múltiplas comparações pelo método Benjamini-Hochberg (FDR) foi aplicado aos valores de p obtidos tanto nos testes de Mann-Whitney U quanto nos testes de Kruskal-Wallis, visando assegurar o controle da taxa de falsos positivos e a consistência das inferências estatísticas.

3.4.4.1 Testes Estatísticos no Extrato Lixiviado

Os testes estatísticos realizados no extrato lixiviados foram:

- Comparação entre Bacias - teste de Mann -Whitney

Inicialmente, as comparações foram realizadas entre as duas bacias de infiltração (Parque dos Servidores e Santa Iria I), considerando-se cada profundidade individualmente (1m, 3m e 5m). Para tanto, empregou-se o teste de Mann-Whitney, apropriado para amostras independentes e não paramétricas (dois grupos), a fim de verificar diferenças estatisticamente significativas entre as distribuições dos parâmetros físico-químicos e metálicos. A magnitude das diferenças foi expressa pelo tamanho de efeito (Cliff's δ), de modo a indicar se as concentrações médias de determinado parâmetro eram consistentemente superiores em uma das bacias.

- Relação entre a profundidade e os parâmetros - Kruskal-Wallis

Foram avaliadas as variações verticais dos parâmetros estudados em cada bacia de infiltração (separadamente), com o objetivo de identificar possíveis tendências associadas à profundidade. Para isso, aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis, adequado para comparações entre três ou mais grupos independentes, representados pelas diferentes camadas de solo (1 m, 3 m e 5 m). A hipótese nula (H_0) considera que todas as profundidades apresentam distribuições equivalentes, isto é, não há diferença estatisticamente significativa entre as camadas analisadas. A rejeição de H_0 ocorre quando o valor ajustado de probabilidade (p_{adj}) é inferior a 0,05, indicando a existência de diferença significativa.

A magnitude do efeito da profundidade sobre cada parâmetro foi expressa pelo epsilon-quadrado (ϵ^2). A interpretação seguiu os critérios de Cohen (1988), considerando aproximadamente $\epsilon^2 \approx 0,01$ como pequeno, $\epsilon^2 \approx 0,06$ como moderado e $\epsilon^2 \geq 0,14$ como grande.

Os resultados foram representados por duas formas gráficas complementares: (a) gráficos bivariados relacionando o tamanho de efeito (ϵ^2) no eixo x e o nível de significância ($-\log_{10}p$) no eixo y, que permitem avaliar simultaneamente a intensidade da influência da profundidade e o grau de significância estatística dos parâmetros; e (b) gráficos de dispersão entre os valores medianos dos parâmetros e a profundidade (m), com ajuste de tendência linear e indicação dos coeficientes de correlação de Spearman (r) e de determinação (R^2). O coeficiente de Spearman (r) indica o grau e a direção da correlação entre o parâmetro e a profundidade ($r < 0$ sugere tendência de redução; $r > 0$ tendência de aumento), enquanto o coeficiente de determinação (R^2) representa a proporção da variação explicada pela tendência observada, variando entre 0 e 1.

- Comparação com os brancos analíticos - Teste de Mann-Whitney

Por fim, as amostras das bacias de infiltração do extrato lixiviado foram comparadas com seus respectivos brancos analíticos, a fim de verificar possíveis desvios em relação ao que se assumiu como condições naturais do solo. Para tanto, empregou-se novamente o teste de Mann-Whitney U (Wilcoxon Rank-Sum), considerando como grupos as amostras das bacias (1 m, 3 m e 5 m) e aos brancos analíticos (8 m).

A hipótese nula (H_0) estabelece que ambos os grupos apresentam distribuições equivalentes, isto é, não há diferença estatisticamente significativa entre as amostras da bacia e o branco. A rejeição de H_0 ocorre quando o $p_{adj} < 0,05$, indicando diferença significativa

possivelmente associada à influência do funcionamento da bacia sobre as condições físico-químicas e metálicas do solo.

A magnitude da diferença foi expressa pelo tamanho de efeito padronizado (Cohen's d) e interpretação da magnitude seguiu os critérios de Cohen (1988), adaptados ao contexto geoquímico: valores de d entre 0,2 e 0,5 indicam diferença discreta ou alteração ambiental incipiente; entre 0,5 e 0,8, alteração moderada; entre 0,8 e 1,2, impacto expressivo; e superiores a 1,2, enriquecimento ou mobilização clara, com evidência de acúmulo.

Os resultados foram apresentados por gráficos bivariados de $d \times -\log_{10}(p)$, nos quais o tamanho de efeito (Cohen's d) é representado no eixo x e o nível de significância ($-\log_{10}p$) no eixo y , permitindo a visualização simultânea da magnitude e da significância estatística das diferenças entre as amostras e os respectivos brancos analíticos

3.4.4.2 Testes Estatísticos na Massa Bruta

Os testes estatísticos realizados na massa bruta seguiram o mesmo raciocínio aplicado ao extrato lixiviado, adaptados às particularidades dos dados obtidos.

- Comparação entre Bacias - teste de Mann-Whitney

As comparações entre as bacias de infiltração (Parque dos Servidores e Santa Iria I) foram realizadas considerando-se cada profundidade individualmente (1 m, 3 m e 5 m). Aplicou-se o teste não paramétrico de Mann-Whitney U (Wilcoxon Rank-Sum), utilizado para verificar diferenças entre grupos independentes. Foram adotados limiares ampliados de significância, definidos conforme a convenção estatística aplicada neste estudo: $p < 0,10$ ($-\log_{10}p \geq 1,0$, aproximadamente 90 % de confiança) foi considerado indicativo de diferença estatística, e $p \approx 0,16$ ($-\log_{10}p \geq 0,8$, cerca de 84 % de confiança) foi interpretado como tendência de diferença.

A magnitude das diferenças foi expressa pelo tamanho de efeito (Cliff's δ), que representa a intensidade e a direção das discrepâncias entre os grupos.

Os resultados foram representados em gráficos bivariados $\delta \times -\log_{10}(p)$, em que as linhas horizontais indicam os limiares de significância ($-\log_{10}p = 1,0$ e $0,8$) e as verticais o limite de efeito considerado relevante ($|\delta| \geq 0,474$), conforme Romano *et al.* (2006).

- Relação entre a profundidade e os parâmetros - Kruskal-Wallis

As variações verticais dos parâmetros foram avaliadas separadamente em cada bacia de infiltração, com o objetivo de verificar a influência da profundidade nas distribuições observadas. Para isso, aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, utilizado para comparações entre três ou mais grupos independentes, correspondentes às camadas de solo de 1 m, 3 m e 5 m. A hipótese nula (H_0) estabelece que todas as profundidades apresentam distribuições equivalentes, isto é, não há diferença estatisticamente significativa entre as camadas analisadas. Foram adotados os mesmos limiares de significância definidos para o teste de Mann-Whitney: $p < 0,10$ ($-\log_{10}p \geq 1,0$) como indicativo de diferença estatística e $p \approx 0,16$ ($-\log_{10}p \geq 0,8$) como indicativo de tendência, correspondendo a níveis de confiança aproximados de 90 % e 84,1 %, respectivamente.

A magnitude do efeito da profundidade foi expressa pelo epsilon-quadrado (ϵ^2), que representa a proporção da variabilidade total associada ao fator de interesse. A interpretação seguiu os critérios de Cohen (1988), considerando aproximadamente $\epsilon^2 \approx 0,01$ como pequeno, $\epsilon^2 \approx 0,06$ como moderado e $\epsilon^2 \geq 0,14$ como grande.

Os resultados foram apresentados em gráficos bivariados $\epsilon^2 \times -\log_{10}(p)$, nos quais as linhas horizontais indicam os limiares de $-\log_{10}p = 1,0$ e $0,8$, e as verticais os níveis de efeito considerados relevantes.

- Comparação com os brancos analíticos - Teste de Mann-Whitney

As amostras das bacias de infiltração foram comparadas com seus respectivos brancos analíticos (8 m), a fim de avaliar possíveis desvios em relação às condições naturais do solo. Para isso, aplicou-se o teste de Mann-Whitney U (Wilcoxon Rank-Sum), apropriado para amostras independentes e não paramétricas, considerando como grupos as amostras da bacia (1 m, 3 m e 5 m) e o branco analítico.

Entretanto, devido ao número de brancos por bacia, não foi possível realizar uma análise de significância estatística. Essa característica limita o poder de teste e pode inflar os valores de p (subestimando a variabilidade do branco). Assim, a comparação foi conduzida de forma exploratória.

3.5 ELABORAÇÃO DO GUIA DE BOAS PRÁTICAS

Para a elaboração do guia de contribuições voltado ao monitoramento e manutenção de bacias de infiltração, destinado ao poder público municipal, foram utilizadas como base as referências bibliográficas apresentadas no tópico 2.5 “A Importância da Manutenção de Dispositivos de Drenagem”. Esse conjunto de estudos e manuais técnicos reúne experiências nacionais e internacionais sobre rotinas de conservação, destacando desde ações de inspeção até procedimentos corretivos.

O processo metodológico compreendeu quatro etapas.

(I) Leitura e sistematização das referências: foram analisados os principais autores e manuais que abordam a relevância da manutenção preventiva e contínua em dispositivos de drenagem (Clozel *et al.*, 2006; Baptista, Nascimento e Barraud, 2015; Canholi, 2005; Souza *et al.*, 2013; CIRIA, 2015; USEPA; ANA, 2021, entre outros).

(II) Identificação de elementos recorrentes: a análise buscou reconhecer aspectos comuns entre os documentos, como a necessidade de planos formais de manutenção, definição de periodicidades mínimas de inspeção, registro padronizado das atividades, remoção periódica de sedimentos, limpeza de entradas e saídas, manejo de vegetação e verificação estrutural. Também foram observados diferenciais de cada manual, como a integração entre função hidráulica e ecológica, a adaptação a diferentes condições climáticas e a atribuição de responsabilidades institucionais.

(III) Levantamento da situação local: leitura do PlanSab-RP (2025), realização de um diagnóstico preliminar da realidade municipal em Ribeirão Preto, por meio de observações em campo e análise documental, com o objetivo de identificar lacunas e dificuldades relacionadas à gestão das bacias de infiltração.

(IV) Síntese e adaptação ao contexto local: os parâmetros identificados foram reunidos em um conjunto de recomendações práticas voltadas tanto para bacias de infiltração já existentes quanto para aquelas que ainda poderão ser implantadas. A adaptação considerou as condições pedológicas locais e a realidade de gestão municipal, resultando em um material aplicável e de fácil utilização pelos órgãos públicos.

Dessa forma, o guia elaborado reúne diretrizes essenciais para promoção da eficiência hidráulica e ambiental das bacias de infiltração, conciliando boas práticas descritas na literatura com a realidade de Ribeirão Preto, e constitui um dos principais produtos deste trabalho.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os tópicos 4.1, 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5 apresentam os resultados obtidos a partir da execução da metodologia proposta.

4.1. ESCOLHA DAS BACIAS

A Tabela 6 ilustra os atributos associados à parte da base cartográfica das bacias cadastradas no município de Ribeirão Preto - SP.

Tabela 6 - Tabela de atributos da camada das bacias cadastradas via QGIS

id	Empreend.	Tipo	Classe	Área	Coord. X	Coord. Y
1	1 Santa Iria	Pública	Infiltração	24643,78429055...	217818,2110584...	7652360,968306...
2	2 Reserva Real	Pública	Detenção	21328,29659402...	216841,5794442...	7654183,227180...
3	3 Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	810,2967625053...	215961,3141698...	7653347,833473...
4	4 Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	650,4551887041...	215966,1174047...	7653631,30534446
5	5 Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	2270,404329367...	216188,6413904...	7653825,320483...
6	6 Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	2673,424137212...	216183,5809041...	7653611,327147...
7	7 Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	789,1278083277...	216194,6105960...	7654347,018691...
8	8 Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	750,4740163376...	216194,0230814...	7654160,31638596
9	9 Parque das Gaivotas	Pública	Detenção	10823,30654843...	218904,6542463...	7657261,934209...
10	10 Jardim Ângelo Jurca	Pública	Infiltração	13548,48418915...	217388,8818891...	7656781,968502...
11	16 Loteamento Jardim Antonio Palocci	Pública	Detenção	3424,115014455...	215778,2339567...	7661904,329588...
12	17 Loteamento Jardim Antonio Palocci	Pública	Detenção	3795,905310264...	215770,0415169...	7661972,945363...
13	18 Loteamento Jardim Antonio Palocci	Pública	Detenção	3464,685243027...	215837,9365797...	7662076,660182...
14	21 Loteamento Jardim Antonio Palocci	Pública	Detenção	5827,254678316...	215823,0188375...	7662144,481804...
15	20 Loteamento Jardim Antonio Palocci	Pública	Detenção	6948,390126317...	215924,7434288...	7662223,446627...
16	19 Loteamento Jardim Antonio Palocci	Pública	Detenção	11027,18870049...	216035,465958882	7662246,096724...
17	20 Loteamento Professor Antonio Palocci	Pública	Detenção	6193,90803411603	214855,924169873	7661802,92867778
18	21 Loteamento Jardim Pedra Branca	Pública	Detenção	6075,342273844...	215547,0089980...	7660035,137302...
19	22 Loteamento Jardim Eugênio Mendes Lopes	Pública	Detenção	5781,60549646616	203319,1045882...	7660056,38498813
20	24 Bosque dos Juritis	Pública	Detenção	1568,874028310...	209397,4929910...	7651742,220442...
21	23 Vivendas da Mata	Privada	Detenção	4686,562190661...	203121,1516860...	7650285,197879...
22	25 Lar Egito	Privada	Infiltração	358,1957719223...	216095,4909395...	7652587,409171...
23	26 Lar Egito	Privada	Infiltração	324,3997713699...	216175,0657173...	7652676,552473...
24	27 Vivendas da Mata - Portal Aroeira	Privada	Detenção	3644,218856945...	202751,9699370...	7651374,416579...
25	11 Villas do Mirante	Privada	Detenção	3497,981110887...	214963,0131917...	7649905,910060...
26	12 Villas do Mirante	Privada	Detenção	4283,611701533...	214591,4860756...	7649860,066558...
27	13 Villas do Mirante	Privada	Detenção	5976,213074972...	214789,1611522...	7650262,672534...
28	14 Residencial Quinta da Mata (Recanto da Mata)	Privada	Detenção	3415,506359498...	214588,1290844...	7650297,257298...
29	15 Residencial Quinta da Mata (Recanto da Mata)	Privada	Detenção	8940,343064665...	214231,3362993...	7650279,28905817

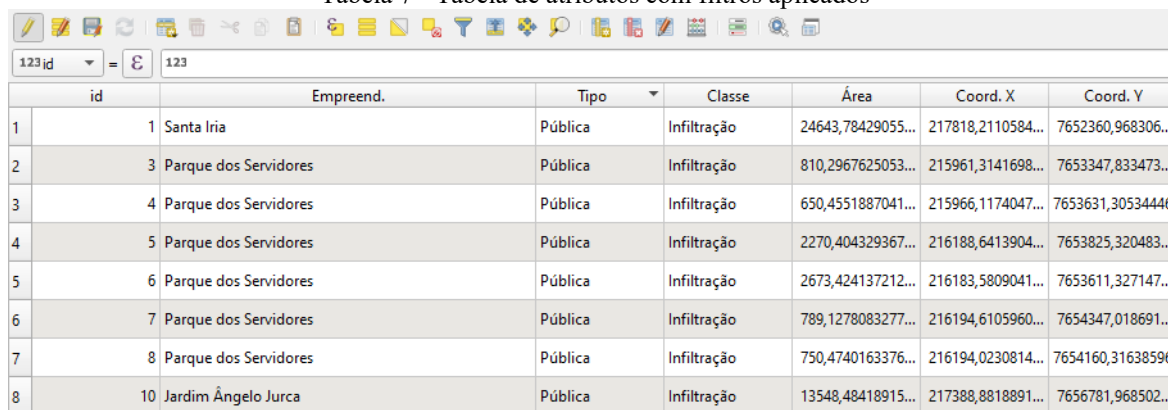
Fonte: Autora (2024)

Com base nessas informações, foram executadas as etapas iniciais da metodologia proposta, a saber: Etapa 1- aplicação de um filtro de dados da variável “classe” para a seleção

das bacias; Etapa 2 - análise da natureza jurídica das áreas (pública ou privada), variável denominada “tipo”; e Etapa 3 - verificação da localização dessas bacias na zona de afloramento do Sistema Aquífero Guarani (ZUE)

A Tabela 7 apresenta o resultado do filtro aplicado à base cartográfica de dados, mostrando exclusivamente as bacias classificadas como bacias de infiltração e localizadas em áreas públicas, conforme identificado na tabela de atributos. A seleção atendeu aos critérios estabelecidos nas Etapas 1 e 2 da metodologia.

Tabela 7 - Tabela de atributos com filtros aplicados

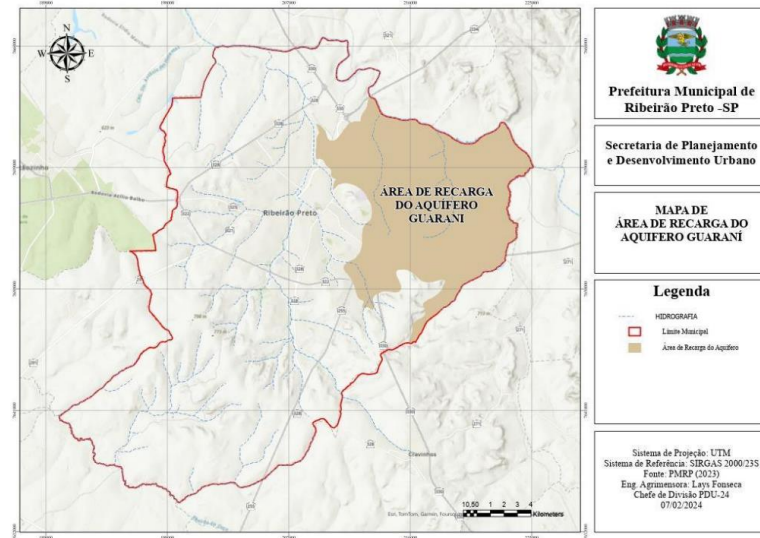


	id	Empreend.	Tipo	Classe	Área	Coord. X	Coord. Y
1	1	Santa Iria	Pública	Infiltração	24643,78429055...	217818,2110584...	7652360,968306...
2	3	Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	810,2967625053...	215961,3141698...	7653347,833473...
3	4	Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	650,4551887041...	215966,1174047...	7653631,30534446
4	5	Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	2270,404329367...	216188,6413904...	7653825,320483...
5	6	Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	2673,424137212...	216183,5809041...	7653611,327147...
6	7	Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	789,1278083277...	216194,6105960...	7654347,018691...
7	8	Parque dos Servidores	Pública	Infiltração	750,4740163376...	216194,0230814...	7654160,31638596
8	10	Jardim Ângelo Jurca	Pública	Infiltração	13548,48418915...	217388,8818891...	7656781,968502...

Fonte: Autora (2024)

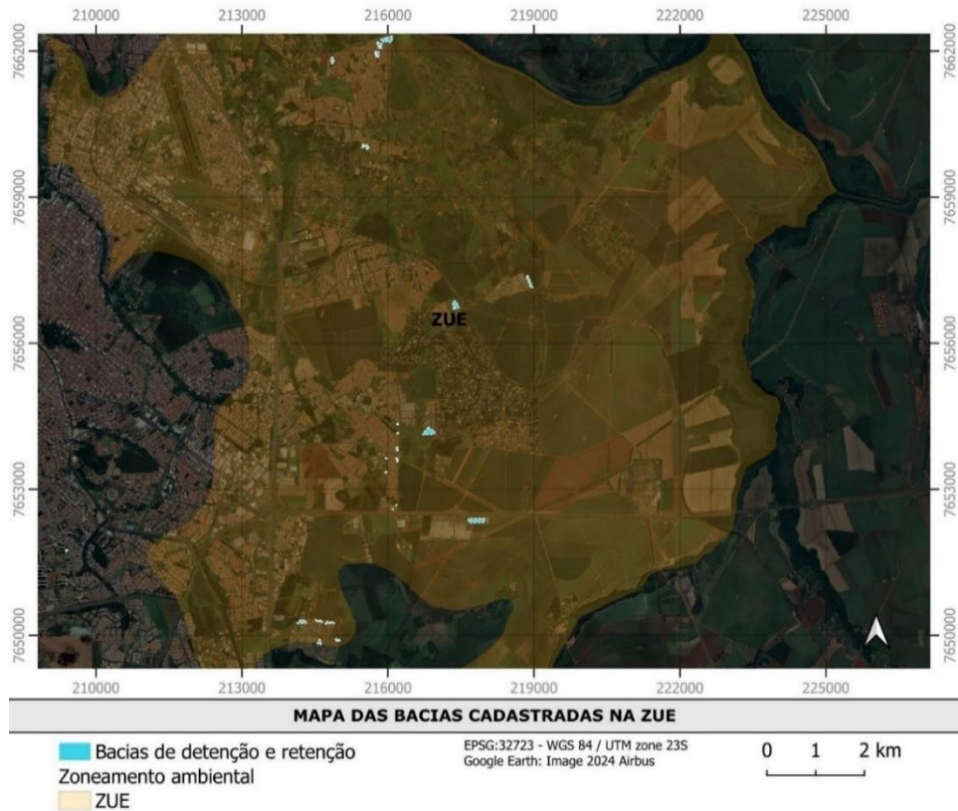
Na Etapa 3, realizou-se a sobreposição do polígono da zona de afloramento do Sistema Aquífero Guarani (ZUE) ao layer resultante da seleção anterior. Esse cruzamento espacial possibilitou identificar as bacias localizadas em áreas de recarga do aquífero, permitindo a exclusão daquelas situadas fora dessa zona. A Figura 46 ilustra a área denominada área de recarga do aquífero e a Figura 47 ilustra a sobreposição.

Figura 46 - Limite de Ribeirão Preto e delimitação da área de recarga do SAG (ZUE)



Fonte: Ribeirão Preto³ (2024)

Figura 47 - Polígono da ZUE sobrepondo as bacias da região



Fonte: Ribeirão Preto(2023) adaptado pela Autora (2025)

Na sequência, procedeu-se a Etapa 4, que consistiu na avaliação da viabilidade técnica para a aplicação da Sondagem Elétrica Vertical (SEV). Para isso, utilizou-se da ferramenta de régua do Google Earth e visitas *in loco*. Quase de forma concomitante, foi realizada a Etapa 5,

³ Mapa extraído do Plano Municipal de Saneamento Básico de Ribeirão Preto - Caderno 1: Diagnóstico (RIBEIRÃO PRETO, 2024).

que correspondente à avaliação da acessibilidade física das bacias remanescentes. A análise foi conduzida por meio de inspeção visual de imagens de satélite no Google Earth, com o objetivo de identificar a existência de vias públicas.

Por fim, na Etapa 6, foi efetuada a seleção das bacias de acordo com o tempo de implantação. Com base nos dados de projeto e em imagens históricas disponíveis no Google Earth, foram identificadas as datas de implementação das poucas bacias remanescentes.

Destacam-se alguns pontos excludentes e determinantes no processo de seleção:

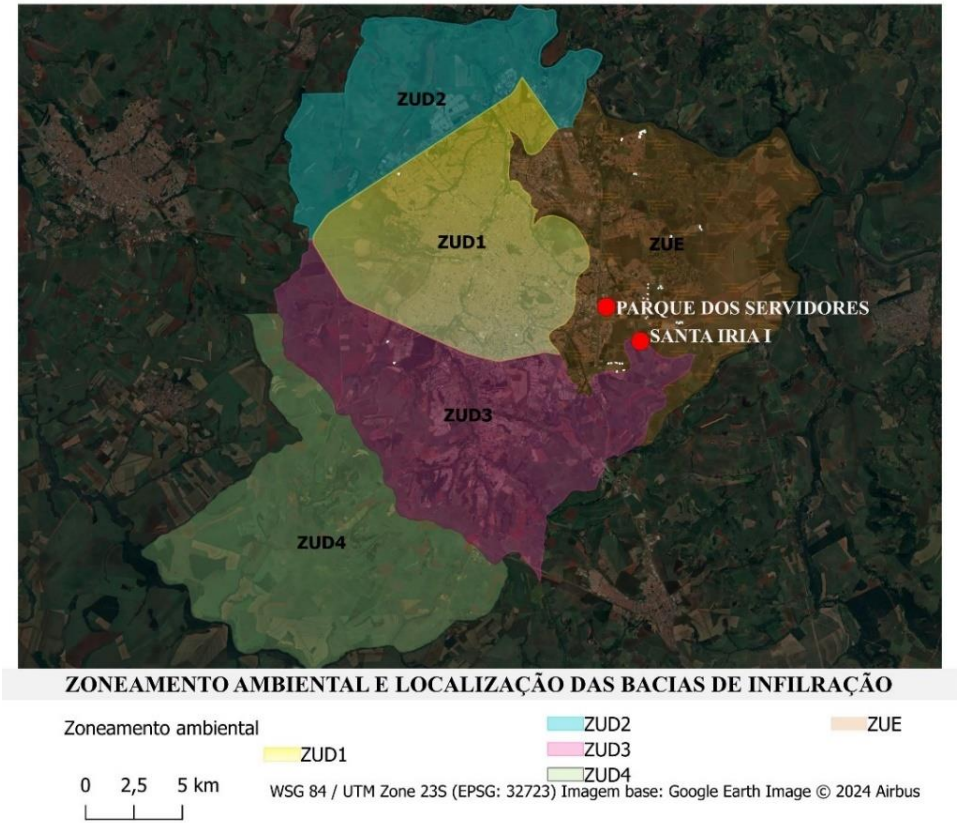
(a) Identificou-se apenas uma bacia de infiltração mais recente, a qual atendeu a todos os critérios estabelecidos;

(b) Em relação à bacia mais antiga, restaram como alternativas a do Parque dos Servidores e a do Loteamento Ângelo Jurca. A exclusão desta última deveu-se a incidentes de problemas de infraestrutura no dispositivo do Loteamento Ângelo Jurca⁴, bem como ao fato de que, segundo imagens históricas do Google Earth, sua implantação é significativamente mais recente quando comparada às bacias do Parque dos Servidores.

O resultado final da seleção foram as duas bacias apresentadas nos mapas elaborados pela autora (Figura 48, Figura 49, Figura 50 e Figura 51).

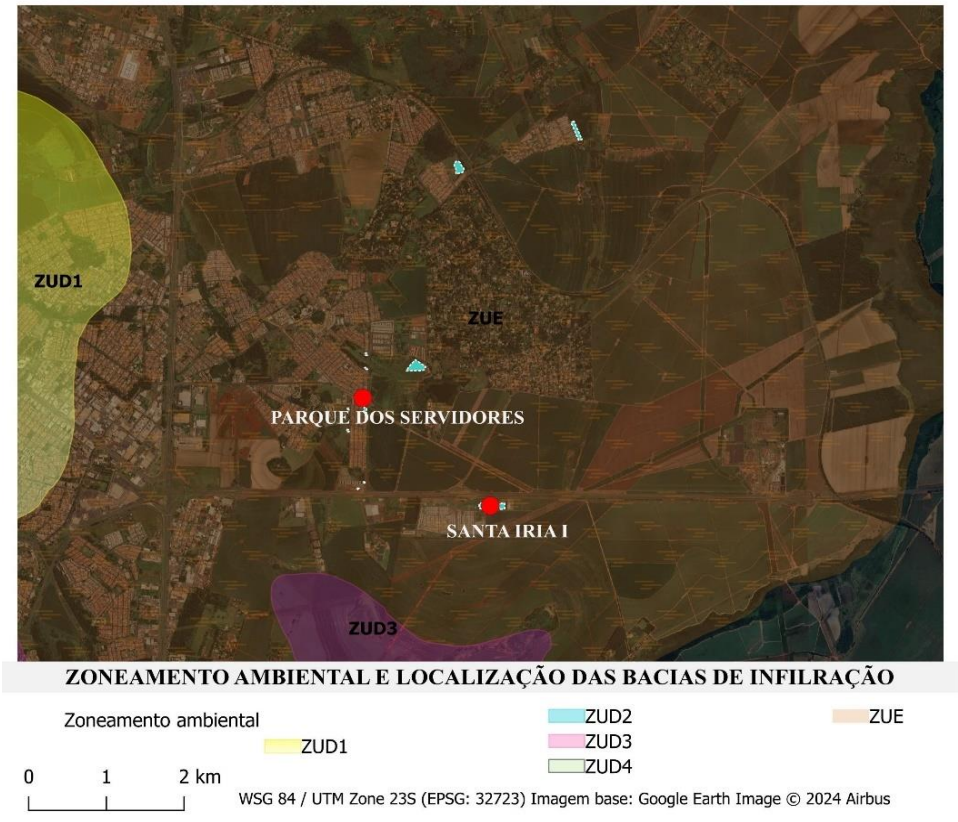
⁴ Houve problemas de retorno de águas pluviais e inundações na região da bacia de infiltração devido a construção de um pontilhão. Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/ribeirao-preto-franca/noticia/2023/02/11/moradores-de-bairro-novo-em-ribeirao-preto-sp-ficam-ilhados-durante-chuvas-por-cao-de-alagamentos.ghtml>

Figura 48 - Localização das bacias escolhidas no município de Ribeirão Preto



Fonte: Autora (2024)

Figura 49 - Localização das bacias escolhidas no município de Ribeirão Preto



Fonte: Autora (2024)

Figura 50 - Mapa da bacia do Parque dos Servidores (mais antiga)



Fonte: Autora (2024)

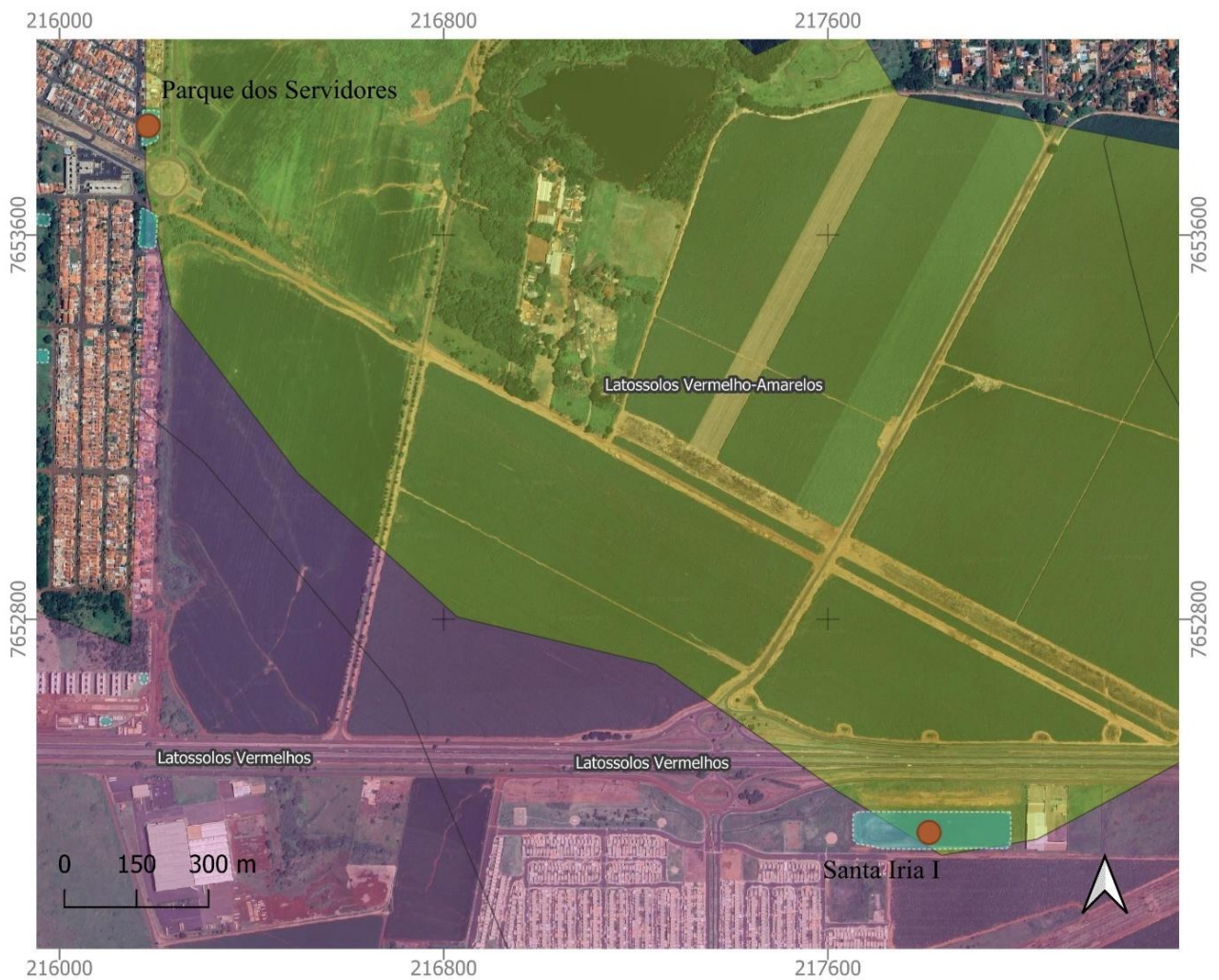
Figura 51 - Mapa da bacia do Santa Iria I (mais nova)



Fonte: Autora (2024)

Com base nos mapas de pedologia elaborados a partir do arquivo shapefile disponibilizado pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas (https://escriba.ipt.br/Anexos/DJ11/SPRSF/RM_RibeiraoPreto/16_RibeiraoPreto.rar) e processados em ambiente QGIS, utilizando como referência o mapa de Rossi (2017), identificou-se a ocorrência de Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos na região das bacias. Essa distribuição indica que a área se encontra em zona de transição entre esses dois tipos de solo, conforme ilustrado nas Figuras 52 a 54.

Figura 52 - Mapa pedológico com destaque para a transição entre Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos na região de estudo das bacias



BACIAS DE INFILTRAÇÃO - PEDOLOGIA

Pedologia

Imagem base: Google Earth, Image (C)2020 Airbus WSG 84 / UTM ZONE 23S (EPSG: 32723)

Latossolos Vermelho-Amarelos

Latossolos Vermelhos

Fonte: Autora (2024)

Figura 53 - Parque dos Servidores e ocorrência de Latossolos Vermelho-Amarelos



PARQUE DOS SERVIDORES - PEDOLOGIA

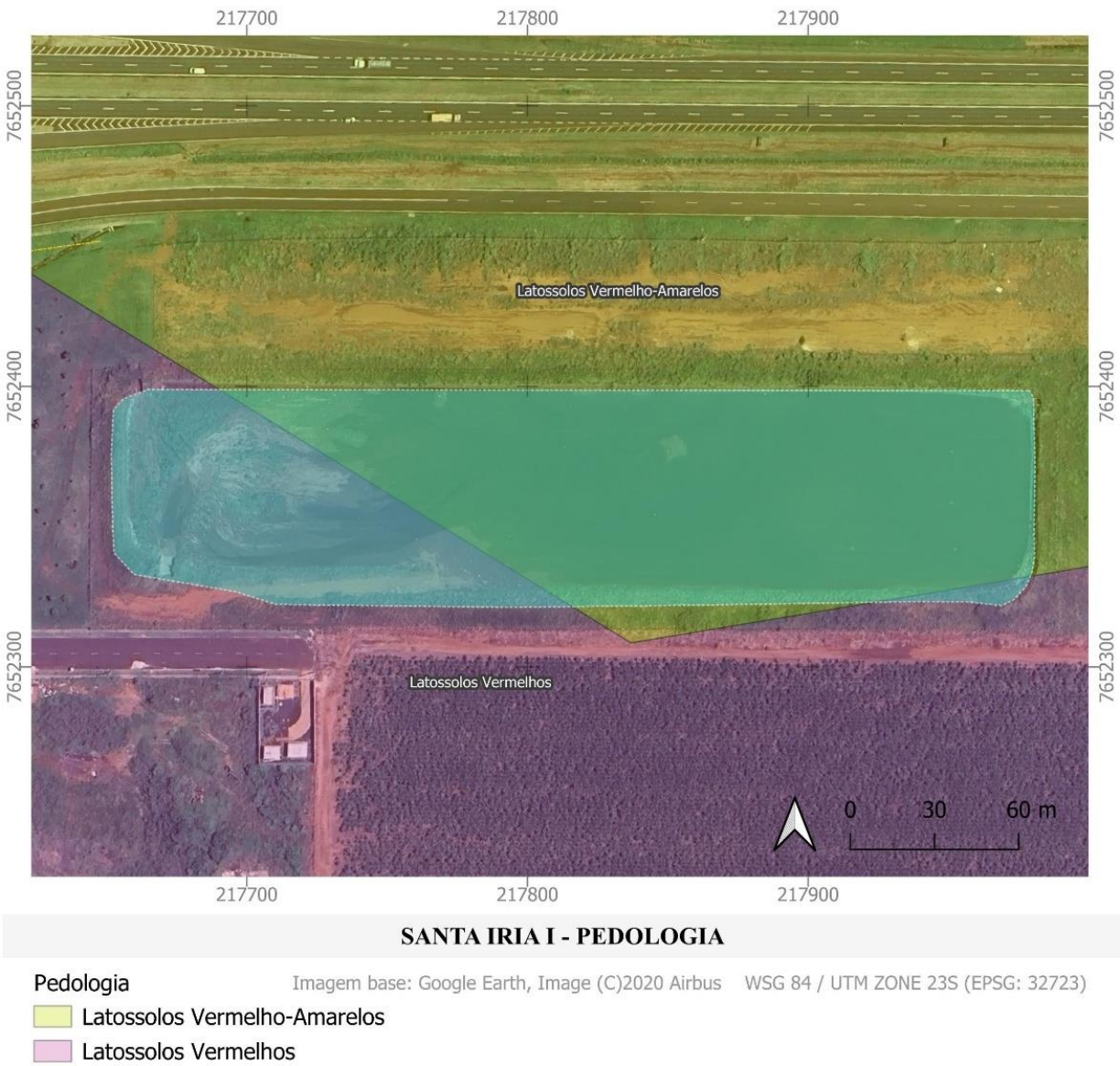
Imagem base: Google Earth, Image (C)2020 Airbus WSG 84 / UTM ZONE 23S (EPSG: 32723)

Pedologia

Latossolos Vermelho-Amarelos

Fonte: Autora (2024)

Figura 54 - Santa Iria I na área de transição entre Latossolos Vermelhos e Latossolos Vermelho-Amarelos



Fonte: Autora (2024)

Na Tabela 8 estão dispostos os dados gerais consolidados referentes às duas bacias selecionadas para o estudo.

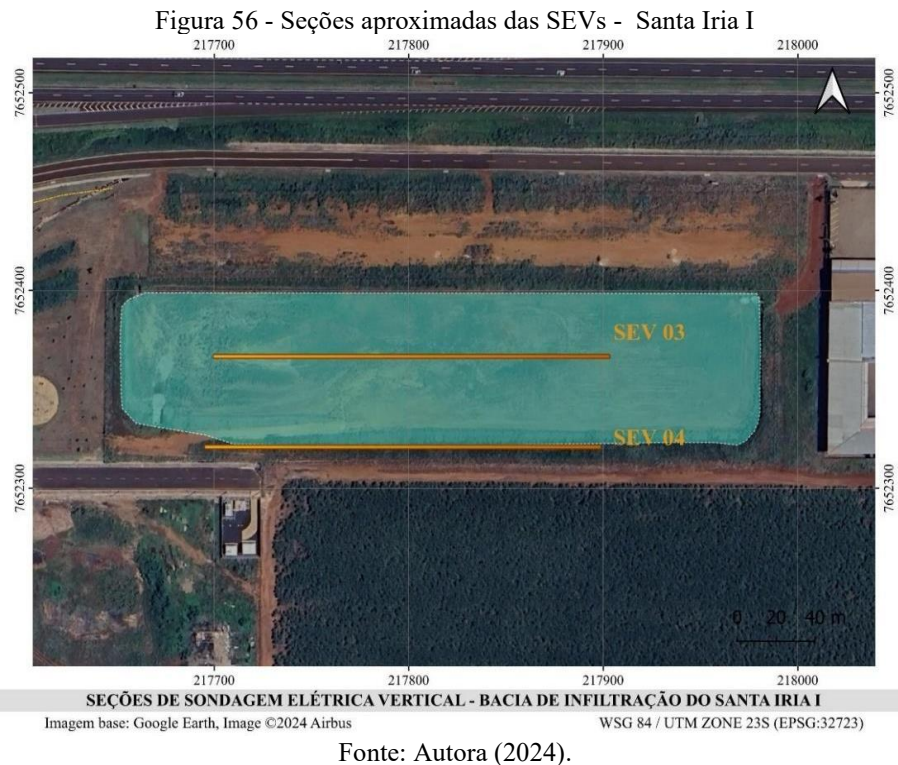
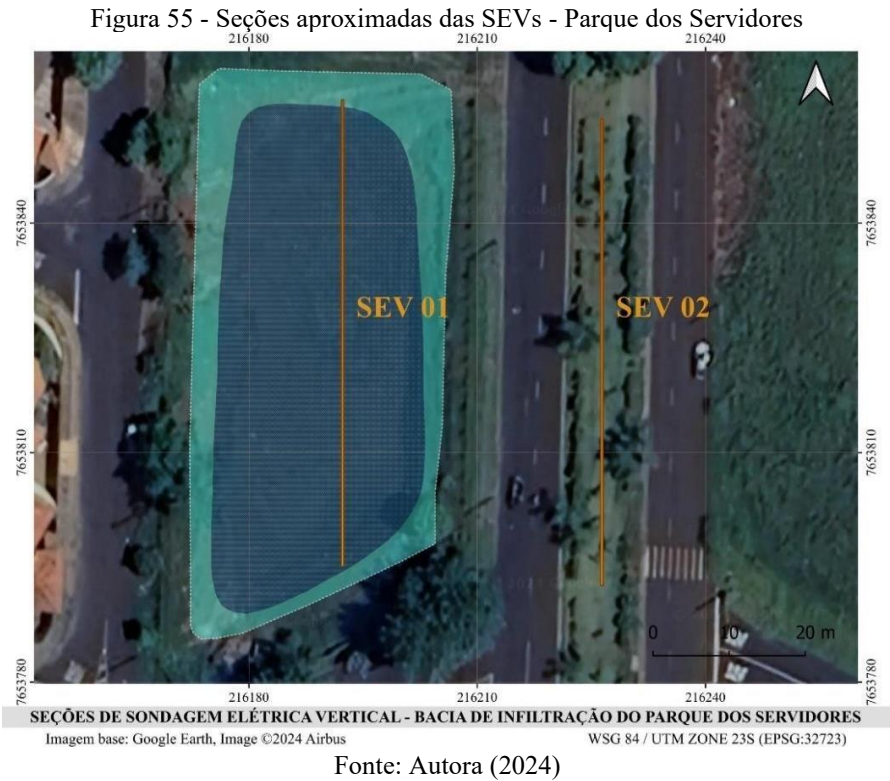
Tabela 8 - Resultados de característica das bacias selecionadas

Características	Bacia Parque dos Servidores	Bacia Santa Iria I
Coordenadas geográficas	21°11'41.80"S 47°44'0.99"O	21°12'30.37"S 47°43'5.34"O
Área (m ²)	Projeção horizontal aproximada: 1.400m ²	Projeção horizontal aproximada: 20.400m ²
Tipo de bacia	Infiltração pura, sem extravasor	Infiltração pura, sem extravasor
Localização hidrogeológica	Zona de afloramento do SAG - ZUE	Zona de afloramento do SAG- ZUE
Pedologia	Zona de transição entre Latossolo Vermelho- Amarelos e Latossolos Vermelhos	Zona de transição entre Latossolo Vermelho- Amarelos e Latossolos Vermelhos
Idade	Fim da implantação 1998 (mais antiga)	Implantada desde 2021(mais recente)
Acessibilidade	Fácil acesso por via pavimentada	Fácil acesso por via pavimentada
Natureza da área	Área pública municipal	Área pública municipal
Viabilidade técnica (SEV)	Dimensões aproximadas: 60 m × 23 m	Dimensões aproximadas: 315 m × 65 m

Fonte: Autora (2024)

4.2 SONDAGEM ELÉTRICA VERTICAL

Os mapas (Figura 55 e Figura 56) indicam, de forma esquemática a localização das seções analisadas.



O relatório técnico elaborado pela empresa contratada trouxe como resultado um perfil geológico e modelo geoeletrico para cada secção das sondagens elétricas verticais (SEVs). Os tópicos 4.2.1 e 4.2.2 trazem os resultados obtidos em cada bacia.

4.2.1 Parque dos Servidores - SEV-01 e SEV-02

Figura 57 – Resultados da SEV-01 - Parque dos Servidores (interna)

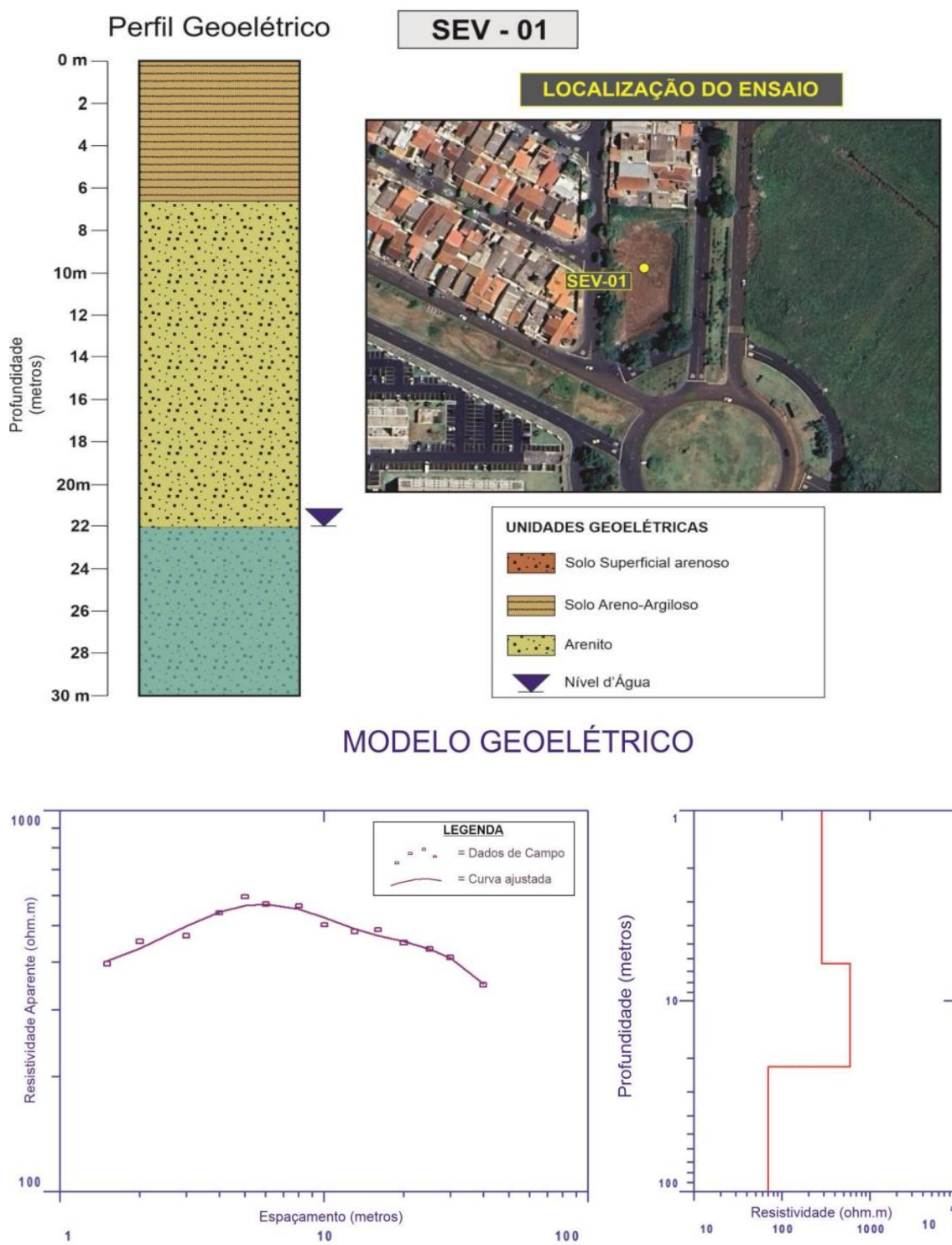
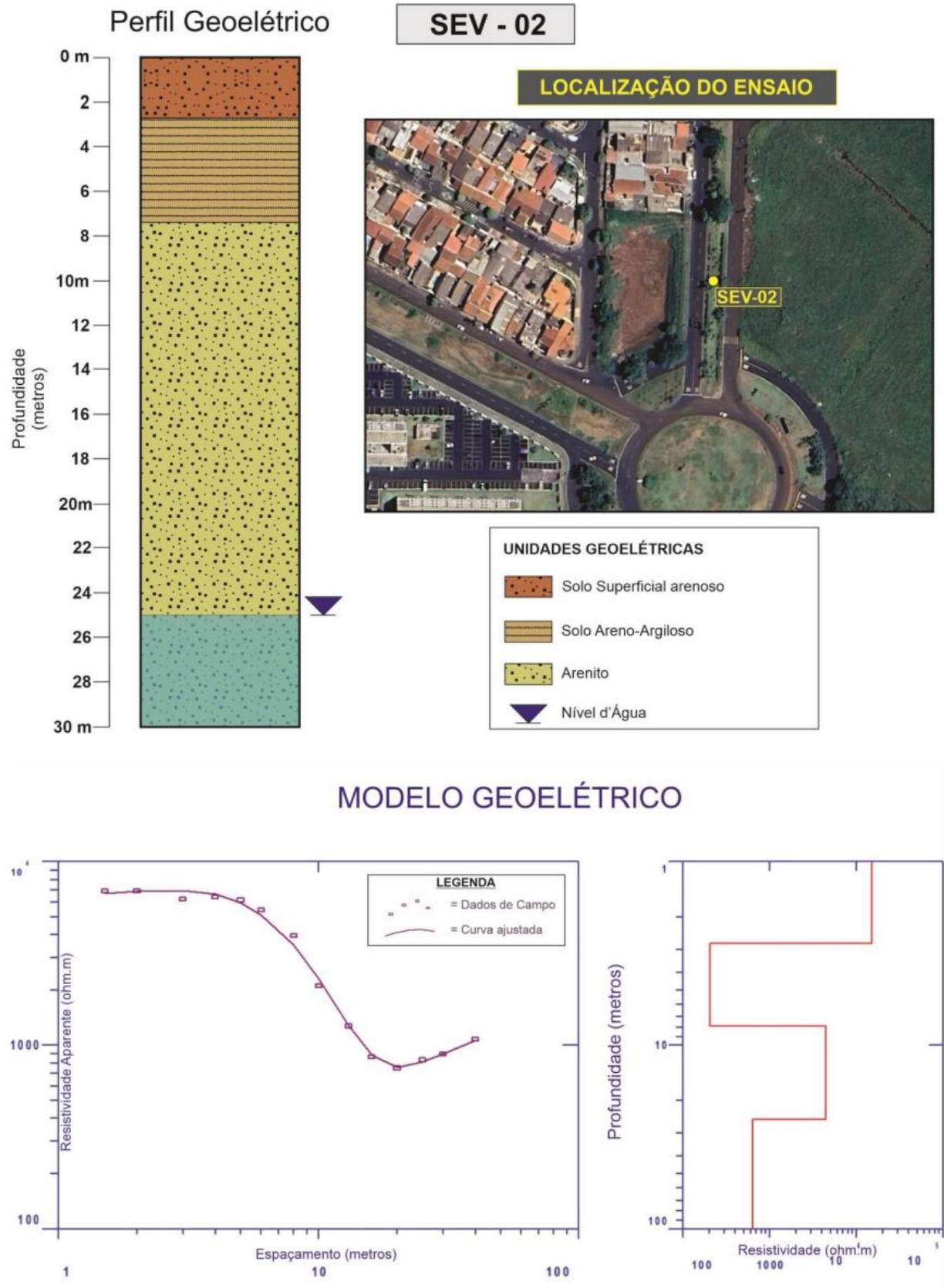


Figura 58 – Resultados da SEV-02 - Parque dos Servidores (externa)



- Do relatório técnico

Segundo o relatório da Sondagem Elétrica Vertical, o contexto geológico das áreas investigadas é semelhante, caracterizado por solos arenosos a areno-argilosos, além de arenitos finos da Formação Botucatu. Os níveis d'água foram identificados a aproximadamente 22 m na SEV-01 e 25 m na SEV-02, diferença pequena e compatível com a proximidade entre os pontos e com o desnível de referência entre os locais. Destaca-se a presença de uma cobertura cenozoica na SEV-02, ausente na SEV-01, possivelmente removida durante as escavações para a construção da bacia de infiltração. Essa diferença estratigráfica pode afetar a resposta geoeletrica.

A comparação das curvas indica comportamento geoeletrico distinto entre as duas seções, com a SEV-01 apresentando condutividade relativamente maior em relação à SEV-02 quando se considera toda a profundidade interpretada. Esse caráter mais condutivo na SEV-01 pode refletir anomalia local, maior carga iônica carregada pelas águas pluviais, presença de aporte de metais ou maior interação água-substrato, coerente com a antiguidade da bacia, construída há cerca de 27 anos.

- Interpretação comparativa das SEV-01 e SEV-02

A leitura dos gráficos de resistividade em função da profundidade, associada aos modelos geoeletricos interpretados para as SEV-01 e SEV-02, possibilitou o cálculo dos parâmetros médios de cada perfil. A partir das espessuras e resistividades aparentes de cada camada, estimou-se a resistividade média ponderada pela espessura ($\bar{\rho}$) e, a partir dela, a condutividade aparente média ($\bar{\sigma} = 1/\bar{\rho}$). As profundidades foram ajustadas considerando que os gráficos se iniciam em 1 metro, o que corresponde a uma profundidade efetiva de aproximadamente 25 metros.

Importante ressalva: a média ponderada de resistividade não representa a condutividade elétrica real do material, mas funciona como indicador consistente do comportamento geoeletrico global do perfil, adequado para comparar zonas com diferentes condições de saturação e textura. A comparação é conceitualmente válida porque ambas as SEVs foram executadas com o mesmo arranjo de campo e em meio litológico semelhante.

Foram consideradas duas situações para a análise comparativa das resistividades médias. Na primeira situação, correspondente à profundidade de aproximadamente 25 metros, a SEV-01 (interna) apresentou resistividade média de $493 \Omega \cdot m$, enquanto a SEV-02 (externa) apresentou $4\,692 \Omega \cdot m$, resultando em condutividades médias de $0,00203 \text{ S/m}$ e $0,000213 \text{ S/m}$,

respectivamente. Esse resultado indica que o perfil interno é cerca de 851 % mais condutivo, ou aproximadamente 9,5 vezes mais. Na segunda situação, adotou-se um ajuste geométrico para corrigir a diferença de cotas entre as sondagens, desconsiderando os 4 metros superficiais da SEV-02, equivalentes ao rebaixo da cacimba onde foi realizada a SEV-01. Mesmo com essa correção, o contraste entre os perfis se manteve-se: $\bar{\sigma} = 0,00190$ S/m na SEV-01 e $\bar{\sigma} = 0,000243$ S/m na SEV-02, ou seja, o interior da bacia permaneceu cerca de 683 % mais condutivo (aproximadamente 7,8 vezes).

Tabela 9 - Síntese comparativo das condutividades médias da SEV1 e SEV2						
Cenário	Profundidade considerada	SEV-01 $\bar{\rho}$ ($\Omega \cdot m$)	SEV-01 $\bar{\sigma}$ (S/m)	SEV-02 $\bar{\rho}$ ($\Omega \cdot m$)	SEV-02 $\bar{\sigma}$ (S/m)	SEV-01 +condutiva
Completo	1-25 m	493,33	0,00203	4 691,67	0,000213	+851 % ($\approx 9,5\times$)
Ajustado (4m)	1-21 m	525,00	0,00190	4 110,00	0,000243	+683 % ($\approx 7,8\times$)

Fonte: Autora (2025)

Os resultados confirmam um contraste geoeletrico entre as zonas interna e externa da bacia, que corrobora a hipótese de possível anomalia.

4.2.2 Santa Iria I - SEV-03 E SEV-04

Figura 59 – Resultados da SEV-03 - Santa Iria I (interna)

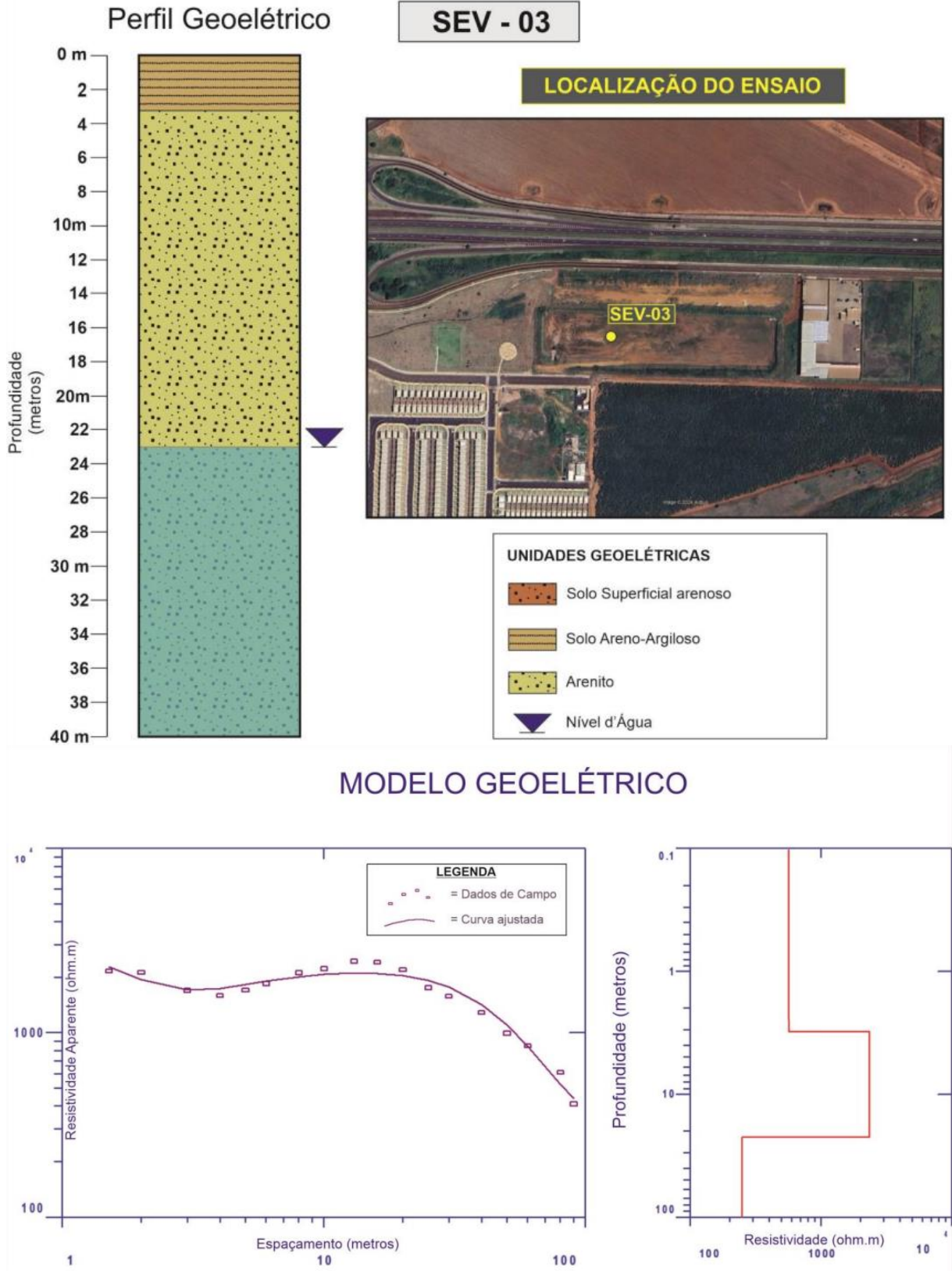
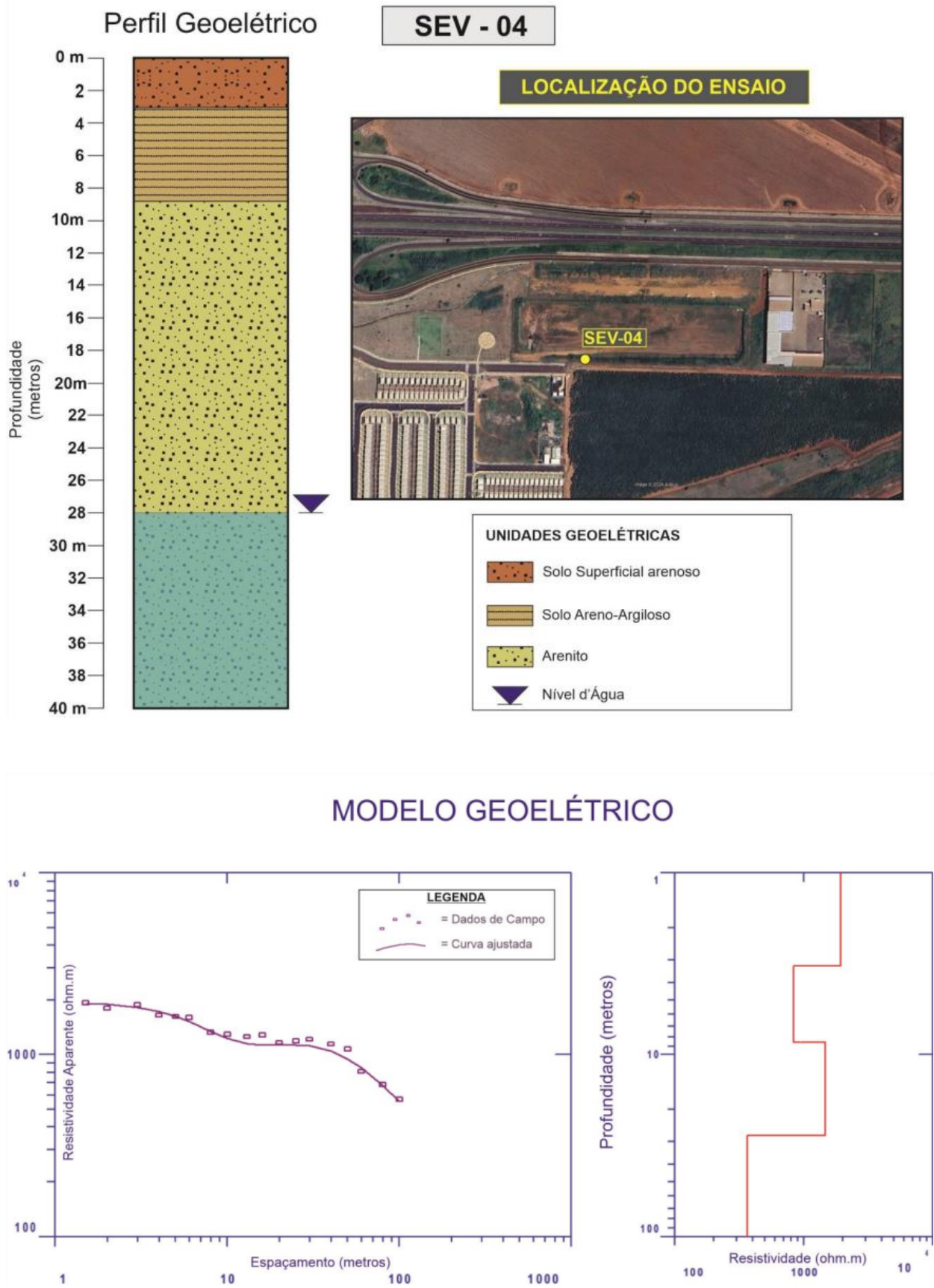


Figura 60 - Resultados da SEV-04 - Santa Iria I (externa)



- Do relatório técnico

Comparando-se os resultados alcançados, observou-se um comportamento geoeletrico semelhante entre as duas curvas obtidas. Assim como no Parque dos Servidores, a área da Bacia II está assentada sobre solos arenosos, areno-argilosos e arenitos da Formação Botucatu, estando o nível d'água posicionado em aproximadamente 23 e 28 metros de profundidade. Assim como na SEV-02, na SEV-04 ocorre a cobertura Cenozóica, a qual foi escavada para a construção da Bacia, motivo pelo qual não aparece na SEV-03.

Em relação à carga iônica presente, o fato das curvas obtidas com as SEVs-03 e 04 serem semelhantes, presume-se que não ocorram concentrações anômalas de orgânicos e inorgânicos uma vez que os valores de resistividade em ambas as SEVs são muito semelhantes.

- Interpretação comparativa das SEV-01 e SEV-03

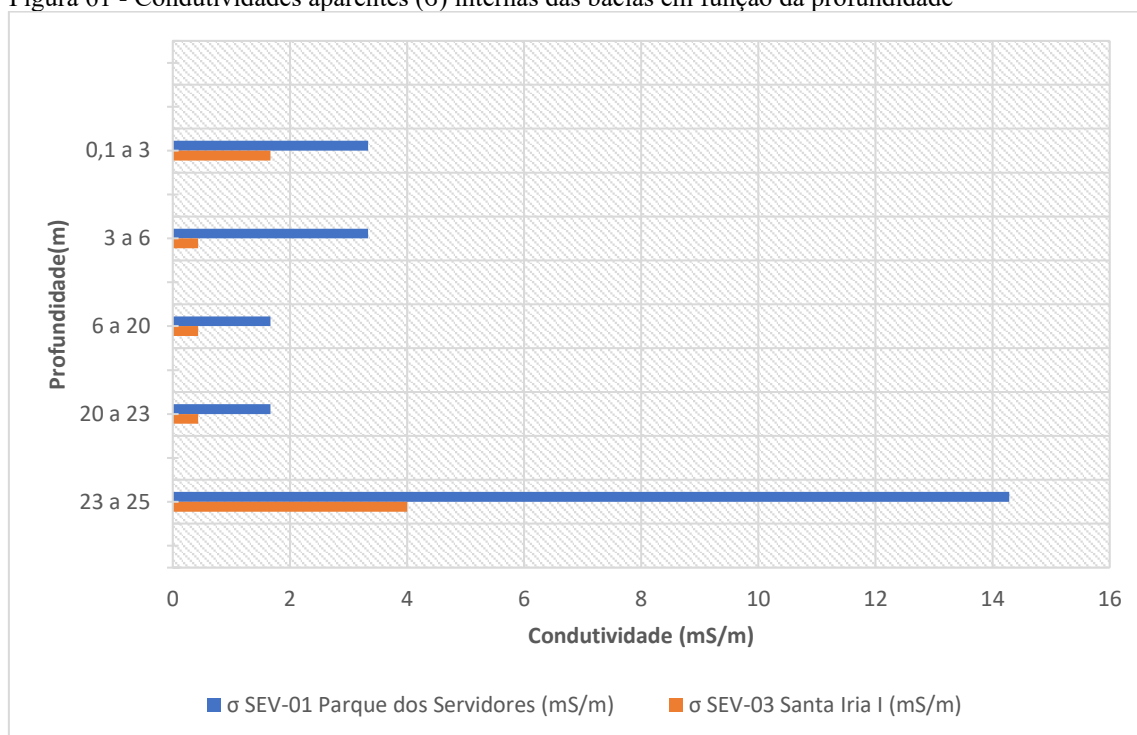
A Tabela 10 apresentam a comparação entre as sondagens elétricas verticais interna quanto à condutividade aparente do subsolo, isto é, SEV-01 (Parque dos Servidores) e SEV-03 (Santa Iria I).

Tabela 10 - Quadro comparativo de condutividade por profundidade entre SEV01 e SEV03						
Faixa(m)	ρ SEV-01 ($\Omega \cdot m$)	ρ SEV-03 ($\Omega \cdot m$)	σ SEV-01 (mS/m)	σ SEV-03 (mS/m)	σ_{01}/σ_{03}	Diferença (%)
0,1-3	300	600	3,33	1,67	2,0	+100 %
3-6	300	2300	3,33	0,43	7,7	+667 %
6-20	600	2300	1,67	0,43	3,9	+288 %
20-23	600	2300	1,67	0,43	3,9	+288 %
23-25	70	250	14,29	4,00	3,6	+257 %

Fonte: Autora (2025)

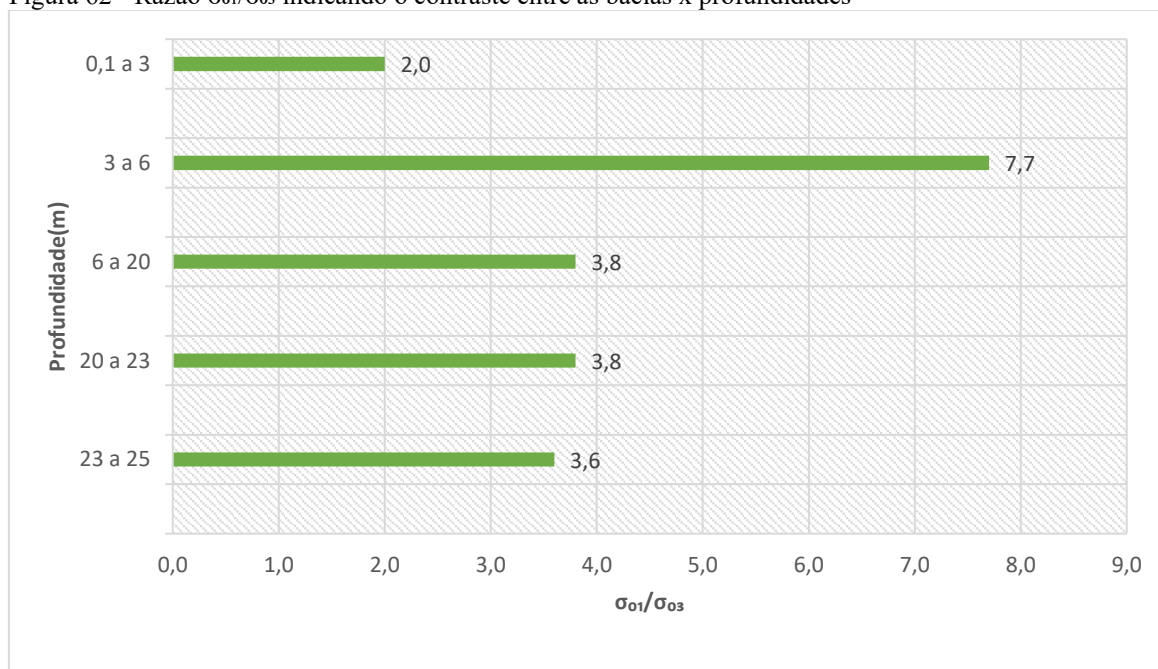
Observa-se que, em todas as faixas de profundidade, a SEV-01 apresenta valores de condutividades superiores, o que indica maior condutividade elétrica média (σ) nas camadas internas da bacia mais antiga. As Figuras 61 e 62 ilustram o comportamento descrito.

Figura 61 - Condutividades aparentes (σ) internas das bacias em função da profundidade



Fonte: Autora (2025)

Figura 62 - Razão σ_{01}/σ_{03} indicando o contraste entre as bacias x profundidades



Fonte: Autora

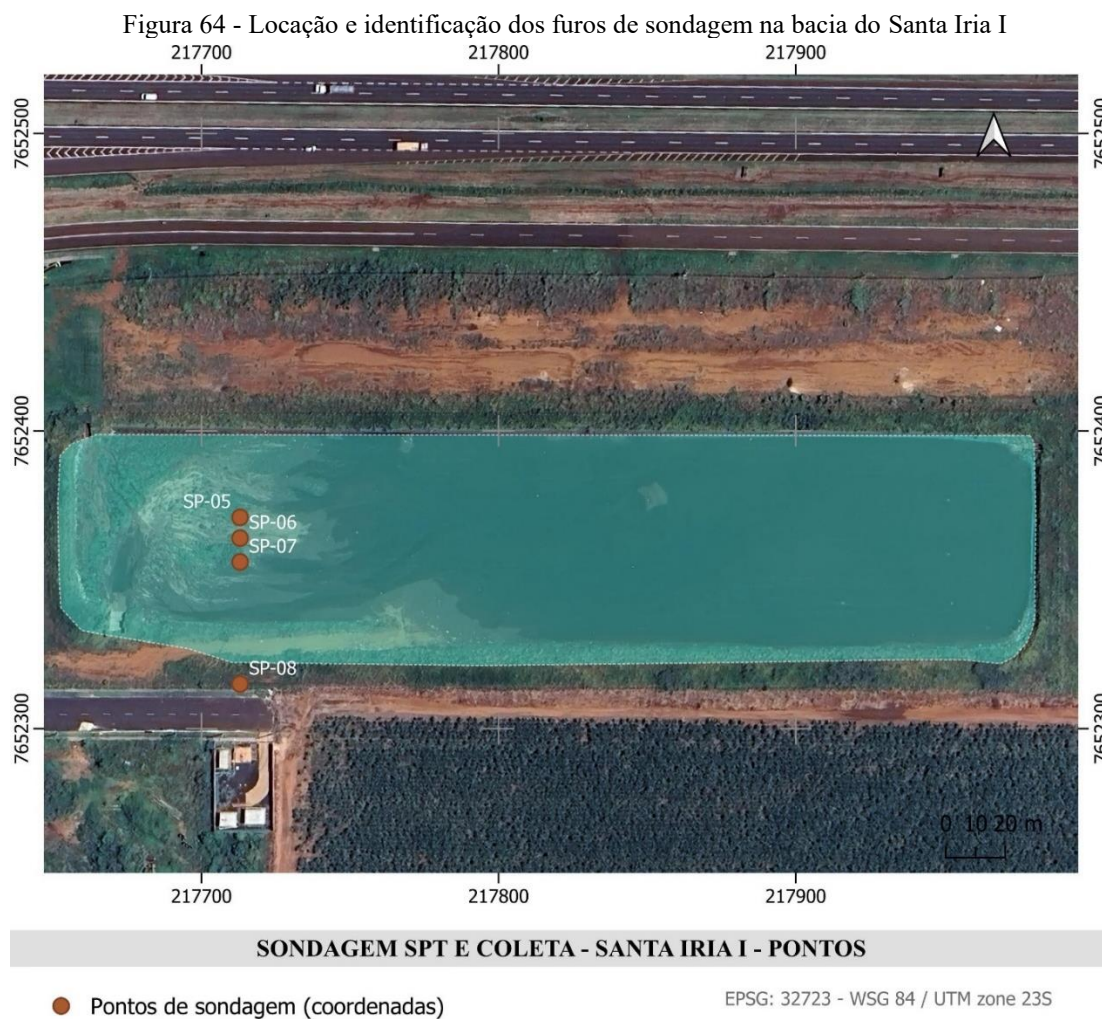
O maior contraste é observado entre 3 m e 6 m de profundidade, onde a razão σ_{01}/σ_{03} atinge 7,7 $\times$, representando um aumento de +667 %. Considerou-se razoável adotar a profundidade de 5 m como limite para a coleta das amostras de solo, por corresponder à faixa de maior variação geolétrica no perfil.

4.3 SONDAGEM E COLETA

Para melhor compreensão dos resultados, os mapas (Figura 63 e Figura 64) apresentam os pontos georreferenciados correspondentes às sondagens realizadas, tanto no interior quanto na parte externa das bacias de infiltração.



Fonte: Autora (2024)



Fonte: Autora (2024)

Foram executados oito furos de sondagem (SP-01 a SP-08) com profundidade média de 5 metros cada, conforme relatório técnico da empresa Sondobase Engenharia de Solos. Em cada metro, realizou-se o ensaio de penetração padrão (Standard Penetration Test - SPT), cujos resultados são expressos pelo número de golpes necessários à cravação do amostrador nos 30 cm finais do ensaio, resultando no Índice de Resistência à Penetração do Solo (NSPT). A Tabela 11 apresenta os valores de NSPT obtidos ao longo da profundidade nos oito pontos sondados e a Tabela 12 apresenta os resultados da investigação quanto às características das camadas do solo e à presença de água nas profundidades preestabelecidas.

Tabela 11 - Valores de NSPT por profundidade e ponto de sondagem (SP-01 a SP-08)

Profundidade (m)	SP-01	SP-02	SP-03	SP-04 (externo)	SP-05	SP-06	SP-07	SP-08 (externo)
1,0	2	2	3	3	7	4	4	2
3,0	2	2	3	5	6	5	4	4
5,0	3	3	5	6	4	4	6	4
8,0				8				4

Fonte: Autora (2024)

Tabela 12 - Resultados da investigação

Furo	Profundidade (m)	Descrição do Solo	Nível d'água
SP-01	Até 5,45	Areia fina siltosa, marrom avermelhada, fofa - Solo residual maduro	Úmido a partir de 0,10m
SP-02	Até 5,45	Areia fina siltosa, marrom avermelhada, fofa - Solo residual maduro	Úmido a partir de 0,20m
SP-03	Até 5,45	Areia fina siltosa, marrom avermelhada, fofa - Solo residual maduro	Seco - não encontrado
SP-04 (externo)	Até 8,45	Areia fina siltosa, marrom avermelhada, compacta a pouco compacta - Solo residual maduro	Seco - não encontrado
SP-05	Até 5,45	Areia fina siltosa, marrom avermelhada, pouco compacta a fofa - Solo residual maduro	Seco - não encontrado
SP-06	Até 5,45	Areia fina siltosa, marrom avermelhada, fofa - Solo residual maduro	Seco - não encontrado
SP-07	Até 5,45	Areia fina siltosa, marrom avermelhada, fofa a pouco compacta - Solo residual maduro	Seco - não encontrado
SP-08 (externo)	Até 8,45	Areia fina siltosa, marrom avermelhada, fofa - Solo residual maduro	Seco - não encontrado

Fonte: Autora (2024)

Além disso, esta etapa teve como principal resultado a coleta das amostras de solo, que foram devidamente acondicionadas e posteriormente encaminhadas às análises laboratoriais.

A coleta foi realizada em 02 de outubro de 2024, durante o período seco, imediatamente anterior ao início da estação chuvosa, condição importante a ser considerada na interpretação dos resultados, uma vez que representa uma condição de contorno para as análises subsequentes.

4.4 ENSAIOS EM LABORATÓRIO

As análises laboratoriais realizadas com as amostras de solo compreenderam dois grupos principais: extrato lixiviado e massa bruta na base seca. A seguir, apresentam-se os resultados e respectivas discussões, elaboradas conforme as diretrizes descritas na Seção 3.4 (Metodologia) e detalhadas nos tópicos 4.4.1 a 4.4.7, considerando a comparação com normas ambientais vigentes (e referências complementares) e o tratamento estatístico dos dados para identificação de diferenças e tendências entre as amostras.

4.4.1 Extrato Lixiviado

Alguns parâmetros do extrato lixiviado apresentaram concentrações inferiores ao limite de quantificação do método, sendo, portanto, considerados desprezíveis. Especificamente, manganês (Mn), cobre (Cu) e cádmio (Cd) não ultrapassaram $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ em nenhuma das amostras avaliadas. Os resultados completos por ponto e profundidade estão apresentados nas Tabela 25 e Tabela 28 do APÊNDICE I.

A análise e interpretação dos resultados considerou duas etapas:

1. Comparação descritiva das médias de cada camanda com os Valores de Intervenção (VI) da CETESB (2021) para águas subterrâneas, adotados como indicadores preventivos de risco potencial de mobilização de constituintes para o aquífero; e de forma complementar, os Valores Máximos Permitidos (VMP) definidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, aplicáveis à potabilidade, utilizados apenas quando não havia valor correspondente na norma da CETESB. Destaca-se que alguns parâmetros, como condutividade elétrica, carbono orgânico total (TOC), potássio (K) e fosfato (PO_4^{3-}), não possuem valores de referência nas normas citadas. Nesses casos, a análise comparativa foi conduzida apenas em relação aos brancos analíticos laterais (SP-04 e SP-08), empregados como controle de fundo local, conforme apresentado no tópico 4.4.2.
2. Além disso, também foi realizado o tratamento estatístico dos dados, conforme descrito no tópico 4.4.3 (Testes Estatísticos no Extrato Lixiviado), seguindo os procedimentos definidos na Seção 3.4.4.1 da metodologia, com o objetivo de identificar diferenças e tendências entre as amostras.

4.4.2 Extrato Lixiviado e Referências Normativas

As Tabela 13 e Tabela 14 apresentam os valores médios obtidos por profundidade nas análises do extrato lixiviado, comparados às referências normativas vigentes e, na ausência dessas, aos respectivos brancos analíticos, seguidos da classificação interpretativa dos resultados.

Tabela 13 - Comparação dos teores médios das camadas do Parque dos Servidores com os parâmetros da CETESB (2021) e da Portaria GM/MS nº 888/2021

Parâmetros	Profundidade (m)	Parque dos Servidores (mg/L)	Branco Analítico (SP-04)	CETESB (2021) Água Sub. VI (mg/L)	(VMP)Portaria GM/MS nº 888/2021 (mg/L)	Classificação
pH	1	5,03	4,96	-	6,0-9,5	Abaixo do intervalo potabilidade.
	3	5,09				Abaixo do intervalo potabilidade.
	5	4,98				Abaixo do intervalo potabilidade.
Cond. (µS/cm)	1	20,73	11,5	-	-	Acima do branco
	3	13,77				Acima do branco
	5	11,40				Abaixo do branco (muito similar)
TOC	1	4,32	1,44	-	-	Acima do branco.
	3	3,67				Acima do branco
	5	3,97				Acima do branco
Nitrato	1	0,31	0,49	10	-	Abaixo do VI.
	3	0,21				Abaixo do VI.
	5	0,19				Abaixo do VI.
Cloreto	1	1,80	0,7	-	250	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	2,13				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	1,30				Abaixo do VMP para potabilidade.
Sulfato	1	6,97	1,78	-	250	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	3,18				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	3,39				Abaixo do VMP para potabilidade.
Fosfato	1	0,009	0,008	-	-	Similar ao branco.
	3	0,009				Similar ao branco.
	5	0,009				Similar ao branco.

Fonte: Autora (2025)

Continuação Tabela 13...

Parâmetros	Profundidade (m)	Parque dos Servidores (mg/L)	Branco Analítico (SP-04)	CETESB (2021) Água Sub. VI (mg/L)	(VMP)Portaria GM/MS nº 888/2021 (mg/L)	Classificação
Na	1	1,26	0,99	-	200	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	0,90				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	1,08				Abaixo do VMP para potabilidade.
K	1	0,70	1,32	-	-	Abaixo do branco
	3	0,58				Abaixo do branco
	5	0,60				Abaixo do branco
Fe	1	0,14	0,03	-	0,3	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	0,09				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	0,07				Abaixo do VMP para potabilidade.
Mn	1	<0,01	<0,01	-	0,1	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	<0,01				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	<0,01				Abaixo do VMP para potabilidade.
Cu	1	<0,01	<0,01	2	-	Abaixo do VI.
	3	<0,01				Abaixo do VI.
	5	<0,01				Abaixo do VI.
Zn	1	0,01	<0,01	1,5	-	Abaixo do VI.
	3	0,02				Abaixo do VI.
	5	0,02				Abaixo do VI.
Cd	1	<0,01	<0,01	0,002	0,5	Abaixo do VI.
	3	<0,01				Abaixo do VI.
	5	<0,01				Abaixo do VI.

Fonte: Autora (2025)

Tabela 14 - Comparação dos teores médios das camadas Santa Iria I com os parâmetros da CETESB (2021) e da Portaria GM/MS nº 888/2021

Parâmetros	Profundidade (m)	Santa Iria I (mg/L)	Branco Analítico (SP-08)	CETESB (2021) Água Sub. VI (mg/L)	(VMP)Portaria GM/MS nº 888/2021 (mg/L)	Classificação
pH	1	5,19	4,9	-	6,0-9,5	Abaixo do intervalo potabilidade.
	3	5,08				Abaixo do intervalo potabilidade.
	5	5,10				Abaixo do intervalo potabilidade.
Cond. (µS/cm)	1	14,97	9,34	-	-	Acima do branco.
	3	10,15				Acima do branco.
	5	9,34				Igual ao branco.
TOC	1	4,54	2,487	-	-	Acima do branco.
	3	2,39				Abaixo do branco.
	5	2,56				Acima do branco.
Nitrato	1	0,25	0,253	10	-	Abaixo do VI.
	3	0,49				Abaixo do VI.
	5	0,32				Abaixo do VI.
Cloro	1	2,82	1,65	-	250	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	1,68				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	1,35				Abaixo do VMP para potabilidade.
Sulfato	1	4,75	3,41	-	250	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	5,05				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	3,28				Abaixo do VMP para potabilidade.
Fosfato	1	0,01	0,01	-	-	Similar ao branco.
	3	0,01				Similar ao branco.
	5	0,01				Similar ao branco.

Fonte: Autora (2025)

Continuação Tabela 14...

Parâmetros	Profundidade (m)	Santa Iria I (mg/L)	Branco Analítico (SP-08)	CETESB (2021) Água Sub. VI (mg/L)	(VMP)Portaria GM/MS nº 888/2021 (mg/L)	Classificação
Na	1	1,32	1,3	-	200	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	1,19				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	0,93				Abaixo do VMP para potabilidade.
K	1	0,76	0,51	-	-	Acima do branco.
	3	0,73				Acima do branco.
	5	0,55				Acima do branco.
Fe	1	0,15	0,17	-	0,3	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	0,10				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	0,08				Abaixo do VMP para potabilidade.
Mn	1	<0,01	<0,01	-	0,1	Abaixo do VMP para potabilidade.
	3	<0,01				Abaixo do VMP para potabilidade.
	5	<0,01				Abaixo do VMP para potabilidade.
Cu	1	<0,01	<0,01	2	-	Abaixo do VI.
	3	<0,01				Abaixo do VI.
	5	<0,01				Abaixo do VI.
Zn	1	<0,01	0,01	1,5	-	Abaixo do VI.
	3	0,02				Abaixo do VI.
	5	0,01				Abaixo do VI.
Cd	1	<0,01	<0,01	0,002	-	Abaixo do VI.
	3	<0,01				Abaixo do VI.
	5	<0,01				Abaixo do VI.

Fonte: Autora (2025)

I. pH, condutividade e TOC

• PARQUE DO SERVIDORES

O pH variou entre 4,98 e 5,09, valores ligeiramente abaixo do limite inferior do intervalo de potabilidade (6,0 a 9,5) definido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, utilizado apenas como balizador. A variação observada é pequena em relação ao branco analítico (pH 4,96), indicando característica ácida estável ao longo do perfil, sem alterações associadas ao funcionamento da bacia.

Os valores médios da condutividade elétrica foram 11,4 μ S/cm, 13,77 μ S/cm e 20,7 μ S/cm, sem limite normativo aplicável nas referências consultadas (CETESB, 2021; Portaria 888/2021). Os valores das camadas de 1 e 3 m foram superiores ao branco analítico (11,5 μ S/cm), enquanto a 5 m apresentou valor similar, sugerindo acúmulo de sais, íons ou metais, nas camadas de superficial a intermediária.

Os teores de carbono orgânico total (TOC) oscilaram entre 3,67 e 4,32 mg/L, valores acima do branco analítico (1,44 mg/L). Embora não haja valor normativo para esse parâmetro, a diferença observada sugere maior presença de matéria orgânica dissolvida no interior da bacia, por provável aporte antrópico.

• SANTA IRIA

O pH das amostras variou entre 5,08 e 5,19, valores dentro do intervalo de potabilidade (6,0 a 9,5) estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, considerando que este parâmetro é aqui usado apenas como referência comparativa. Os resultados são próximos ao branco analítico (4,9), indicando caráter levemente ácido e homogêneo ao longo do perfil.

A condutividade elétrica apresentou valores entre 9,34 e 14,97 μ S/cm, superiores ao branco (9,34 μ S/cm) nas camadas de 1 m e 3 m, e equivalentes ao branco a 5 m. Não há referência normativa aplicável, e o parâmetro é relatado apenas de forma descritiva.

Os teores de carbono orgânico total (TOC) variaram entre 2,39 e 4,54 mg/L, com discreta oscilação em relação ao branco analítico (2,49 mg/L) nas camadas de 3 m e 5 m, e enriquecimento na camada superficial (1 m), compatível com a presença de matéria orgânica dissolvida proveniente do acúmulo inicial de resíduos no solo.

II. Nitrato, cloreto, sulfato e fosfato

- PARQUE DO SERVIDORES

As concentrações de nitrato (0,19-0,31 mg/L) permaneceram muito abaixo do Valor de Intervenção (10mg/L) estabelecido pela CETESB (2021).

Os teores de cloreto (1,30-2,13 mg/L) e sulfato (3,18-6,97 mg/L) foram inferiores aos limites de potabilidade da Portaria Nº 888/2021 (250mg/L).

O fosfato (0,009 mg/L) apresentou valores muito próximos ao branco (0,008 mg/L) e sem referência normativa, caracterizando nível basal de ocorrência natural.

- SANTA IRIA

As concentrações médias de nitrato (0,25 a 0,49 mg/L) foram substancialmente inferiores ao Valor de Intervenção (10 mg/L) da CETESB (2021).

Os teores de cloreto (1,35 a 2,82 mg/L) e sulfato (3,28 a 5,05 mg/L) permaneceram muito abaixo dos limites de 250 mg/L estabelecidos pela Portaria GM/MS 888/2021, não sendo observadas diferenças relevantes em relação ao branco analítico.

O fosfato (0,01 mg/L) apresentou valores idênticos aos do branco, sem referência normativa aplicável.

III. Na, K, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd

- PARQUE DO SERVIDORES

Os teores de sódio (0,90-1,26 mg/L) ficaram abaixo do limite de 200 mg/L da Portaria 888/2021.

O potássio (0,58-0,70 mg/L) apresentou valores inferiores ao branco (1,32 mg/L), indicando ausência de acúmulo.

O ferro (0,07-0,14 mg/L) manteve-se abaixo do VMP de 0,3 mg/L, enquanto os metais Mn, Cu, Zn e Cd apresentaram valores inferiores ao limite de quantificação do método (< 0,01 mg/L) e inferiores aos respectivos limites normativos (Mn = 0,1; Cu = 2; Zn = 1,5; Cd = 0,002 mg/L).

- SANTA IRIA

As concentrações de sódio (0,93 a 1,32 mg/L) foram muito inferiores ao limite de 200 mg/L definido pela Portaria GM/MS 888/2021, mantendo-se equivalentes ao branco (1,3 mg/L).

O potássio (0,55 a 0,76 mg/L) apresentou valores ligeiramente superiores ao branco (0,51 mg/L), sem diferença normativa.

Os teores de ferro (0,08 a 0,15 mg/L) permaneceram abaixo do VMP de 0,3 mg/L, enquanto os metais Mn, Cu, Zn e Cd apresentaram valores inferiores ao limite de quantificação ($< 0,01$ mg/L) e inferiores aos limites estabelecidos pela CETESB (2021) e pela Portaria 888/2021 (Mn = 0,1 mg/L; Cu = 2 mg/L; Zn = 1,5 mg/L; Cd = 0,002 mg/L).

IV. Síntese e comparação entre as bacias

Os valores de pH foram próximos em ambas as áreas, com médias ligeiramente inferiores no Parque dos Servidores (4,98-5,09) em relação à Santa Iria I (5,08-5,19). A condutividade elétrica apresentou valores mais elevados no Parque dos Servidores (até 20,7 μ S/cm), compatível com a idade mais avançada da bacia (maior acúmulo de sedimentos, sais e íons ao longo do tempo).

Os teores de carbono orgânico total (TOC) foram um pouco maiores no Parque dos Servidores (até 4,32 mg/L), enquanto cloreto e sulfato mantiveram-se em faixas equivalentes e muito abaixo dos limites normativos nas duas bacias.

Os teores de nitrato foram maiores em Santa Iria em relação a Parque dos Servidores.

Os cátions principais (Na, K) e os metais (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd) permaneceram abaixo dos limites de referência e, na maioria dos casos, próximos ao limite de quantificação.

Todos os parâmetros avaliados apresentaram valores abaixo dos limites normativos vigentes, ou muito próximos(pH), sem prejuízo ambiental. As duas bacias, de maneira geral, exibiram padrões em conformidade com os referenciais da CETESB (2021) e da Portaria GM/MS nº 888/2021.

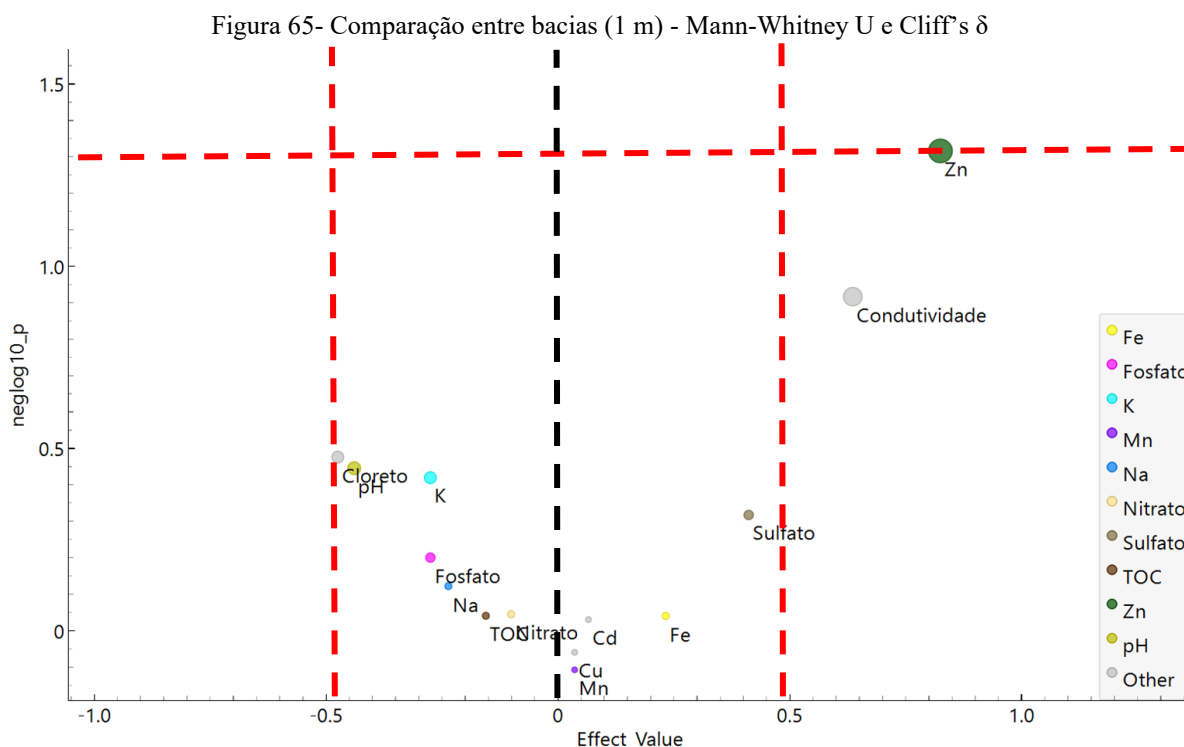
4.4.3 Testes Estatísticos no Extrato Lixiviado

A avaliação estatística do extrato lixiviado seguiu os procedimentos definidos na Metodologia (Seção 3.4.4.1), contemplando: (i) comparação entre bacias em cada profundidade por Mann-Whitney U com tamanho de efeito Cliff's δ ; (ii) efeito da profundidade dentro de cada bacia por Kruskal-Wallis com ϵ^2 ; e (iii) comparação amostras vs. brancos analíticos por Mann-Whitney U, reportando Cohen's d como medida de tamanho de efeito (abordagem exploratória, dado o n reduzido do branco). Em todas as etapas, os p-valores foram ajustados por Benjamini-Hochberg (FDR).

- (i) Comparação entre bacias (PS $\times$ SI) por profundidade (1m, 3m e 5m) - Teste Mann-Whitney U + Cliff's δ

Os resultados das comparações entre as bacias de infiltração Parque dos Servidores e Santa Iria I, em cada profundidade (1 m, 3 m e 5 m), estão apresentados nas Figura 65, Figura 66 e Figura 67, que ilustram a distribuição dos parâmetros avaliados segundo o teste de Mann-Whitney U e o tamanho de efeito de Cliff's δ . Nesses diagramas bivariados, o eixo x indica o tamanho de efeito (Cliff's δ), cujo sinal positivo representa valores mais altos no Parque dos Servidores, enquanto o sinal negativo indica valores superiores em Santa Iria I. O eixo y corresponde ao valor de $-\log_{10}(p)$, que expressa o nível de significância estatística; valores acima de 1,3 equivalem a $p < 0,05$, ou aproximadamente 95% de confiança. Por fim, as linhas tracejadas em vermelho delimitam os limiares de significância e de magnitude ($|\delta| \approx 0,47$ para efeito grande), permitindo identificar de forma visual os parâmetros com diferenças mais relevantes entre as bacias.

- Camada 1m



Fonte: Autora (2025)

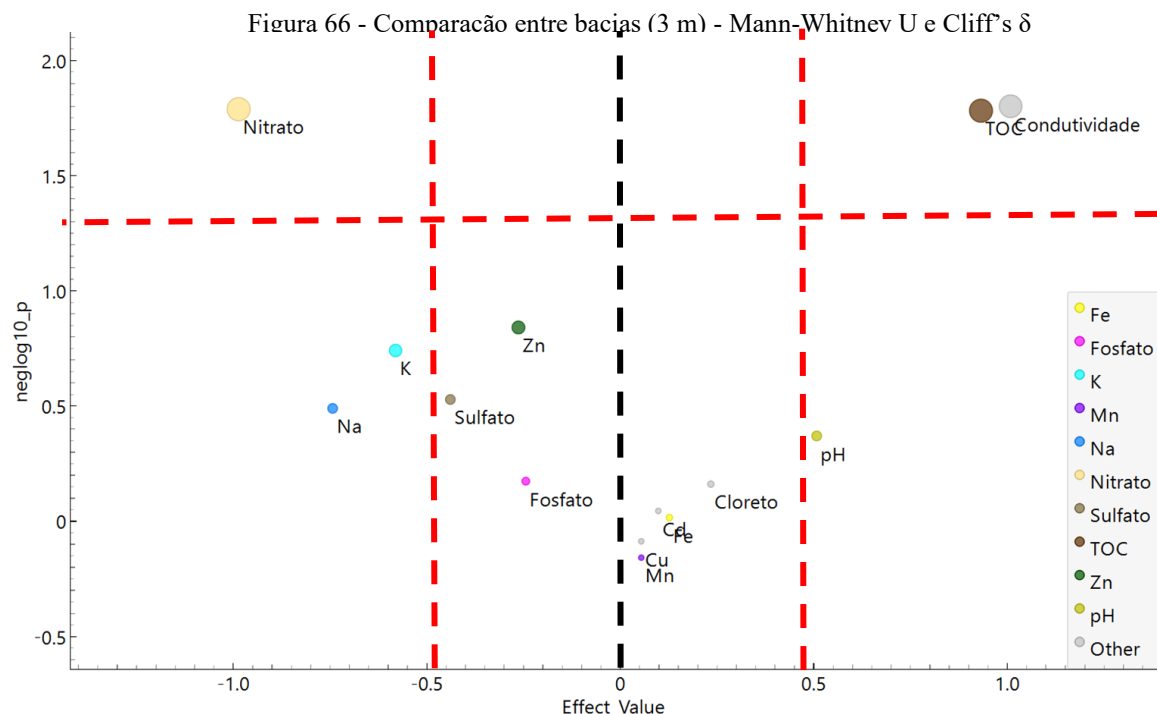
Nota: Valores posicionados à direita (δ positivo) indicam maiores concentrações no Parque dos Servidores, enquanto os valores à esquerda (δ negativo) representam maiores concentrações em Santa Iria I.

Na profundidade de 1 m, o zinco (Zn) apresentou maior significância estatística e tamanho de efeito classificado como grande ($p < 0,05$; $\delta \approx 0,8$), indicando diferença significativa e de grande magnitude, com valores mais elevados no Parque dos Servidores em relação à Santa Iria I, ao nível de confiança de 95%.

A condutividade elétrica, embora tenha apresentado $p > 0,05$ (não atingindo significância estatística formal), exibiu tamanho de efeito grande ($\delta \approx 0,6$) e $-\log_{10}(p) \approx 0,9$, sugerindo tendência de diferença entre as bacias, com confiança de 87,41%. O sinal positivo de Cliff's δ indica valores mais elevados no Parque dos Servidores, possivelmente relacionados ao maior tempo de operação da bacia e ao acúmulo progressivo de sedimentos e íons solúveis na camada superficial.

Os demais parâmetros não apresentaram significância estatística nem magnitude de efeito relevante, indicando comportamento semelhante entre as duas bacias na camada mais superficial (1m).

- Camada 3m



Fonte: Autora (2025)

Valores posicionados à direita (δ positivo) indicam maiores concentrações no Parque dos Servidores, enquanto os valores à esquerda (δ negativo) representam maiores concentrações em Santa Iria I.

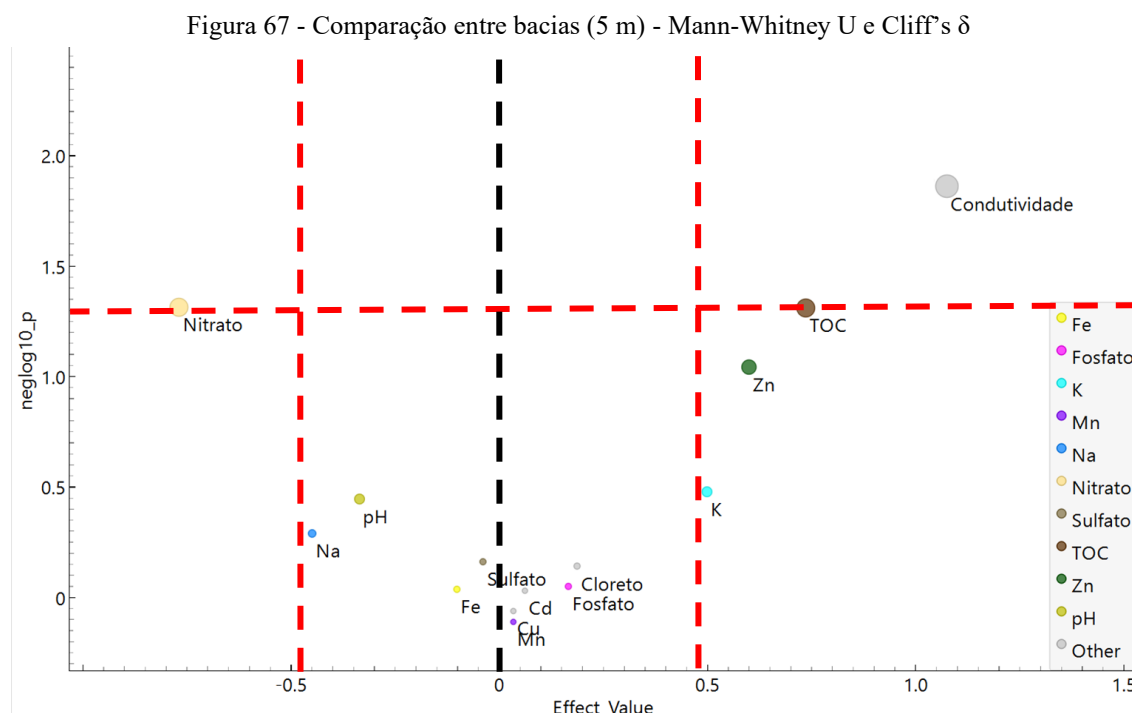
Três parâmetros apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) e tamanho de efeito considerado grande.

O carbono orgânico total (TOC) e a condutividade elétrica apresentaram $-\log_{10}(p) \approx 1,8$ ($p \approx 0,016$; confiança $\approx 98,4\%$) e tamanhos de efeito positivos e elevados ($\delta \approx +1,0$), indicando diferenças estatisticamente significativas e de grande magnitude, com valores mais altos no Parque dos Servidores. Já o nitrato (NO_3^-) exibiu $-\log_{10}(p) \approx 1,8$ ($p \approx 0,016$; confiança $\approx 98,4\%$) e tamanho de efeito negativo igualmente elevado ($\delta \approx -1,0$), revelando diferença significativa e de grande magnitude, com valores superiores em Santa Iria I em relação ao Parque dos Servidores.

Apesar de os parâmetros potássio e sódio não apresentarem significância estatística ($p > 0,05$), mas observaram-se tamanhos de efeito classificados como grandes e com sinal negativo, indicando predominância dos valores em Santa Iria I em relação ao Parque dos Servidores, para potássio ($\delta \approx -0,55$) e sódio ($\delta \approx -0,70$).

Os demais parâmetros não apresentaram resultados estatisticamente significantes e tamanhos de efeito entre muito pequeno e médio ($|\delta| < 0,47$), indicando variações sutis e comportamento geral semelhante do extrato lixiviado entre as duas bacias nesta profundidade.

- Camada 5m



Fonte: Autora (2025)

Valores posicionados à direita (δ positivo) indicam maiores concentrações no Parque dos Servidores, enquanto os valores à esquerda (δ negativo) representam maiores concentrações em Santa Iria I.

Na profundidade de 5 m, o padrão de diferenças entre as bacias manteve-se semelhante ao observado na camada de 3 m, com três parâmetros apresentando significância estatística ($p < 0,05$).

A condutividade elétrica foi o parâmetro mais significativamente contrastante ($p < 0,05$; $\delta \approx +1,0$), mantendo a confiança de 98,4%, evidenciando um tamanho de efeito de grande magnitude, com valores superiores no Parque dos Servidores.

Tanto o carbono orgânico total (TOC) quanto o nitrato (NO_3^-) apresentaram $-\log_{10}(p) \approx 1,3$, correspondendo a $p < 0,05$ e, portanto, a um nível de confiança de aproximadamente 95 %, ligeiramente inferior ao observado na profundidade de 3 m ($\approx 98,4$ %). Ambos indicam diferenças estatisticamente significativas entre as bacias. O TOC exibiu tamanho de efeito grande e positivo ($\delta \approx +0,8$), ligeiramente menor que o da camada anterior, com valores mais elevados no Parque dos Servidores, sugerindo maior retenção de matéria orgânica dissolvida

ao longo do perfil. O nitrato apresentou tamanho de efeito grande e negativo ($\delta \approx -0,7$), indicando concentrações mais altas em Santa Iria I.

O zinco (Zn) e o potássio (K) apresentaram $p > 0,05$, indicando ausência de significância estatística, mas tamanho de efeito grande ($|\delta| > 0,474$). O δ positivo sugere valores mais altos no Parque dos Servidores, indicando tendência de maior acúmulo desses elementos na bacia mais antiga

Os demais parâmetros (pH, Na, Fe, sulfato, fosfato, Mn, Cd) apresentaram $p > 0,05$ e $|\delta| < 0,5$, indicando ausência de diferenças estatísticas relevantes e comportamento semelhante entre as duas bacias nesta profundidade.

A Tabela 15 apresenta um resumo dos resultados do teste de Mann–Whitney U, aplicado para a comparação entre as bacias Parque dos Servidores e Santa Iria I em cada profundidade no extrato lixiviado, considerando o nível de significância ajustado $p_{adj} < 0,05$, correspondente a um nível de confiança de aproximadamente 95 %.

Tabela 15 - Resumo de teste de Mann–Whitney U (comparação entre bacias), $p_{adj} < 0,05$

Profundidade (m)	Santa Iria I	Parque dos Servidores
1,0	-	Zinco
3,0	Nitrato	TOC, Condutividade
5,0	Nitrato	TOC, Condutividade

Fonte: Autora (2025)

O resumo do teste de Mann–Whitney U (Tabela 15) indica diferenças marcantes entre as bacias de infiltração no extrato lixiviado, principalmente associadas à condutividade elétrica (CE), ao carbono orgânico total (TOC) e ao nitrato (NO_3^-).

No Parque dos Servidores, as maiores medianas de CE e TOC refletem a presença de matéria orgânica reativa e o estabelecimento de condições mais redutoras no solo, típicas de ambientes em processo de colmatção e maturação geoquímica. A elevação simultânea de CE e TOC sugere a liberação progressiva de íons solúveis (como Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ e K^+) resultante da degradação da matéria orgânica e da dissolução de minerais secundários. Mesmo quando cada íon individualmente não apresenta diferença estatística significativa, o aumento conjunto desses constituintes se manifesta na CE total, indicando maior complexidade química e reatividade do meio. Esse comportamento é amplamente descrito em solos tropicais intemperizados, nos quais o acúmulo de matéria orgânica e a alta umidade favorecem a

formação de microambientes anóxicos e a intensificação das reações redox (KABATA-PENDIAS, 2011; ALLOWAY, 2013; VIOLANTE *et al.*, 2010).

Em contrapartida, na bacia Santa Iria I, o nitrato (NO_3^-) apresentou maiores concentrações nas camadas intermediária (3 m) e profunda (5 m), evidenciando um ambiente predominantemente oxidante, com infiltração recente, baixo consumo de oxigênio e menor taxa de desnitrificação. Essa característica é compatível com o estágio inicial de operação da bacia e com o curto tempo de residência da água no solo, o que limita a redução biogeoquímica do nitrato. Já no Parque dos Servidores, as menores concentrações de NO_3^- observadas nas mesmas profundidades sugerem que o composto é rapidamente consumido ou transformado em formas reduzidas de nitrogênio (N_2 , N_2O , NH_4^+) por meio da desnitrificação microbiana, típica de condições redutoras associadas ao alto teor de matéria orgânica dissolvida e à baixa disponibilidade de oxigênio.

Esses resultados revelam, portanto, estágios distintos de evolução geoquímica entre as bacias: a Santa Iria I, com predominância de processos óxicos e nitrificantes, representa um sistema jovem, com percolação ativa e menor acúmulo de compostos reduzidos e o Parque dos Servidores, por sua vez, evidencia processos redutores mais intensos, relacionados ao maior tempo de operação, maior disponibilidade de carbono orgânico e maior condutividade elétrica, configurando um sistema maduro e parcialmente estabilizado.

Essa transição de um estado óxico/nitrificante para um estado orgânico/redutor constitui um marco natural do envelhecimento de bacias de infiltração, no qual a atividade microbiana e a retenção de compostos dissolvidos conduzem à diminuição do nitrato e ao enriquecimento em carbono orgânico e íons solúveis que são indicadores clássicos de maturação geoquímica e funcional do sistema (KNOWLES, 1982; TIEDJE, 1988; RYDEN, 1988; BARNES *et al.*, 2012; ROHE *et al.*, 2021).

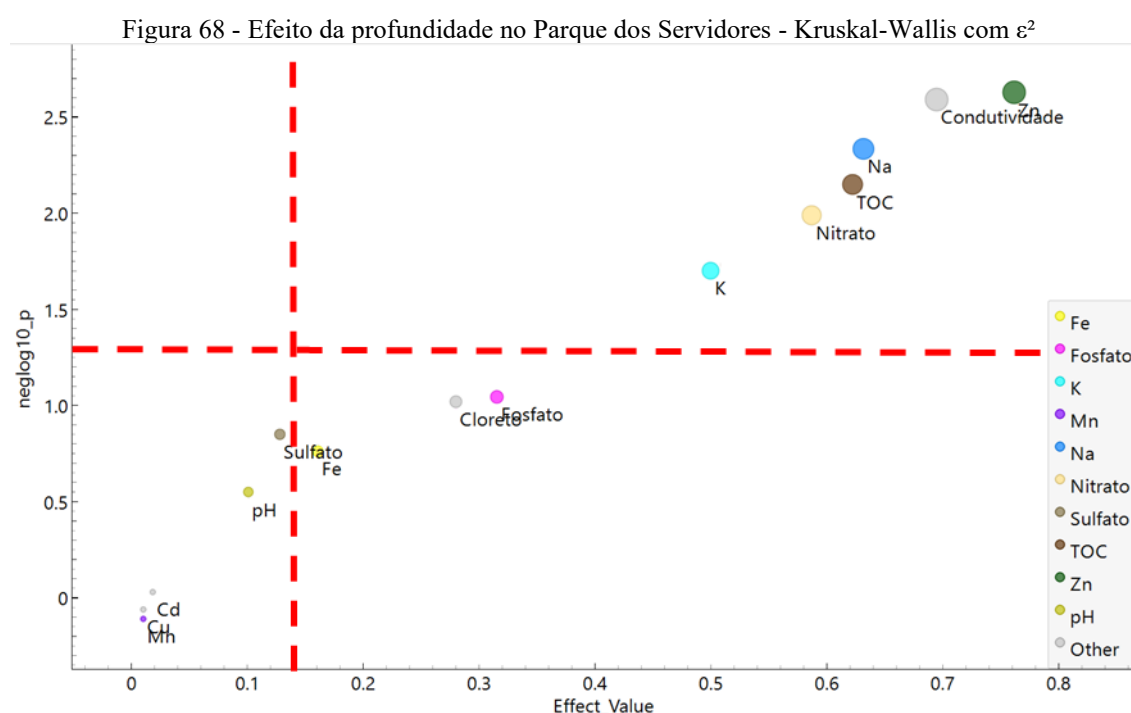
(ii) Efeito da profundidade dentro de cada bacia por Kruskal-Wallis com ε^2

Os gráficos apresentam os resultados do teste estatístico aplicado para avaliar o efeito da profundidade sobre os parâmetros do extrato lixiviado, utilizando o teste de Kruskal-Wallis. O eixo y representa o valor de $-\log_{10}(p)$, que expressa o nível de significância estatística; valores acima de 1,3 correspondem a $p < 0,05$, indicando diferenças significativas entre as profundidades. O eixo x indica o tamanho de efeito (ε^2), que reflete a proporção da variação dos parâmetros explicada pela profundidade.

A interpretação da magnitude do efeito seguiu os critérios propostos por Cohen (1988), considerando aproximadamente $\varepsilon^2 \approx 0,01$ como pequeno, $\varepsilon^2 \approx 0,06$ como moderado e $\varepsilon^2 \geq 0,14$ como grande. As linhas tracejadas em vermelho delimitam os limiares de significância e de magnitude considerados relevantes, permitindo identificar os parâmetros mais sensíveis à variação vertical.

- PARQUE DOS SERVIDORES

A Figura 68 ilustra o efeito da profundidade sobre os parâmetros do extrato lixiviado no Parque dos Servidores, conforme o teste de Kruskal-Wallis com ε^2 .



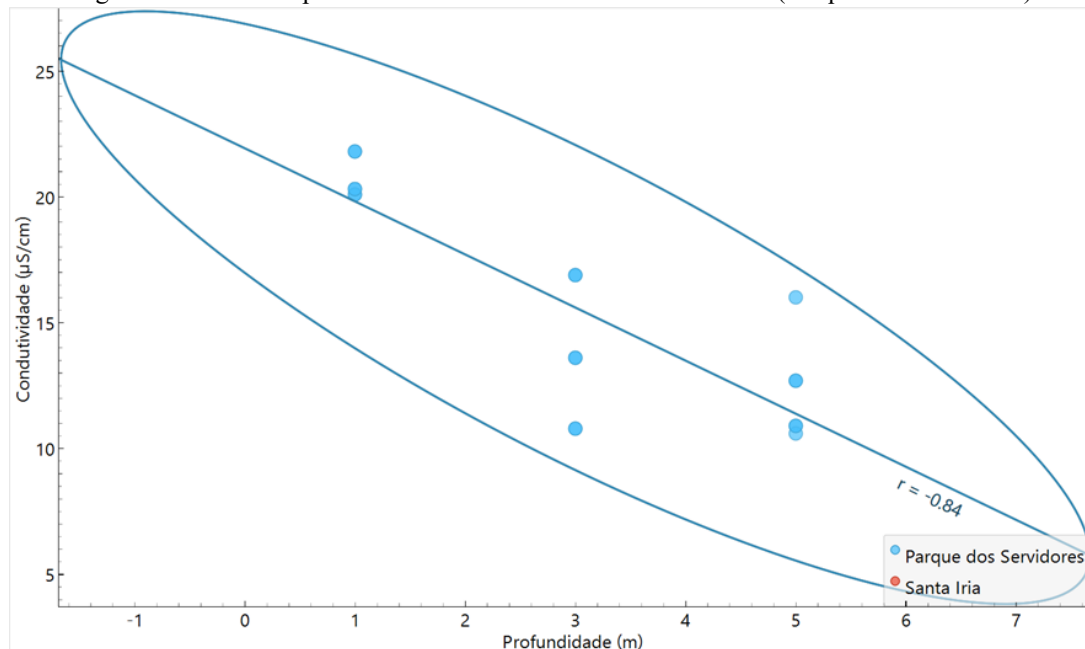
Fonte: Autora (2025)

Observa-se que os parâmetros condutividade, zinco, sódio, TOC, nitrato e potássio apresentaram influência significativa da profundidade, com valores de $-\log_{10}(p)$ acima do limiar de 1,3 e tamanhos de efeito (ε^2) elevados (Figura 68)

Os gráficos de dispersão apresentados nas Figuras 69 a 74 ilustram as tendências verticais observadas no Parque dos Servidores para os parâmetros que apresentaram influência significativa da variação com a profundidade: condutividade, zinco, sódio, TOC, nitrato e potássio. Esses gráficos permitem visualizar se a variação de cada parâmetro ao longo do perfil

ocorre de forma ascendente ou decrescente, indicando o sentido das tendências verticais em cada caso.

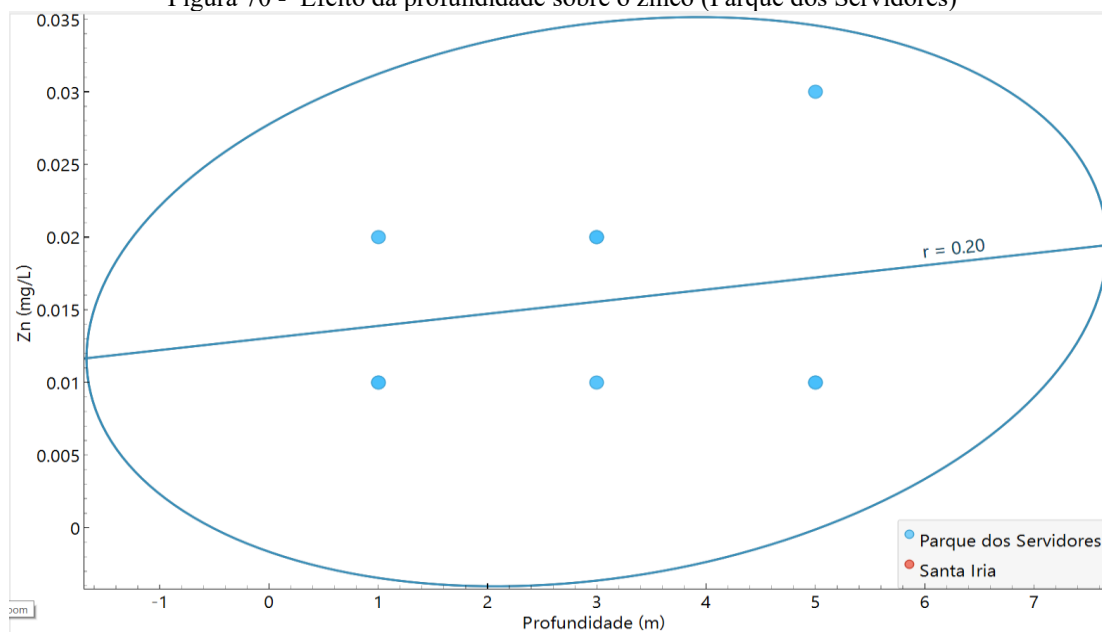
Figura 69 - Efeito da profundidade sobre a condutividade elétrica (Parque dos Servidores)



Fonte: Autora (2025)

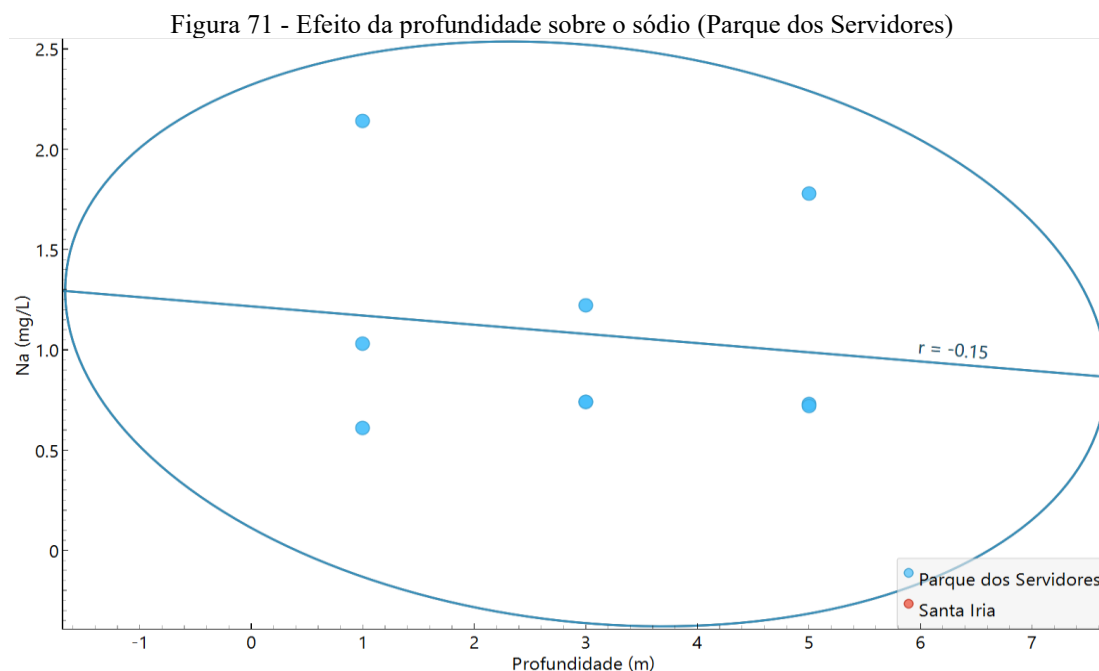
Observa-se uma tendência decrescente da condutividade com o aumento da profundidade ($r = -0,84$), indicando redução da concentração iônica nas camadas mais profundas do perfil (Figura 69).

Figura 70 - Efeito da profundidade sobre o zinco (Parque dos Servidores)



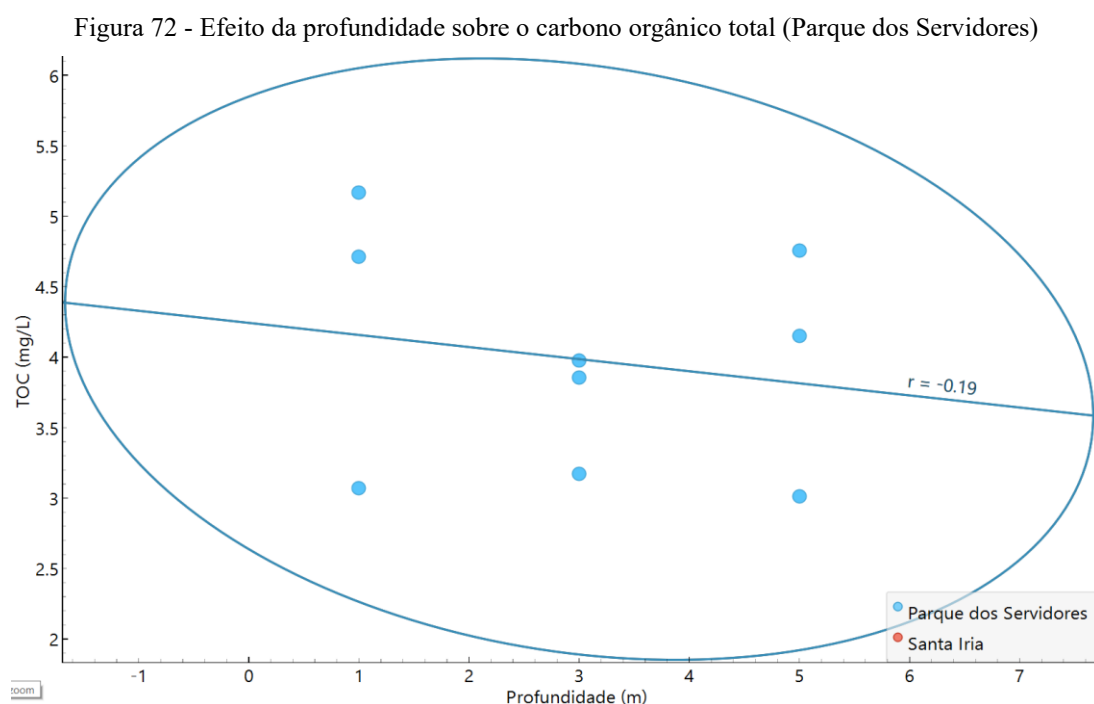
Fonte: Autora (2025)

Observa-se uma tendência ligeiramente ascendente do zinco com o aumento da profundidade ($r = 0,20$), indicando variação discreta (Figura 70).



Fonte: Fonte: Autora (2025)

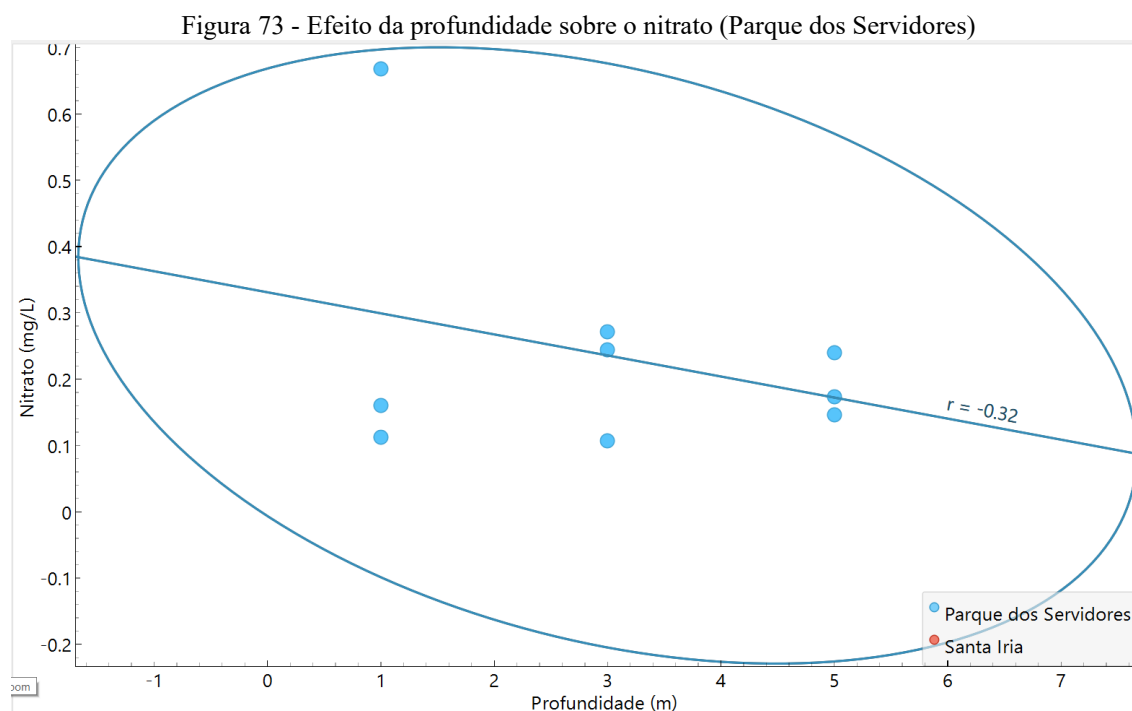
Observa-se tendência muito discreta e decrescente do sódio ($r=-0,15$).



Fonte: Fonte: Autora (2025)

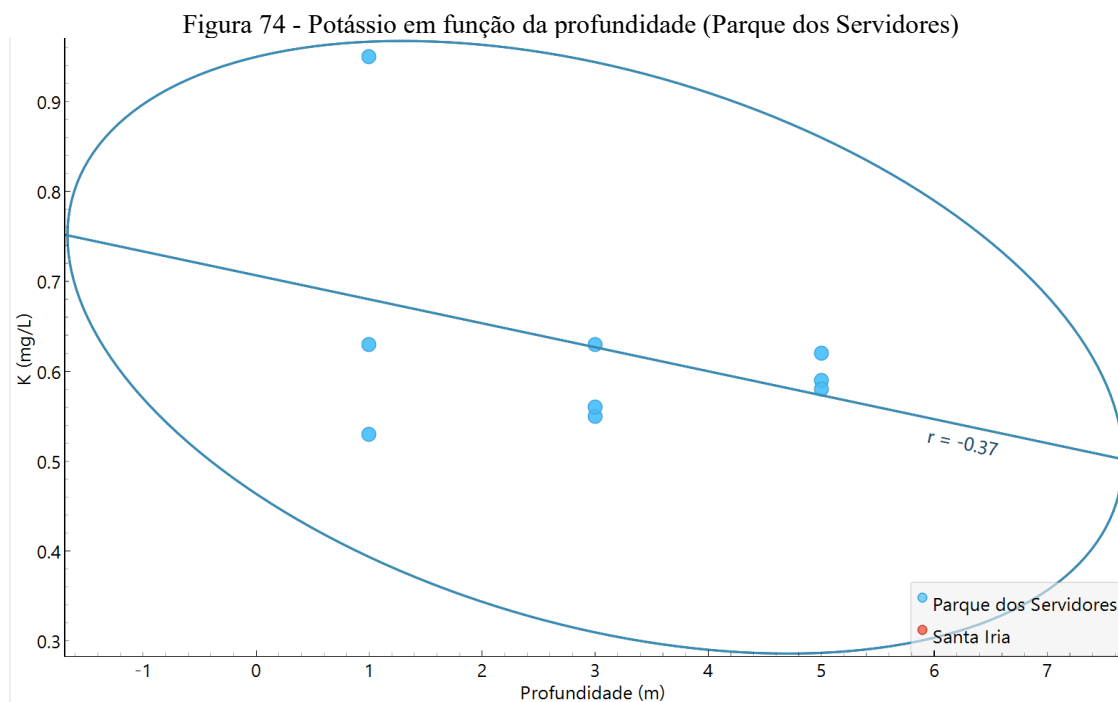
O teor de carbono orgânico total (TOC), embora apresente valores absolutos mais

elevados na bacia do Parque dos Servidores, mostrou tendência discretamente decrescente com a profundidade ($r = -0,19$). Essa variação sutil indica que, apesar da maior disponibilidade de matéria orgânica nas camadas superficiais, parte do carbono dissolvido é transportada para níveis intermediários, mantendo-se relativamente estável ao longo do perfil.



Fonte: Autora (2025)

A Figura 73 apresenta uma tendência decrescente do nitrato com o aumento da profundidade ($r = -0,32$) no Parque dos Servidores, indicando redução gradual das concentrações nas camadas mais profundas.

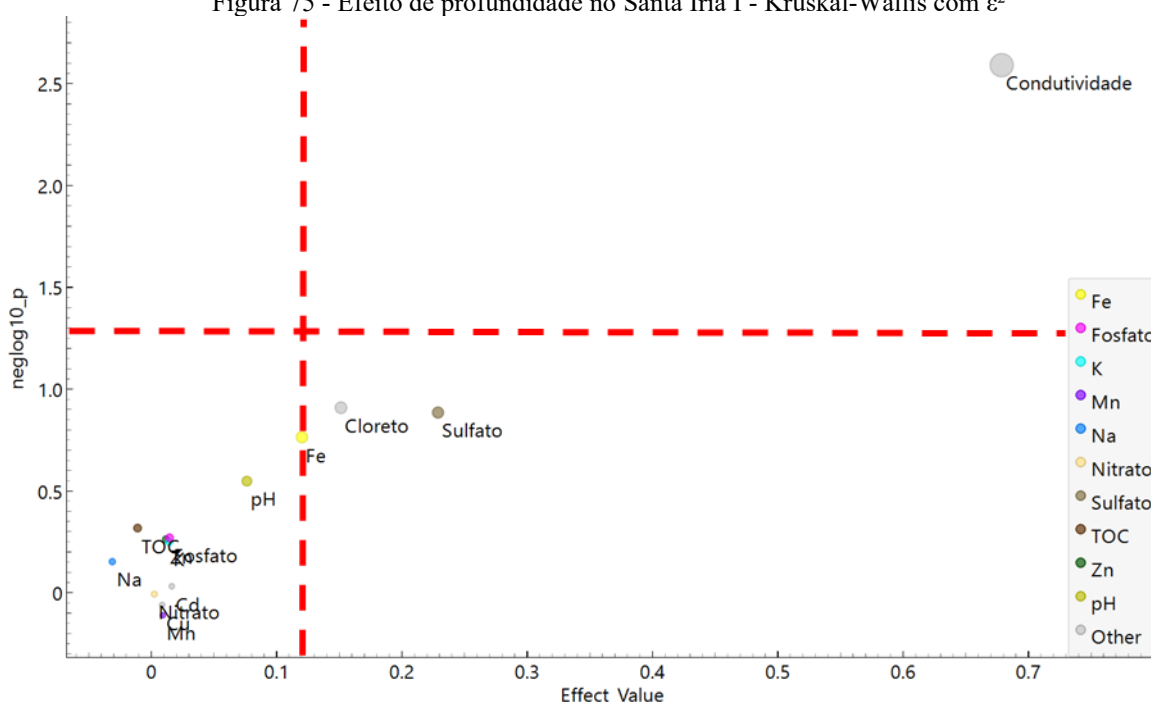


Fonte: Fonte: Autora (2025)

A Figura 74 ilustra uma correlação negativa fraca ($r = -0,37$) que indica uma leve redução das concentrações de potássio (K) com o aumento da profundidade. Essa tendência sugere maior disponibilidade do elemento nas camadas superficiais

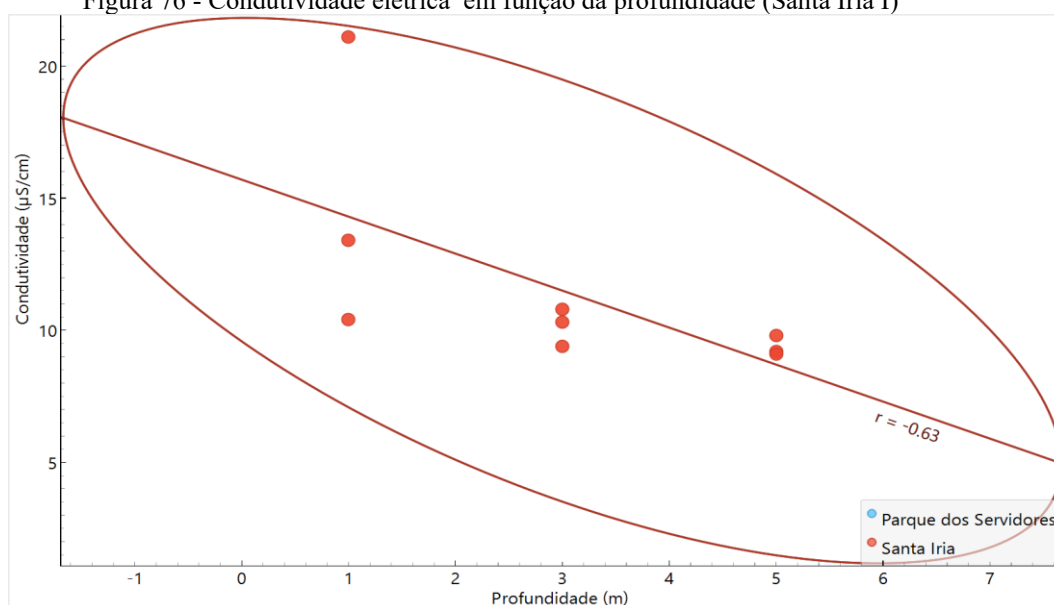
- SANTA IRIA

A Figura 75 ilustra o efeito da profundidade sobre os parâmetros do extrato lixiviado na bacia de infiltração Santa Iria I, conforme o teste de Kruskal-Wallis com ε^2 . Observa-se que apenas a condutividade elétrica apresentou influência significativa da profundidade ($p < 0,05$; $-\log_{10}(p) \approx 2,5$; $\varepsilon^2 \approx 0,75$), com tamanho de efeito considerado alto, indicando variação vertical expressiva ao longo do perfil do solo. As Figura 76 e Figura 77 apresentam, respectivamente, os gráficos de dispersão da condutividade elétrica e do nitrato. Embora o nitrato não tenha apresentado variação significativa em função da profundidade, optou-se por sua representação gráfica, uma vez que suas concentrações foram superiores na bacia Santa Iria I em relação ao Parque dos Servidores, conforme indicado pelos resultados do teste de Mann-Whitney.

Figura 75 - Efeito de profundidade no Santa Iria I - Kruskal-Wallis com ϵ^2 

Fonte: Autora (2025)

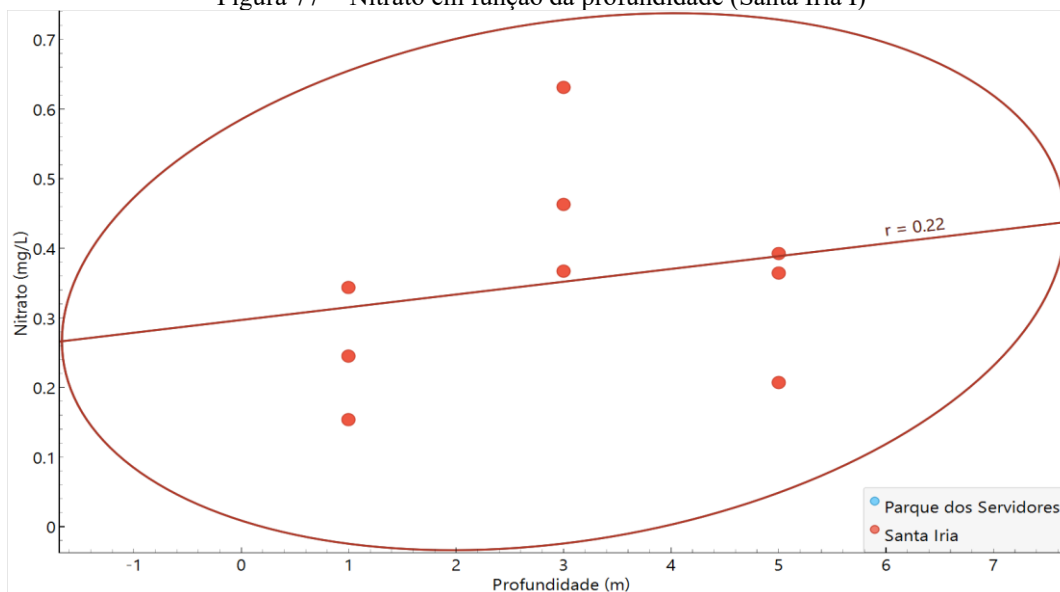
Figura 76 - Condutividade elétrica em função da profundidade (Santa Iria I)



Fonte: Autora (2025)

Observa-se uma tendência decrescente da condutividade elétrica com o aumento da profundidade ($r = -0,63$; $R^2 = 0,397$), indicando redução gradual da concentração de íons solúveis nas camadas mais profundas. Esse comportamento é compatível com a infiltração recente da bacia, em que os sais se acumulam preferencialmente nas zonas superficiais, sendo progressivamente diluídos com a percolação da água.

Figura 77 - Nitrato em função da profundidade (Santa Iria I)



Fonte: Autora (2025)

A Figura 77 apresenta o comportamento do nitrato (NO_3^-) em função da profundidade na bacia Santa Iria I. Observa-se uma leve tendência crescente das concentrações de nitrato com a profundidade, sugerindo preservação de um ambiente predominantemente oxidante ao longo do perfil. Embora o parâmetro não tenha apresentado variação significativa segundo o teste de Kruskal–Wallis, o teste de Mann–Whitney (Tabela 15) indicou maiores concentrações de nitrato em Santa Iria I nas camadas de 3 m e 5 m em relação ao Parque dos Servidores. Essa diferença reforça a interpretação de que o nitrato tende a se acumular nas zonas mais profundas, associada à infiltração recente e à baixa atividade desnitrificante típica de solos ainda pouco colmatados. O conjunto dos resultados confirma que o Santa Iria I apresenta processos geoquímicos iniciais, com predominância de oxidação e mobilidade vertical moderada do nitrato, contrastando com o comportamento mais redutor observado no Parque dos Servidores.

(iii) Comparação amostras vs. brancos analíticos por teste de Mann-Whitney U + Cohen's d

Os resultados gráficos da comparação entre as amostras e os respectivos brancos analíticos são apresentados nas Figura 78 e Figura 79, obtidos por meio do teste de Mann-Whitney U (Wilcoxon Rank-Sum Test), com cálculo do tamanho de efeito padronizado (Cohen's d).

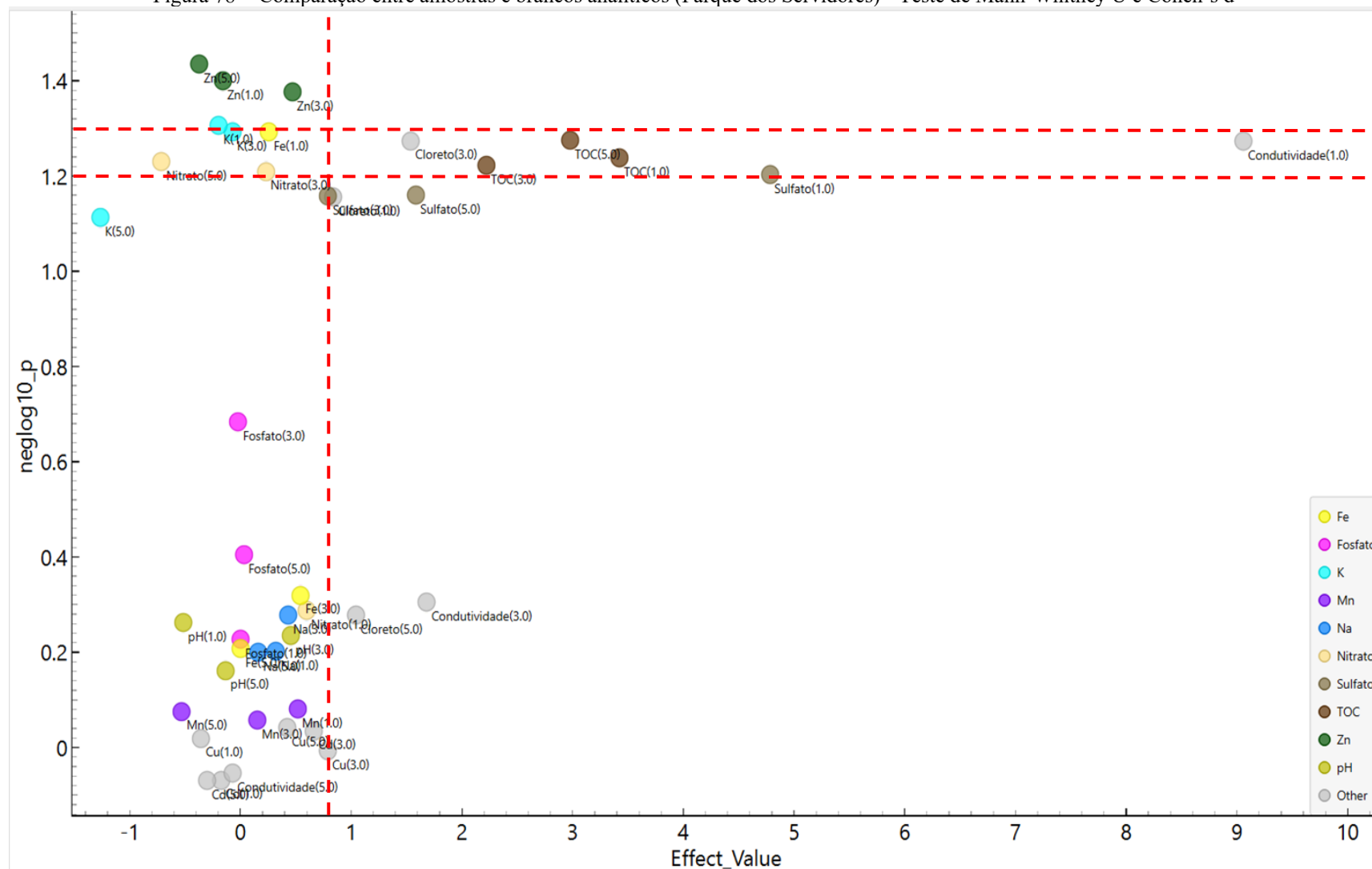
O eixo y representa o valor de $-\log_{10}(p)$, que indica o nível de significância estatística; valores acima de 1,3 correspondem a $p < 0,05$, equivalentes a 95 % de confiança, enquanto

valores próximos de 1,2 indicam $p \approx 0,06$, correspondendo a cerca de 93,7 % de confiança e caracterizando uma tendência estatística. O eixo x indica o tamanho de efeito (Cohen's d), que expressa a magnitude da diferença entre as amostras e o branco analítico.

As linhas tracejadas em vermelho delimitam os limiares de significância e de magnitude, permitindo identificar os parâmetros que apresentaram diferenças mais marcantes em relação ao branco.

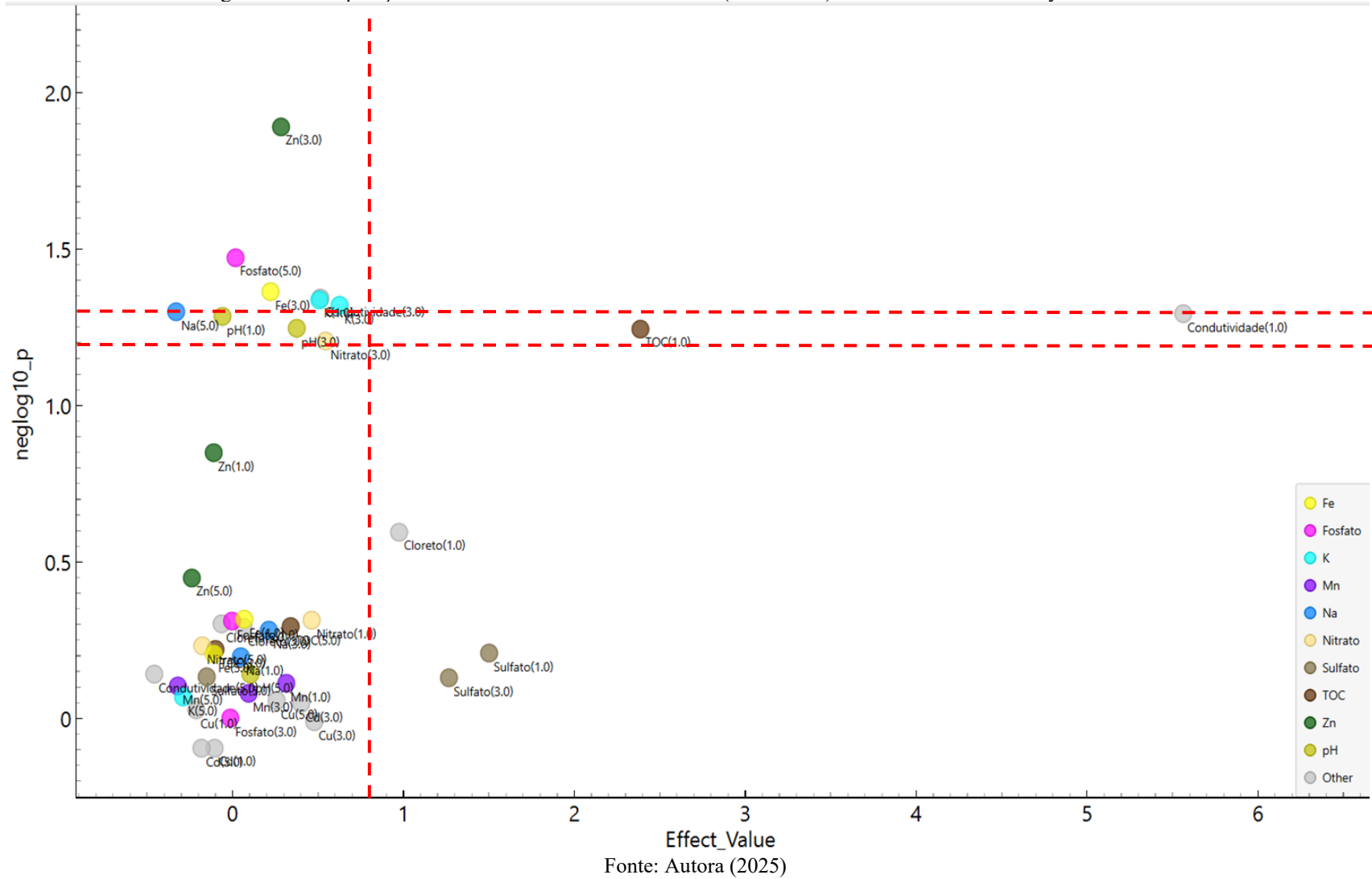
A interpretação da magnitude seguiu os critérios de Cohen (1988), adaptados ao contexto geoquímico: valores de Cohen(d) entre 0,2 e 0,5 indicam diferença discreta ou alteração ambiental incipiente; entre 0,5 e 0,8, alteração moderada; entre 0,8 e 1,2, impacto expressivo; e superiores a 1,2, enriquecimento ou mobilização clara, com evidência de acúmulo.

Figura 78 - Comparação entre amostras e brancos analíticos (Parque dos Servidores) - Teste de Mann-Whitney U e Cohen's d



Fonte: Autora (2025)

Figura 79 - Comparação entre amostras e brancos analíticos (Santa Iria I) - Teste de Mann-Whitney U e Cohen's d



- PARQUE DOS SERVIDORES

A Tabela 16 apresenta os resultados do teste de Mann-Whitney U, aplicado entre as amostras do Parque dos Servidores e seu respectivo branco analítico, com cálculo do tamanho de efeito Cohen's d. Observa-se que os parâmetros com valores de $p < 0,05$ (95 % de confiança) ou próximos a 0,06 ($\approx 93,7$ % de confiança) indicam diferenças estatisticamente significativas ou tendências relevantes entre as camadas avaliadas.

Tabela 16 – Comparação amostras vs. brancos - Man-Whitney -Parque dos Servidores

Parâmetro	Profundidade (m)	Valor do efeito	$p < 0,05$ - 95%	$p < 0,063$ - 93,7%
K	3	-0,740	-	Significativo
K	5	-0,723	-	Significativo
K	1	-0,617	-	Significativo
Nitrato	5	-0,307	-	Significativo
Nitrato	3	-0,286	-	Significativo
Zn	1	0,013	Significativo	Significativo
Zn	3	0,017	Significativo	Significativo
Zn	5	0,017	Significativo	Significativo
Fe	1	0,113	-	Significativo
Cloreto	1	1,100	-	Significativo
Sulfato	3	1,403	-	Significativo
Cloreto	3	1,433	-	Significativo
Sulfato	5	1,613	-	Significativo
TOC	3	2,223	-	Significativo
TOC	5	2,528	-	Significativo
TOC	1	2,871	-	Significativo
Sulfato	1	4,520	-	Significativo
Condutividade	1	9,233	-	Significativo

Fonte: Autora (2025)

Observa-se que o potássio (K) apresentou valores negativos de d ($-0,62$ a $-0,74$) em todas as profundidades, significativos a $\approx 93,7$ %. Esse resultado indica menores concentrações nas amostras em relação ao branco, compatíveis com a alta mobilidade do K no perfil do solo e possível lixiviação vertical nas camadas da bacia.

O nitrato (NO_3^-) também apresentou valores negativos de d ($\approx -0,29$ a $-0,31$) e $p \approx 0,06$ nas camadas de 3 m e 5 m, evidenciando tendência de menores teores nas amostras em relação ao branco. Esse comportamento é coerente com a ocorrência de processos de desnitrificação em condições redutoras, que consomem nitrato e o convertem em formas gasosas de nitrogênio, como N_2 e N_2O .

O zinco (Zn) apresentou d muito baixo e positivo ($+0,013$ a $+0,017$) em todas as profundidades analisadas (1 m, 3 m e 5 m), com $p < 0,05$, indicando diferenças pequenas, porém

consistentes, com ligeiro aumento nas amostras. O efeito reduzido reflete a forte imobilização do Zn por adsorção em óxidos de Fe e Mn, característica típica de solos tropicais intemperizados.

O ferro (Fe) apresentou $d = +0,113$ ($p \approx 0,06$) na camada superficial (1 m), indicando uma diferença pequena e positiva, com leve tendência de enriquecimento nas amostras em relação ao branco. Apesar de a magnitude do efeito ser considerada quase nula pela escala de Cohen, o resultado sugere discreta acumulação de Fe na superfície.

O cloreto (Cl^-) apresentou valores elevados de d (+1,10 a +1,43) nas camadas de 1 m e 3 m, indicando diferença de grande magnitude e acúmulo de sais solúveis nas amostras, especialmente na camada intermediária (3 m). Esse comportamento contribui para o aumento da condutividade elétrica (CE) e reflete a concentração de íons solúveis na zona mais ativa do perfil.

O sulfato (SO_4^{2-}) apresentou os maiores tamanhos de efeito positivos ($d \approx +1,40$ a +4,52) em todas as profundidades analisadas (1 m, 3 m e 5 m), refletindo forte enriquecimento nas amostras. Esse padrão sugere intensa oxidação de matéria orgânica e dissolução de minerais secundários contendo enxofre, processos típicos de ambientes mais antigos e colmatados.

O carbono orgânico total (TOC) apresentou valores de d muito altos (+2,22 a +2,87) e significância estatística com confiança de aproximadamente 93,7 %, indicando expressivo acúmulo de matéria orgânica dissolvida nas três profundidades analisadas, com maior intensidade na camada superficial (1 m). Esse enriquecimento confirma a presença de microambientes redutores ao longo do perfil, que favorecem a adsorção de metais e a elevação da condutividade elétrica (CE), refletindo maior maturação geoquímica do solo da bacia.

Por fim, a condutividade elétrica (CE) apresentou o maior valor de d (+9,23), evidenciando diferença extrema e predomínio marcante nas amostras de 1m em relação ao branco. O aumento de CE reflete o acúmulo conjunto de íons solúveis (Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+) e a maior concentração de carbono dissolvido, indicadores de maturação geoquímica da bacia e atividade redutora intensa.

De modo geral, valores negativos de d (K, NO_3^-) correspondem a elementos móveis e lixiviáveis, enquanto valores positivos altos (Fe, Cl^- , SO_4^{2-} , TOC, CE) indicam acúmulo e retenção em condições redutoras. O Zn, com d próximo de zero, permanece estável e imobilizado, sem variação significativa

- SANTA IRIA I

A Tabela 17 apresenta os resultados do teste de Mann-Whitney U aplicado entre as amostras da bacia Santa Iria I e seu respectivo branco analítico, com cálculo do tamanho de efeito Cohen's d. Observa-se que os parâmetros com valores de $p < 0,05$ (95 % de confiança) ou próximos de 0,06 ($\approx 93,7$ %) indicam diferenças estatisticamente significativas ou tendências relevantes entre as camadas analisadas.

Tabela 17- Comparação entre amostras e brancos - Mann-Whitney - Santa Iria I

Parâmetro	Profundidade (m)	Valor do efeito	$p < 0,05$ - 95%	$p < 0,063$ - 93,7%
Na	5	-0,37	Significativo	Significativo
Fe	3	-0,07	-	Significativo
Fosfato	5	0,00	Significativo	Significativo
Zn	3	0,01	Significativo	Significativo
pH	3	0,18	-	Significativo
K	3	0,22	-	Significativo
Nitrato	3	0,23	-	Significativo
K	1	0,25	-	Significativo
pH	1	0,29	-	Significativo
Condutividade	3	0,87	-	Significativo
TOC	1	2,06	-	Significativo
Condutividade	1	5,67	-	Significativo

Fonte: Autora (2025)

O sódio (Na) apresentou valor negativo de d (-0,37) na camada de 5 m, com $p < 0,05$, indicando uma leve depleção nas amostras em relação ao branco.

O ferro (Fe) apresentou $d = -0,07$ na camada intermediária (3 m), com tendência estatística ($p \approx 0,06$) e magnitude muito pequena, indicando a ausência de acúmulo ou perda significativa.

O fosfato (PO_4^{3-}) apresentou $d \approx 0,00$ na camada de 5 m, com $p < 0,05$, evidenciando equilíbrio entre amostra e branco.

O zinco (Zn) exibiu $d = 0,01$ na profundidade de 3 m, com $p < 0,05$, indicando uma diferença muito pequena, porém consistente, com leve aumento nas amostras. Assim como no Parque dos Servidores, o Zn mostra-se fortemente imobilizado pela adsorção em óxidos e matéria orgânica.

O pH apresentou valores positivos de d (+0,18 a +0,29) nas camadas de 1 m e 3 m, significativos a aproximadamente 93,7 %. Esse resultado indica uma leve tendência de aumento do pH nas amostras em relação ao branco.

O potássio (K) apresentou valores de d igualmente positivos e baixos (+0,22 a +0,25) nas camadas de 1 m e 3 m, também com significância próxima de 93,7 %. Esses resultados apontam para disponibilidade moderada de K nas porções superiores do perfil, coerente com ambientes menos colmatados e com menor intensidade de lixiviação.

O nitrato (NO_3^-) apresentou $d = +0,23$ na camada de 3 m, com significância de $\approx 93,7$ %, indicando valores ligeiramente maiores nas amostras. Esse comportamento é consistente com condições oxidantes e baixa atividade desnitrificante, o que reflete a recarga recente e a juventude geoquímica da bacia Santa Iria I.

A condutividade elétrica (CE) apresentou $d = 0,87$ em 3 m e $d = 5,67$ em 1 m, indicando diferenças de grande magnitude e predominância marcante nas amostras, especialmente na camada superficial. Esse aumento reflete acúmulo de íons solúveis e sais minerais nas zonas mais rasas, coerente com o estágio inicial de operação e colmatação da bacia.

O carbono orgânico total (TOC) apresentou $d = 2,06$ na camada superficial (1 m), com $p \approx 0,06$, revelando acúmulo expressivo de matéria orgânica dissolvida. Esse enriquecimento reforça a existência de microambientes redutores incipientes, que contribuem para o aumento da CE e o início de processos de estabilização geoquímica na bacia Santa Iria I.

De modo geral, o Parque dos Servidores apresentou maior acúmulo de sais solúveis e matéria orgânica (valores positivos e elevados de d), caracterizando ambiente maduro e redutor. Já o Santa Iria I exibiu valores baixos e positivos, predominando condições oxidantes e infiltração recente. Essa diferença indica estágios distintos de evolução geoquímica e de funcionamento das bacias de infiltração.

4.4.4 Massa Bruta

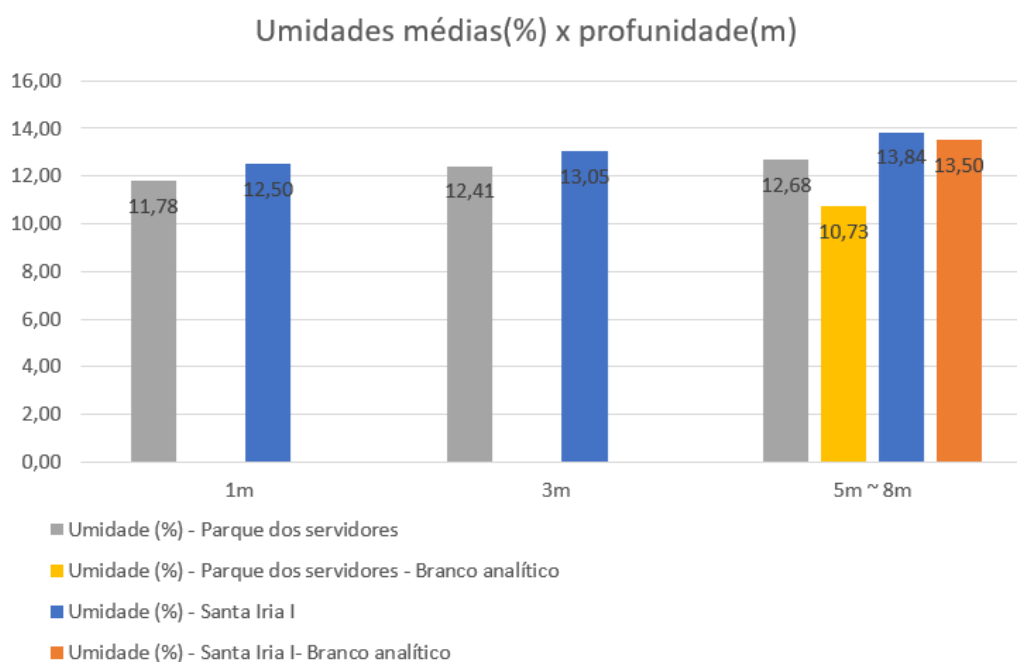
Os resultados das análises da massa bruta seca das amostras de solo coletadas em todos os pontos investigados (SP-01 a SP-08), nas duas bacias de infiltração (Parque dos Servidores e Santa Iria I) estão apresentados nas Tabela 29 a Tabela 32 do APÊNDICE II.

Nesta seção, são apresentados os resultados e a discussão dos valores médios obtidos para cada camada de profundidade (1 m, 3 m, 5 m e branco analítico a 8 m), organizados em três blocos: 4.4.4.1 Umidade, 4.4.4.2 pH e 4.4.4.3 Metais. A Seção 4.4.5 aborda o comparativo com as normas ambientais vigentes, enquanto a Seção 4.4.6 trata do tratamento estatístico dos dados, todos referentes à massa bruta.

4.4.4.1 Umidade

A Figura 80 mostra o comparativo dos valores médios de umidade em cada camada (1m, 3m e 5m), bem como nos brancos laterais de 8 m, que corresponde a aproximadamente 5m do fundo das duas bacias.

Figura 80 - Umidades médias (%) em função da profundidade nas bacias e brancos analíticos⁵



Fonte: Autora (2025)

Os teores médios de umidade variaram de 11,78 a 12,68% no Parque dos Servidores e 12,50 a 13,84% em Santa Iria I. O Parque apresentou valores mais baixos, coerentes com seu maior tempo de operação e consequente adensamento gradual do solo.

Nos brancos analíticos, os resultados em Santa Iria I (13,50%) foram equivalentes ao entorno, enquanto no Parque dos Servidores (10,73%), bastante inferiores, refletindo a possível compactação do solo por se tratar de canteiro central.

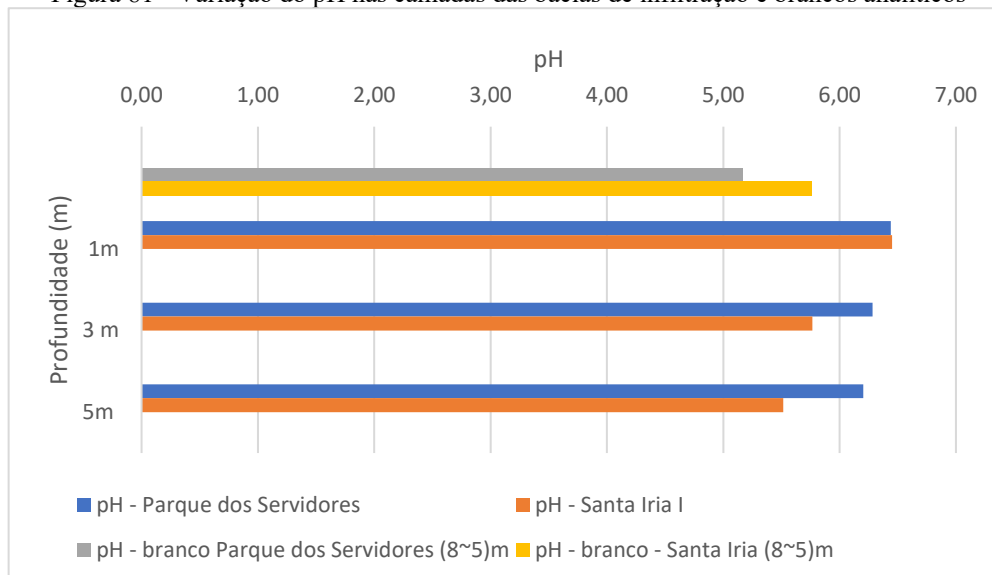
4.4.4.2 pH

A Figura 81 apresenta a variação do pH médio da massa bruta do solo nas bacias de infiltração do Parque dos Servidores e do Santa Iria I, considerando a média de três pontos para cada profundidade (1, 3 e 5 m). Para efeito de comparação, foram incluídos os valores de branco

⁵ A coleta foi realizada em 02 de outubro de 2024, durante o período seco, imediatamente anterior ao início da estação chuvosa, condição importante para a interpretação dos resultados, por representar uma condição de contorno das análises.

obtidos a 8 m (valor aproximado equivalente à camada 5m, considerando a escavação das bacias a cerca de 3 a 4 m).

Figura 81 - Variação do pH nas camadas das bacias de infiltração e brancos analíticos



Fonte: Autora (2025)

Na Figura 81 observa-se que, no Parque dos Servidores (operação a cerca de 27 anos), os valores de pH foram 6,44 (1 m), 6,28 (3 m) e 6,20 (5 m), todos superiores ao branco (5,17). Esse resultado mostra que o perfil do solo difere da condição natural profunda, apresentando valores mais elevados (menos ácidos) em todas as camadas avaliadas.

Já na bacia do Santa Iria I (operação a cerca de 4 anos), os valores de pH foram 6,50 (1 m), 5,80 (3 m) e 5,50 (5 m). Observa-se uma tendência de aumento com a redução da profundidade, sendo que os valores das camadas de 3m e 5 m são próximos dos valores de branco (5,76). Isso indica que, nesta bacia, o pH ainda reflete de forma mais direta as características locais, em maiores profundidades

Em linhas gerais, os dados sugerem que o tempo de operação pode estar relacionado às diferenças observadas: enquanto o Parque dos Servidores apresenta valores que se afastam da condição natural, possivelmente associados ao uso prolongado, a bacia do Santa Iria I mantém maior proximidade com o padrão natural de acidez do perfil.

4.4.4.3 Metais

A análise e interpretação dos metais na massa bruta foi conduzida em duas etapas complementares: (a) A comparação dos resultados com os valores orientadores da CETESB (2021), correspondentes ao Valor de Referência de Qualidade (VRQ), Valor de Prevenção (VP)

e Valor de Intervenção (VI), bem como com as faixas basais descritas na literatura para Latossolos, é apresentada e discutida no tópico 4.4.5 (Massa Bruta e Referências Normativas). A coluna “Classificação” das tabelas sintetiza o enquadramento e a interpretação dos resultados obtidos. (b) A aplicação do tratamento estatístico dos dados foi realizada conforme descrito no tópico 4.4.6 (Tratamento Estatístico na Massa Bruta), permitindo identificar diferenças e tendências entre bacias e profundidades.

Todo o procedimento foi descrito metodologicamente nas Seções 3.4.2.3 e 3.4.4.2.

4.4.5 Massa Bruta e Referências Normativas

As Tabelas 18 e 19 apresentam os valores médios obtidos por profundidade nas análises da massa bruta seca, comparados prioritariamente às referências normativas vigentes da CETESB (2021) e, de forma complementar, às faixas basais descritas na literatura, seguidos da classificação interpretativa dos resultados. Na Tabela 20 estão expressos os valores médios de branco analítico de ambas as bacias.

Tabela 18 - Comparação dos teores médios das camadas do Parque dos Servidores com os parâmetros de faixa basal e CETESB (2021)

Metal(mg/kg)	Profundidade (m)	Parque dos Servidores(mg/kg)	Faixa Basal (literatura) (mg/kg)	VRQ CETESB (2021) (mg/kg)	VP CETESB (mg/kg)	VI Agrícola CETESB (mg/kg)	Análise
Cádmio	1	2,58	0,2 - 1,8	<0,5	1,3	3,6	Superior ao intervalo basal, superior ao VRQ, superior ao VP e inferior ao VI
	3	1,98					Superior ao intervalo basal, superior ao VRQ, superior ao VP e inferior ao VI
	5	1,42					Dentro do intervalo basal, superior ao VRQ, superior ao VP e inferior ao VI
Crômio	1	28,39	20 - 75	40	-	-	Dentro do intervalo basal e inferior ao VRQ
	3	29,21					Dentro do intervalo basal e inferior ao VRQ
	5	29,10					Dentro do intervalo basal e inferior ao VRQ
Cobalto	1	0,49	2 - 10	13	-	-	Abaixo do intervalo basal e inferior ao VRQ
	3	0,49					Abaixo do intervalo basal e inferior ao VRQ
	5	0,49					Abaixo do intervalo basal e inferior ao VRQ
Ferro	1	31874	20.000 - 60.000	-	-	-	Dentro do intervalo basal
	3	34152					Dentro do intervalo basal
	5	33157					Dentro do intervalo basal
Manganês	1	54,89	60 - 400	-	-	-	Abaixo do intervalo basal
	3	64,54					Dentro do intervalo basal
	5	63,79					Dentro do intervalo basal
Chumbo	1	0,49	5 - 20	17	-	-	Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ
	3	0,49					Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ
	5	0,49					Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ

Fonte: Autora (2025)

Nota: limite de quantificação (LQ = 0,49 mg/kg).

Continuação da Tabela 18....

Metal(mg/kg)	Profundidade (m)	Parque dos Servidores(mg/kg)	Faixa Basal (literatura) (mg/kg)	VRQ CETESB (2021) (mg/kg)	VP CETESB (mg/kg)	VI Agrícola CETESB (mg/kg)	Análise
Níquel	1	10,81	7 - 30	13	30	190	Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	3	7,95					Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	5	6,03					Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ
Sódio	1	164,85	50 - 300	-	-	-	Dentro do intervalo basal
	3	166,13					Dentro do intervalo basal
	5	172,78					Dentro do intervalo basal
Potássio	1	57,17	50 - 250	-	-	-	Dentro do intervalo basal
	3	52,10					Dentro do intervalo basal
	5	43,62					Abaixo do intervalo basal
Zinco	1	9,40	5 - 40	60	-	-	Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	3	8,62					Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	5	8,36					Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
Cobre	1	8,86	1,5 - 15	35			Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	3	8,74					Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	5	7,71					Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ

Fonte: Autora (2025)

Tabela 19 - Comparação dos teores médios das camadas do Santa Iria I com os parâmetros de faixa basal e CETESB (2021)

Metal (mg/kg)	Profundidade (m)	Santa Iria (mg/kg)	Faixa Basal (literatura) (mg/kg)	VRQ CETESB (2021) (mg/kg)	VP CETESB (mg/kg)	VI Agrícola CETESB (mg/kg)	Análise
Cádmio	1	1,78					Dentro do intervalo basal, superior ao VRQ, superior ao VP e inferior ao VI
	3	1,63	0,2 - 1,8	<0,5	1,3	3,6	Dentro do intervalo basal, superior ao VRQ, superior ao VP e inferior ao VI
	5	1,57					Dentro do intervalo basal, superior ao VRQ, superior ao VP e inferior ao VI
Crômio	1	29,42					Dentro do intervalo basal e inferior ao VRQ
	3	31,32	20 - 75	40	-	-	Dentro do intervalo basal e inferior ao VRQ
	5	31,55					Dentro do intervalo basal e inferior ao VRQ
Cobalto	1	0,49					Abaixo do intervalo basal e inferior ao VRQ
	3	0,49	2 - 10	13	-	-	Abaixo do intervalo basal e inferior ao VRQ
	5	0,49					Abaixo do intervalo basal e inferior ao VRQ
Ferro	1	37967					Dentro do intervalo basal
	3	36558	20.000 - 60.000	-	-	-	Dentro do intervalo basal
	5	38446					Dentro do intervalo basal
Manganês	1	48,88					Dentro do intervalo basal
	3	60,20	60 - 400	-	-	-	Dentro do intervalo basal
	5	69,81					Dentro do intervalo basal
Chumbo	1	0,49					Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ
	3	0,49	5 - 20	17	-	-	Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ
	5	0,49					Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ

Fonte: Autora (2025)

Nota: limite de quantificação (LQ = 0,49 mg/kg).

Continuação Tabela 19....

Metal (mg/kg)	Profundidade (m)	Santa Iria (mg/kg)	Faixa Basal (literatura) (mg/kg)	VRQ CETESB (2021) (mg/kg)	VP CETESB (mg/kg)	VI Agrícola CETESB (mg/kg)	Análise
Níquel	1	2,91					Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ
	3	2,11	7 - 30	13	30	190	Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ
	5	1,75					Abaixo do intervalo basal e inferior a VRQ
Sódio	1	138,68					Dentro do intervalo basal
	3	130,43	50 - 300	-	-	-	Dentro do intervalo basal
	5	146,86					Dentro do intervalo basal
Potássio	1	38,89			-	-	Dentro do intervalo basal
	3	36,38	50 - 250	-			Dentro do intervalo basal
	5	31,47					Abaixo do intervalo basal
Zinco	1	9,57					Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	3	8,20	5 - 40	60	-	-	Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	5	8,33					Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
Cobre	1	9,02					Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	3	8,35	1,5 - 15	35			Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ
	5	7,69				-	Dentro do intervalo basal e inferior a VRQ

Fonte: Autora (2025)

Tabela 20 - Valores de branco analítico nas bacias – concentrações expressas em mg/kg

Branco	Cd	Cr	Co	Fe	Mn	Pb	Ni	Na	K	Zn	Cu
SP-04 - 8m	1,18	26,82	0,49	27293,33	51,48	0,49	0,49	146,19	40,22	6,24	3,94
SP-08 - 8m	0,99	33,90	0,48	39040,70	48,83	0,48	0,48	132,08	23,19	6,09	3,85

Fonte: Autora (2025)

- Cádmio, Níquel e Zinco

PARQUE DOS SERVIDORES

O Cd variou de 1,42 a 2,58 mg/kg, com valores acima da faixa basal nas camadas mais superficiais (0,2-1,8 mg/kg) e dos VRQ (0,5 mg/kg) e VP (1,3 mg/kg), porém inferiores ao VI agrícola (3,6 mg/kg). Em relação ao branco SP-04 (1,18 mg/kg), todas as camadas apresentaram valores superiores, indicando acúmulo histórico associado ao maior tempo de operação da bacia (~27 anos).

O Ni apresentou 6,03-10,81 mg/kg, valores dentro ou ligeiramente abaixo da faixa basal (7-30 mg/kg) e inferiores ao VRQ (13 mg/kg). Em relação ao branco SP-04 (0,49 mg/kg, valor próximo ao limite de quantificação), observou-se aumento expressivo, indicando enriquecimento acentuado, ainda que os teores permaneçam abaixo dos limites ambientais estabelecidos.

O Zn apresentou 8,36-9,40 mg/kg, valores dentro da faixa basal (5-40 mg/kg) e muito abaixo do VRQ (60 mg/kg). Em comparação ao branco SP-04 (6,24 mg/kg), observou-se aumento de aproximadamente 30-50 %.

SANTA IRIA

O Cd variou de 1,57 a 1,78 mg/kg, situando-se no limite superior da faixa basal (0,2-1,8 mg/kg) e acima dos VRQ (0,5 mg/kg) e VP (1,3 mg/kg), porém inferior ao VI agrícola (3,6 mg/kg). Em relação ao branco SP-08 (0,99 mg/kg), todas as camadas apresentaram valores mais elevados, com acréscimo médio de 60-80 %, indicando leve enriquecimento e acúmulo inicial, coerentes com o menor tempo de operação da bacia (~4 anos).

O Ni apresentou 1,75-2,91 mg/kg, valores abaixo da faixa basal (7-30 mg/kg) e inferiores ao VRQ (13 mg/kg). Frente ao branco SP-08 (0,48 mg/kg, próximo ao limite de detecção), observou-se aumento moderado, sem indícios de acúmulo expressivo.

O Zn apresentou 8,20-9,57 mg/kg, valores dentro da faixa basal (5-40 mg/kg) e bem abaixo do VRQ (60 mg/kg). Em comparação ao branco SP-08 (6,09 mg/kg), observou-se aumento discreto (cerca de 25-45 %), mantendo perfil uniforme com a profundidade.

- Cobre, Ferro e Manganês

PARQUE DOS SERVIDORES

O Cu apresentou teores de 7,71 a 8,86 mg/kg, valores dentro da faixa basal (1,5-15 mg/kg) e muito abaixo do VRQ (35 mg/kg). Em relação ao branco SP-04 (3,94 mg/kg), observou-se aumento expressivo (cerca de 90-125 %), indicando enriquecimento. Os resultados indicam retenção natural e estável do metal, sem ultrapassar níveis de alerta ambiental.

O Fe variou entre 31.874 e 34.152 mg/kg, valores dentro da faixa basal (20.000-60.000 mg/kg) e valores próximos do branco SP-04 (27.293 mg/kg). O comportamento homogêneo confirma a estabilidade mineralógica do Latossolo Vermelho, com predominância de óxidos de ferro.

O Mn apresentou 54,89-64,54 mg/kg, valores próximos ao limite inferior da faixa basal (60-400 mg/kg) e semelhantes ao branco SP-04 (51,48 mg/kg). A pequena variação entre profundidades indica baixa mobilidade vertical e condições redox estáveis, características de solos bem drenados e sem acúmulo recente.

SANTA IRIA I

O Cu variou entre 7,69 e 9,02 mg/kg, dentro da faixa basal (1,5-15 mg/kg) e abaixo do VRQ (35 mg/kg). Frente ao branco SP-08 (3,85 mg/kg), observou-se aumento de cerca de 100-130 %, indicando enriquecimento moderado, possivelmente associado à retenção superficial por óxidos metálicos.

O Fe apresentou 36.558-38.446 mg/kg, valores dentro da faixa basal (20.000-60.000 mg/kg) e próximos ao branco SP-08 (39.040 mg/kg), sugerindo equilíbrio geoquímico e estabilidade da fração oxídica. Não há indícios de alteração significativa entre profundidades.

O Mn apresentou 48,88-69,81 mg/kg, dentro da faixa basal (60-400 mg/kg) e muito próximo ao branco SP-08 (48,83 mg/kg). Os valores indicam mobilidade limitada e ausência de acúmulo, reforçando a condição redox estável e a boa drenagem do solo.

- Os demais parâmetros (Cromo, Cobalto, Chumbo, Sódio e Potássio)

PARQUE DOS SERVIDORES

O Cr teve valores de concentração de 28,39 a 29,21 mg/kg, dentro da faixa basal (20-75 mg/kg) e inferior ao VRQ (40 mg/kg), com valores muito próximos ao branco SP-04 (26,82 mg/kg), o que confirma a composição natural e ausência de enriquecimento.

O Co e o Pb permaneceram no limite de quantificação ($\approx 0,49$ mg/kg), iguais ao branco SP-04, e muito abaixo das faixas basais (Co = 2-10 mg/kg; Pb = 5-20 mg/kg) e dos VRQ (13 e 17 mg/kg), indicando concentrações residuais e estáveis.

O Na (164,85-172,78 mg/kg) manteve-se ligeiramente acima do branco SP-04 (146,19 mg/kg), porém dentro da faixa basal (50-300 mg/kg), caracterizando condição estável e K, por sua vez, apresentou valores entre 43,62 e 57,17 mg/kg, superiores ao branco (40,22 mg/kg), mas abaixo do limite inferior da faixa basal (50-250 mg/kg) em parte das amostras, sugerindo pequenas variações minerais sem relação com acúmulo antrópico, ambos sem parâmetros ambientais.

SANTA IRIA I

O Cr apresentou 29,42-31,55 mg/kg, dentro da faixa basal (20-75 mg/kg) e inferior ao VRQ (40 mg/kg), com valores semelhantes ao branco SP-08 (33,90 mg/kg), reforçando o caráter natural.

O Co e o Pb permaneceram no limite de quantificação ($\approx 0,48-0,49$ mg/kg), iguais ao branco SP-08, e muito abaixo das faixas basais e dos VRQ da CETESB, confirmando ausência de acúmulo.

Os teores de Na (130,43-146,86 mg/kg) estiveram muito próximos ao branco SP-08 (132,08 mg/kg) e dentro da faixa basal (50-300 mg/kg), indicando comportamento conservativo e K (31,47-38,89 mg/kg) apresentou valores superiores ao branco SP-08 (23,19 mg/kg), porém abaixo do limite inferior da faixa basal (50 mg/kg), sugerindo baixa disponibilidade natural e ausência de enriquecimento associado à infiltração, ambos sem parâmetros ambientais.

4.4.6 Testes Estatísticos na Massa Bruta

A avaliação estatística da massa bruta foi conduzida conforme os procedimentos descritos na Metodologia (Seção 3.4.4.2), contemplando: (i) a comparação entre bacias em cada profundidade por meio do teste Mann-Whitney U, com tamanho de efeito Cliff's δ ; (ii) a avaliação da influência da profundidade dentro de cada bacia pelo teste Kruskal-Wallis, complementado pela estimativa de ϵ^2 (tamanho de efeito); e (iii) a comparação entre amostras e brancos analíticos utilizando novamente o teste Mann-Whitney U, reportando Cohen's d como medida de tamanho de efeito, de forma exploratória, em decorrência do número de brancos disponíveis ($n = 1$ por local).

Em todas as análises, os p-valores foram ajustados pelo método Benjamini-Hochberg (FDR) para controle da taxa de falsos positivos.

Os níveis de significância considerados foram de 84,1 % ($p_{\text{adj}} < 0,159$) e 90,0 % ($p_{\text{adj}} < 0,10$), permitindo distinguir padrões de significância mais ou menos restritivos.

- (i) Comparação entre bacias (PS $\times$ SI) por profundidade (1m, 3m e 5m) - Teste Mann-Whitney U + Cliff's δ

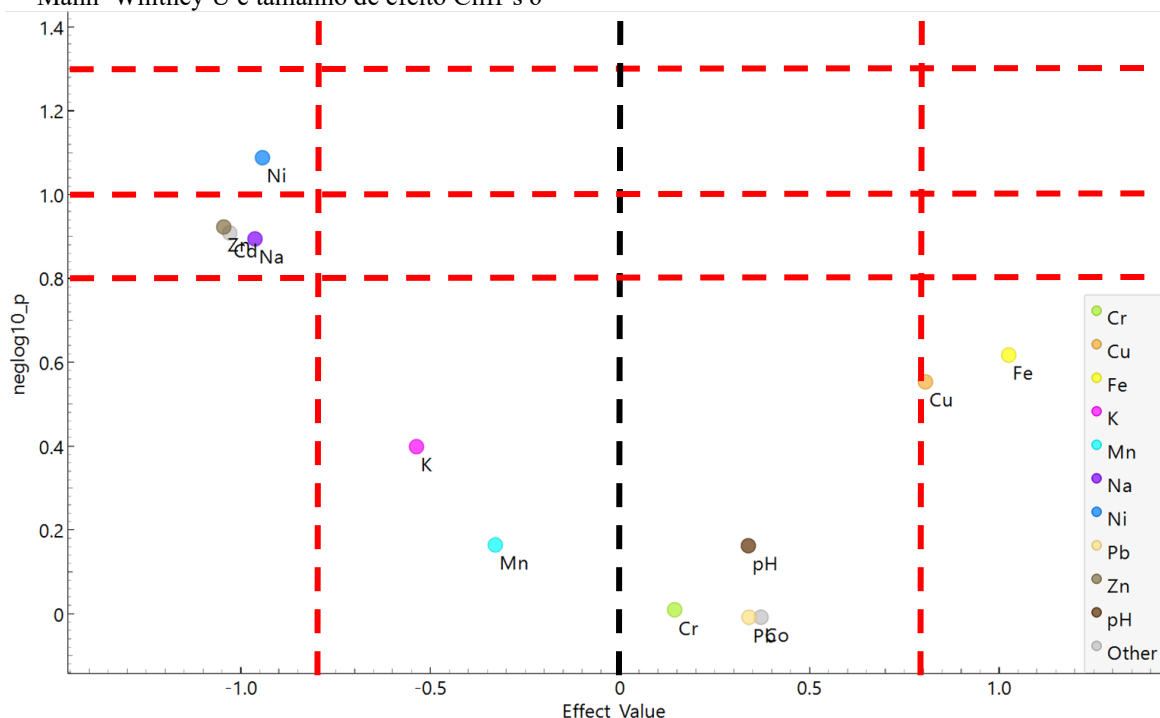
A Figura 82, referente à profundidade de 1 m, apresenta os resultados do teste de Mann-Whitney U e do tamanho de efeito Cliff's δ , comparando os valores obtidos entre as bacias Parque dos Servidores e Santa Iria I. As linhas tracejadas em vermelho delimitam os limiares de significância estatística ($-\log_{10}(p)=1,3$) e de magnitude relevante ($|\delta| \geq 0,33$). Valores de $-\log_{10}(p)=1,0$ e 0,8 correspondem, respectivamente, a $p = 0,10$ (≈ 90 % de confiança) e $p \approx 0,16$ (≈ 84 % de confiança), caracterizando níveis intermediários de significância.

Observa-se que o nitrato apresentou $-\log_{10}(p) \approx 1,1$ e Cliff's $\delta \approx -0,8$, indicando diferença expressiva e predominância de valores no Parque dos Servidores.

De forma semelhante, os parâmetros zinco, sódio e cádmio apresentaram $-\log_{10}(p)$ entre 0,8 e 1,0 e Cliff's δ próximos de -1 , reforçando a tendência de maiores concentrações no Parque dos Servidores nessa profundidade.

Assim, valores negativos de δ indicam predominância no Parque dos Servidores, enquanto valores positivos indicariam maior concentração em Santa Iria I.

Figura 82 - Comparação entre bacias (Parque dos Servidores × Santa Iria I) na profundidade de 1 m pelo teste de Mann–Whitney U e tamanho de efeito Cliff's δ



Fonte: Autora (2025)

Nota: Valores posicionados à esquerda (δ negativo) indicam maiores concentrações no Parque dos Servidores, enquanto os valores à direita (δ positivo) representam maiores concentrações em Santa Iria I.

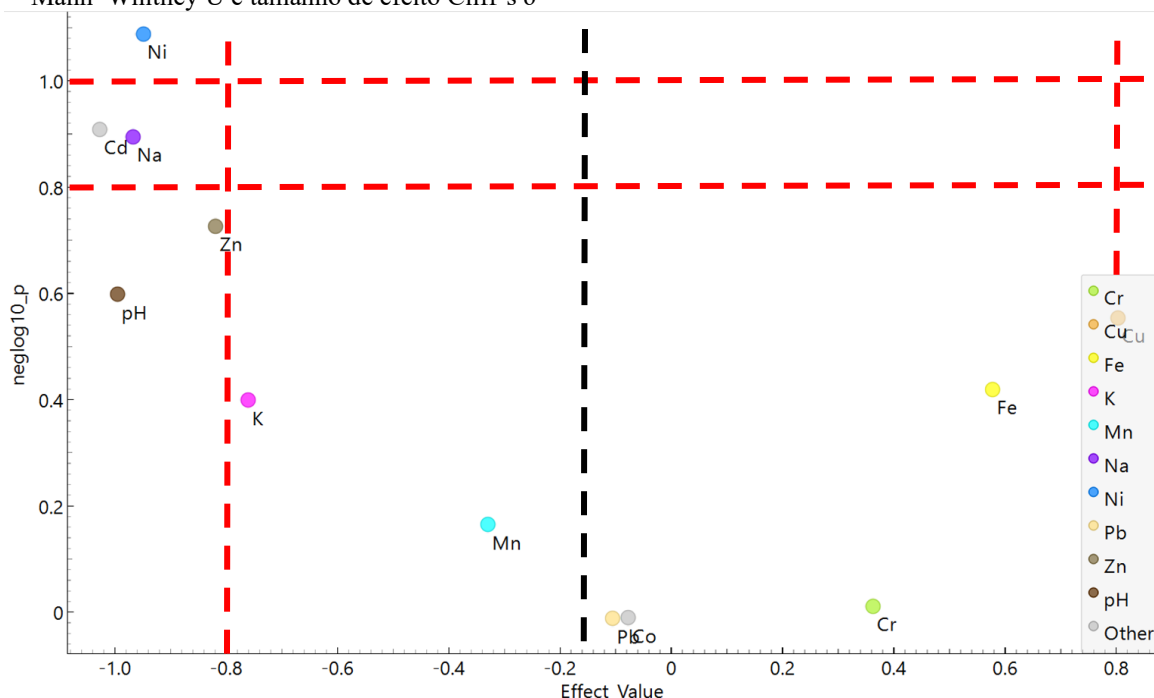
A Figura 83, referente à profundidade de 3 m, apresenta os resultados do teste de Mann–Whitney U e do tamanho de efeito Cliff's δ , comparando as bacias Parque dos Servidores e Santa Iria I.

Na profundidade de 3 m, observam-se padrões semelhantes aos verificados na camada (1m), exceto para Zinco.

O parâmetro nitrato manteve $-\log_{10}(p) \approx 1,1$ e Cliff's $\delta \approx -0,9$, indicando tendência de diferença e predominância de valores no Parque dos Servidores, com confiança de 90 %.

Os elementos cádmio e sódio apresentaram $-\log_{10}(p)$ entre 0,8 e 1,0 (equivalentes a $p \approx 0,16-0,10$, níveis de confiança de 84,1 %) e Cliff's δ entre $-0,9$ e -1 , reforçando a tendência de maiores concentrações no Parque dos Servidores nessa profundidade.

Figura 83 - Comparação entre bacias (Parque dos Servidores × Santa Iria I) na profundidade de 3 m pelo teste de Mann–Whitney U e tamanho de efeito Cliff's δ



Fonte: Autora (2025)

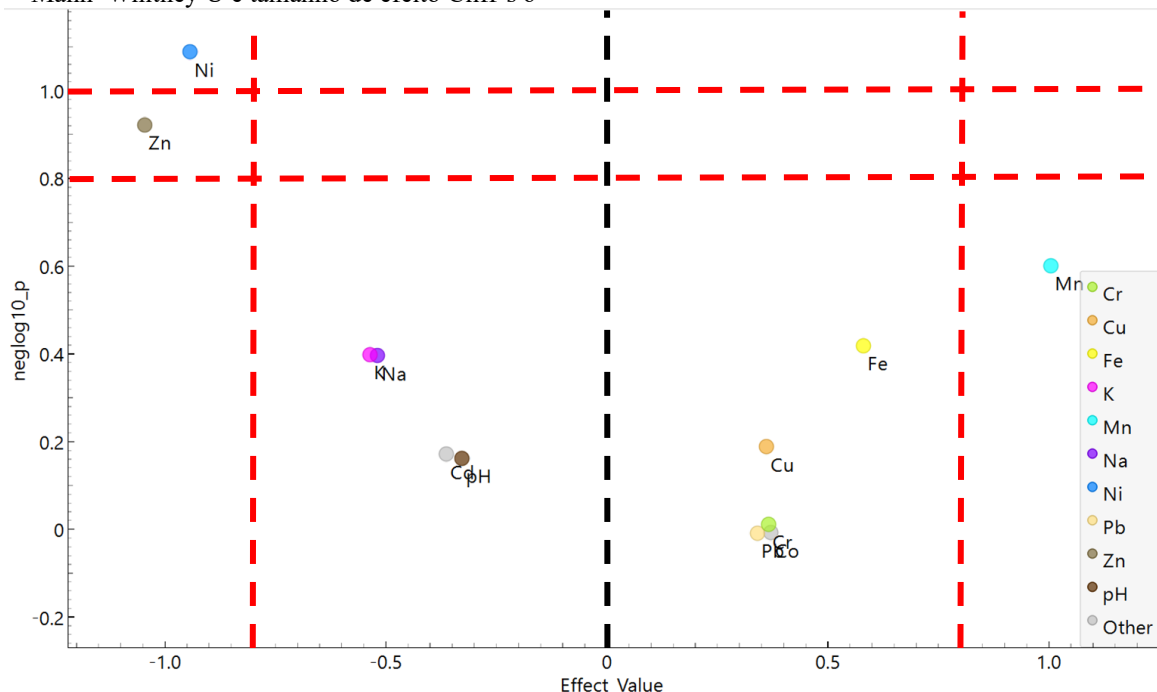
Nota: Valores posicionados à esquerda (δ negativo) indicam maiores concentrações no Parque dos Servidores, enquanto os valores à direita (δ positivo) representam maiores concentrações em Santa Iria I.

A Figura 84, referente à profundidade de 5 m, apresenta os resultados do teste de Mann–Whitney U e do tamanho de efeito Cliff's δ , comparando as bacias Parque dos Servidores e Santa Iria I.

Na profundidade de 5 m, o nitrato manteve $-\log_{10}(p) \approx 1,1$ e Cliff's $\delta \approx -0,9$, indicando tendência de diferença e predominância de valores no Parque dos Servidores, com confiança de aproximadamente 90 %.

O zinco apresentou $-\log_{10}(p)$ entre 0,8 e 1,0 (equivalentes a $p \approx 0,16-0,10$, níveis de confiança entre 84 % e 90 %) e Cliff's $\delta \approx -1$, reforçando a tendência de maiores concentrações no Parque dos Servidores também nessa profundidade.

Figura 84 - Comparação entre bacias (Parque dos Servidores × Santa Iria I) na profundidade de 5 m pelo teste de Mann–Whitney U e tamanho de efeito Cliff's δ



Fonte: Autora (2025)

Nota: Valores posicionados à esquerda (δ negativo) indicam maiores concentrações no Parque dos Servidores, enquanto os valores à direita (δ positivo) representam maiores concentrações em Santa Iria I.

As Tabelas 21 e 22 apresentam uma síntese dos resultados obtidos nos testes estatísticos de Mann–Whitney U, aplicados para comparação entre as bacias Parque dos Servidores e Santa Iria I em cada profundidade analisada para a massa bruta. Essas tabelas reúnem os parâmetros que apresentaram diferença significativa ou tendência estatística, considerando os limiares ajustados de $p_{adj} < 0,10$ e $p_{adj} < 0,159$, correspondentes a níveis de confiança de aproximadamente 90 % e 84,1 %, respectivamente.

Tabela 21 - Resumo de teste de Mann–Whitney U (comparação entre bacias) para $p_{adj} < 0,10$		
Profundidade (m)	Santa Iria I	Parque dos Servidores
1,0	—	Níquel
3,0	—	Níquel
5,0	—	Níquel

Fonte: Autora (2025)

Tabela 22 – Resumo de Mann–Whitney U (comparação entre bacias) para $p_{adj} < 0,159$

Profundidade (m)	Santa Iria I	Parque dos Servidores
1,0	—	Níquel, Zinco, Cádmio e Sódio
3,0	—	Níquel, Cádmio e Sódio
5,0	—	Níquel

Fonte: Autora (2025)

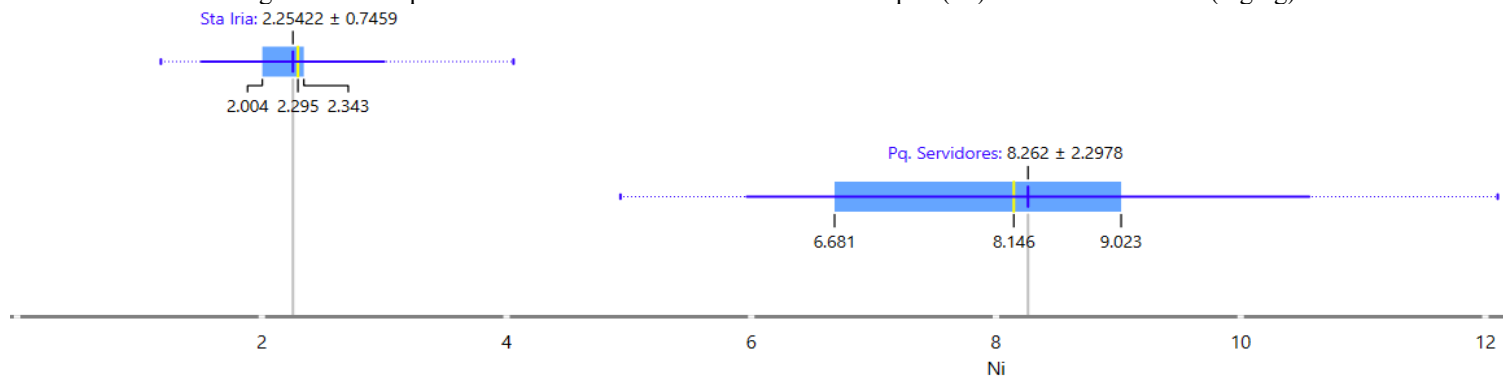
Os resultados apresentados nas Tabelas 21 e 22 indicam que o níquel (Ni) foi o elemento mais consistente em termos de diferença estatística entre as bacias, com predominância no Parque dos Servidores em todas as profundidades avaliadas. Esse padrão sugere retenção do níquel nas diferentes camadas do solo, possivelmente associada à adsorção em óxidos de ferro e manganês e à maior maturidade da bacia, que favorece o acúmulo de metais no material particulado.

Quando considerados limiares menos restritivos ($p_{adj} < 0,159$, confiança aproximada de 84 %), observam-se também diferenças para zinco (Zn), cádmio (Cd) e sódio (Na) na camada de 1 m, e para cádmio (Cd) e sódio (Na) em 3 m, todas com maiores concentrações no Parque dos Servidores. Essa tendência reforça a hipótese de enriquecimento progressivo na massa bruta, condizente com o maior tempo de operação da bacia e com a colmatção parcial das camadas superficiais do solo.

Assim, os resultados estatísticos apontam para um comportamento de acúmulo e retenção metálica mais evidente no Parque dos Servidores, enquanto a Santa Iria I, de implantação mais recente, apresenta concentrações inferiores e indícios de menor interação entre as partículas sólidas e os metais.

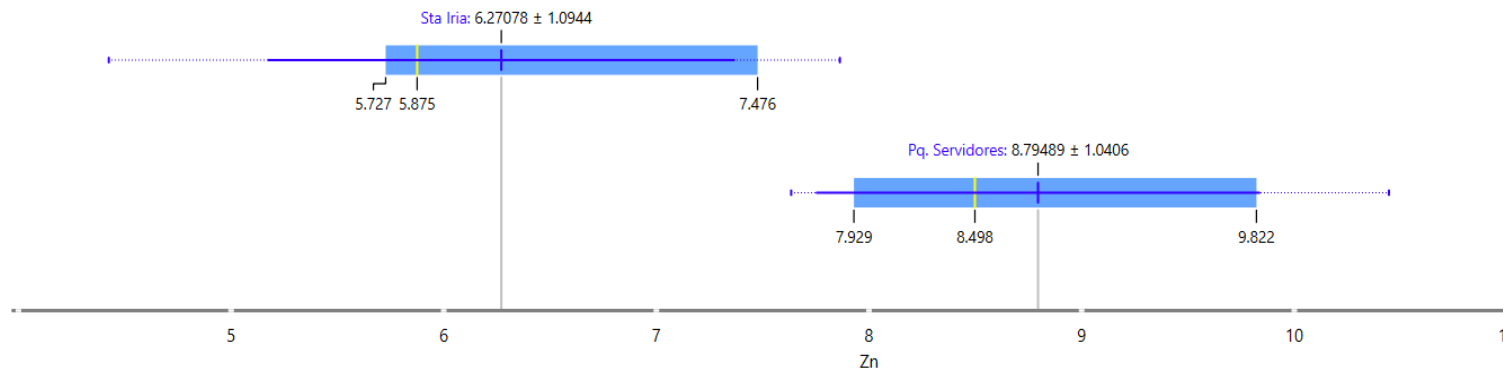
O APÊNDICE VI reúne os gráficos comparativos dos parâmetros determinados na massa bruta seca, evidenciando as diferenças entre as bacias de infiltração Parque dos Servidores e Santa Iria I. Entretanto, cabe destacar alguns padrões relevantes observados nas Figuras 85 a 89.

Figura 85 – Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de níquel (Ni) na massa bruta seca (mg/kg)



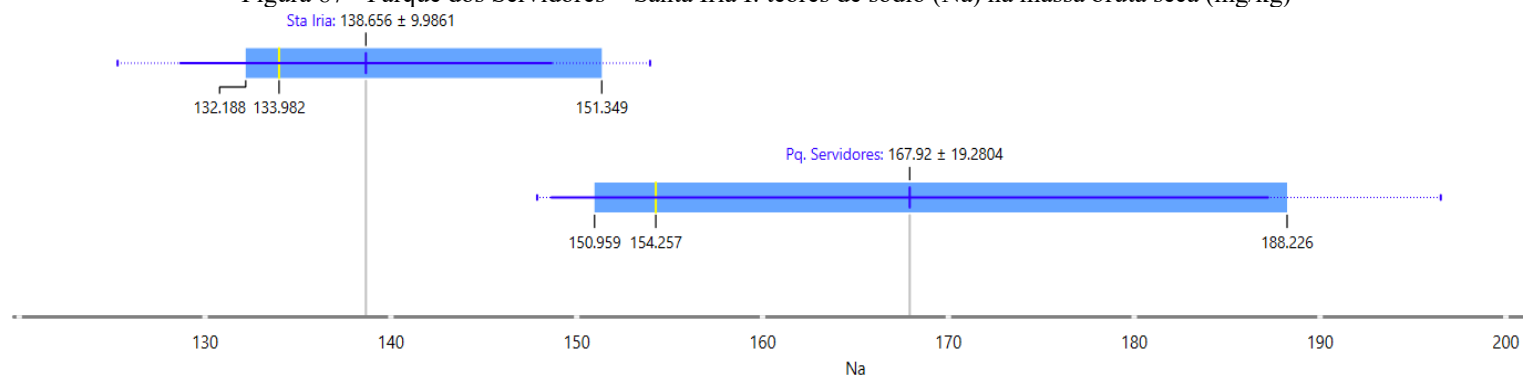
Fonte: Autora (2025)

Figura 86 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de zinco (Zn) na massa bruta seca (mg/kg)



Fonte: Autora (2025)

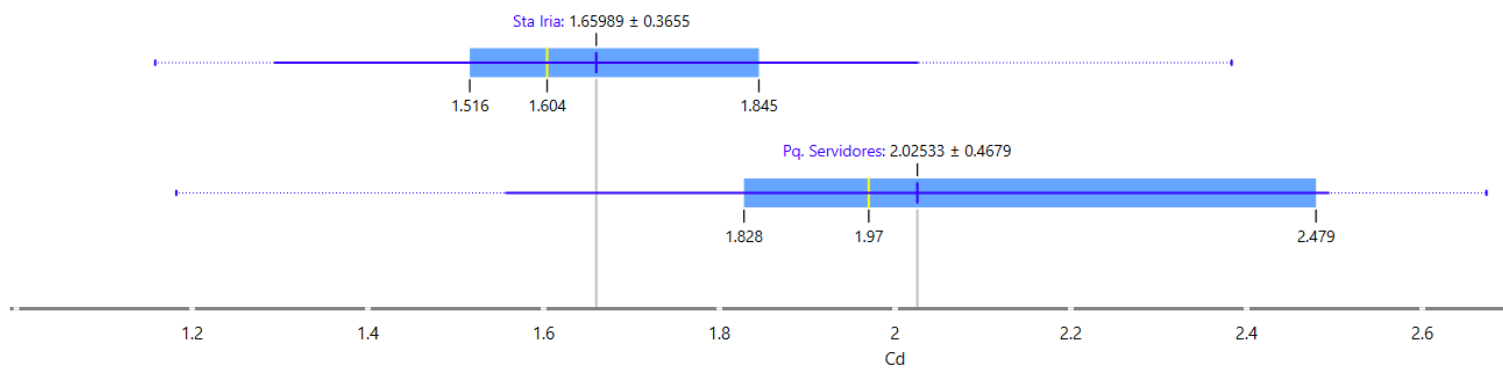
Figura 87 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de sódio (Na) na massa bruta seca (mg/kg)



Student's t: 4.043 (p=0.002, N=18)

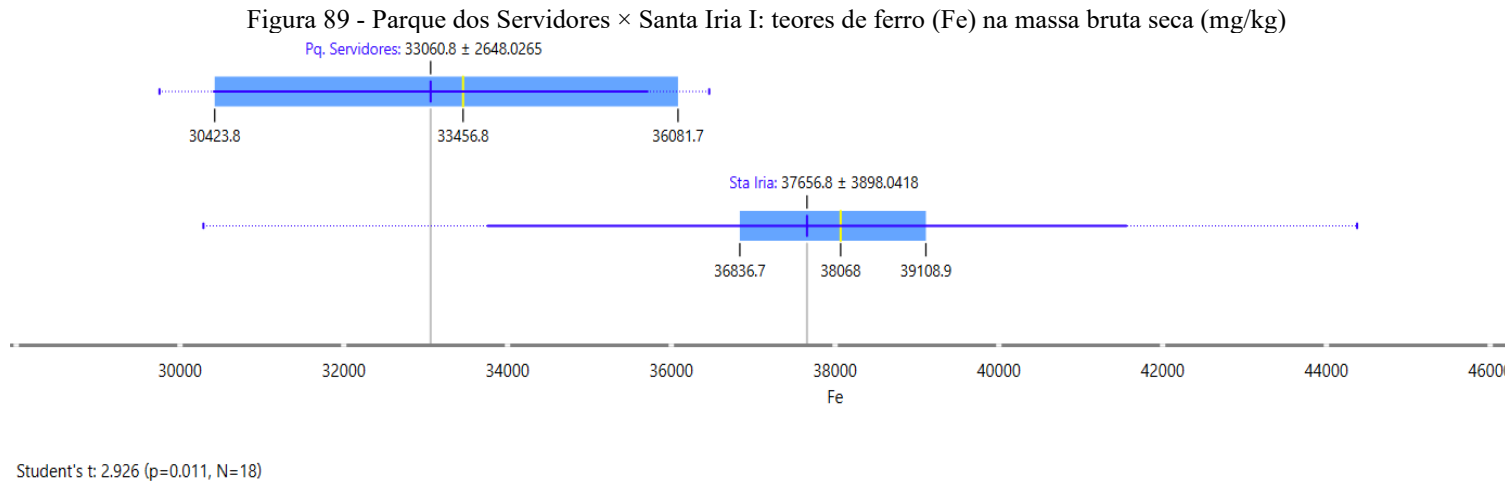
Fonte: Autora (2025)

Figura 88 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de cádmio (Cd) na massa bruta seca (mg/kg)



Student's t: 1.846 (p=0.085, N=18)

Fonte: Autora (2025)



Fonte: Autora (2025)

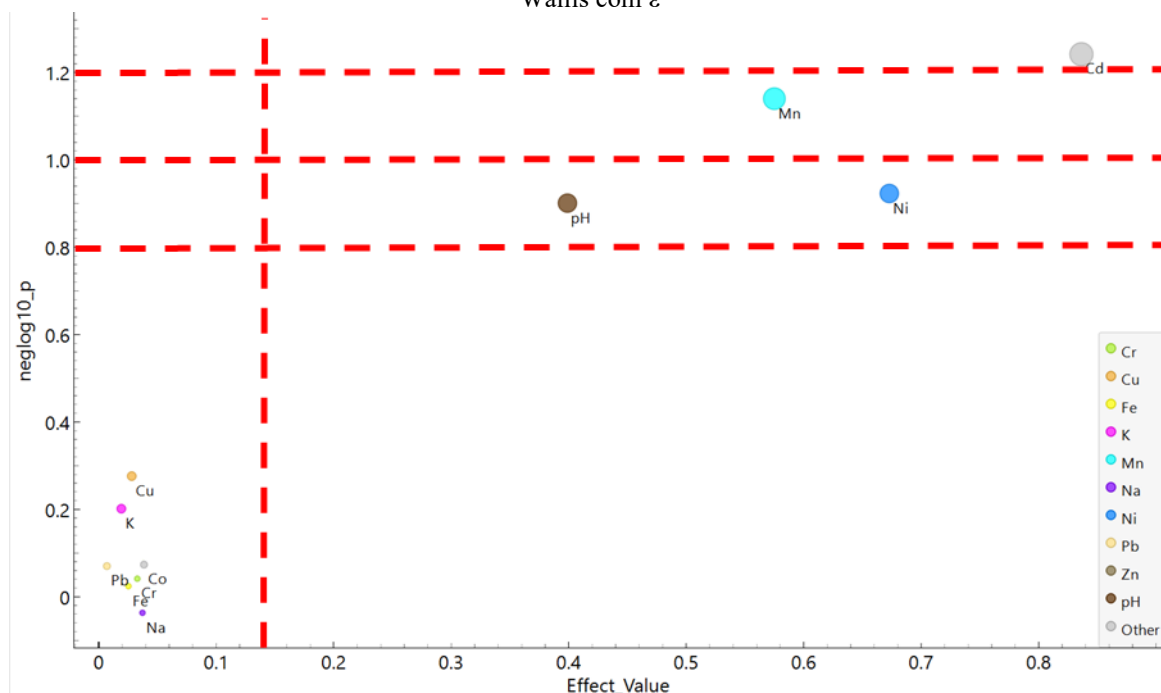
De modo geral, o Parque dos Servidores apresenta maior número de parâmetros significativos na massa bruta (Figuras 85 a 89), o que é compatível com a retenção de elementos na matriz sólida e com uma mistura mais antiga e geoquimicamente mais maturada. Em contraste, a bacia Santa Iria I demonstra menor número de marcadores e tamanhos de efeito reduzidos, indicando processos de infiltração mais recentes e maturação geoquímica ainda incipiente.

As médias e medianas da massa bruta mostram teores de ferro (Fe) ligeiramente superiores em Santa Iria I, o que é coerente com um estoque sólido de ferro menos “lavado”, típico de sistemas jovens (≈ 5 anos). Já no Parque dos Servidores (≈ 27 anos), o Fe na fração sólida é menor, sugerindo histórico prolongado de solubilização e carreamento, característico de ambientes mais colmatados e com maior tempo de evolução geoquímica (Figura 89).

(ii) Efeito da profundidade dentro de cada bacia por Kruskal-Wallis com ε^2

Os resultados obtidos estão apresentados nos gráficos que mostram o efeito da profundidade sobre os parâmetros do extrato lixiviado em cada bacia, com base no teste de Kruskal-Wallis. O eixo y representa o valor de $-\log_{10}(p)$, indicador do nível de significância estatística (valores acima de 1,3 correspondem a $p < 0,05$), enquanto o eixo x mostra o tamanho de efeito (ε^2), que expressa a proporção da variabilidade explicada pela profundidade. As linhas tracejadas em vermelho delimitam os limiares de significância e de magnitude considerados relevantes, permitindo identificar os parâmetros mais sensíveis à variação vertical

Figura 90 - Efeito da profundidade nos parâmetros na massa bruta (Parque dos Servidores): teste de Kruskal-Wallis com ε^2



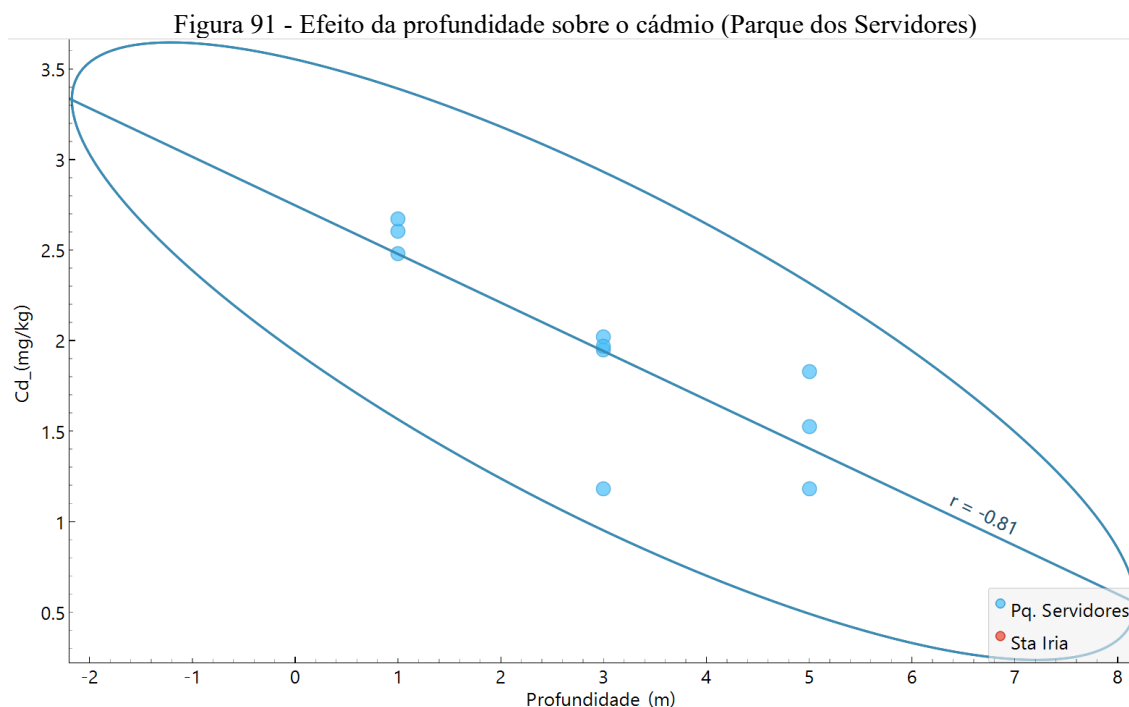
Fonte: Autora (2025)

Na bacia do Parque dos Servidores (Figura 90), dentro das limitações de significância, verifica-se que o cádmio foi o parâmetro que mais sofreu influência da profundidade na bacia do Parque dos Servidores, com $-\log_{10}(p) \approx 1,2$ ($p \approx 0,063$), correspondente a um nível de confiança de aproximadamente 93,7 %.

Em seguida, observa-se o manganês (Mn), com $-\log_{10}(p) \approx 1,1$ ($p \approx 0,079$) e confiança próxima de 92 %, seguido por níquel (Ni) e pH, ambos com $-\log_{10}(p) \approx 0,9$ ($p \approx 0,126$), correspondendo a cerca de 87 % de confiança. Apesar das diferenças de significância, todos

esses parâmetros apresentaram tamanho de efeito elevado ($\varepsilon^2 \geq 0,14$), o que indica que a influência da profundidade sobre suas variações é substancial.

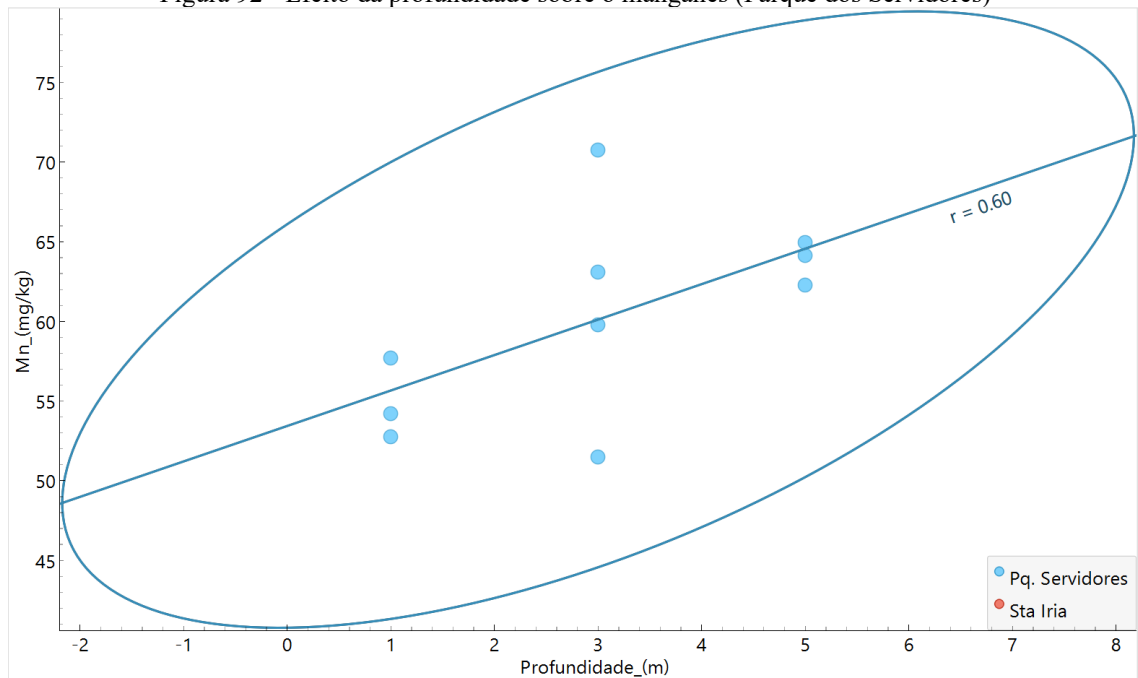
Apresentam-se a seguir os gráficos de dispersão de cada parâmetro analisado (Figuras 91 a 94), evidenciando as tendências crescentes ou decrescentes em função da profundidade. Esses gráficos permitem visualizar a direção e a magnitude das variações verticais observadas na massa bruta, complementando os resultados estatísticos apresentados anteriormente.



Fonte: Autora (2025)

Os teores de cádmio (Cd) diminuem com a profundidade ($r = -0,81$), concentrando-se nas camadas superficiais, o que evidencia acúmulo preferencial nas zonas de maior aporte de matéria orgânica e de óxidos de ferro. Essa distribuição indica que o elemento permanece fortemente retido na matriz sólida. Destaca-se aqui que os valores obtidos na fração de massa bruta superam os limites de referência de qualidade (VRQ) e de prevenção (VP) da CETESB (2021), embora ainda inferiores ao valor de investigação (VI) para uso agrícola, caracterizando acúmulo sem necessidade de intervenção. No extrato lixiviado, o Cd não foi detectado em nenhuma profundidade ($<0,01 \text{ mg L}^{-1}$), sugerindo a baixa solubilidade do metal.

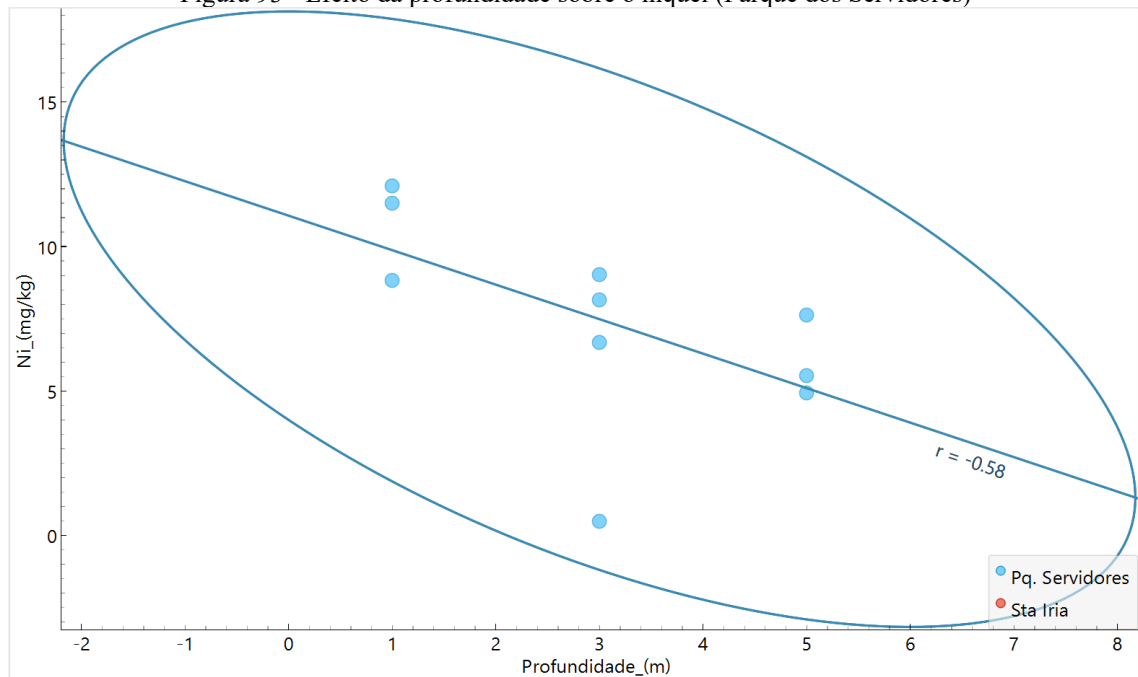
Figura 92 - Efeito da profundidade sobre o manganês (Parque dos Servidores)



Fonte: Autora (2025)

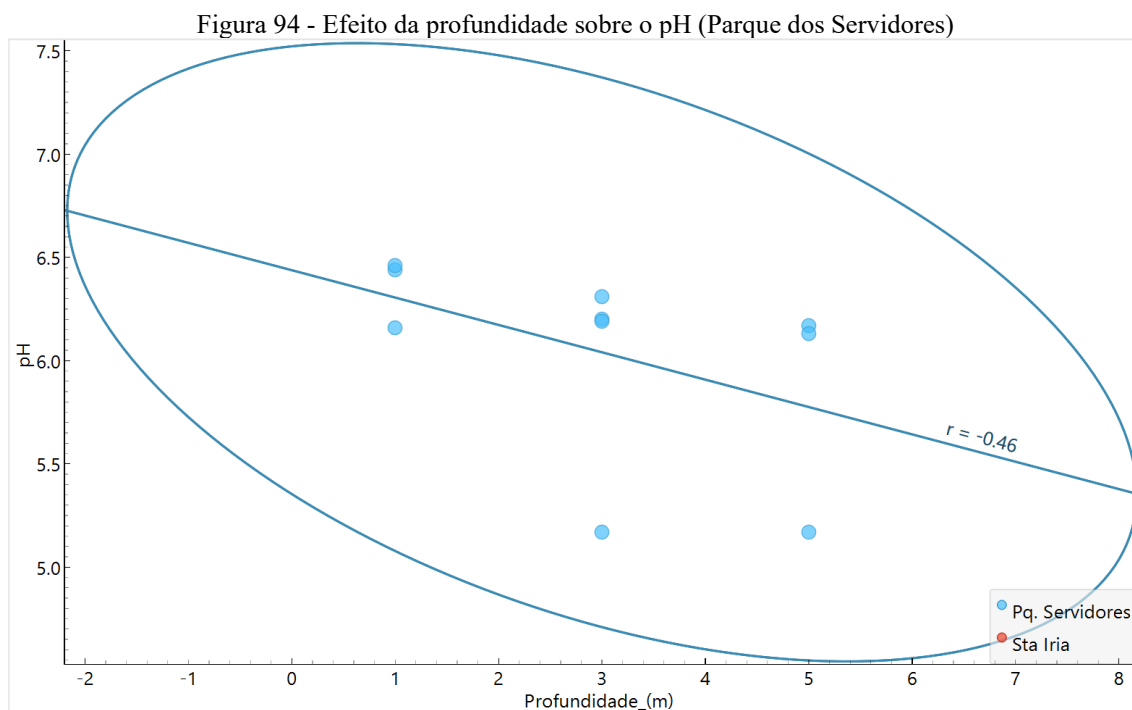
A dispersão dos pontos mostra correlação positiva moderada ($r = 0,60$) entre a profundidade e o teor de manganês (Mn), indicando leve tendência de aumento das concentrações nas camadas mais profundas.

Figura 93 - Efeito da profundidade sobre o níquel (Parque dos Servidores)



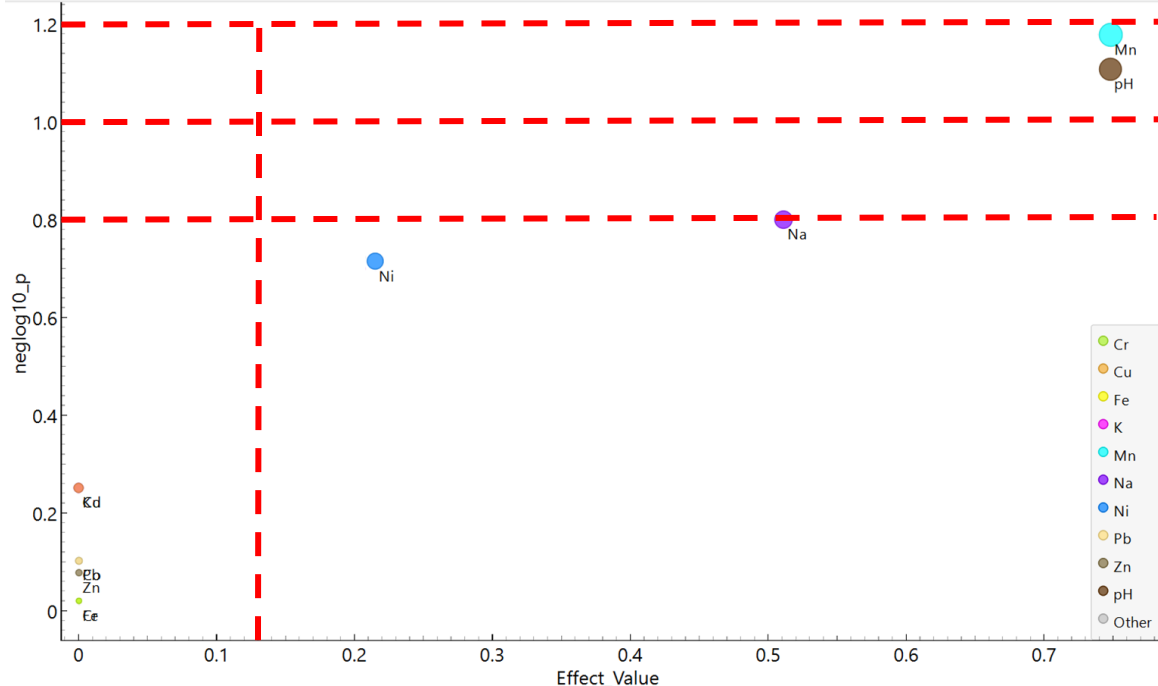
Fonte: Autora (2025)

Observa-se correlação negativa moderada ($r = -0,58$) entre a profundidade e o teor de níquel (Ni), indicando decréscimo das concentrações nas camadas mais profundas. Esse comportamento sugere retenção superficial por óxidos de ferro e matéria orgânica.



A correlação negativa moderada ($r = -0,46$) indica decréscimo do pH em profundidade. As zonas superficiais apresentam pH ligeiramente mais alto (menos ácidos, tendendo a neutralização), refletindo maior influência da matéria orgânica e da atividade biológica, que conferem maior capacidade de tamponante ao solo, que se atribui ao tempo de operação da bacia (~27 anos).

Figura 95 - Efeito da profundidade nos parâmetros na massa bruta (Santa Iria I): teste de Kruskal-Wallis com ε^2

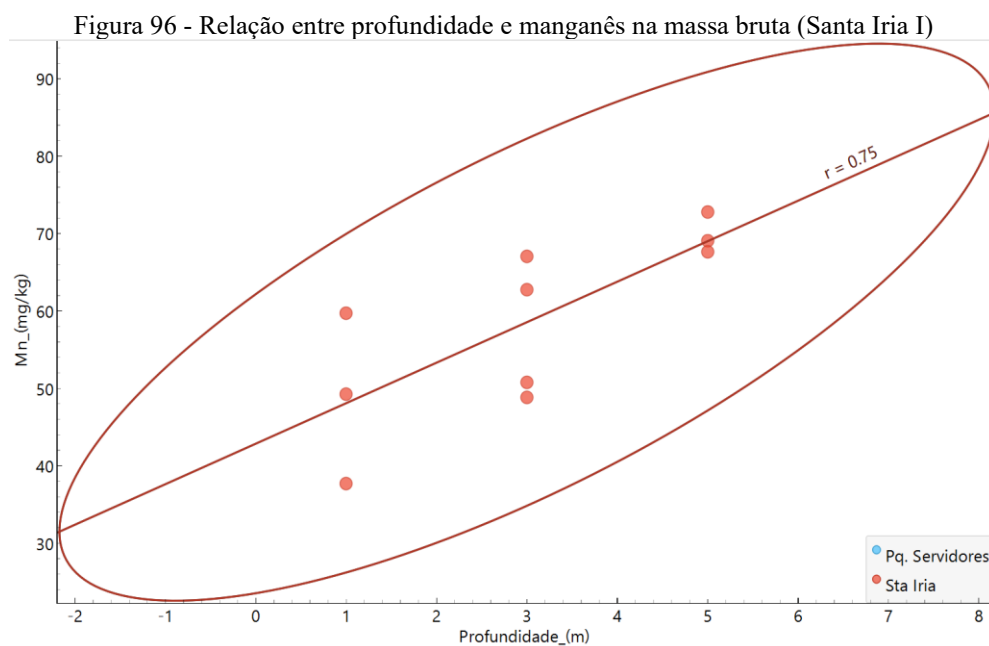


Fonte: Autora (2025)

Na bacia do Santa Iria I(Figura 95), o manganês (Mn) foi o parâmetro que mais apresentou sensibilidade à profundidade, com $-\log_{10}(p) \approx 1,2$ ($p \approx 0,063$), correspondente a um nível de confiança de aproximadamente 93,7 %. Em seguida, observa-se o pH, com $-\log_{10}(p) \approx 1,1$ ($p \approx 0,079$) e confiança próxima de 92 %. Já o sódio (Na) apresentou $-\log_{10}(p) \approx 0,8$ ($p \approx 0,158$), com cerca de 84 % de confiança. Por fim, o níquel (Ni) exibiu menor sensibilidade à variação vertical, com $-\log_{10}(p) \approx 0,7$ ($p \approx 0,20$) e confiança em torno de 80%.

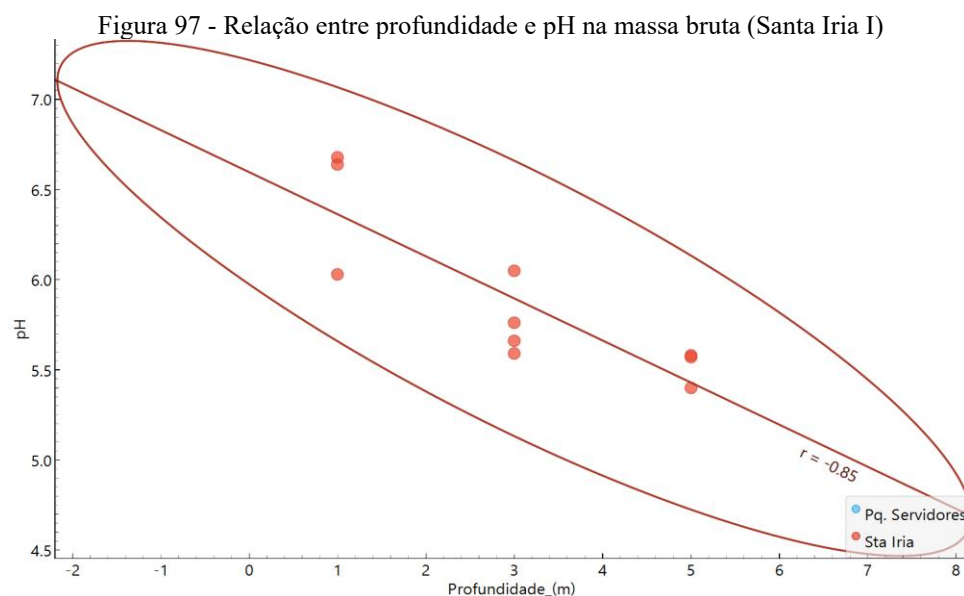
Apesar das diferenças nos níveis de significância, todos os parâmetros apresentaram tamanho de efeito elevado ($\varepsilon^2 \geq 0,14$), indicando que a profundidade tende a exercer influência sobre a distribuição dos constituintes na massa bruta do solo da bacia Santa Iria I.

Os gráficos de dispersão referentes à bacia Santa Iria I, que evidenciam as tendências crescentes ou decrescentes dos parâmetros em função da profundidade, estão apresentados nas Figuras 96 a 99.



Fonte: Autora (2025)

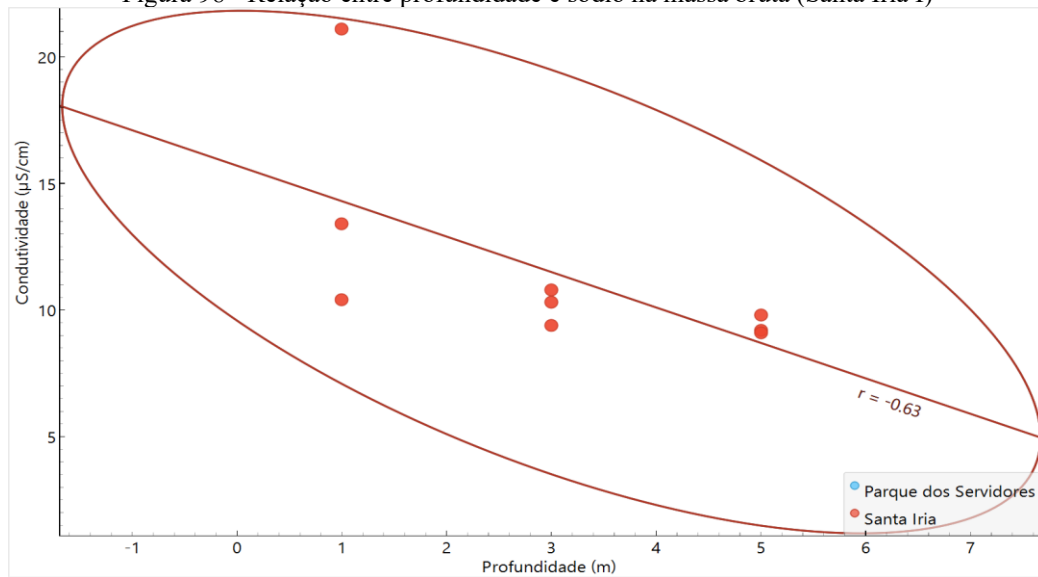
A correlação positiva forte ($r = 0,75$) indica aumento consistente das concentrações de manganês (Mn) com a profundidade. Esse comportamento sugere a influência de condições progressivamente redutoras nas camadas inferiores, favorecendo a mobilização.



Fonte: Autora (2025)

A correlação negativa ($r = -0,85$) indica redução acentuada do pH com o aumento da profundidade, revelando um gradiente de acidez crescente nas camadas inferiores, apesar de pH menores que Parque dos Servidores.

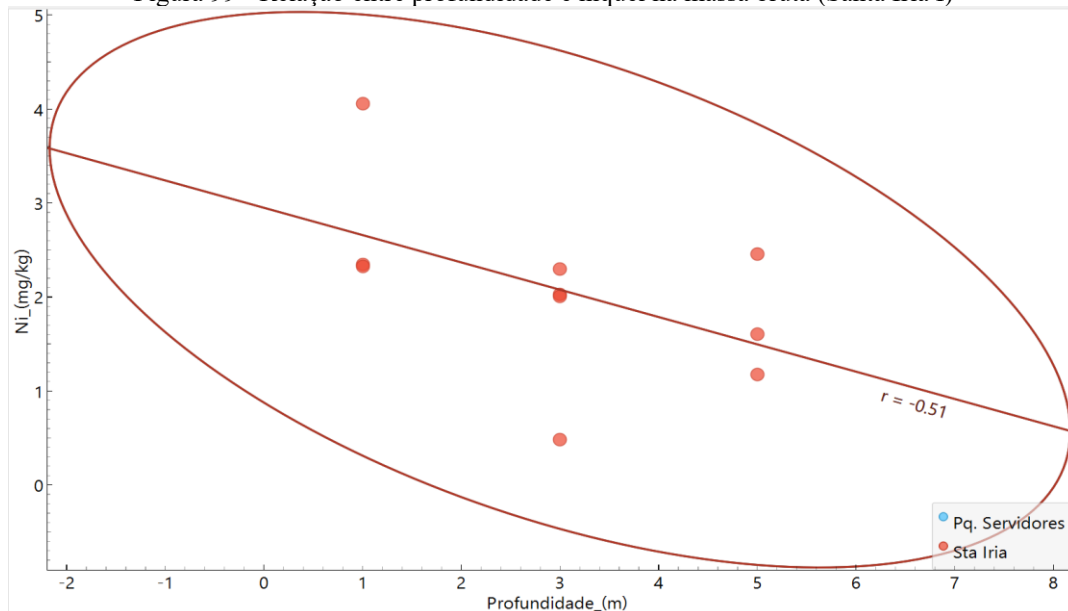
Figura 98 - Relação entre profundidade e sódio na massa bruta (Santa Iria I)



Fonte: Autora (2025)

A correlação negativa moderada ($r = -0,63$) indica redução da condutividade elétrica (CE) com o aumento da profundidade. Esse comportamento sugere menor concentração iônica nas camadas inferiores.

Figura 99 - Relação entre profundidade e níquel na massa bruta (Santa Iria I)



Fonte: Autora (2025)

A correlação negativa moderada ($r = -0,51$) indica redução gradual das concentrações de níquel (Ni) com o aumento da profundidade. Esse comportamento sugere maior retenção do metal nas camadas superficiais.

- (iii) Comparação amostras vs. brancos analíticos por teste de Mann-Whitney U + Cohen's d

Embora o teste de Mann–Whitney U tenha sido aplicado para comparar as amostras de cada bacia com seus respectivos brancos analíticos, não foi possível obter significância estatística devido ao número de amostras de branco analítico (8 m), utilizadas como referência para múltiplas profundidades (1 m, 3 m e 5 m). Tal configuração reduz o poder estatístico do teste e pode elevar os valores de p (ou subestimar a variabilidade do branco), dificultando a quantificação de diferenças reais entre os grupos comparados.

Dessa forma, empregou-se de modo complementar o Fator de Enriquecimento (EF), que permite avaliar o grau relativo de concentração dos elementos metálicos nas amostras em relação aos respectivos brancos analíticos. Essa métrica é amplamente utilizada em estudos geoquímicos e ambientais para distinguir enriquecimentos naturais e antrópicos no solo (SUTHERLAND, 2000). A interpretação dos valores de EF seguiu a classificação proposta por Sutherland (2000), adaptada da tabela de interpretação originalmente apresentada pelo autor: $EF < 2$ (mínimo), 2-5 (moderado), 5-20 (significativo), 20-40 (muito alto) e > 40 (extremo). As análises foram expressas nas Tabelas 23 e 24.

Tabela 23 – Comparativo teores médios Parque dos Servidores(mg/kg) com branco analítico e valores de EF - massa bruta

Metal (mg/kg)	Profundidade (m)	Parque dos Servidores(mg/kg)	Branco analítico (SP-04) (mg/kg)	EF	Classificação
Cd	1	2,58	1,18	2,19	Enriquecimento moderado
	3	1,98		1,67	Enriquecimento mínimo
	5	1,42		1,20	Enriquecimento mínimo
Cr	1	28,39	26,82	1,06	Enriquecimento mínimo
	3	29,21		1,09	Enriquecimento mínimo
	5	29,10		1,09	Enriquecimento mínimo
Co	1	0,49	0,49	1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
	3	0,49		1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
	5	0,49		1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
Fe	1	31874	27.293	1,17	Enriquecimento mínimo
	3	34152		1,25	Enriquecimento mínimo
	5	33157		1,21	Enriquecimento mínimo
Mn	1	54,89	51,48	1,07	Enriquecimento mínimo
	3	64,54		1,25	Enriquecimento mínimo
	5	63,79		1,24	Enriquecimento mínimo
Pb	1	0,49	0,49	1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
	3	0,49		1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
	5	0,49		1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
Ni	1	10,81	0,49	22,05	Enriquecimento muito alto
	3	7,95		16,22	Enriquecimento significativo
	5	6,03		12,31	Enriquecimento significativo

Fonte: Autora (2025)

Continuação Tabela 23...

Metal (mg/kg)	Profundidade (m)	Parque dos Servidores(mg/kg)	Branco analítico (SP-04) (mg/kg)	EF	Classificação
Na	1	164,85	146,19	1,13	Enriquecimento mínimo
	3	166,13		1,14	Enriquecimento mínimo
	5	172,78		1,18	Enriquecimento mínimo
K	1	57,17	40,22	1,42	Enriquecimento mínimo
	3	52,10		1,30	Enriquecimento mínimo
	5	43,62		1,08	Enriquecimento mínimo
Zn	1	9,40	6,24	1,51	Enriquecimento mínimo
	3	8,62		1,38	Enriquecimento mínimo
	5	8,36		1,34	Enriquecimento mínimo
Cu	1	8,86	3,94	2,25	Enriquecimento moderado
	3	8,74		2,22	Enriquecimento moderado
	5	7,71		1,96	Enriquecimento mínimo

Fonte: Autora (2025)

Tabela 24 - Comparativo teores médios de Santa Iria (mg/kg) com branco analítico e valores de EF – massa bruta

Metal (mg/kg)	Profundidade (m)	Santa Iria (mg/kg)	Branco analítico (SP- 04) (mg/kg)	EF A/B	Classificação
Cd	1	1,78	0,99	1,79	Enriquecimento mínimo
	3	1,63		1,64	Enriquecimento mínimo
	5	1,57		1,58	Enriquecimento mínimo
Cr	1	29,42	33,90	0,87	Ausência de enriquecimento ou depleção
	3	31,32		0,92	Ausência de enriquecimento ou depleção
	5	31,55		0,93	Ausência de enriquecimento ou depleção
Co	1	0,49	0,49	0,99	Ausência de enriquecimento ou depleção
	3	0,49		0,99	Ausência de enriquecimento ou depleção
	5	0,49		0,99	Ausência de enriquecimento ou depleção
Fe	1	37967	39041	0,97	Ausência de enriquecimento ou depleção
	3	34911		0,94	Ausência de enriquecimento ou depleção
	5	39199		0,98	Ausência de enriquecimento ou depleção
Mn	1	48,88	48,83	1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
	3	60,20		1,23	Enriquecimento mínimo
	5	69,81		1,43	Enriquecimento mínimo
Pb	1	0,49	0,49	1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
	3	0,49		1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
	5	0,49		1,00	Ausência de enriquecimento ou depleção
Ni	1	2,91	0,48	6,05	Enriquecimento significativo
	3	2,11		4,38	Enriquecimento moderado
	5	1,75		3,63	Enriquecimento moderado

Fonte: Autora (2025)

Continuação Tabela 24...

Metal	Profundidade (m)	Santa Iria (mg/kg)	Branco analítico (SP- 04) (mg/kg)	EF	Classificação
(mg/kg)				A/B	
Na	1	138,68	132,08	1,05	Enriquecimento mínimo
	3	130,43		0,99	Ausência de enriquecimento ou depleção
	5	146,86		1,11	Enriquecimento mínimo
K	1	38,89	23,19	1,68	Enriquecimento mínimo
	3	36,38		1,57	Enriquecimento mínimo
	5	31,47		1,36	Enriquecimento mínimo
Zn	1	9,57	6,09	1,57	Enriquecimento mínimo
	3	8,20		1,35	Enriquecimento mínimo
	5	8,33		1,37	Enriquecimento mínimo
Cu	1	9,02	3,85	2,34	Enriquecimento moderado
	3	8,35		2,17	Enriquecimento moderado
	5	7,69		2,00	Enriquecimento moderado

Fonte: Autora (2025)

De modo geral, o Parque dos Servidores apresenta maior número de elementos com EF > 2 e valores mais altos de Ni e Cd, evidenciando acúmulo progressivo e maturação geoquímica avançada. Em contraste, a Santa Iria I mostra comportamento predominantemente conservativo, com baixos fatores de enriquecimento e ausência de anomalias marcantes. Esse contraste é coerente com o tempo de operação e o grau de colmatção das bacias: enquanto o Parque dos Servidores reflete um sistema estabilizado, com metais retidos na matriz sólida e redução das espécies móveis, a Santa Iria I representa um ambiente de infiltração mais recente, no qual os processos de retenção e enriquecimento ainda estão em desenvolvimento.

4.4.7 Massa Bruta vs. Extrato Lixiviado

Os tópicos seguintes apresentam uma análise comparativa entre as frações massa bruta seca e extrato lixiviado, sob duas abordagens complementares: (i) a partir das referências normativas vigentes, que delimitam valores orientadores e potenciais riscos ambientais; e (ii) com base nos testes estatísticos.

4.4.7.1. Referências normativas

Embora o cádmio (Cd) tenha se destacado em ambas as bacias de infiltração, Parque dos Servidores e Santa Iria I, por apresentar valores acima dos limites de referência VRQ (Valor de Referência de Qualidade) e VP (Valor de Prevenção) da CETESB (2021) na fração de massa bruta, as concentrações mais elevadas foram observadas no Parque dos Servidores, indicando um acúmulo mais pronunciado, coerente com o maior tempo de operação da bacia. Tal resultado demanda atenção, em razão da toxicidade, persistência e potencial bioacumulativo do metal.

Já no extrato lixiviado, contudo, o Cd permaneceu abaixo do limite de quantificação analítico ($<0,01 \text{ mg L}^{-1}$) em todas as profundidades, indicando que, apesar do acúmulo verificado na fração sólida, o elemento não apresenta mobilidade significativa nem representa risco potencial de lixiviação para camadas mais profundas do perfil. Além disso, os valores de pH observados no extrato lixiviado situaram-se levemente abaixo da faixa de potabilidade (6,0–9,5) definida pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Entretanto, essa condição não caracteriza inconformidade ambiental, uma vez que o extrato lixiviado não corresponde à água para consumo humano.

Portanto, sob ponto de vista das normas legais, de modo geral, tanto na massa bruta quanto no extrato lixiviado, nenhum dos demais parâmetros analisados apresentou valores superiores aos limites de referência estabelecidos pela CETESB (2021) e pela Portaria

GM/MS nº 888/2021, indicando conformidade com os padrões de qualidade do solo e da água subterrânea.

4.4.7.2. Testes estatísticos

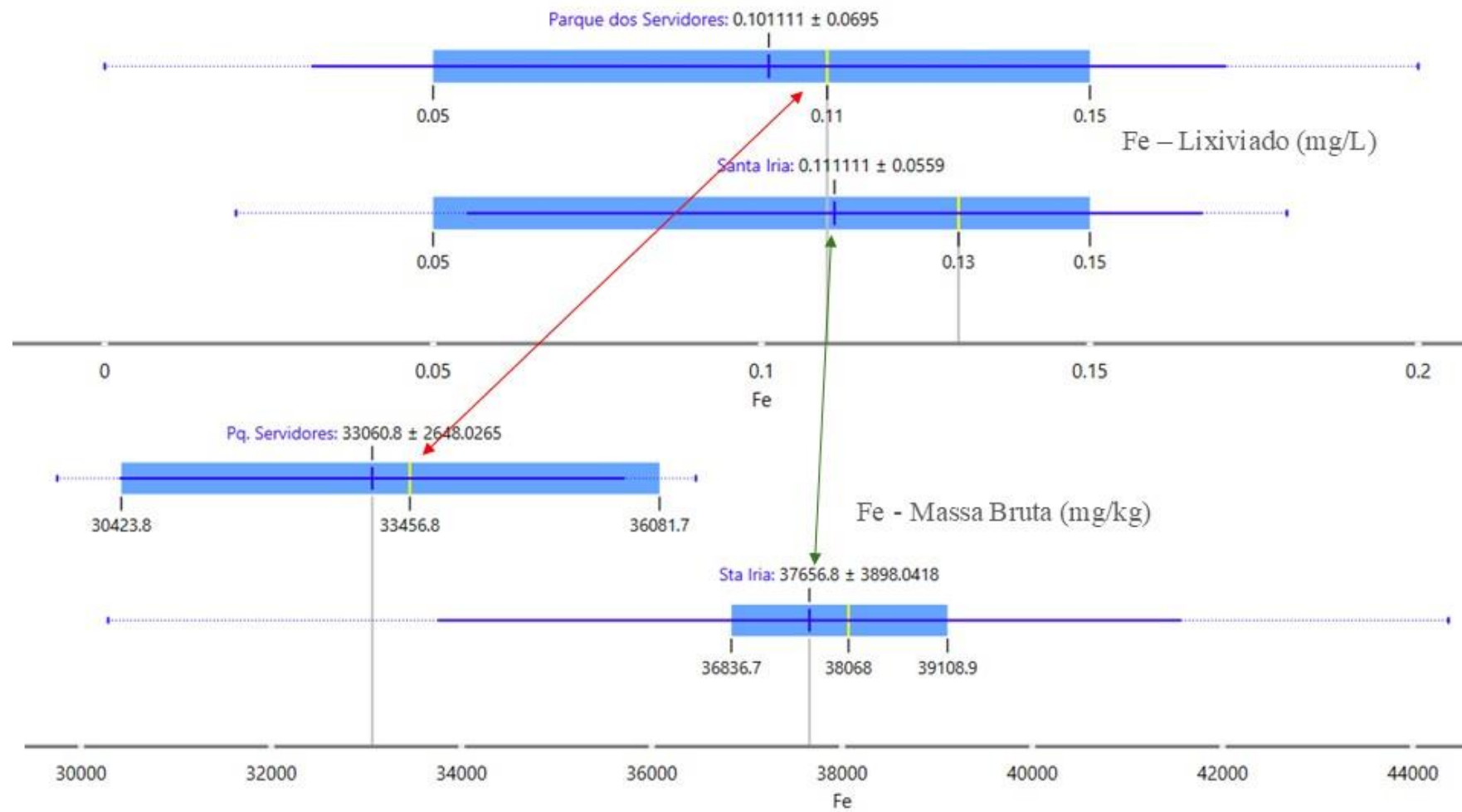
Os resultados dos testes estatísticos permitiram avaliar a correspondência entre as frações sólida (massa bruta) e aquosa (extrato lixiviado), com o objetivo de identificar diferenças de comportamento entre as bacias de infiltração Parque dos Servidores e Santa Iria I. As comparações foram ilustradas nas Figuras 100 a 103.

A Figura 100 apresenta a comparação entre as concentrações de ferro (Fe) nas frações massa bruta e extrato lixiviado para as duas bacias de infiltração. No extrato lixiviado, observa-se comportamento bastante semelhante entre o Parque dos Servidores e Santa Iria I, sem diferenças estatísticas significativas. Na massa bruta, contudo, verifica-se concentrações um pouco maiores (~14%) em Santa Iria I em relação ao Parque dos Servidores. Essa diferença, ainda que discreta, pode refletir o grau distinto de evolução dos perfis de solo. A menor quantidade de Fe total no Parque dos Servidores sugere um possível carreamento pretérito de óxidos de ferro, compatível com um solo mais lavado e colmatado, resultado de maior tempo de funcionamento da bacia. Já em Santa Iria I, o teor ligeiramente superior de Fe na fração sólida é condizente com solo mais jovem, ainda preservando parte dos óxidos primários e sem histórico expressivo de remoção por percolação ou fluxo superficial.

O conjunto dos resultados confirma que o ferro permanece predominantemente retido na matriz do solo, sem evidências de mobilização recente, e que as diferenças observadas estão associadas ao estágio de maturação dos perfis e ao tempo de operação das bacias de infiltração.

- Ferro (Fe)

Figura 100 - Lixiviado vs. Massa Bruta – Ferro (Fe)



Fonte: Autora (2025)

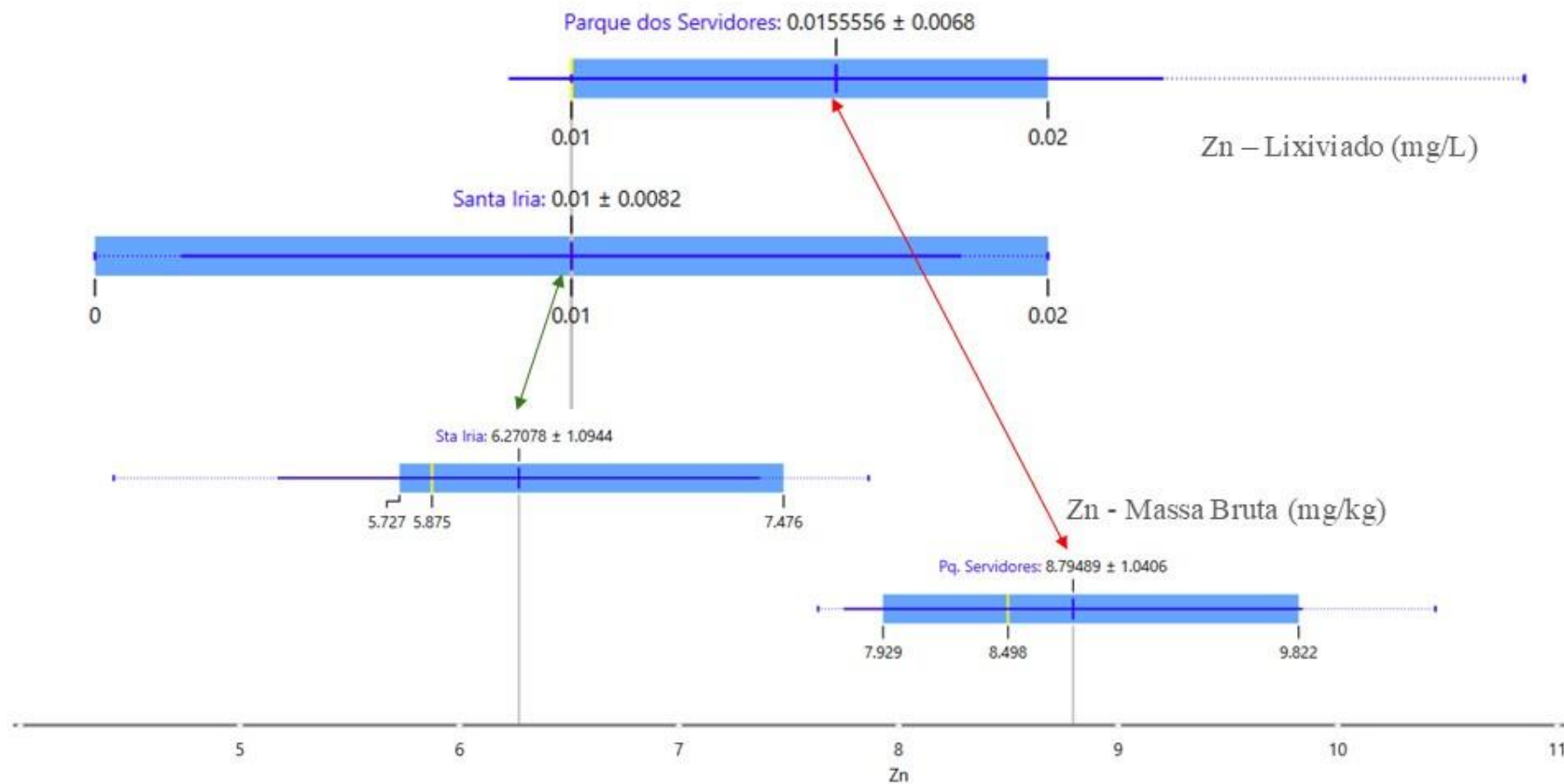
A Figura 101 apresenta a comparação entre as concentrações de zinco (Zn) nas frações massa bruta e extrato lixiviado das bacias Parque dos Servidores e Santa Iria I. No extrato lixiviado, as duas bacias exibem valores muito baixos e semelhantes, próximos ao limite de quantificação analítico, indicando mobilidade reduzida do elemento e forte retenção na matriz sólida.

Na massa bruta, observa-se maiores teores de Zn no Parque dos Servidores, refletindo acúmulo histórico do elemento na fração mineral, possivelmente associado a fontes difusas urbanas, como materiais galvanizados e desgaste de pneus e freios. Esse comportamento, combinado à baixa solubilidade no lixiviado, reforça a adsorção do zinco a óxidos de ferro e manganês e a ocorrência de processos de estabilização química característicos de solos tropicais intemperizados.

Assim, o conjunto dos resultados indica que o zinco permanece predominantemente retido na fase sólida, com diferenças entre as bacias relacionadas ao tempo de operação e à capacidade de retenção geoquímica do solo.

- Zinco (Zn)

Figura 101 - Lixiviado vs. Massa Bruta – Zinco (Zn)



Fonte: Autora (2025)

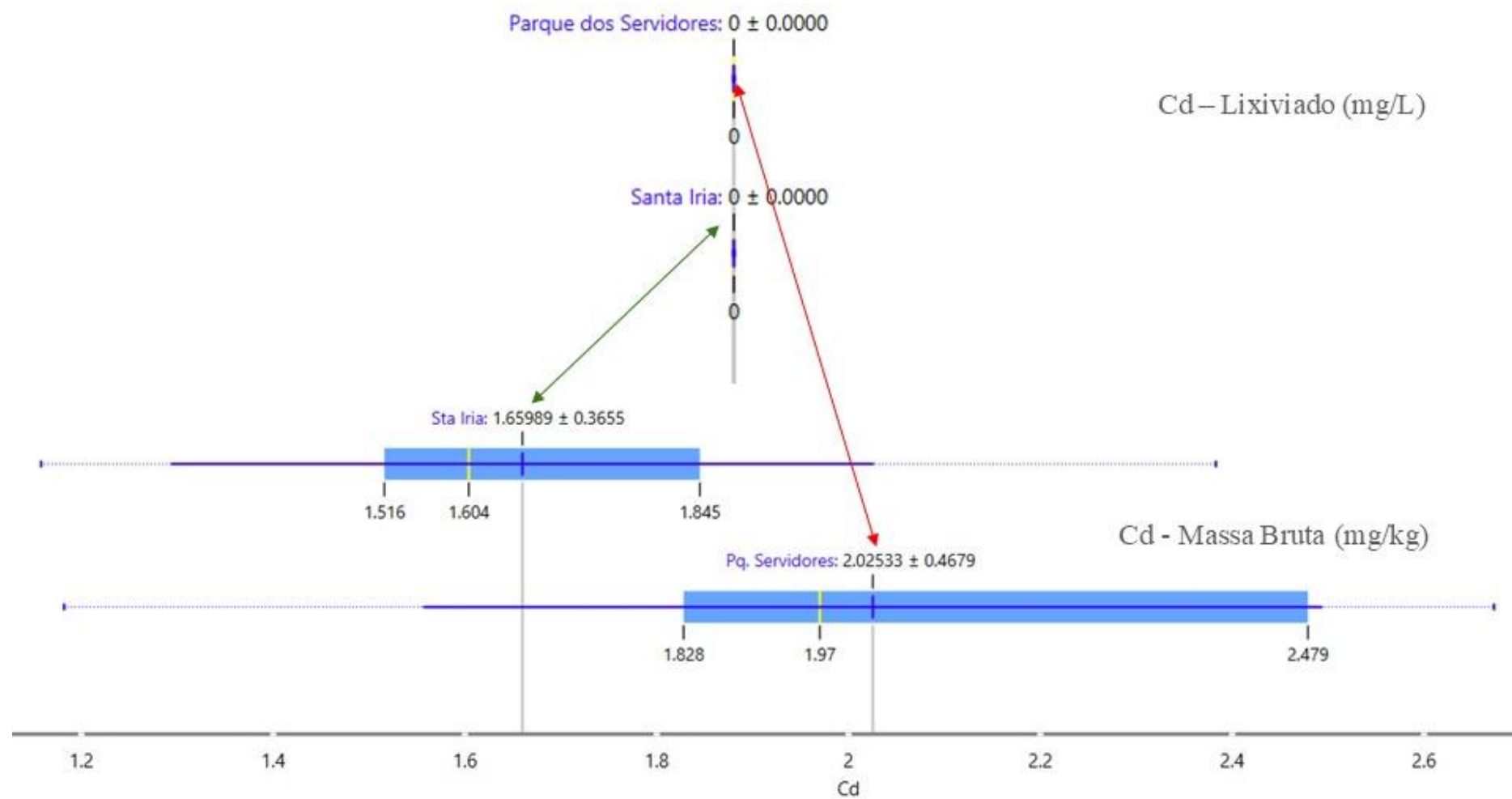
A Figura 102 apresenta a comparação entre as concentrações de cádmio (Cd) nas frações massa bruta e extrato lixiviado para as bacias analisadas. Observa-se que, no extrato lixiviado, o Cd permaneceu abaixo do limite de quantificação ($<0,01$ mg/L) em ambas as bacias, indicando imobilidade do elemento nas condições atuais do solo.

Na massa bruta, entretanto, o Parque dos Servidores apresenta teores ligeiramente superiores aos de Santa Iria I, o que pode estar associado ao maior tempo de funcionamento e ao acúmulo histórico do contaminante em frações finas. O comportamento do Cd acompanha parcialmente o do Zn, sugerindo origem comum em fontes urbanas difusas e forte associação a óxidos de Fe e Mn, que restringem sua solubilização.

Os resultados apontam que o cádmio, apesar de presente em níveis acima dos valores de referência VRQ e VP da CETESB (2021) na massa bruta, não apresenta mobilidade significativa, permanecendo retido no solo e sem representar risco de lixiviação para camadas mais profundas.

- Cádmio (Cd)

Figura 102 - Lixiviado vs. Massa Bruta – Cádmio (Cd)



Fonte: Autora (2025)

De forma integrada, os resultados dos testes estatísticos e comparativos entre as frações massa bruta e extrato lixiviado evidenciam que os elementos Fe, Zn e Cd permanecem predominantemente imobilizados na matriz sólida, com mobilidade aquosa muito baixa em ambas as bacias. O Parque dos Servidores, por apresentar menores teores de Fe e maior acúmulo de Zn e Cd, reflete um sistema mais antigo, com perfil de solo já lavado e estabilizado geoquimicamente, no qual a maior parte dos metais se encontra adsorvida em óxidos e matéria orgânica.

Já a Santa Iria I apresenta teores ligeiramente mais elevados de Fe e valores inferiores de Cd e Zn, compatíveis com um solo mais jovem e menos colmatado, ainda em fase inicial de evolução geoquímica.

Essa diferença entre as bacias é corroborada pelos parâmetros do extrato lixiviado, nos quais o Parque dos Servidores apresentou maiores valores de condutividade elétrica e carbono orgânico total (TOC), associados a processos redutores e à degradação de matéria orgânica acumulada, enquanto a Santa Iria I mostrou maiores concentrações de nitrato (NO_3^-), indicando ambiente mais óxido e nitrificante.

Esses padrões reforçam a influência do tempo de operação e do grau de maturação das bacias de infiltração sobre o comportamento químico e geoquímico dos solos, confirmando que os processos de adsorção e retenção predominam sobre a mobilização iônica e a lixiviação, e que a evolução natural tende a reduzir a disponibilidade e a mobilidade de espécies metálicas ao longo do tempo

4.5 ELABORAÇÃO DO GUIA DE BOAS PRÁTICAS

Esta seção apresenta como resultados um breve diagnóstico das bacias de infiltração e retenção de Ribeirão Preto e, a partir dele, o guia de boas práticas de manutenção e monitoramento proposto.

4.5.1 Breve Diagnóstico das Bacias de Drenagem de Ribeirão Preto - SP

O caderno 5 do Plano Municipal de Saneamento Básico de Ribeirão Preto (proposta) - PlanSab-RP (2025) traz evidências claras relacionadas à manutenção da drenagem urbana no município. O documento aponta a inexistência de cadastro técnico sistematizado do sistema, o que impede a programação de inspeções preventivas e faz com que ações de zeladoria, como reparos e limpezas, sejam executadas de forma expedita e corretiva. Além disso, destaca que a quantidade reduzida de servidores e a ausência de contratos específicos tornam a manutenção insuficiente para atender às demandas existentes. O PlanSab-RP (2025) também chama atenção para o fato de que a manutenção periódica não é realizada em bacias públicas de retenção e infiltração. O documento enfatiza, portanto, a necessidade de planos de manutenção preventiva e de limpeza regular para assegurar o bom funcionamento do sistema de drenagem.

Essas constatações oficiais foram reforçadas pelo levantamento em campo conduzido nesta pesquisa, que documentou, por meio de fotografias, problemas recorrentes decorrentes da falta de manutenção ou de sua execução apenas em caráter corretivo. Apurou-se ainda a inexistência de cadastro atualizado das bacias em operação, além da ausência de integração entre os setores municipais: o órgão que aprova os projetos não é o mesmo que acompanha a entrega das obras, tampouco o que executa a manutenção. Também se verificou a inexistência de monitoramento sistemático e a falta de padronização nos projetos, que em geral não contemplam a etapa de manutenção em sua concepção.

As imagens coletadas em campo ilustram essas deficiências, evidenciando acúmulo de resíduos sólidos, ausência de vegetação adequada e estruturas degradadas. As Figuras 103 a 108 exemplificam situações recorrentes de degradação nas bacias, resultantes da ausência de planejamento operacional, manutenção preventiva e monitoramento.

Figura 103 - Acúmulo de sedimentos finos e resíduos sólidos próximo a tubulação de entrada



Fonte: Acervo da Autora (2025)

Figura 104 - Ponto de entrada da bacia de infiltração com tubulação completamente afogada



Fonte: Acervo da Autora (2025)

Figura 105- Resíduos sólidos e materiais flutuantes acumulados na superfície das bacias de infiltração durante evento de chuva.



Fonte: Acervo da Autora (2025)

Figura 106 - Canaletas de fundo rompidas



Fonte: Acervo da Autora (2025)

Figura 107 - Bacias sem alambrado e sem portão



Fonte: Acervo da Autora (2025)

Figura 108 - Bacias que sofreu com queimada de sua vegetação



Fonte: Acervo da Autora (2025)

4.5.2 Guia de Boas Práticas de Manutenção e Monitoramento Proposto

A elaboração do “Guia de Boas Práticas de Manutenção e Monitoramento de Bacias de Infiltração” resulta da integração entre os fundamentos teóricos apresentados na Seção 2.5 e o processo metodológico descrito na Seção 3.5, constituindo um dos principais produtos aplicados desta pesquisa.

O material completo, acompanhado do checklist de inspeção com o indicador IQBf e da folha de educação ambiental, encontra-se apresentado no Apêndice III e constitui um instrumento técnico de apoio à gestão pública e à sustentabilidade das bacias de infiltração em Ribeirão Preto.

5 CONCLUSÕES

Objetivo 1 – Seleção e delimitação das bacias de infiltração

Conclui-se que a escolha das bacias do Parque dos Servidores e do Loteamento Santa Iria I foi adequada aos critérios de comparação estabelecidos, pois representa sistemas de idades distintas de operação (27 e 4 anos).

Objetivo 2 – Caracterização geofísica das bacias

Como conclusão, o estudo geofísico (SEVs) demonstrou que, embora as bacias estejam inseridas em um mesmo contexto litológico, a bacia do Parque dos Servidores apresentou maior condutividade na SEV-01 (interna) em comparação à SEV-02 (externa), atingindo valores até 7,8 vezes superiores. Esse comportamento indica infiltração prolongada e acúmulo de íons ao longo do tempo, coerente com o estágio mais avançado de operação da bacia. Em contrapartida, a Santa Iria I exibiu respostas geofísicas homogêneas e ausência de anomalias entre as SEVs, compatíveis com sua menor idade e menor grau de colmatção. Essas diferenças permitiram delimitar com precisão as zonas de amostragem e definir a profundidade de 5 m como representativa das camadas de investigação.

Objetivo 3 – Sondagem e coleta de amostras de solo

A etapa de sondagem SPT e coleta de amostras possibilitou caracterizar as camadas investigadas como predominantemente constituídas de areia fina siltosa, de fofa a pouco compacta, com exceção de um ponto de maior compactação. O procedimento permitiu a coleta eficiente de amostras em diferentes profundidades e subsidiou as análises laboratoriais subsequentes.

Objetivo 4 – Análise laboratorial

Os resultados do extrato lixiviado indicam que ambas as bacias, Parque dos Servidores e Santa Iria I, permanecem dentro dos limites estabelecidos pela CETESB (2021) e pela Portaria GM/MS nº 888/2021. Algumas diferenças foram observadas: o Parque dos Servidores apresentou maior condutividade elétrica e carbono orgânico total (TOC), compatíveis com seu tempo de operação mais longo, enquanto a Santa Iria I registrou maior teor de nitrato, associado à infiltração recente. Os demais parâmetros mantiveram-se muito abaixo dos valores de

referência, apontando para ausência de contaminação sob o ponto de vista da legislação ambiental.

Na fração de massa bruta seca, as concentrações dos parâmetros em ambas as bacias permaneceram, em geral, dentro das faixas basais naturais e abaixo dos valores de referência de qualidade (VRQ) da CETESB (2021). O cádmio (Cd) foi o único elemento que ultrapassou os VRQ e os valores de prevenção (VP), embora ainda abaixo do valor de intervenção agrícola (VI), sugerindo acúmulo moderado ao longo do tempo, especialmente no Parque dos Servidores, e indicando a necessidade de monitoramento. Os demais elementos, ainda que alguns com enriquecimentos altos, permaneceram dentro dos VRQ e apontam ausência de contaminação relevante.

Os testes estatísticos aplicados ao extrato lixiviado evidenciaram diferenças consistentes entre as bacias e ao longo da profundidade. O teste de Mann-Whitney U indicou que o Parque dos Servidores apresentou maiores valores de condutividade elétrica (CE) e carbono orgânico total (TOC), enquanto a Santa Iria I apresentou maiores teores de nitrato (NO_3^-), o que sugere que o Parque dos Servidores vem passando por processos de desnitrificação associados à maior presença de matéria orgânica e à idade mais avançada da bacia. O teste de Kruskal-Wallis apontou que a profundidade influencia significativamente o comportamento do Parque dos Servidores, afetando CE, TOC, Zn, Na, NO_3^- e K, enquanto em Santa Iria I o efeito se concentra na CE, que diminui com a profundidade. Já a comparação com os brancos revelou enriquecimento marcante de CE, sulfato, cloreto e TOC no Parque dos Servidores e diferenças discretas e superficiais em Santa Iria I, associadas ao início do acúmulo de sais e matéria orgânica. Conclui-se que os resultados confirmam que o tempo de operação exerce papel determinante na evolução química das bacias, refletindo maior colmatção e complexidade geoquímica no Parque dos Servidores.

De modo convergente, os resultados estatísticos da fração de massa bruta reforçam a mesma tendência. O Parque dos Servidores apresentou o maior número de parâmetros com diferenças significativas, valores mais altos de Fator de Enriquecimento (EF) e influência mais expressiva da profundidade, indicando acúmulo progressivo de metais. O teste de Mann-Whitney U apontou o níquel (Ni) como o elemento de maior consistência estatística, com teores mais elevados em todas as profundidades, seguido por Cd, Zn e Na, também mais concentrados nessa bacia. O teste de Kruskal-Wallis confirmou o efeito da profundidade principalmente sobre Cd, Mn e Ni, evidenciando acúmulo nas camadas superficiais e estabilidade nas inferiores. Em contraste, a Santa Iria I apresentou valores de EF próximos de 1 e ausência de anomalias significativas, comportamento típico de um sistema mais jovem e de colmatção incipiente.

Em síntese, os resultados laboratoriais e estatísticos demonstram que o tempo de operação constitui o principal fator diferenciador entre as bacias, controlando o grau de retenção, mobilidade e redistribuição vertical dos metais na matriz do solo. O Parque dos Servidores representa um sistema maduro, com maior complexidade geoquímica e evidências de acúmulo iônico, enquanto a Santa Iria I caracteriza-se por um perfil mais recente, ainda dominado por processos óxicos e baixa ou no início da retenção.

Objetivo 5 – Propor recomendações

O objetivo de propor material de boas práticas para a manutenção e o monitoramento das bacias de infiltração foi plenamente atendido com a elaboração do “Guia de Boas Práticas - Manutenção e Monitoramento de Bacias de Infiltração”, apresentado no Apêndice III.

Recomendações

Com base nos resultados obtidos e nas limitações identificadas durante a pesquisa, recomenda-se que estudos futuros considerem as seguintes ações:

- Ampliação da amostragem espacial: incluir um número maior de bacias de infiltração, representando diferentes idades, contextos de uso do solo e características construtivas, de modo a aprimorar a compreensão comparativa entre sistemas.
- Aprofundamento das investigações: realizar perfurações com maiores profundidades e mais furos de sondagem por bacia, visando caracterizar com maior detalhe o perfil vertical do solo e possíveis zonas de acúmulo ou migração de contaminantes.
- Incremento dos controles analíticos: ampliar o número de amostras brancas (pontos de referência externos às bacias) para fortalecer as análises estatísticas e a definição de valores de fundo locais.
- Monitoramento temporal: promover campanhas em diferentes períodos hidrológicos (seco e chuvoso) para avaliar variações sazonais na composição química e física dos solos e lixiviados.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Soluções baseadas na natureza: diretrizes e recomendações para projetos de infraestrutura verde**. Brasília: ANA, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/ana>. Acesso em: 18 ago. 2025.
- ALBUQUERQUE FILHO, José Luiz; NICOLAU, Marcele Carla; MOREIRA, Danielle Coimbra; DE CARVALHO, Ana Maciel. Estudo da recarga na área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê/Jacaré, região central do estado de São Paulo: resultados preliminares. **Águas Subterrâneas**, [S. l.], 2010. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23121>. Acesso em: 10 mar. 2025.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability**. 3rd ed. Dordrecht: Springer, 2013.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd ed. Washington, DC: APHA, 2017.
- ARAÚJO, Laury Medeiros de; FRANÇA, Almérico Barros; POTTER, Paul Edwin. Arcabouço hidrogeológico do aquífero gigante do Mercosul (Brasil, Argentina, Uruguai e Paraguai): formações Botucatu, Pirambóia, Rosário do Sul, Buena Vista, Misiones e Tacuarembó. **Águas Subterrâneas**, [S. l.], 1995. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22488>. Acesso em: 3 abr. 2025.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004:2004** - Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10005:2004** - Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6484**: Solo, Sondagens de simples reconhecimento com SPT - Método de ensaio. Rio de Janeiro. 2020.
- AUSTRALIA. Engineers Australia. **Australian runoff quality: a guide to water sensitive urban design**. Barton: Engineers Australia, 2018.
- AZEVEDO NETTO, J. M. de; FERNÁNDEZ Y FERNÁNDEZ, M. **Manual de hidráulica**. 9. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2015.
- BANCO MUNDIAL. **World Development Indicators Database**. Total GDP 2022. World Bank, July 2003. Disponível em: <https://www.data.worldbank.org/indicator/SP.URB.TOTL?locations=BR&view=chart>. Acesso em: 06 abr. 2024.

BAPTISTA, Márcio Benedito; NASCIMENTO, Nilo De Oliveira; BARRAUD, Sylvie. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. 2. ed. rev. São Paulo: ABRH, 2015.

BARNES, R. T. et al. Linkages between denitrification and dissolved organic matter in streams. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 117, G02023, 2012. DOI: 10.1029/2011JG001749.

BEAR, J. **Hydraulics of groundwater**. McGraw-Hill International Book Company, New York, USA, 1979. ISBN 978-0486453552. 567 p. Disponível em: https://www.academia.edu/22956294/Hydraulics_of_groundwater. Acesso em: 3 abr. 2025.

BORGHETTI, Nadia Rita Boscardin. **Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul**. Ed. dos Autores, 2004. 214 p. ISBN 8590438511.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm. Acesso em: 1 mar. 2025.

BRASIL. 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. Diário Oficial da União, 28 dez. 2009. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-conama-n-420-de-28-de-dezembro-de-2009-455017505>. Acesso em: 3 abr. 2025.

BRASIL. **Lei n. 10.257, de 10 de julho de 2001**. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 138, n. 132, p. 1-4, 11 jul. 2001. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LEIS_2001/L10257.htm. Acesso em: 10 mai. 2025.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 2 set. 1981, p. 16509. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 3 abr. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. 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: seção 1, Brasília, DF, n. 83, p. 127-131, 7 maio 2021. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html. Acesso em: 17 mai. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. **Águas subterrâneas**. Um recurso a ser conhecido e protegido. Brasília: MMA/SRH, 2007. Paulo, São Carlos, 2006. doi:10.11606/T.18.2006.tde-12022007-155139. Acesso em: 10 mar. 2025.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

CAPUTO, Homero Pinto; CAPUTO, Armando Negreiros. **Mecânica dos solos e suas aplicações**. 7. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: LTC, 2017

CASTRO, Karen Quintão. **Caracterização e Quantificação do Potencial Hídrico Subterrâneo do Baixo Curso do Rio Piracicaba (MG)**. 2021. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2021. Disponível em: <https://www.feis.unesp.br/Home/Pos-Graduacao/profagua/dissertacoesdefendidas/dissertacao-karen-quintao-castro.pdf>

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 125/2021/E - Atualização dos valores orientadores para solo e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/12/DD-125-2021-E-Atualizacao-dos-Valores-Orientadores-paa-solo-e-aguas-subterraneas.pdf>. Acesso em: 2 maio 2025.

CETESB. **Aquífero Guarani**. 2024. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/consulta-por-aquiferos-monitorados/aquifero-guarani/>. Acesso em: 8 mar. 2025.

CHRISTOFIDIS, Demetrios; ASSUMPÇÃO, Rafaela dos Santos Facchetti Vinhaes; KLIGERMAN, Débora Cynamon. **A evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza**. *Saúde e Desenvolvimento*, São Paulo, v. 43, n. 307, p. 35-45, 2019. DOI: 10.1590/0103-11042019S307. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sdeb/a/jpNVWVZSdNRRyQS3qtWmz9g/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 17 fev. 2025.

CIRIA - Construction Industry Research and Information Association. **The SuDS manual (C753)**. London: CIRIA, 2015.

CLIFF, N. Dominance statistics: Ordinal analyses to answer ordinal questions. *Psychological Bulletin*, v. 114, n. 3, p. 494-509, 1993.

CLIFF, N. *Ordinal Methods for Behavioral Data Analysis*. Mahwah, NJ: Lawrence Erlbaum Associates, 1996.

CLOZEL, B.; RUBAN, V.; DURAND, C.; CONIL, P. **Origin and mobility of heavy metals in contaminated sediments from retention and infiltration ponds**. *Applied Geochemistry*, v. 21, n. 10, p. 1781-1798, 2006.

COHEN, J. *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. 2. ed. Hillsdale, NJ: Lawrence Erlbaum Associates, 1988.

CUNHA, T. J. F. et al. Efeitos da compactação na condutividade hidráulica de Latossolos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande**, v. 11, n. 3, p. 287-292, 2007.

DEPARTAMENTO DE ESTRADAS DE RODAGEM DO ESTADO DE SÃO PAULO (DER/SP). **Manual de conservação e manutenção de obras de drenagem**. São Paulo: DER/SP, 2010.

ELIS, V. R.; BARROS, M. F. S.; STANGARI, M. C.; LEONARDO, N.; MONDELLI, G.; JUAREZ, M. B.; GIACHETTI, H. L. **Estudo da contaminação em aterro de resíduos urbanos com método eletromagnético no domínio da frequência**. In: *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOFÍSICA*, 10., 2024, Salvador. Anais... Salvador: SBGf, 2024.

EL-NAGGAR, A. et al. Nickel in soil and water: Sources, biogeochemistry and remediation using biochar. **Journal of Hazardous Materials**, v. 418, p. 126421, 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126421.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Embrapa Meio Ambiente. **Uso agrícola das áreas de afloramento do Aquífero Guarani no Brasil: implicações para a água subterrânea e propostas de gestão com enfoque agroambiental**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 417 p. ISBN 9788573834222.

FLETCHER, T. D. et al. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more - The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, v. 12, n. 7, p. 525-542, 2015. DOI: 10.1080/1573062X.2014.916314. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>. Acesso em: 28 jul. 2024.

FADIGAS, F. de S. et al. **Concentrações naturais de metais em solos brasileiros**. *Bragantia*, 61(2), 151-159, 2002.

FADIGAS, F. de S.; MAZUR, N.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; COSTA, L. M.; ANJOS, L. H. C. dos. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande**, v. 10, n. 3, p. 699-705, 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/9dmfb9Z5RXtXqYRTkLr97hQ/>. Acesso em: 17 out. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300026>

FONSECA, P. L. da; NASCIMENTO, E. A. do; LONGO, O. C. **Gestão ambiental de bacias hidrográficas: medidas não convencionais no controle de cheias urbanas - principais aspectos, considerações e ações integradas**. In: SIMPÓSIO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 13., 2006, Bauru, SP. Anais... Bauru: [s.n.], 2006. p.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Prentice Hall, 1979. 604 p. Disponível em: <https://gw-project.org/books/groundwater/>. Acesso em: 3 abr. 2025.

GARRIDO NETO, Pedro de Souza; VEROL, Aline; MIGUEZ, Marcelo Gomes; VAZQUEZ, Elaine Garrido. Sistemas de drenagem urbana sustentáveis no mundo e no Brasil. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 10, p. 18743-18759, jan. 2019. DOI: 10.34117/bjdv5n10-119.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO - IPT. **Diagnóstico Ambiental para subsídio ao Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Área de Afloramento do Aquífero Guarani no Estado de São Paulo**. Primeiro Relatório de Andamento, 2009.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). **Subsídios ao Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da área de afloramento do Sistema Aquífero Guarani no Estado de São Paulo**. CPLA: São Paulo, 2011.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (IGC). **Limites municipais do Estado de São Paulo**. Escala 1:50.000. 2015. Disponível em: https://geo.cati.sp.gov.br/server/rest/services/Hosted/IGC_Limites_municipais3/FeatureServer/0. Acesso em: 03 abr. 2024.

IRITANI, Mara Akie; EZAKI, Sibebe. As águas subterrâneas no Estado de São Paulo. 3. ed. São Paulo: SMA/iG, 2012. 104 p.: il. color.; 15,5 x 22,3 cm. (**Cadernos de Educação Ambiental, 1**). ISBN 978-85-62251-30-6. Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do Instituto Geológico. 1. reimpressão 2014.

IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. IUCN **Resolutions, Recommendations and other Decisions**. Gland, Suíça: IUCN, 2016. 106 p. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/iucn-wcc-6th-005.pdf>. Acesso em: 23 ago. 2024.

IYAKA, Y. A. Nickel in soils: **A review of its distribution and impacts**. Scientific Research and Essays, v. 6, n. 33, p. 6774-6779, 2011. DOI: 10.5897/SREX11.035.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 4th ed. Boca Raton: CRC Press, 2011. 505 p. ISBN 978-1-4200-9368-1.

KER, J. C. **Latosolos do Brasil: uma revisão**. Geonomos, v. 5, n. 1, p. 17-40, 1997. DOI: 10.18285/geonomos.v5i1.187

KNOWLES, R. Denitrification. **Microbiological Reviews**, Washington, v. 46, n. 1, p. 43-70, 1982. DOI: 10.1128/mr.46.1.43-70.1982. PMID: 7045624; PMCID: PMC373209.

LIRA, Andrea Monteiro. **Avaliação das condições do sistema de macrodrenagem da cidade de São Carlos - SP**. 2003. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-17102016-153855/>. Acesso em: 23 fev. 2025.

LOHMAN, S. **Definitions of selected ground-water terms - Revisions and conceptual refinements**. United States Geological Survey in Water Supply Paper, United States Geological Survey, 1972. p. 1-21. DOI: 10.3133/WSP1988. Disponível em: <https://www.nrc.gov/docs/ML1735/ML17355A590.pdf>. Acesso em: 3 abr. 2025.

LOLLO, J. A.; ELIS, V. R.; PRADO, R. Use of electrical resistivity to identify collapsible soils in Brazil. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 70, n. 2, p. 299-307, May 2011. ISSN 1435-9537.

LOPES, A. S. **Manual de Fertilidade do Solo**. São Paulo: ANDA, 1998. 177 p.

MAIA, Saulo; FREIRE, George; GOMES, Diolande Ferreira. Aquífero costeiro de Icapuí, Ceará, Brasil: uma proposta de avaliação ambiental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 8, n. 3, p. 254-267, maio 2017. DOI: 10.6008/SPC2179-6858.2017.003.0023.

MANOEL FILHO, J. Ocorrência das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F. A. C. (Org.). **Hidrogeologia: Conceitos e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: CPRM, 2008. p. 53-75.

MARGAT, J.; VAN DER GUN, J. **Groundwater around the World: A Geographic Synopsis**. CRC Press/Balkema, 2013. 348 p. Disponível em: https://www.unigrac.org/sites/default/files/resources/files/Groundwater_around_world.pdf. Acesso em: 3 abr. 2025.

MARQUES, L. M. **As pequenas indústrias de Ribeirão Preto / SP (1870 a 1930)**. São Paulo, 2018. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/8/8137/tde-25092019-140509/es.php> Acesso em: 21 de nov. 2024.

MARYLAND DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT (MDE). **Maryland stormwater design manual**. Vol. I e II. Baltimore: MDE, 2000. Disponível em: <https://mde.state.md.us/programs/water/StormwaterManagementProgram>. Acesso em: 18 ago. 2025.

MATSCHULLAT, J.; OTTENSTEIN, R.; REIMANN, C. Geochemical background - can we calculate it? **Environmental Geology**, Berlin, v. 39, n. 9, p. 990-1000, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002549900084>

MEINZER, O. E. Outline of ground-water hydrology, with definitions. **United States Geological Survey Water Supply Paper** 494, United States Department of the Interior, 1923. 71 p. DOI: 10.3133/wsp494. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/wsp/0494/report.pdf>. Acesso em: 4 mar. 2025.

MELLER, A. **Simulação hidrodinâmica integrada de sistema de drenagem em Santa Maria-RS**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, 2004. Disponível em: <https://www.ufsm.br/app/uploads/sites/535/2020/10/dissertao-adalberto-meller-entregue-a-ufsm.pdf>. Acesso em: 3 abr. 2025.

MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY (MPCA). **Minnesota stormwater manual**. St. Paul: MPCA, [atualizado anualmente]. Disponível em: <https://stormwater.pca.state.mn.us>. Acesso em: 18 ago. 2025.

MOURA, Priscilla Macedo; BARRAUD, Sylvie; BAPTISTA, Márcio Benedito. **O funcionamento dos sistemas de infiltração de águas pluviais urbanas**. In: VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2009, Campo Grande-MS. Anais... São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2009. ISSN 2318-0358. Disponível em: <https://eventos.abrhidro.org.br/xviiisbrh>. Acesso em: 3 abr. 2025.

NEW HAMPSHIRE DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL SERVICES (NHDES). **New Hampshire stormwater manual - Volume 2: post-construction best management practices selection & design**. Concord, NH: NHDES, 2008. Disponível em: <https://www.des.nh.gov>. Acesso em: 18 ago. 2025.

NEW JERSEY DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION (NJDEP). **New Jersey Stormwater Best Management Practices Manual**. New Jersey: NJDEP, 2021. Disponível em: https://dep.nj.gov/wp-content/uploads/stormwater/bmp/nj_swbmp_10.2-infiltration-basins.pdf. Acesso em: 4 mar. 2025.

ONU-HABITAT. **World Cities Report 2022: Envisaging the Future of Cities**. 2022. Disponível em: <https://unhabitat.org/wcr/>. Acesso em: 06 abr. 2024.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S. Compactação do solo e intervalo hídrico ótimo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 777-784, 2005.

ORGANIZAÇÃO DOS ESTADOS AMERICANOS. **Guarani Aquifer System - Strategic Action Program (SAP)**. Washington, D.C.: OEA, 2009. Disponível em: <https://www.oas.org/DSD/WaterResources/projects/Guarani/SAP-Guarani.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2025.

PERONI, C. S. L. **Avaliação de bacias de retenção na gestão das águas pluviais em Araraquara, SP**. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana - PPGEU, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2018.

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE (PBH). **Manual de drenagem urbana**. Belo Horizonte: PBH, 2006.

PORTO, R. et al. Drenagem Urbana. In: TUCCI, C. E. M. et al. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2015. p. 805-847.

PORTO, R. et al. Drenagem Urbana. In: UFRGS/ABRH (Ed.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2012. p. 943.

RABELO, Jorge Luiz. **Estudo da recarga do Aquífero Guarani no sistema Jacaré-Tietê**. 2006. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006. doi:10.11606/T.18.2006.tde-12022007-155139. Acesso em: 10 mar. 2025.

REBOUÇAS, A. C.; AMORE, L. **O Sistema Aquífero Guarani**. **Revista Águas Subterrâneas**, n. 16, maio de 2002. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/directbitstream/7af8908d-b057-4e12-b773-fac67c55d34f/2966059.pdf>. Acesso em: 3 mar. 2025.

RECESA - Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. **Águas pluviais: técnicas compensatórias para o controle de cheias urbanas: guia do profissional em treinamento: nível 2 e 3**. 2007. 52 p.

REIMANN, C.; GARRETT, R. G. Geochemical background - concept and reality. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 350, p. 12-27, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.047>

RIBEIRÃO PRETO (Município). **Lei Complementar nº 2.866, de 27 de abril de 2018**. Institui a revisão do Plano Diretor do Município de Ribeirão Preto e dá outras providências. Diário Oficial do Município de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, SP, 27 abr. 2018. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/plano-diretor-ribeirao-preto-sp>. Acesso em: 3 mar. 2025.

RIBEIRÃO PRETO. **Lei Complementar nº 3.175, de 17 de abril de 2023**. Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no município de Ribeirão Preto, de acordo com as diretrizes estabelecidas pela Lei Complementar nº 2.866, de 27 de abril de 2018. Diário

Oficial do Município de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, SP, 19 abr. 2023
<https://leismunicipais.com.br/plano-de-zoneamento-uso-e-ocupacao-do-solo-ribeirao-preto-sp>.
Acesso em: 3 mar. 2025.

RIBEIRÃO PRETO. **Plano Municipal de Saneamento Básico: Caderno 1 - Diagnóstico**. Ribeirão Preto: Prefeitura Municipal, 2024. Disponível em:
<https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/pdf/planejamento2059202405.pdf>. Acesso em: 2 maio 2025.

RIBEIRÃO PRETO. **Plano Municipal de Saneamento Básico - PlanSab-RP. Caderno 5: Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas (Proposta)**. Ribeirão Preto: Prefeitura Municipal, 2025. Disponível em:
<https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/planejamento/leis-complementares-ao-plano-diretor#saneamento>. Acesso em: 3 set. 2025.

RIBEIRO, W. C. **Geografia política da água**. São Paulo: Annablume, 2008.

ROCHA, G. A. O grande manancial do Cone Sul. **Estudos Avançados**, v.11, n.30, p.191-212, 1997. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pidS0103-40141997000200013&lng-pt&nrm-iso. Acesso em: 7 mar 2025.

RODRÍGUEZ, C. A. M.; TEIXEIRA, B. A. do N. Avaliação de bacias de retenção de águas pluviais implantadas no município de São Carlos (SP), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S. l.], v. 26, n. 1, p. 143-150, jan. 2021. Disponível em:
<https://doi.org/10.1590/s1413-415220190034>. Acesso em: 3 mar. 2025.

RODRÍGUEZ, C. A. M.; TEIXEIRA, B. A. N. **Avaliação de bacias de retenção de águas pluviais implantadas no município de São Carlos (SP), Brasil**. Universidade Federal de São Carlos - São Carlos (SP), Brasil, 2021.

ROHE, L. et al. Denitrification in soil as a function of oxygen availability. **Biogeosciences**, v. 18, p. 4489-4508, 2021.

ROMANO, R. A. Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 3, p. 699-705, 2006.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. v. 1, 118 p. il. color. (Inclui mapas). ISBN 978-85-64808-16-4.

RYDEN, J. C. Some relationships between denitrification potential and fractions of organic carbon in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, n. 3, p. 337-339, 1988.

SÃO PAULO (Estado). **Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH): 2012/2015. Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos**. Coordenadoria de Recursos Hídricos. São Paulo: SSRH/CRHi, 2013. 210 p.

SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo:2013-2015[recurso eletrônico]** Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental /

São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 10 mar. 2025.

SHELLIN, Lucy Marta. **Revisão da legislação de controle de cheias em Curitiba**. 2016. 262 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) - Universidade Positivo, Curitiba, 2016.

SCHNAID, Fernando; ODEBRECHT, Edgar. **Ensaio de campo e suas aplicações à Engenharia de Fundações**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. 224 p. ISBN 978-85-7975-059-5.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Aquíferos**. Disponível em: <https://www.sgb.gov.br/aquiferos>. Acesso em: 9 mar. 2025.

SILVA, A. R.; KATO, E. Efeitos da compactação em Latossolo Vermelho-Amarelo sob cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 299-305, 1997.

SINELLI, O. ANÁLISE DO NÍVEL PIEZOMÉTRICO NOS ÚLTIMOS 50 ANOS - Município de Ribeirão Preto (SP). **Águas Subterrâneas**, [S. l.], 1984. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/24259>. Acesso em: 31 mar. 2025.

SINELLI, O. Estudos hidrogeológicos da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo (SP). **Águas Subterrâneas**, [S. l.], v. 11, n. 1, 1987. DOI: 10.14295/ras.v11i1.11272. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/11272>. Acesso em: 31 mar. 2025.

SOUZA, Marcos Ferreira de; COELHO, Márcia Mara Lara Pinto; MOURA, Priscilla Macedo; BAPTISTA, Márcio Benedito; MENEZES, Marcos Veloso de. **Custos de manutenção de bacias de retenção para controle de cheias na cidade de Belo Horizonte-MG**. In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013, Bento Gonçalves-RS. Anais.... São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013. ISSN 2318-0358. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/xxsbrh>. Acesso em: 3 abr. 2025.

SUTHERLAND, R. A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. **Environmental Geology**, v. 39, n. 6, p. 611-627, 2000. DOI: 10.1007/s002540050473.

TIEDJE, J. M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: ZEHNDER, A. J. B. (ed.). **Biology of Anaerobic Microorganisms**. New York: Wiley, 1988. p. 179-244. disponível em: https://www.researchgate.net/publication/255948382_Ecology_of_denitrification_and_dissimilatory_nitrate_reduction_to_ammonium. Acesso em: 22 out. 2025.

TOGNON, A. A. **Atributos dos Latossolos mapeados em cerrados (Brasil Central) e Floresta Amazônica**. 1997. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.11.2020.tde-20200111-145604>.

TODD, D. K. **Ground Water Hydrology**. New York, USA: J. Wiley and Sons, 1959. DOI: 10.1002/qj.49708737126.

TUCCI, C. E. M. **Gestão de Águas Pluviais Urbanas**. Ministério das Cidades - Global Water Partnership - World Bank - Unesco, 2005.

Tucci, C. E. M., Bertoni, J. C. (2003) **Inundações Urbanas da América do Sul**. 1 ed. Porto Alegre, RS, Ed. Universidade / UFRGS: ABRH.

TUCCI, Carlos E. M. **Águas urbanas**. Estudos Avançados, São Paulo, Brasil, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/10295..> Acesso em: 17 fev. 2025.

TUCCI, C. E. M.; BARROS, M. T. L.; PORTO, R. L. L. (org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 1. ed. (reimpr. 2015). Porto Alegre: ABRH, 1995. 943 p. ISBN 85-7025-365-8.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Stormwater BMP maintenance guide**. Washington, D.C.: USEPA, [s.d.]. Disponível em: <https://www.epa.gov>. Acesso em: 18 ago. 2025.

UPPER PARRAMATTA RIVER CATCHMENT TRUST (UPRCT). **Water sensitive urban design: technical guidelines for Western Sydney**. Sydney: UPRCT, 2004.

VAN DEN BERG, M.; BIRNBAUM, L. S.; DENISON, M.; et al. The 2005 World Health Organization re-evaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. **Toxicological Sciences**, v. 93, n. 2, p. 223-241, 2006.

VASCONCELOS, A. F. **Estratégias para o avanço do manejo sustentável de águas pluviais urbanas no Brasil**. Tese (doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana - PPGEU, Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, São Carlos, 2020.

VICENTE, T. Z. **Análise de uso, apropriação e integração urbana das técnicas compensatórias em drenagem na cidade de Ribeirão Preto-SP**. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015.

VIOLANTE, A.; COZZOLINO, V.; PERELOMOV, L.; CAPORALE, A. G.; PIGNA, M. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 10, n. 3, p. 268-292, 2010. DOI: 10.4067/S0718-95162010000100005.

WALESH, S. G. **Urban surface water management**. 1. ed. ilustrada. New York: Wiley, 1989. 518 p. A Wiley Interscience Publication. ISBN 0471837199, 9780471837190. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/407635992/stuart-walesh-urban-surface-water-management-pdf>. Acesso em: 01 abr. 2025.

WALTON, W. C. **Groundwater Resource Evaluation**. New York, USA: McGraw-Hill Book Company, 1970. 664 p. Disponível em: <https://archive.org/details/groundwaterresou0000walt>. Acesso em: 3 mar. 2025

WHO - World Health Organization. **Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution**. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2007.

APÊNDICES

APÊNDICE I

Tabela 25 - Resultados das análises do extrato lixiviado do Parque dos Servidores (pH, condutividade, TOC e ânions)

Amostra	pH extrato	Condutividade $\mu\text{S/cm}$	TOC (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Cloreto (mg/L)	Sulfato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
SP1 - 1m	$4,70 \pm 0,02$	$21,80 \pm 1,10$	$3,07 \pm 0,05$	$0,67 \pm 0,03$	$3,10 \pm 0,10$	$8,80 \pm 0,30$	$0,015 \pm 0$
SP1 - 3m	$4,85 \pm 0,02$	$16,90 \pm 0,90$	$3,98 \pm 0,06$	$0,27 \pm 0,02$	$3,50 \pm 0,10$	$4,08 \pm 0,20$	$0,010 \pm 0$
SP1 - 5m	$4,80 \pm 0,02$	$10,60 \pm 0,60$	$4,76 \pm 0,07$	$0,24 \pm 0,02$	$2,40 \pm 0,10$	$5,07 \pm 0,20$	$0,010 \pm 0$
SP2 - 1m	$5,17 \pm 0,02$	20 ± 1	$5,17 \pm 0,08$	$0,11 \pm 0,01$	$1,30 \pm 0,10$	$6,02 \pm 0,20$	$0,007 \pm 0$
SP2 - 3m	$5,22 \pm 0,02$	$10,80 \pm 0,60$	$3,17 \pm 0,05$	$0,11 \pm 0,01$	$1,50 \pm 0,10$	$3,12 \pm 0,10$	$0,009 \pm 0$
SP2 - 5m	$5,12 \pm 0,02$	$10,90 \pm 0,60$	$3,01 \pm 0,05$	$0,15 \pm 0,01$	$1,20 \pm 0,10$	$2,47 \pm 0,10$	$0,008 \pm 0$
SP3 - 1m	$5,22 \pm 0,02$	20 ± 1	$4,71 \pm 0,07$	$0,16 \pm 0,01$	$1,00 \pm 0,10$	$6,08 \pm 0,20$	$0,006 \pm 0$
SP3 - 3m	$5,19 \pm 0,02$	$13,60 \pm 0,70$	$3,85 \pm 0,06$	$0,24 \pm 0,02$	$1,40 \pm 0,10$	$2,35 \pm 0,10$	$0,008 \pm 0$
SP3 - 5m	$5,03 \pm 0,02$	$12,70 \pm 0,60$	$4,15 \pm 0,07$	$0,17 \pm 0,01$	$0,30 \pm 0,10$	$2,64 \pm 0,10$	$0,008 \pm 0$
SP4 - 8m	$4,96 \pm 0,02$	$11,50 \pm 0,60$	$1,44 \pm 0,03$	$0,49 \pm 0,03$	$0,70 \pm 0,10$	$1,780 \pm 0,10$	$0,008 \pm 0$

Fonte: Autora (2024)

Tabela 26 - Concentrações de Na, K, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd no extrato lixiviado das amostras de solo - Parque dos Servidores

Amostra	Na (mg/L)	K (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Cd (mg/L)
SP1 - 1m	2,14 ± 0,04	0,95 ± 0,03	0,18 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
SP1 - 3m	1,22 ± 0,03	0,55 ± 0,02	0,15 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,01	<0,01
SP1 - 5m	1,78 ± 0,04	0,62 ± 0,02	0,14 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,03 ± 0,01	<0,01
SP2 - 1m	1,03 ± 0,03	0,63 ± 0,02	0,20 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,01	<0,01
SP2 - 3m	0,74 ± 0,02	0,63 ± 0,02	0,11 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
SP2 - 5m	0,73 ± 0,02	0,59 ± 0,02	0,08 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
SP3 - 1m	0,61 ± 0,02	0,53 ± 0,02	0,05 ± 0,01	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
SP3 - 3m	0,74 ± 0,02	0,56 ± 0,02	0 ± 0	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,01	<0,01
SP3 - 5m	0,72 ± 0,02	0,58 ± 0,02	0 ± 0	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
SP4 - 8m	0,99 ± 0,02	1,32 ± 0,03	0,03 ± 0,01	<0,01	<0,01	0,000 ± 0	<0,01

Fonte: Autora (2024)

Nota: valores de Mn, Cu e Cd estão abaixo do limite de quantificação (LQ = 0,01 mg/L).

Tabela 27 - Resultados das análises do extrato lixiviado do Santa Iria I (pH, condutividade, TOC e ânions)

Amostra	pH extrato	Condutividade $\mu\text{S/cm}$	TOC (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Cloreto (mg/L)	Sulfato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
SP5 - 1m	$5,06 \pm 0,02$	$10,40 \pm 0,50$	$3,51 \pm 0,05$	$0,34 \pm 0,02$	$4,00 \pm 0,10$	$2,75 \pm 0,10$	$0,009 \pm 0$
SP5 - 3m	$5,07 \pm 0,02$	$10,80 \pm 0,60$	$2,95 \pm 0,05$	$0,63 \pm 0,03$	$0,80 \pm 0,10$	$2,72 \pm 0,10$	$0,008 \pm 0$
SP5 - 5m	$5,23 \pm 0,02$	$9,10 \pm 0,50$	$2,22 \pm 0,05$	$0,36 \pm 0,02$	$1,10 \pm 0,10$	$2,62 \pm 0,10$	$0,008 \pm 0$
SP6 - 1m	$5,28 \pm 0,02$	$13,40 \pm 0,70$	$3,40 \pm 0,05$	$0,15 \pm 0,01$	$1,70 \pm 0,10$	$6,65 \pm 0,20$	$0,010 \pm 0$
SP6 - 3m	$5,16 \pm 0,02$	$9,40 \pm 0,50$	$1,85 \pm 0,05$	$0,37 \pm 0,02$	$2,20 \pm 0,10$	$4,53 \pm 0,20$	$0,010 \pm 0$
SP6 - 5m	$5,27 \pm 0,02$	$9,20 \pm 0,50$	$2,34 \pm 0,05$	$0,39 \pm 0,02$	$2,00 \pm 0,10$	$3,56 \pm 0,10$	$0,009 \pm 0$
SP7 - 1m	$5,24 \pm 0,02$	$21,10 \pm 1,10$	$6,72 \pm 0,08$	$0,24 \pm 0,02$	$2,80 \pm 0,10$	$4,86 \pm 0,20$	$0,010 \pm 0$
SP7 - 3m	$5,00 \pm 0,02$	$10,30 \pm 0,60$	$2,38 \pm 0,05$	$0,46 \pm 0,02$	$2,10 \pm 0,10$	$7,89 \pm 0,20$	$0,013 \pm 0$
SP7 - 5m	$4,80 \pm 0,02$	$9,80 \pm 0,50$	$3,11 \pm 0,05$	$0,21 \pm 0,02$	$1,00 \pm 0,10$	$3,65 \pm 0,10$	$0,008 \pm 0$
SP8 - 8m	$4,90 \pm 0,02$	$9,30 \pm 0,50$	$2,49 \pm 0,05$	$0,25 \pm 0,02$	$1,70 \pm 0,10$	$3,40 \pm 0,10$	$0,010 \pm 0$

Fonte: Autora (2024)

Tabela 28 - Concentrações de Na, K, Fe, Mn, Cu, Zn e Cd no extrato lixiviado das amostras de solo - Santa Iria I

Amostra	Na (mg/L)	K (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Cd (mg/L)
SP5 - 1m	0,99 ± 0,03	0,67 ± 0,02	0,13 ± 0,01	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
SP5 - 3m	0,96 ± 0,03	0,90 ± 0,03	0,10 ± 0,01	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,01	<0,01
SP5 - 5m	0,92 ± 0,03	0,53 ± 0,02	0,05 ± 0,01	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
SP6 - 1m	1,46 ± 0,03	0,78 ± 0,02	0,15 ± 0,02	<0,01	<0,01	0 ± 0	<0,01
SP6 - 3m	1,13 ± 0,03	0,74 ± 0,02	0,05 ± 0,01	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,01	<0,01
SP6 - 5m	0,93 ± 0,03	0,62 ± 0,02	0,02 ± 0,01	<0,01	<0,01	0 ± 0	<0,01
SP7 - 1m	1,51 ± 0,04	0,84 ± 0,03	0,18 ± 0,02	<0,01	<0,01	0 ± 0	<0,01
SP7 - 3m	1,49 ± 0,04	0,56 ± 0,02	0,14 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,02 ± 0,01	<0,01
SP7 - 5m	0,93 ± 0,03	0,50 ± 0,02	0,18 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01
SP8 - 8m	1,30 ± 0,04	0,51 ± 0,02	0,17 ± 0,02	<0,01	<0,01	0,01 ± 0,01	<0,01

Fonte: Autora (2024)

Nota: valores de Mn, Cu e Cd estão abaixo do limite de quantificação (LQ = 0,01 mg/L).

APÊNDICE II

Tabela 29 - Resultados das análises das amostras de solo da bacia do Parque dos Servidores na massa bruta (pH, Cd, Cr, Co, Fe e Mn).						
Amostra	pH	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Co (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)
SP-01 - 1m	6,16	0,053 ± 0,007	0,676 ± 0,004	<0,01	636 ± 37	1,175 ± 0,021
SP-01 - 3m	6,20	0,040 ± 0,004	0,504 ± 0,011	<0,01	755 ± 23	1,465 ± 0,035
SP-01 - 5m	6,17	0,038 ± 0,007	0,605 ± 0,020	<0,01	696 ± 12	1,295 ± 0,007
SP-02 - 1m	6,44	0,058 ± 0,003	0,490 ± 0,009	<0,01	737 ± 20	1,145 ± 0,007
SP-02 - 3m	6,19	0,042 ± 0,004	0,502 ± 0,038	<0,01	744 ± 39	1,300 ± 0,000
SP-02 - 5m	6,13	0,025 ± 0,004	0,676 ± 0,042	<0,01	778 ± 6	1,375 ± 0,007
SP-03 - 1m	6,72	0,051 ± 0,006	0,605 ± 0,008	<0,01	626 ± 4	1,115 ± 0,035
SP-03 - 3m	6,46	0,043 ± 0,007	0,850 ± 0,040	<0,01	653 ± 23	1,305 ± 0,021
SP-03 - 5m	6,31	0,032 ± 0,003	0,555 ± 0,015	<0,01	619 ± 11	1,350 ± 0,028
SP-04 - 8m	5,17	0,024 ± 0,003	0,544 ± 0,002	<0,01	554 ± 40	1,045 ± 0,007

Fonte: Autora (2025)

Nota: Valores de Co estão abaixo do limite de quantificação, LQ = 0,01 mg/L

Tabela 30 - Resultados das análises das amostras de solo da bacia do Parque dos Servidores na massa bruta (Pb, Ni, Na, K, Zn e Cu)

Amostra	Pb (mg/L)	Ni (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Zn (mg/L)	Cu (mg/L)
SP-01 - 1m	<0,01	0,234 ± 0,008	3,833 ± 0,029	1,448 ± 0,068	0,200 ± 0,000	0,220 ± 0,000
SP-01 - 3m	<0,01	0,169 ± 0,026	4,069 ± 0,035	1,484 ± 0,047	0,213 ± 0,015	0,225 ± 0,007
SP-01 - 5m	<0,01	0,103 ± 0,097	3,704 ± 0,102	1,082 ± 0,024	0,180 ± 0,020	0,170 ± 0,000
SP-02 - 1m	<0,01	0,192 ± 0,001	3,300 ± 0,051	1,103 ± 0,127	0,227 ± 0,012	0,205 ± 0,007
SP-02 - 3m	<0,01	0,138 ± 0,045	3,111 ± 0,170	0,908 ± 0,011	0,163 ± 0,006	0,170 ± 0,000
SP-02 - 5m	<0,01	0,119 ± 0,053	3,170 ± 0,121	0,836 ± 0,031	0,170 ± 0,010	0,145 ± 0,007
SP-03 - 1m	<0,01	0,249 ± 0,036	3,174 ± 0,063	1,019 ± 0,169	0,163 ± 0,006	0,130 ± 0,000
SP-03 - 3m	<0,01	0,197 ± 0,027	3,295 ± 0,034	0,886 ± 0,005	0,167 ± 0,021	0,155 ± 0,007
SP-03 - 5m	<0,01	0,159 ± 0,019	3,998 ± 0,140	0,827 ± 0,122	0,177 ± 0,006	0,170 ± 0,000
SP-04 - 8m	<0,01	0,010 ± 0,000	2,967 ± 0,086	0,816 ± 0,104	0,127 ± 0,015	0,080 ± 0,000

Fonte: Autora (2025)

Nota: Valores de Pb estão abaixo do limite de quantificação, LQ = 0,01 mg/L

Tabela 31 - Resultados das análises das amostras de solo da bacia de Santa Iria I na massa bruta (pH, Cd, Cr, Co, Fe e Mn)

Amostra	pH	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Co (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)
SP-05 - 1m	6,03	0,040 ± 0,013	0,510 ± 0,008	<0,01	790 ± 0	0,995 ± 0,021
SP-05 - 3m	5,66	0,031 ± 0,015	0,559 ± 0,005	<0,01	829 ± 1	1,270 ± 0,028
SP-05 - 5m	5,40	0,049 ± 0,007	0,590 ± 0,011	<0,01	778 ± 18	1,410 ± 0,042
SP-06 - 1m	6,64	0,036 ± 0,003	0,589 ± 0,017	<0,01	753 ± 8	0,770 ± 0,028
SP-06 - 3m	5,59	0,039 ± 0,005	0,637 ± 0,019	<0,01	805 ± 16	1,405 ± 0,021
SP-06 - 5m	5,58	0,026 ± 0,004	0,683 ± 0,015	<0,01	748 ± 21	1,655 ± 0,007
SP-07 - 1m	6,68	0,034 ± 0,007	0,724 ± 0,006	<0,01	805 ± 11	1,265 ± 0,007
SP-07 - 3m	6,05	0,041 ± 0,015	0,956 ± 0,007	<0,01	805 ± 64	1,350 ± 0,014
SP-07 - 5m	5,57	0,024 ± 0,008	0,727 ± 0,023	<0,01	903 ± 22	1,375 ± 0,007
SP-08 - 8m	5,76	0,021 ± 0,001	0,705 ± 0,004	<0,01	812 ± 4	1,015 ± 0,021

Fonte: Autora (2025)

Nota: Valores de Co estão abaixo do limite de quantificação, LQ = 0,01 mg/L

Tabela 32 - Resultados das análises das amostras de solo da bacia de Santa Iria I na massa bruta (Pb, Ni, Na, K, Zn e Cu)

Amostra	Pb (mg/L)	Ni (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	Zn (mg/L)	Cu (mg/L)
SP-05 - 1m	<0,01	0,047 ± 0,027	2,676 ± 0,104	0,654 ± 0,015	0,117 ± 0,012	0,235 ± 0,007
SP-05 - 3m	<0,01	0,041 ± 0,001	2,711 ± 0,033	0,846 ± 0,010	0,127 ± 0,006	0,225 ± 0,007
SP-05 - 5m	<0,01	0,024 ± 0,020	2,760 ± 0,025	0,548 ± 0,005	0,120 ± 0,000	0,175 ± 0,007
SP-06 - 1m	<0,01	0,048 ± 0,036	2,700 ± 0,094	0,673 ± 0,008	0,110 ± 0,017	0,195 ± 0,007
SP-06 - 3m	<0,01	0,042 ± 0,004	2,766 ± 0,028	0,581 ± 0,003	0,120 ± 0,000	0,185 ± 0,007
SP-06 - 5m	<0,01	0,037 ± 0,008	3,446 ± 0,096	1,047 ± 0,012	0,170 ± 0,010	0,290 ± 0,000
SP-07 - 1m	<0,01	0,086 ± 0,020	3,208 ± 0,081	1,089 ± 0,011	0,167 ± 0,015	0,290 ± 0,000
SP-07 - 3m	<0,01	0,061 ± 0,034	3,330 ± 0,120	1,053 ± 0,011	0,203 ± 0,006	0,390 ± 0,000
SP-07 - 5m	<0,01	0,050 ± 0,028	3,131 ± 0,080	0,438 ± 0,005	0,090 ± 0,010	0,105 ± 0,007
SP-08 - 8m	<0,01	0,010 ± 0	2,745 ± 0,056	0,482 ± 0,012	0,070 ± 0,010	0,125 ± 0,007

Fonte: Autora (2025)

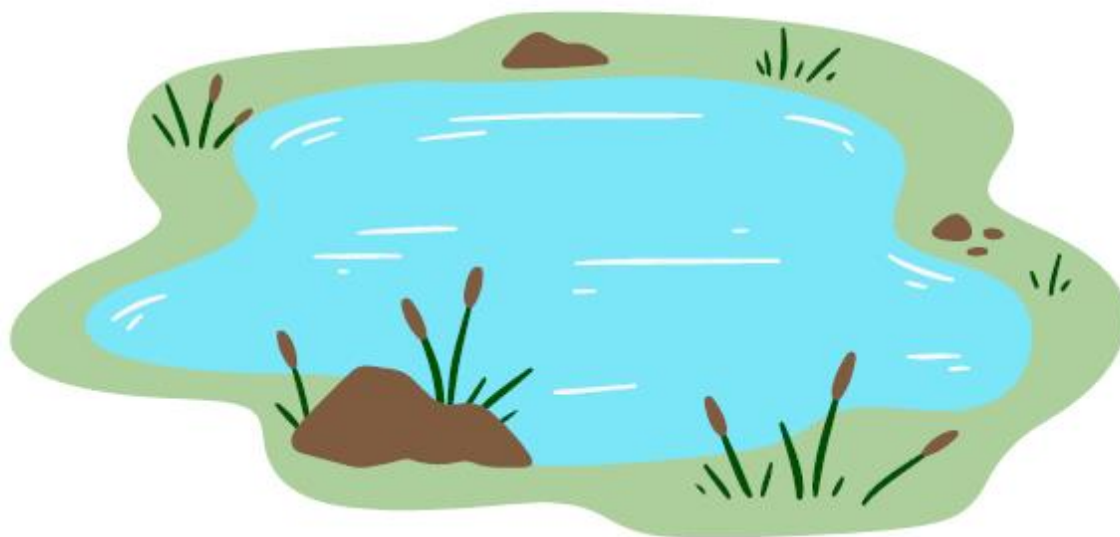
Nota: Valores de Pb estão abaixo do limite de quantificação, LQ = 0,01 mg/L



GUIA DE BOAS PRÁTICAS

Manutenção e Monitoramento de Bacias de Infiltração

DESTINADO AO PODER PÚBLICO MUNICIPAL



Sumário

1. O que são bacias de infiltração?.....	3
2. Diagnóstico - Manutenção.....	4
3. Por que a manutenção é importante?.....	6
4. O que o poder público pode fazer?.....	7
5. Quais são as etapas?.....	8
6. Folheto Educativo.....	18
7. Referências.....	21

Este material é um produto técnico da dissertação de mestrado, elaborado com a intenção de sugerir boas práticas de forma simples e estruturada, reunindo etapas orientativas que possam auxiliar o poder público na gestão, operação e manutenção das bacias de infiltração.

O guia busca organizar procedimentos e critérios básicos que possam apoiar as equipes municipais nas rotinas de inspeção, avaliação funcional e ambiental dessas estruturas, contribuindo para o uso mais sustentável e eficiente do sistema de drenagem urbana.

Todas as fichas, indicadores e exemplos apresentados têm caráter demonstrativo, servindo apenas como referência inicial. Devem ser ajustados conforme a realidade operacional e orçamentária, levando em conta as condições locais.

Aclara-se que mesma lógica de avaliação e manutenção proposta para as bacias de infiltração pode, com as devidas adaptações, ser aplicada às bacias de retenção, permitindo que o município desenvolva rotinas semelhantes de acompanhamento, limpeza e correção, conforme as necessidades e possibilidades de cada estrutura.

GUIA DE BOAS PRÁTICAS

Manutenção e Monitoramento de Bacias de Infiltração

DESTINADO AO PODER PÚBLICO MUNICIPAL



1. O que são bacias de infiltração?

As **bacias de infiltração** constituem infraestruturas de drenagem urbana sustentável, com papel estratégico no **controle de cheias urbanas**, na **recarga de aquíferos** e na **promoção da retenção de poluentes** (CIRIA, 2015; USEPA, 2016). Essas estruturas funcionam como áreas de retenção temporária, onde o escoamento superficial carregado de sedimentos, nutrientes e resíduos sólidos é retido e gradualmente infiltrado no solo (CIRIA, 2015; ANA, 2012; USEPA, 2016).



Principais funções ambientais e urbanas:

-  **Reduzir enchentes** ao atenuar picos de escoamento.
-  **Recarregar aquíferos**, contribuindo para a segurança hídrica.
-  **Melhorar a qualidade da água:** parte dos poluentes é retida com os sedimentos.
-  **Integrar infraestrutura e paisagem**, funcionando como áreas verdes multifuncionais.

2. Diagnóstico - Manutenção

Ribeirão Preto

O município de Ribeirão Preto possui **bacias de infiltração e retenção pluvial já implantadas**, associadas principalmente a loteamentos e obras públicas. No entanto, **não existe um cadastro técnico atualizado** dessas estruturas, conforme constatado por Vicente (2015) e confirmado no **Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB (2025)**.

O diagnóstico do PMSB aponta **deficiências estruturais e institucionais** na gestão da drenagem urbana, com reflexos diretos na manutenção das bacias de infiltração:

-  **Ausência de sistema integrado de informações** sobre drenagem;
-  **Inexistência de rotinas de manutenção preventiva**, sendo as ações realizadas apenas de forma corretiva, quando ocorre alguma falha ou reclamação pública;
-  **Falta de indicadores de desempenho e critérios objetivos** para priorização das intervenções;
-  **Carência de equipes e contratos específicos** voltados à manutenção de bacias de infiltração e dispositivos de amortecimento pluvial;
-  **Inexistência de cadastro georreferenciado** das redes, galerias e dispositivos de retenção e infiltração, o que inviabiliza o planejamento adequado.



 O Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB, 2025) **não estabelece metas específicas para bacias de infiltração ou de retenção**. Essas estruturas aparecem incluídas nas ações de microdrenagem e manutenção do sistema de drenagem urbana. 

2. Diagnóstico - Manutenção

 Interpretação sobre as metas do PMSB (2025)



As metas atuais concentram-se em:

- ampliar o cadastro técnico georreferenciado;
- implantar rotinas de limpeza e manutenção preventiva;
- e reduzir ocorrências de alagamento e erosão.

Apesar de pertinentes, essas metas não abrangem aspectos relacionados ao **desempenho hidráulico** e à **caracterização ambiental** das bacias de infiltração, cuja compreensão é importante para orientar o manejo adequado e a conservação das áreas de recarga do Aquífero Guarani.

 De maneira propositiva, sugere-se que as próximas revisões do PMSB, ou mesmo um futuro **Plano Municipal de Monitoramento e Manutenção de Bacias**, possam incorporar metas específicas voltadas a:

- estabelecer frequência mínima de inspeção e limpeza;
- definir indicadores simples de eficiência hidráulica e infiltração;
- incluir a caracterização ambiental do solo nas zonas de infiltração;
- e manter um registro georreferenciado com histórico de manutenção.

A inclusão gradual desses parâmetros pode **fortalecer o controle técnico** e **favorecer a evolução das práticas municipais**, ajudando o município a migrar, de forma natural e planejada, de um **modelo corretivo** para uma **gestão preventiva e baseada em indicadores de desempenho**.

3. Por que a manutenção é importante?

 **Sem manutenção, a bacia perde sua função:**

-  **Acúmulo de sedimentos** → reduz a capacidade de infiltração.
-  **Transbordamento** → risco de alagamentos em áreas vizinhas.
-  **Depósito irregular de resíduos** → degradação do espaço urbano.
-  **Água parada** → proliferação de vetores e riscos sanitários.



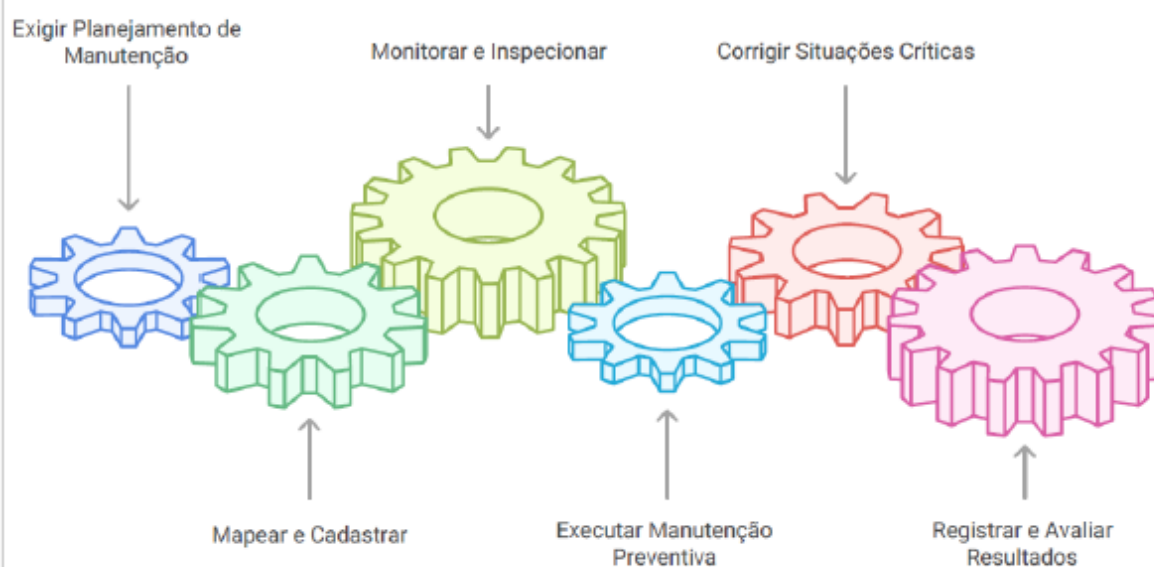
 **Com manutenção adequada, a bacia garante:**

-  **Eficiência hidráulica** → infiltração rápida e redução de enchentes.
-  **Benefícios ambientais** → retenção de poluentes, recarga do aquífero.
-  **Valorização urbana** → pode ser integrada como área verde ou de uso múltiplo (lazer, recreação, paisagismo).



4. O que o poder público pode fazer?

Processo de Gestão de Bacias Municipais



5. Quais são as etapas?

Etapas	Descrição	Produtos esperados
1. Planejamento da manutenção e monitoramento no projeto	Exigir plano de O&M no memorial; prever acessos e dissipadores; taludes $\leq 1:3$; área para disposição temporária de sedimento, inclusão de camada de sacrifício	Plano de manutenção vinculado ao projeto
2. Cadastro georreferenciado	Criar banco de dados municipal (QGIS/planilha).	Mapa de bacias + fichas cadastrais (acesso a todas as Secretárias)
3. Inspeções periódicas	Mensais + pós-chuva > 20 mm/24h; checklist + registro fotográfico.	Produção de relatórios de inspeção
4. Manutenção preventiva	Limpeza de dissipadores; roçagem; escarificação anual; remoção de sedimentos > 10% do volume.	Relatórios semestrais/anuais
5. Definição de Indicadores	Adotar parâmetros simples para leitura do desempenho:	IQBf – Indicador de Qualidade Funcional da Bacia
6. Correção crítica	Quando IQBf < 60%: dragagem, reparo de taludes, retrofit.	Planos corretivos
7. Registro e avaliação	Consolidar IQBf em planilhas/GIS; priorizar bacias críticas.	Dashboard de priorização
8. Educação Ambiental	Mostrar a população o que é uma bacia de infiltração, como funciona e como cuidar dela.	Folheto/ Cartilha Colocar placas com QRcode

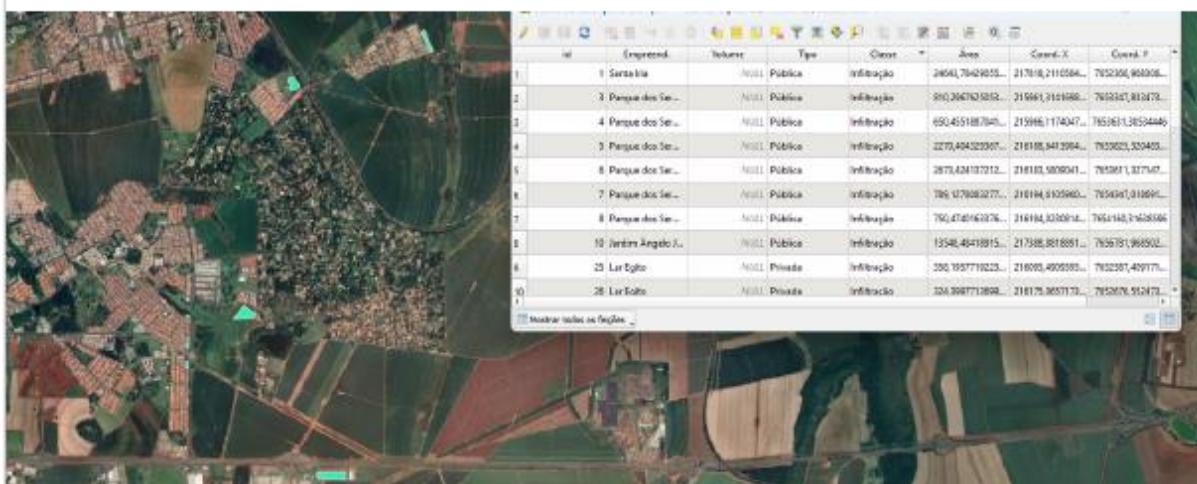
5. Quais são as etapas?

Etapa 1 – Exigir planejamento da manutenção no projeto

-  Exigir inclusão de plano de operação e manutenção (O&M) no memorial descritivo do projeto de drenagem (aprovado pela Infraestrutura).
-  Prever acessos para limpeza (rampas, trilhas de serviço).
-  Prever dissipadores/caixas de sedimentação para facilitar a remoção de sólidos.
-  Garantir taludes estáveis ($\leq 1:3$) para manejo da vegetação.
-  Reservar área para deposição temporária de sedimentos.

Etapa 2 – Mapear e cadastrar

-  Criar banco de dados municipal das bacias (localização, idade, dimensões).
-  Usar QGIS para planejar inspeções e monitorar histórico.



5. Quais são as etapas?

Etapa 3 – Monitorar e inspecionar

-  Realizar inspeções mensais e após chuvas intensas (>20 mm/24h).
-  Aplicar checklist padronizado + registro fotográfico.
-  Estabelecer Indicadores de Qualidade

Etapa 4 – Executar manutenção preventiva

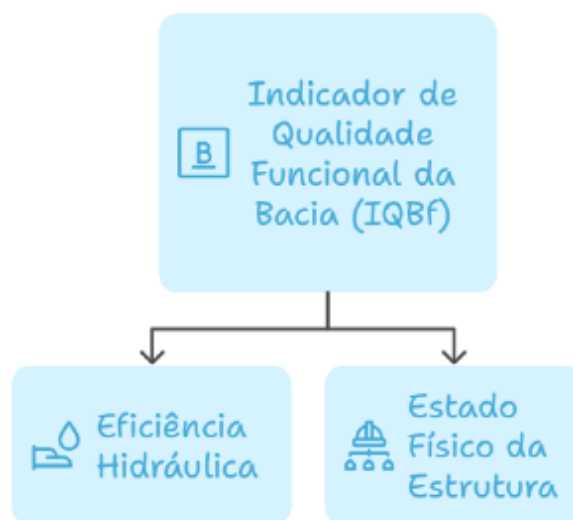
-  Limpeza de entradas e dissipadores de energia.
-  Manejo da vegetação: roçagem, poda e replantio de vegetação.
-  Escarificação superficial anual do fundo para reduzir compactação.
-  Remoção de sedimentos quando reduzirem >10% do volume útil. .
-  Troca de camada filtrante superficial, caso haja.



5. Quais são as etapas?

Etapa 5 – Definição de Indicadores de Qualidade

IQBf: Indicador de Qualidade Funcional da Bacia



PROPOSTA de IQBf: Indicador de Qualidade Funcional da Bacia

O **IQBf (Indicador de Qualidade Funcional da Bacia)** tem como objetivo avaliar, de forma simples, as condições hidráulicas, estruturais e operacionais da bacia de infiltração, observando a eficiência de infiltração, a estabilidade física e as condições de segurança.

Aplicável em inspeções de rotina e após chuvas intensas (> 20 mm/24h).

5. Quais são as etapas?

Etapa 5 – Definição de Indicadores de Qualidade

A avaliação deve considerar elementos **visuais e operacionais**, agrupados em quatro dimensões principais:

Dimensão	Aspectos avaliados	O que observar em campo
Hidráulica e infiltração	Capacidade de infiltração e escoamento interno	Presença de poças permanentes, tempo de drenagem após chuva, erosões internas
Assoreamento e sedimentos	Deposição de materiais e acúmulo superficial	Camada de sedimentos, areia, folhas ou resíduos obstruindo a infiltração
Estrutura e estabilidade	Integridade física e segurança da bacia	Taludes, muretas, cercas, galerias, dissipadores, caixas de entrada e saída
Vegetação e entorno	Cobertura vegetal e manutenção das margens	Excesso de gramíneas, raízes profundas, espécies invasoras ou ausência de vegetação estabilizadora

5. Quais são as etapas?

Etapa 5 – Definição de Indicadores de Qualidade

PROPOSTA de IQBf: Indicador de Qualidade Funcional da Bacia

Exemplo de Checklist - Ficha de inspeção

Item avaliado	2 – Adequado	1 – Parcial	0 – Crítico	Nota
1. Entradas e dissipadores	Livres, sem erosão ou obstrução	Sedimentos leves / erosão incipiente	Obstruídos ou danificados	
2. Fundo da bacia (infiltração)	Infiltração rápida, sem poças	Infiltração lenta / acúmulo pontual	Água parada persistente	
3. Sedimentos acumulados	< 10% do volume útil	10–25% do volume útil	> 25% do volume útil	
4. Taludes e bordas	Estáveis e vegetados	Pequenas erosões / falhas	Erosões graves / deslizamentos	
5. Vegetação	Adequada e controlada	Excesso ou rarefação localizada	Espécies invasoras / ausência total	
6. Resíduos sólidos	Ausentes	Acúmulo pontual	Acúmulo significativo / lixo flutuante	
7. Vetores e odores	Ausentes	Pontuais	Frequentes / permanentes	
8. Grades e dispositivos de segurança	Íntegros e fixos	Danificados parcialmente	Quebrados / inexistentes	

Pontuação total: ____ / 16

5. Quais são as etapas?

Etapa 5 – Definição de Indicadores de Qualidade

PROPOSTA de IQBf: Indicador de Qualidade Funcional da Bacia

Interpretação do IQBf – Indicador de Qualidade Funcional da Bacia

Faixa de resultado (IQBf)	Classificação funcional	Interpretação geral	Ações recomendadas
≥ 80 %	 Adequada	Bacia em bom estado de funcionamento. Estruturas preservadas, infiltração eficiente e manutenção em dia.	Manter rotina de inspeções preventivas e limpeza leve. Registrar fotos e data da vistoria.
60 – 79 %	 Regular	Indica perda parcial de eficiência: início de assoreamento, vegetação densa ou infiltração mais lenta.	Planejar manutenção corretiva simples: remoção de sedimentos, limpeza de dissipadores, corte de vegetação, reparo de pequenas erosões.
< 60 %	 Crítica	Bacia com falhas hidráulicas, erosão ou acúmulo expressivo de material. Redução significativa da capacidade de infiltração.	Executar reparo de taludes, reconstrução de estruturas e, se necessário, retrofit da bacia. Realizar nova avaliação após as intervenções.

Observação:

O cálculo do IQBf é feito com base na pontuação total da ficha de inspeção

$$\text{IQBf (\%)} = (\text{Pontuação obtida} \div \text{Pontuação máxima}) \times 100$$

Essa abordagem permite comparar diferentes bacias e acompanhar a evolução funcional ao longo dos anos.

Dica prática:

O IQBf pode ser aplicado pelas equipes de campo do órgão responsável sem necessidade de equipamentos. As observações podem ser registradas em planilha eletrônica ou aplicativo de inspeção (QField, Google Forms, Planilhas Compartilhadas), com fotos datadas para compor o histórico da bacia.

5. Quais são as etapas?

Etapa 6 – Corrigir situações críticas

-  Quando IQBf <60%, realizar manutenção corretiva imediata:
 -  Remoção de assoreamento severo.
 -  Reparo de erosões em taludes (vegetação, manta ou obra civil).
 -  Retrofit do fundo em caso de perda de infiltração.

De forma geral, recomenda-se:

-  **Revisar os resultados analíticos** e confirmar a ocorrência de valores críticos.
-  **Investigar possíveis causas** (ex.: acúmulo de sedimentos, drenagem de efluentes, alterações de pH ou sais).
-  **Definir medidas proporcionais** à situação.
-  **Registrar o caso e priorizar o acompanhamento**, incluindo nova coleta ou reavaliação em prazo reduzido.

 Após a aplicação das medidas corretivas, recomenda-se **repetir a avaliação** (IQBf) para verificar a eficácia das ações e atualizar o histórico ambiental da bacia.

5. Quais são as etapas?

Etapas 7 – Registrar e avaliar resultados

-  Inserir dados em sistema municipal (planilha ou GIS).
-  Comparar evolução da bacia ao longo do tempo com IQB.
-  Priorizar recursos para bacias em condição Regular ou Crítica.



5. Quais são as etapas?

Etapas 8 – Educação Ambiental

Objetivo

Promover a conscientização e o engajamento da comunidade, técnicos e gestores públicos sobre a importância das **bacias de infiltração** para o **controle de enchentes**, a **recarga do Aquífero Guarani** e a **qualidade ambiental urbana**.

Esta etapa visa transformar as bacias em **espaços de aprendizado, participação e corresponsabilidade**, fortalecendo a cultura de gestão integrada das águas.

Conceito e abordagem

A educação ambiental deve ser entendida como um **processo contínuo**, capaz de conectar o cidadão com os sistemas naturais e urbanos de drenagem.

No caso de Ribeirão Preto, a **zona leste** — onde se concentram as bacias de infiltração — representa também uma **área estratégica de recarga do Aquífero Guarani**, o que amplia o valor educativo e ecológico dessas estruturas.

Assim, as ações propostas nesta etapa buscam:

- Valorizar as bacias como **dispositivos de drenagem sustentável**;
- Demonstrar que **bacias limpas e vegetadas** são **filtros naturais e janelas de recarga** do aquífero;
- Alertar para o risco de **poluição subterrânea** quando essas estruturas são mal manejadas;
- Envolver a comunidade como **“guardiã do Aquífero Guarani”**, reforçando a responsabilidade coletiva sobre o uso e a conservação do solo urbano.

Folheto educativo – “Bacias de infiltração: janelas de cuidado e de recarga do Aquífero Guarani”



Recomenda-se implantar placas com QRCode nas bacias com esse e outros conteúdos informativos.

BACIAS DE INFILTRAÇÃO

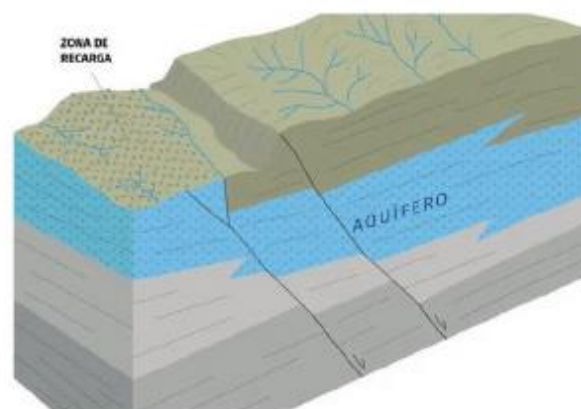
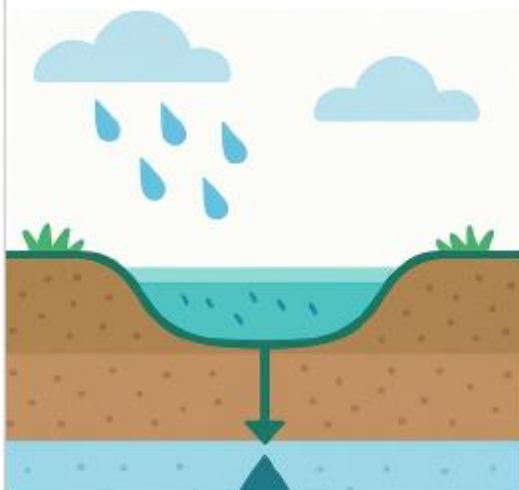
janelas de cuidado e de recarga do
Aquífero Guarani



O que são bacias de infiltração?

As bacias de infiltração são estruturas simples que recebem a água da chuva e permitem que ela volte ao solo.

São pequenos “buracos” no terreno, com solo permeável e vegetação, que armazenam temporariamente a água e ajudam na recarga do Aquífero Guarani.



🗨️ 📍 **Ribeirão Preto:** ficam na Zona Leste, onde o solo é mais arenoso e o aquífero está mais próximo da superfície e é a região mais importantes de recarga natural!!!

💧 Por que são tão importantes ?

💧 As bacias de infiltração ajudam a reduzir enchentes, filtrar impurezas e alimentar o Aquífero Guarani, uma das maiores reservas de água doce subterrânea do mundo. 🌍💧

⚠ Quando deixam de funcionar 🙅:

- Há lixo, entulho ou areia acumulada;
- O solo está compactado ou cimentado;
- A vegetação foi queimada ou retirada;
- A água fica parada por muitos dias.



✅ Quando funcionam bem 👍:

- A água infiltra em até 48 horas após a chuva;
- O solo está limpo e permeável;
- Há vegetação cobrindo o fundo e os taludes;
- A entrada da bacia não está obstruída.



Como ser um guardião do Aquífero Guarani?

O que não deve ser feito:

- ✗ Jogar lixo, entulho ou resíduos no fundo.
- ✗ Compactar o solo com máquinas ou veículos.
- ✗ Retirar ou queimar a vegetação.
- ✗ Usar a bacia como estacionamento, depósito ou área de descarte.
- ✗ Deixar entupimentos sem limpeza.

Essas ações impedem a Infiltração, aumentam o risco de enchentes e podem contaminar o aquífero, transformando uma estrutura de proteção em uma fonte de poluição subterrânea!

Como cuidar das bacias:

- ✓ Mantenha o entorno limpo e livre de resíduos.
- ✓ Preserve a vegetação e plante espécies nativas.
- ✓ Evite o uso de fogo e produtos químicos.
- ✓ Acompanhe a drenagem após as chuvas.
- ✓ Comunique à Prefeitura sinais de erosão, entupimento ou acúmulo de água.

 Cada morador pode ser um guardião do Aquífero Guarani! A água que infiltra hoje é a que abastecerá amanhã. 

As bacias e o Aquífero Guarani

A zona leste de Ribeirão Preto é uma das portas de entrada da água da chuva para o Aquífero Guarani. Cada bacia de infiltração é uma janela de recarga: quando bem cuidada, protege o aquífero; quando mal mantida, pode contaminá-lo.

 Cuidar das bacias é cuidar do Aquífero Guarani e da água que sustenta a cidade.

6. Referências

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Manual de drenagem urbana sustentável**. Brasília: ANA, 2012.

CIRIA – CONSTRUCTION INDUSTRY RESEARCH AND INFORMATION ASSOCIATION. **The SuDS Manual (C753)**. London: CIRIA, 2015.

MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY. **Minnesota Stormwater Manual**. St. Paul: MPCA, 2017.

NEW HAMPSHIRE DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL SERVICES. **Stormwater Manual: Volume 2 – Post-Construction Best Management Practices**. Concord, NH: NHDES, 2008.

RIBEIRÃO PRETO. **Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB. Caderno 5: Drenagem Urbana**. Ribeirão Preto: Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto, 2025.

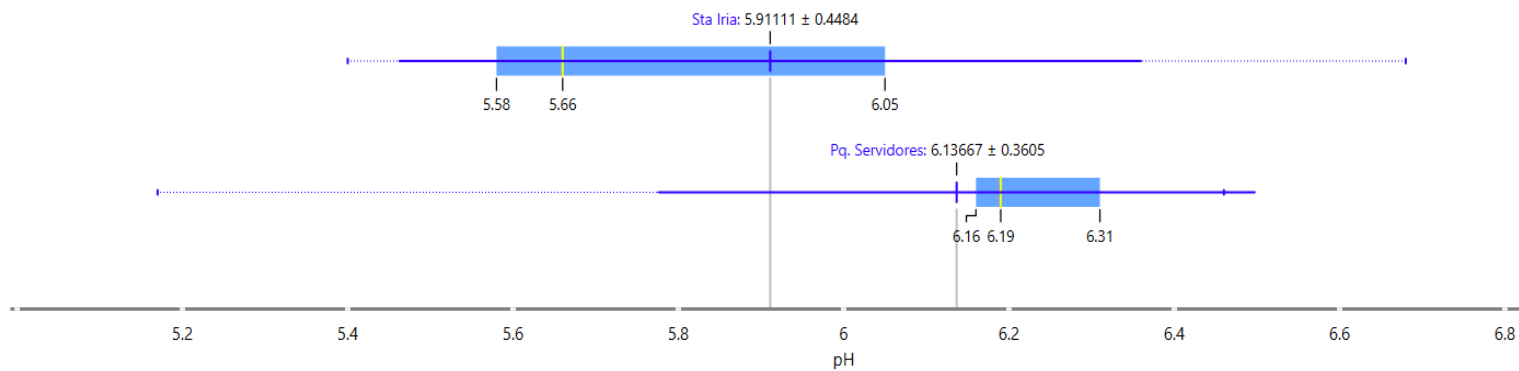
RODRÍGUEZ, M.; TEIXEIRA, J. C. **Avaliação da eficiência e manutenção de bacias de retenção em São Carlos (SP)**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 26, n. 3, p. 1–15, 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **National Menu of Best Management Practices (BMPs) for Stormwater**. Washington, D.C.: USEPA, 2016.

VICENTE, T. Z. **Bacias de infiltração como estratégia de drenagem urbana sustentável em Ribeirão Preto (SP)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2015.

APÊNDICE VI – Parâmetros Restantes na Massa Bruta

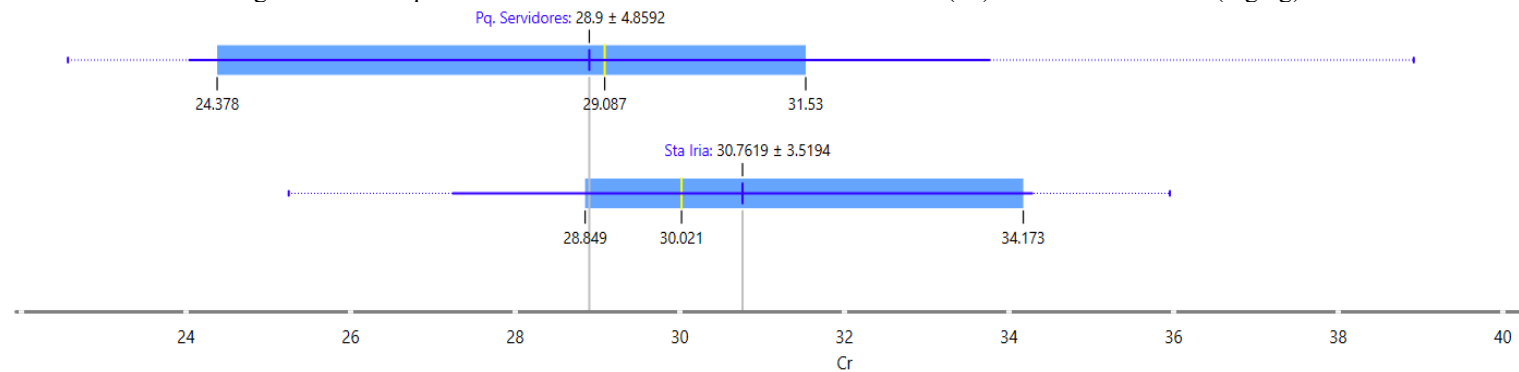
Figura 109 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: valores de pH na massa bruta seca



Student's t: 1.176 (p=0.258, N=18)

Fonte: Autora (2025)

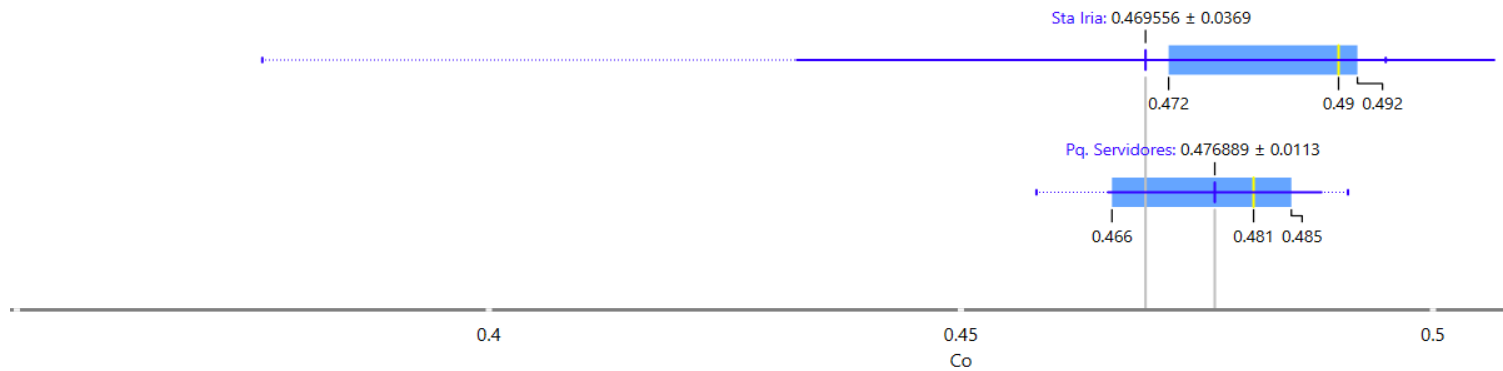
Figura 110 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de cromo (Cr) na massa bruta seca (mg/kg)



Student's t: 0.931 (p=0.367, N=18)

Fonte: Autora (2025)

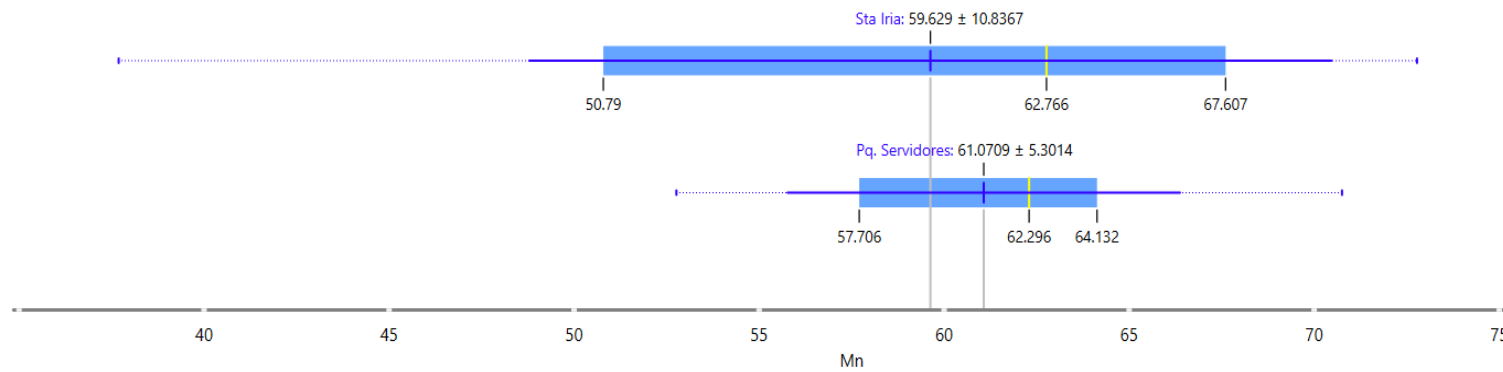
Figura 111 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de cobalto (Co) na massa bruta seca (mg/kg)



Student's t: 0.570 (p=0.582, N=18)

Fonte: Autora (2025)

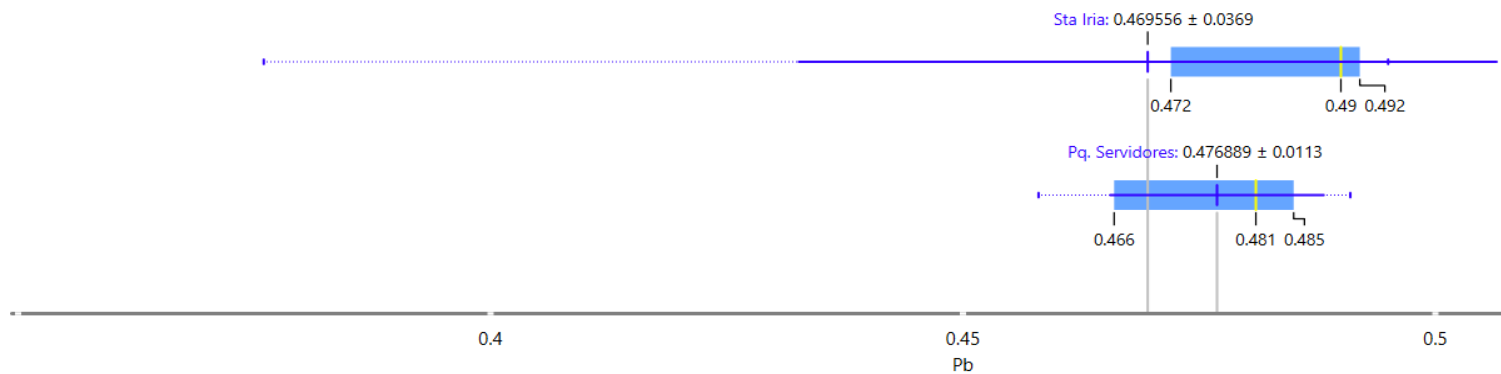
Figura 112 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de manganês (Mn) na massa bruta seca (mg/kg)



Student's t: 0.359 (p=0.726, N=18)

Fonte: Autora (2025)

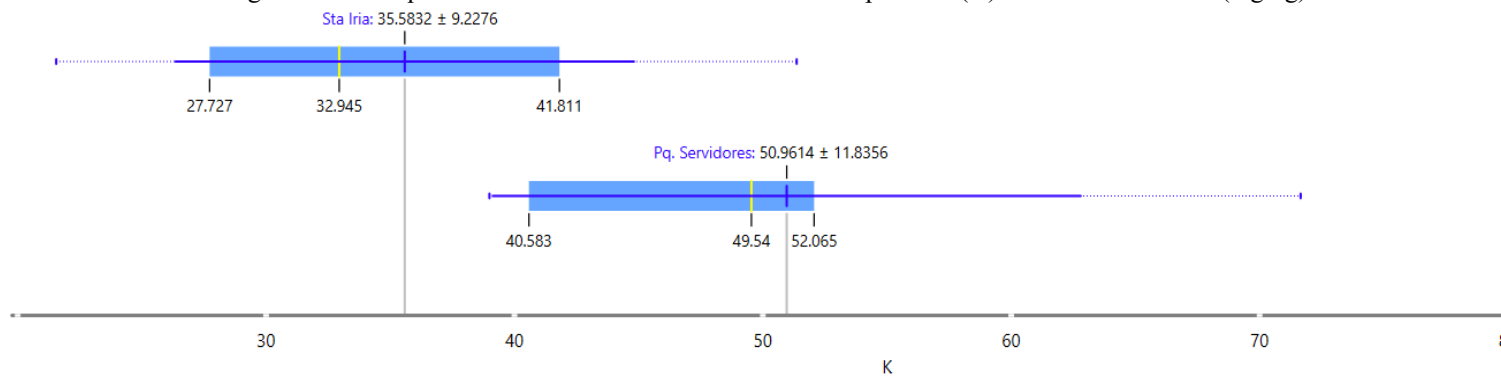
Figura 113 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de chumbo (Pb) na massa bruta seca (mg/kg)



Student's t: 0.570 (p=0.582, N=18)

Fonte: Autora (2025)

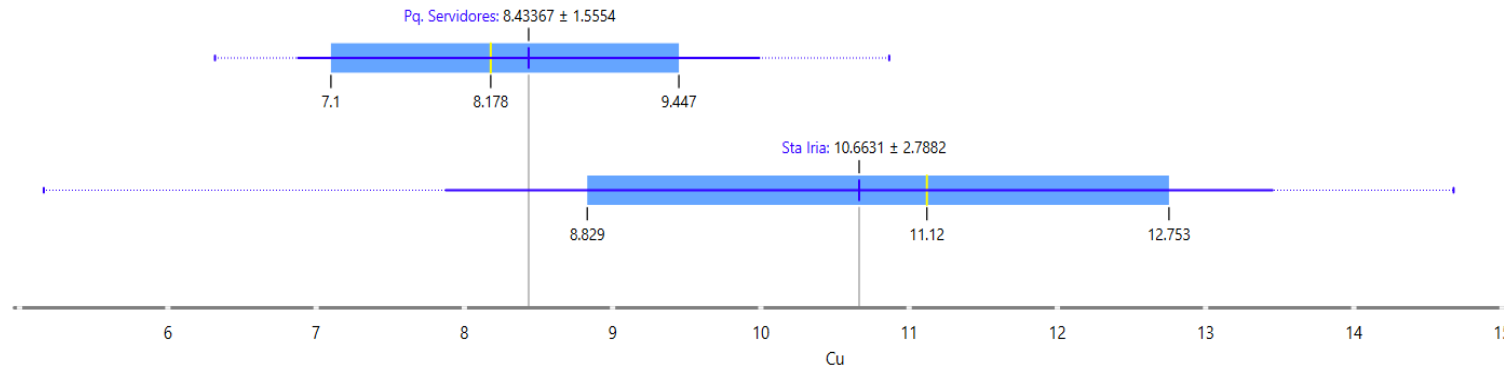
Figura 114 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de potássio (K) na massa bruta seca (mg/kg)



Student's t: 3.074 (p=0.008, N=18)

Fonte: Autora (2025)

Figura 115 - Parque dos Servidores × Santa Iria I: teores de cobre (Cu) na massa bruta seca (mg/kg)



Student's t: 2.095 (p=0.057, N=18)

Fonte: Autora (2025)

ANEXOS

ANEXO A - AUTORIZAÇÃO DE INTERVENÇÃO EM ÁREA VERDE PÚBLICA



PREFEITURA MUNICIPAL DE
RIBEIRÃO PRETO

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE

Página: 26

AUTORIZAÇÃO DE INTERVENÇÃO EM AVP Nº 30/2024

PROCESSO DIGITAL: 2024/157115

SOLICITANTE:

LUANA CARLA ARIANE BALDOINO DOS PASSOS

CNPJ (ou CPF):

LOCALIZAÇÃO DA ÁREA ONDE OCORRERÁ INTERVENÇÃO:

CADASTRO/MATRÍCULA/COORDENADAS:

Áreas Verdes Públicas

505.799 e 203.056

TERMS DA AUTORIZAÇÃO

Intervenção em Áreas Verdes Públicas (AVP), com a finalidade de estudos de sondagem a trado, como parte do projeto de pesquisa, dissertação de mestrado, intitulado "Avaliação de Contaminantes Presentes em Bacias de Infiltração na Zona Leste de Ribeirão Preto-SP", conforme solicitado nas páginas 10 a 12, deste processo.

COMPENSAÇÃO

Conforme indicado na solicitação de intervenção, nas páginas 10 a 12, não haverá supressão de vegetação e as áreas de intervenção serão pontuais. Sendo assim, este termo dispensa a compensação ambiental, cabendo ao solicitante apenas recompor o local da intervenção à sua condição original. Eventual mudança, visando o menor impacto, deverá ser informado e acompanhado deste técnico desta Secretaria Municipal do Meio Ambiente.

O não cumprimento do presente Termo acarretará a aplicação das penalidades previstas em lei.

DATA DE EMISSÃO:

27 de setembro de 2024.

VALIDADE:

27 de setembro de 2026

Engenheiro Civil
Arnaldo Constantino Júnior
Técnico responsável pela análise

Marco Aurélio da Silva Ramos Filho
Chefe da Divisão de Licenciamento Ambiental

Mariana Rodrigues Sargento
Diretora do Departamento de Gestão Ambiental

OBSERVAÇÕES

a) Esta autorização deverá, obrigatoriamente, permanecer no local de intervenção para fins de fiscalização;

b) De acordo com o artigo 153 da LC 1616/2004, o proprietário da área fica responsável pela proteção das árvores existentes e não autorizadas para corte durante a obra, de forma a evitar qualquer dano às mesmas;

c) A não observância do estabelecido na presente autorização poderá acarretar as seguintes penalidades: multa, embargo, apreensão do produto da infração, cassação de autorização, representação contra profissional responsável perante seu conselho de classe, denúncia ao Ministério Público, sem prejuízo das demais penalidades previstas em lei;

d) Em caso de constatação de fauna, o requerente deverá contratar profissional habilitado e capacitado para realizar projeto de execução e/ou monitoramento da fauna, após aprovação da SMMA. Os custos do projeto/execução deverão ser arcados pelo requerente;

e) Em caso de escavações, consultar com antecedência as empresas responsáveis pelos sistemas de distribuição de gás natural canalizado no município;

f) Em caso da forma de compensação for plantio e manutenção, iniciar o plantio no período chuvoso ou fazer irrigações quando necessário;

g) Esta Secretaria, ao expedir-la, não reconhece o direito de propriedade do imóvel;

h) Conforme a Lei Complementar 2847 de 20/12/2017, que inclui artigos 175-A, 175-B e parágrafo único, 175-C, 175-D e parágrafo único, altera a redação do artigo 176, da Lei Complementar nº 1616 de 19 de janeiro de 2004 (Código do Meio Ambiente), o cumprimento da medida compensatória deve ANTECEDER as respectivas extrações. Após efetuado a compensação pelo solicitante, o mesmo não terá direito a extorno em caso de desistência das extrações/intervenções;

i) Este instrumento vinculará as partes, obrigando os seus sucessores ao fiel cumprimento das obrigações ora pactuadas, bem como constitui título executivo extrajudicial, na forma do art. 784, inciso III, do CPC e art. 5º, §6º da Lei nº 7.347/1985, com redação dada pela Lei Federal nº 8078/90, para fins de ajuizamento de AÇÃO CIVIL PÚBLICA;

j) Fica eleito o Foro da Comarca de Ribeirão Preto, Estado de São Paulo, com exceção de qualquer outro por mais privilegiado que seja, para dirimir quaisquer dúvidas oriundas do presente instrumento;

k) Caso deste documento for emitido digitalmente, sua validade está condicionada ao registro da assinatura digital (TARJA LATERAL) de todos os responsáveis da administração pública nele indicados.

Documento assinado digitalmente

gov.br

LUANA CARLA ARIANE BALDOINO DOS PASSOS

DATA: 30/09/2024 11:43:27-0300

Verifique em <https://validar.jb.gov.br>

ENDEREÇO:

TELEFONE:

R:

J:

Pág. 1 de 1 - Documento assinado digitalmente por ARNALDO CONSTANTINO JUNIOR, MARCO AURELIO DA SILVA RAMOS FILHO, MARIANA RODRIGUES SARGENTO. Para conferência, acesse o site <https://tribunaopreto.sodalpim.com.br/tribunaopreto/conferencia> Documentos e informe o processo PMRP 2024/157115 e o código 7V6W2F0X.

Peça do processo/documento PMRP 2024/157115, materializada por: L.C.A.B.D.P em 12/06/2025 17:06 CPF: 07241248-34

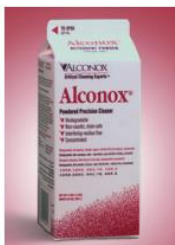
230

ANEXO B - FICHA TÉCNICA DO DETERGENTE ALCONOX



24-Hour Emergency Number
(ChemTel) 888.255.3924 in U.S.
cleaning@alconox.com

- alconox.com
- distributors
 - technical information
 - free samples
 - new developments
 - white papers
 - prices



ALCONOX® Powdered Precision Cleaner

- Concentrated to save you money
- Biodegradable and readily disposable
- Penetrating wetting power to save you time
- Replaces corrosive acids and hazardous solvents
- Free rinsing to provide reliable results and no interfering residues
- Use to pass cleaning validation tests for lab accreditation and plant inspection approval

Used to clean: Healthcare instruments, laboratory ware, vacuum equipment, tissue culture ware, personal protective equipment, sampling apparatus, catheters, tubing, pipes, radioactive contaminated articles, optical parts, electronic components, pharmaceutical apparatus, cosmetics manufacturing equipment, metal castings, forgings and stampings, industrial parts, tanks and reactors. Authorized by USDA for use in federally inspected meat and poultry plants. Passes inhibitory residue test for water analysis. FDA certified.

Used to remove: Soil, grit, grime, buffing compound, slime, grease, oils, blood, tissue, salts, deposits, particulates, solvents, chemicals, radioisotopes, radioactive contaminations, silicon oils, mold release agents.

Surfaces cleaned: Corrosion inhibited formulation recommended for glass, metal, stainless steel, porcelain, ceramic, plastic, rubber and fiberglass. Can be used on soft metals such as copper, aluminum, zinc and magnesium if rinsed promptly. Corrosion testing may be advisable.

Cleaning method: Soak, brush, sponge, cloth, ultrasonic, flow through clean-in-place. Will foam—not for spray or machine use.

Directions: Make a fresh 1% solution (2 1/2 tbsp per gal, 1 1/4 oz per gal, or 10 g per L) in cold, warm, or hot water. If available, use warm water. Use cold water for blood stains. For difficult soils, raise water temperature and use more detergent. Clean by soak, circulate, wipe, or ultrasonic method. Not for spray machines: will foam.

For nonabrasive scouring, make paste. Use 2% solution to soak frozen stopcocks. To remove silver tarnish, soak in 1% solution in aluminum container. RINSE THOROUGHLY—preferably with running water. For critical cleaning, do final or all rinsing in distilled, deionized, or purified water. For food contact surfaces, rinse with potable water. Used on a wide range of glass, ceramic, plastic, and metal surfaces. Corrosion testing may be advisable. Material compatibility guidelines available on request.

Convenient Sizes	Alconox Cat. #
Case 9 x 4 lb (9 x 1.8 kg) boxes	1104
25 lb (11 kg) carton	1125
50 lb (22 kg) carton	1150
100 lb (45 kg) drum	1101
300 lb (136 kg) drum	1103
Case 12 box 50 x 1 1/2 oz (15 g)	1112
1 lb makes 13 gal (1 kg makes 100L) cleaning solution	



ALCONOX is available from leading laboratory, hospital, clinical and industrial suppliers. To find a distributor for Alconox, Inc. detergents, use the Locate Dealers search tool in the Support section of alconox.com. To request FREE samples, use the Get Samples form at alconox.com. Or call Alconox, Inc. at +914.948.4040, today.

AXTB.1

24-Hour Emergency Number
(ChemTel) 888.255.3924 in U.S.
cleaning@alconox.com

alconox.com

- distributors
- technical information
- free samples
- new developments
- white papers
- prices

Physical Data	Typical Value
pH of 1% Solution	9.5
Surface Tension 1% Sol'n (dyne/cm)	32
Conductivity 1% Sol'n (dyne/cm at 21 degrees C)	7.0
Form	Powder
Color	White and cream colored flakes
Solubility in Water	To 10% (w/w) at ambient temperature
Hard Water Effectiveness	Highly effective
Biodegradability	Yes, meets EC648/2004
Foam Tendency	High foaming
Shelf Life	24 months from end of month of manufacture
Fragrance Content	0%
Phosphate Content (as phosphorus)	7.3%
Flash Point (degrees F)	None
Organic Carbon (% calculated w/w)	11%

Chemical Description

ALCONOX consists primarily of a homogeneous blend of sodium linear alkylaryl sulfonate, alcohol sulfate, phosphates, carbonates. ALCONOX is anionic in nature.

Cleaning Validation Methods

To quantify trace levels of Alconox for cleaning validation purposes, use conductivity, UV, TOC, HPLC, or phosphorus detection. For details see the Cleaning Validation page in Support at alconox.com. For lab accreditation tests to show the detergent is rinsed away, see the Accreditation Residue Detection in the Support section of alconox.com.

Health Safety Information

OSHA Hazardous Ingredients	None
RCRA Hazard Class	Nonhazardous
EPA Priority Pollutants	None
DOT Hazard Class	Nonhazardous
Flammability	Nonflammable
Latex Content	None in product or packaging.
Irritation	Cat. 2 skin, Cat. 2A eye irritant
Oral Toxicity	LD50 > 5000 mg/kg oral rat.
Inhalation Toxicity	Solution: No, Powder dust: irritant
VOC Content	0%
GMO Content	None
BSE/TSE Source	None
2007/68/EC Annex IIIa Allergens	None
REACH Art. 57 (SVHC)	None
RoHS	No RoHS hazardous ingredients.
Carcinogenicity	NTP = No IARC = No OSHA = No
Ingredients on TSCA Inventory	Yes
EC 907/2006	Contains no enzymes, optical brighteners, perfumes, allergenic fragrances, or preservative agents.

Precautions

No special precautions other than good industrial hygiene and safety practices employed with any industrial chemical (see Directions). A Safety Data Sheet is available at alconox.com.

Contact Alconox, Inc. for purchase specifications. Information presented is typical. Not to be taken as specifications. Typical data is not a specification.

While the information in this report should not be considered to be a product warranty, we urge you to investigate, test and verify the suitability of Alconox, Inc. detergents for your specific application. We, of course, can not give permission to use, or recommend the use of, our detergents where they infringe patents. No representation or warranty is made as to the safety of products or materials mentioned under the Federal Food Additives Amendment of 1958.

ATB.1