



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

RENAN FELIPE BRAGA ZANIN

**POTENCIAL DE SOLOS LATERÍTICOS PARA USO EM
LINERS EXPOSTOS A EFLUENTES REAIS E DISTINTOS**

Londrina
2025

RENAN FELIPE BRAGA ZANIN

**POTENCIAL DE SOLOS LATERÍDICOS PARA USO EM
LINERS EXPOSTOS A EFLUENTES REAIS E DISTINTOS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Raquel Souza Teixeira.

Londrina
2025

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Zanin, Renan Felipe Braga.

POTENCIAL DE SOLOS LATERÍTICOS PARA USO EM LINERS EXPOSTOS A EFLUENTES REAIS E DISTINTOS / Renan Felipe Braga Zanin. - Londrina, 2025.
223 f. : il.

Orientador: Raquel Souza Teixeira.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2025.

Inclui bibliografia.

1. Liners - Tese. 2. Micro e Macroporosidade - Tese. 3. Permeabilidade - Tese. 4. Difusão e Sorção - Tese. I. Teixeira, Raquel Souza. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDU 62

RENAN FELIPE BRAGA ZANIN

**POTENCIAL DE SOLOS LATERÍTCOS PARA USO EM
LINERS EXPOSTOS A EFLUENTES REAIS E DISTINTOS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Raquel Souza Teixeira
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof^ª. Dr^ª. Deize Dias Lopes
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Pedro Rodolfo Siqueira Vendrame
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof^ª. Dr^ª. Flávia Gonçalves Pissinati Pelaquim
Universidade Tecnológica Federal do Paraná -
UTFPR

Prof. Dr. André Luís Brasil Cavalcante
Universidade de Brasília - UNB

Londrina, 22 de abril de 2025.

**“I COULD'VE GAVE UP THEN, BUT
THEN AGAIN, I COULDN'T HAVE
'CAUSE I'VE TRAVELED ALL THIS WAY
FOR SOMETHING...I'M ON TOP OF THE
WORLD”**

“On Top of The World” – Imagine Dragons

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço aos meus pais, Edson e Helena, pelo amor, dedicação e apoio incondicional desde sempre. O exemplo de caráter e de honestidade me acompanharão para sempre e, sem vocês, nada seria possível na minha vida.

Ao meu namorado, Rodrigo, pela paciência e amor ao longo deste trabalho. Obrigado por ouvir desabafos, ajudar a superar crises de ansiedade e sempre me incentivar. Você é o presente que a vida me deu.

À minha orientadora, Professora Dr.^a Raquel Souza Teixeira, pelo exemplo de profissionalismo e humanidade. Obrigado pelos conhecimentos passados e confiança desde a época da graduação, passando pela IC, TCC, Mestrado e, por fim, o Doutorado. Suas palavras de incentivo foram decisivas para minhas trajetórias acadêmica e profissional e sou grato por agora sermos colegas de profissão e amigos de vida. Você é inspiração.

Às minhas amigas que a pós-graduação me trouxe, Flávia, Alana e Camila. Mesmo longe, vocês são partes cruciais do sucesso deste trabalho. Obrigado pela ajuda, pelas discussões, pelo suporte e pela paciência ao longo desses anos. Nossa amizade ultrapassou os muros acadêmicos e vou levar vocês comigo para sempre.

Aos professores componentes da banca, Professora Dr.^a Deize Dias Lopes e Professor Dr. Pedro Rodolfo Siqueira Vendrame, da UEL, Professora Dr.^a Flávia Gonçalves Pissinati Pelaquim, da UTFPR-Pato Branco, e Professor Dr. André Luís Brasil Cavalcante, da UNB, pela disponibilidade e contribuições à esta pesquisa. Tenho certeza de que suas discussões elevarão a qualidade deste trabalho.

Ao Professor Dr. Avacir Casanova Andrello e ao Laboratório de Física Nuclear Aplicada, ao Professor Dr. Eduardo Inocente Jussiani e ao Laboratório de Análises por Raio-X e ao Professor Dr. Alexandre Urbano, aos técnicos Osvaldo e Otávio e ao Laboratório de Microscopia Eletrônica e Microanálise, todos da UEL, pela disponibilidade e execução dos ensaios de PIM, Micro-CT e MEV, respectivamente.

Ao Professor Dr. André Luís Brasil Cavalcante pela ajuda e disponibilização do modelo de ajuste da curva característica e da curva de condutividade hidráulica não saturada, de sua autoria.

À Professora Dr.^a Deize Dias Lopes, ao técnico Ivan, aos estagiários Gabriel e Sílvia e ao Laboratório de Hidráulica e Saneamento da UEL, pela disponibilidade e ajuda nos ensaios de caracterização dos fluidos.

À Professora Dr.^a Camila Zoe Correa pela disponibilidade e ajuda na execução dos ensaios de sorção. Ao Professor Dr. Pedro Rodolfo Siqueira Vendrame pela ajuda na interpretação de alguns resultados dos ensaios de sorção.

Ao Professor Dr. Luis Henrique Dall'Antonia e ao Laboratório de Eletroquímica e Materiais da UEL, pela disponibilidade da balança de precisão para pesagem dos papéis-filtro.

À Professora Dr.^a Emília Kiyomi Kuroda e ao Laboratório de Tratamento de Águas e Resíduos da UEL, pela disponibilidade da câmara fria para armazenagem dos efluentes.

Ao amigo e companheiro de sala na UEL, Professor M.Sc. Pedro Henrique Lopes Dal-Cól, pela ajuda em diversos momentos ao longo deste trabalho.

Ao técnico William, do Laboratório de Geotecnia da UEL, pela amizade e suporte ao longo de vários ensaios.

Aos técnicos Márcio e João e ao Laboratório de Solos da UEL, pela disponibilidade e ajuda na execução dos ensaios de caracterização dos solos e fluidos e dos ensaios de sorção.

Ao técnico Carlos e ao Laboratório de Maquetes da UEL, pela ajuda em detalhes de montagem e de desmontagem das células de difusão.

Ao técnico Filippe e ao Laboratório de Análise de Materiais da UTFPR-Londrina, pela disponibilidade e execução dos ensaios de viscosidade dos fluidos.

À Maccaferri e ao engenheiro Ramon pela disponibilidade do material para confecção dos espaçadores dos ensaios de papel-filtro.

Por fim, à CAPES, pela bolsa concedida, e à UEL, pela estrutura e disponibilidade do curso.

ZANIN, Renan Felipe Braga. **Potencial de solos lateríticos para uso em *liners* expostos a efluentes reais e distintos**. 2025. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2025.

RESUMO

O crescimento populacional e industrial no Brasil tem agravado a degradação ambiental, especialmente com a poluição de solos e águas. Barreiras impermeabilizantes de fundo (*liners*) são essenciais para mitigar a contaminação destes meios, desempenhando papel crucial na gestão ambiental. Solos tropicais compactados são frequentemente considerados para uso em *liners*, já que possuem baixa permeabilidade e alta capacidade de interação com contaminantes. Esta pesquisa, portanto, investiga o comportamento hidráulico e difusivo/sortivo de dois solos de Londrina e Mandaguaçu, compactados e granulometricamente distintos, expostos a dois fluidos contaminantes: Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos (LARS) e Água Residuária de Fecularia de Mandioca (ARFM), visando avaliar seu potencial como barreiras impermeabilizantes de fundo. A pesquisa envolveu a caracterização físico-química e mineralógica dos solos e análise dos fluidos contaminantes. Para o solo também foi realizada a caracterização da micro e macroporosidade antes e após a percolação dos fluidos, por meio da Microtomografia Computadorizada de Raios-X (Micro-CT), Porosimetria por Intrusão de Mercúrio (PIM) e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV). Também foram realizados ensaios de permeabilidade saturada, em permeâmetro de carga variável, e obtenção das curvas de retenção dos fluidos, pelo método do papel filtro, além da estimativa das curvas de condutividade hidráulica não saturada. Por fim, foram realizadas análises de difusão e sorção para avaliar a interação dos solos com o Na, K, Ca e Mg. Os resultados mostraram que a permeabilidade saturada tendeu a reduzir ao longo do tempo, indicando possível colmatagem dos poros por processos físicos, químicos e microbiológicos. Devido à composição distinta dos líquidos, a percolação com o LARS apresentou menores valores devido ao pH alcalino e à presença alta de sais. Ambos os solos apresentaram variações em suas características micro e macroestruturais após a percolação dos fluidos contaminantes, principalmente para o LARS, devido à sua composição. As curvas de retenção indicaram diferenças na capacidade de retenção tanto entre os líquidos, quanto entre os solos. Observou-se a influência da quantidade e do tipo de sal presente nos fluidos na capacidade de retenção dos solos, onde para a ARFM, com menor quantidade de sais em sua composição, indicou menores valores de entrada de ar. As curvas de condutividade hidráulica não saturada mostraram menores valores de k para o solo de Mandaguaçu, corroborando a sua menor capacidade de retenção frente a do solo de Londrina. Os ensaios de difusão mostraram que ambos os solos possuem capacidade de atenuação para os elementos contaminantes analisados, tendo maior eficiência para o Na e K. Por fim, os ensaios de sorção indicaram pouca reatividade para o Na e, para o K, bons ajustes da isoterma de Freundlich. Para este último elemento, a sorção foi mais efetiva para o solo de Londrina no pH básico. Conclui-se do trabalho que ambos os solos possuem potencial para uso como *liners*, sendo o de Londrina mais efetivo que o de Mandaguaçu.

Palavras-chave: *Liners*; Micro e macroestrutura; Permeabilidade; Difusão; Sorção.

ZANIN, Renan Felipe Braga. **Potential of lateritic soils for use in liners exposed to real and distinct effluents**. 2025. 222 p. Thesis (PhD in Civil Engineering) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2025.

ABSTRACT

Population and industrial growth in Brazil have exacerbated environmental degradation, especially with soil and water pollution. Bottom impermeable barriers (liners) are essential to mitigate contamination of these media, playing a crucial role in environmental management. Compacted tropical soils are often considered for use in liners, as they have low permeability and high capacity for interaction with contaminants. This research, therefore, investigates the hydraulic and diffusive/sorptive behavior of two soils from Londrina and Mandaguaçu, compacted and granulometrically distinct, exposed to two contaminant fluids: Landfill Leachate (LL) and Cassava Starch Wastewater (CSW), aiming to evaluate their potential as bottom impermeable barriers. The research involved the physicochemical and mineralogical characterization of the soils and analysis of the contaminant fluids. For the soil, micro and macroporosity characterization was also performed before and after fluid percolation, using X-Ray Computed Microtomography (Micro-CT), Mercury Intrusion Porosimetry (MIP), and Scanning Electron Microscopy (SEM). Saturated permeability tests were also conducted using a variable head permeameter, and fluid retention curves were obtained using the filter paper method, in addition to estimating unsaturated hydraulic conductivity curves. Finally, diffusion and sorption analyses were performed to evaluate the interaction of soils with Na, K, Ca, and Mg. The results showed that saturated permeability tended to decrease over time, indicating possible pore clogging due to physical, chemical, and microbiological processes. Due to the distinct composition of the liquids, percolation with LL showed lower values due to the alkaline pH and high presence of salts. Both soils showed variations in their micro and macrostructural characteristics after percolation of contaminant fluids, mainly for LL, due to its composition. The retention curves indicated differences in retention capacity both between the liquids and between the soils. The influence of the amount and type of salt present in the fluids on the soils' retention capacity was observed, where for CSW, with a lower amount of salts in its composition, indicated lower air entry values. The unsaturated hydraulic conductivity curves showed lower k values for the Mandaguaçu soil, corroborating its lower retention capacity compared to the Londrina soil. Diffusion tests showed that both soils have attenuation capacity for the analyzed contaminant elements, being more efficient for Na and K. Finally, sorption tests indicated little reactivity for Na and, for K, good fits of the Freundlich isotherm. For this last element, sorption was more effective for the Londrina soil at basic pH. It is concluded from the work that both soils have potential for use as liners, with Londrina soil being more effective than Mandaguaçu soil.

Key words: Liners; Micro and macrostructure; Permeability; Diffusion; Sorption.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Curva de retenção típica em função do teor de umidade volumétrico.....	42
Figura 2 - Histerese das curvas de retenção do solo	43
Figura 3 - Curvas de retenção de formatos (a) unimodal e (b) bimodal	44
Figura 4 - Curvas de retenção de solos de diferentes granulometrias	45
Figura 5 - Curvas de retenção típicas para as estruturas natural e compactada do solo	46
Figura 6 - Curvas de retenção pela trajetória de secagem para a água e para o lixiviado	47
Figura 7 - Curvas de retenção pela trajetória de umedecimento para a água, gasolina e lixiviado (chorume).....	48
Figura 8 - (a) Curvas de retenção para a água e (b) função de condutividade hidráulica para quatro tipos de solo	53
Figura 9 - Principais mecanismos de transporte de poluentes em solos.....	61
Figura 10 - Representação do processo de difusão molecular	67
Figura 11 - Esquema do ensaio de difusão molecular.....	70
Figura 12 - Localização dos municípios de Londrina e Mandaguaçu.....	72
Figura 13 - Localização dos municípios no mapa geológico parcial do estado do Paraná.....	73
Figura 14 - Perfil estratigráfico do solo de Londrina a partir de sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT	75
Figura 15 - Perfil estratigráfico do solo de Mandaguaçu a partir de sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT.....	75
Figura 16 - Curvas granulométricas com e sem defloculante dos solos de Londrina (LD) e Mandaguaçu (MD).....	80
Figura 17 - Curvas de compactação dos solos de Londrina e Mandaguaçu	81
Figura 18 - Amostras coletadas de (a) LARS e de (b) ARFM.....	82
Figura 19 - Locais de coleta dos solos de (a) Londrina e (b) Mandaguaçu	83
Figura 20 - Processo de compactação do solo: (a) amostra de solo preparada, (b) cilindro pequeno, (c) amostra já compactada	91
Figura 21 - Permeômetros de carga variável	92
Figura 22 - Processo de montagem dos cilindros dos permeômetros.....	93

Figura 23 - Representação do sistema do ensaio de Micro-CT	95
Figura 24 - Microtomógrafo usado para o ensaio de Micro-CT	95
Figura 25 - Exemplo de amostra talhada para o ensaio de Micro-CT	96
Figura 26 - Porosímetro.....	97
Figura 27 - Penetrômetro com o corpo de prova	97
Figura 28 - (a) Penetrômetro acoplado e (b) selado no porosímetro.....	98
Figura 29 - Esquema de montagem do procedimento para medição da sucção total	99
Figura 30 - Corpo de prova moldado para obtenção das curvas de retenção	100
Figura 31 - Corpos de prova secando ao ar	100
Figura 32 - Conjunto montado	101
Figura 33 - Espaçador perfurado.....	102
Figura 34 - (a) Conjunto embrulhado e (b) armazenado em caixa de isopor	102
Figura 35 - Amostra compactada para ensaios de difusão	104
Figura 36 - (a) Conjunto corpo de prova com o Perfex® e (b) processo de saturação	105
Figura 37 - (a) Modelo adaptado dos propostos por Mangieri (2008) e Gonçalves et al. (2019) e (b) células de difusão montadas para este trabalho	106
Figura 38 - Misturas solo-solução em agitação	109
Figura 39 - Curvas de viscosidade x temperatura para os dois fluidos e a água	113
Figura 40 - $K_{s(20^{\circ}C)}$ ao longo dos ensaios de permeabilidade para o solo de Londrina percolado com (a) LARS, (b) ARFM e (c) ÁGUA	115
Figura 41 - $K_{s(20^{\circ}C)}$ ao longo dos ensaios de permeabilidade para o solo de Mandaguaçu percolado com (a) LARS, (b) ARFM e (c) ÁGUA.....	116
Figura 42 - Exemplo de manchas escuras no topo do corpo de prova após a percolação dos fluidos contaminantes	118
Figura 43 - Imagens 3D da macroporosidade do solo de Londrina	122
Figura 44 - Imagens 3D da macroporosidade do solo de Mandaguaçu	123
Figura 45 - Resultados da PIM para o solo de Londrina percolado com (a) LARS, (b) ARFM e (c) água	127

Figura 46 - Resultados da PIM para o solo de Mandaguaçu percolado com (a) LARS, (b) ARFM e (c) água.....	129
Figura 47 - Imagens de MEV do solo de (a) Londrina (LD-Branco) e (b) Mandaguaçu (MD-Branco).....	133
Figura 48 - Imagens de MEV do solo de Londrina após a percolação dos fluidos: (a) LARS-Topo, (b) LARS-Base, (c) ARFM-Topo, (d) ARFM-Base, (e) ÁGUA-Topo e (f) ÁGUA-Base	134
Figura 49 - Imagens de MEV do solo de Londrina após a percolação dos fluidos: (a) LARS-Topo, (b) LARS-Base, (c) ARFM-Topo, (d) ARFM-Base, (e) ÁGUA-Topo e (f) ÁGUA-Base	135
Figura 50 - Curvas de retenção dos fluidos e da água para os solos de Londrina e Mandaguaçu ajustadas com os modelos de (a) Gitirana Jr. e Fredlund (2004) e (b) Costa e Cavalcante (2021)	138
Figura 51 - Curvas de condutividade hidráulica não saturada para os dois fluidos contaminantes e a água dos solos de (a) Londrina e (b) Mandaguaçu	143
Figura 52 - Variação da (a) CE, (b) DQO e (c) pH do LARS ao longo do tempo em contato com os solos de Londrina e Mandaguaçu	146
Figura 53 - Variação do pH dos solos de (a) Londrina e (b) Mandaguaçu ao longo do tempo em contato com o LARS nos ensaios de difusão.....	147
Figura 54 - Variação da concentração de Na (a) no reservatório de LARS, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu	149
Figura 55 - Variação da concentração de K (a) no reservatório de LARS, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu	150
Figura 56 - Variação da concentração de Ca (a) no reservatório de LARS, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu	151
Figura 57 - Variação da concentração de Mg (a) no reservatório de LARS, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu	152

Figura 58 - Variação da (a) CE, (b) DQO e (c) pH da ARFM ao longo do tempo em contato com os solos de Londrina e Mandaguaçu	154
Figura 59 - Variação do pH dos solos de (a) Londrina e (b) Mandaguaçu ao longo do tempo em contato com a ARFM nos ensaios de difusão.....	155
Figura 60 - Variação da concentração de Na (a) no reservatório de ARFM, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu	156
Figura 61 - Variação da concentração de K (a) no reservatório de ARFM, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu	157
Figura 62 - Variação da concentração de Ca (a) no reservatório de ARFM, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu	158
Figura 63 - Variação da concentração de Mg (a) no reservatório de ARFM, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu	159
Figura 64 - Variação de S para o solo de Londrina dos contaminantes (a) Na e (b) K.....	162
Figura 65 - Variação de S para o solo de Mandaguaçu dos contaminantes (a) Na e (b) K	162
Figura 66 - Ajustes dos modelos de sorção para o K do solo de Londrina para o pH de (a) 8,00 e (b) 3,91	163
Figura 67 - Ajustes dos modelos de sorção para o K do solo de Mandaguaçu para o pH de (a) 8,00 e (b) 3,91	164

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Elementos trocáveis da solução dos solos.....	110
Tabela 2 -	Caracterização físico-química dos fluidos contaminantes brutos.....	112
Tabela 3 -	Equações da relação entre viscosidade e temperatura para os três fluidos.....	113
Tabela 4 -	Média dos índices físicos iniciais dos corpos de prova usados nos ensaios de permeabilidade.....	114
Tabela 5 -	Coefficientes de permeabilidade saturada médios.....	120
Tabela 6 -	Características da macroporosidade medidas pela Micro-CT.....	121
Tabela 7 -	Classes e percentuais de poros obtidos pela PIM, conforme Brewer (1976)	131
Tabela 8 -	Índices físicos iniciais dos corpos de prova usados nos ensaios de papel-filtro	137
Tabela 9 -	Parâmetros do modelo de Gitirana Jr. e Fredlund (2004) para as curvas de retenção	140
Tabela 10 -	Parâmetros do modelo de Costa e Cavalcante (2021) para as curvas de retenção.....	141
Tabela 11 -	Índices físicos iniciais dos corpos de prova usados nas células de difusão.....	145
Tabela 12 -	Parâmetros de ajustes das isotermas de sorção para o potássio	164

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Valores típicos de CTC e superfície específica de argilominerais.....	25
Quadro 2 - Padrões organolépticos de potabilidade	26
Quadro 3 - Valores máximos recomendados de Ca, Mg e K nas legislações internacionais	27
Quadro 4 - Faixa de variação da composição de lixiviados de aterros de resíduos sólidos europeus, asiáticos e americanos	36
Quadro 5 - Faixa de variação da composição da água residuária de fecularia de mandioca brasileiras, tailandesas e colombianas.....	37
Quadro 6 - Valores de D_0 para diversos íons em solução aquosa a 25°C	69
Quadro 7 - Características climáticas médias de Londrina e Mandaguaçu.....	74
Quadro 8 - Características físico-químicas dos solos de Londrina e Mandaguaçu	77
Quadro 9 - Fluorescência de Raio-X dos solos de Londrina e Mandaguaçu	78
Quadro 10 - Características físicas dos solos de Londrina e Mandaguaçu.....	79
Quadro 11 - Composição e classificação granulométrica, SUCS e HRB dos solos de Londrina e Mandaguaçu	80
Quadro 12 - Elementos trocáveis identificados nos solos	83
Quadro 13 - Parâmetros de caracterização dos fluidos contaminantes	86
Quadro 14 - Corpos de prova ensaiados na Micro-CT	96
Quadro 15 - Tempo de equilíbrio para medição de sucção total.....	102
Quadro 16 - Cronograma de análises e identificação dos corpos de prova dos ensaios de difusão.....	107
Quadro 17 - Condições dos ensaios de sorção realizados	109

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1	38
Equação 2	39
Equação 3	40
Equação 4	40
Equação 5	41
Equação 6	49
Equação 7	49
Equação 8	49
Equação 9	50
Equação 10	50
Equação 11	51
Equação 12	51
Equação 13	51
Equação 14	51
Equação 15	52
Equação 16	52
Equação 17	53
Equação 18	54
Equação 19	54
Equação 20	55
Equação 21	55
Equação 22	55
Equação 23	58
Equação 24	59
Equação 25	59
Equação 26	59
Equação 27	59
Equação 28	60
Equação 29	62
Equação 30	63
Equação 31	63
Equação 32	63
Equação 33	63
Equação 34	64

Equação 35	64
Equação 36	64
Equação 37	64
Equação 38	64
Equação 39	64
Equação 40	65
Equação 41	65
Equação 42	65
Equação 43	65
Equação 44	65
Equação 45	65
Equação 46	66
Equação 47	66
Equação 48	68
Equação 49	68
Equação 50	69
Equação 51	69
Equação 52	70
Equação 53	103
Equação 54	103

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	18
2	OBJETIVOS	22
2.1	Objetivo geral	22
2.2	Objetivos específicos	22
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1	Solos lateríticos	23
3.2	Qualidade das águas subterrâneas para consumo humano	25
3.3	Sistemas de impermeabilização de fundo (Liners)	28
3.3.1	Tipos de barreiras impermeabilizantes de fundo	29
3.3.1.1	Barreiras de solos naturais	30
3.3.1.2	Barreiras de materiais geossintéticos	31
3.3.1.3	Barreiras de solos compactados	32
3.4	Contaminantes no solo	34
3.4.1	Lixiviados de aterros de resíduos sólidos	35
3.4.2	Água Residuária de Fecularia de Mandioca	37
3.5	Fluxo hidráulico no solo	38
3.5.1	Fluxo Saturado	39
3.5.2	Fluxo não saturado	40
3.5.3	Curva de retenção dos solos	41
3.5.3.1	Fatores que influenciam no formato da curva de retenção do solo	43
a)	Distribuição do tamanho de poros do solo	44
b)	Granulometria do solo	45
c)	Compactação do solo	46
d)	Tipo de fluido	47
3.5.3.2	Equações de ajuste da curva de retenção do solo	49
3.5.4	Função condutividade hidráulica	52
3.5.4.1	Fatores que influenciam o k não saturado	56
3.6	Transporte de contaminantes em solos	57
3.6.1	Sorção nos Solos	61

3.6.2	Difusão Molecular.....	67
4	MATERIAIS E MÉTODOS	72
4.1	Materiais.....	72
4.1.1	Caracterização das áreas de estudo.....	72
4.1.2	Caracterização dos solos.....	74
4.1.2.1	Perfis dos subsolos.....	74
4.1.2.2	Características físico-químicas e mineralógicas.....	76
4.1.2.3	Características físicas e de compactação.....	78
4.1.3	Fluidos Contaminantes.....	81
4.2	Métodos	82
4.2.1	Coleta e preparação das amostras dos solos.....	82
4.2.2	Identificação dos elementos trocáveis da solução dos solos.....	83
4.2.2.1	Ca e Mg.....	84
4.2.2.2	Na e K.....	84
4.2.2.3	Al.....	84
4.2.2.4	P.....	85
4.2.2.5	Cu, Fe, Mn e Zn.....	85
4.2.3	Caracterização dos fluidos contaminantes.....	86
4.2.3.1	pH.....	87
4.2.3.2	Condutividade elétrica.....	87
4.2.3.3	DQO.....	87
4.2.3.4	DBO.....	87
4.2.3.5	Série de sólidos (totais, fixos e voláteis).....	88
4.2.3.6	NTK.....	88
4.2.3.7	N-amoniaco.....	89
4.2.3.8	Nitrito e nitrato.....	89
4.2.3.9	Alcalinidade total.....	90
4.2.3.10	Ácidos voláteis totais.....	90
4.2.4	Compactação dos solos.....	91
4.2.5	Permeabilidade saturada.....	92
4.2.6	Caracterização da macro e microporosidade.....	94
4.2.6.1	Microtomografia computadorizada de raios-X (Micro-CT).....	94
4.2.6.2	Porosimetria por intrusão de mercúrio (PIM).....	96

4.2.6.3	Microscopia eletrônica de varredura (MEV)	98
4.2.7	Curvas de retenção para os diferentes fluidos	99
4.2.8	Curvas de condutividade hidráulica não saturada.....	103
4.2.9	Difusão molecular.....	104
4.2.9.1	Preparação e saturação dos corpos de prova.....	104
4.2.9.2	Contaminação dos corpos de prova.....	105
4.2.9.3	Análise temporal e espacial dos ensaios de difusão	106
4.2.9.4	Análises de atenuação dos contaminantes após difusão.....	107
4.2.10	Sorção (Batch Tests).....	108
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	110
5.1	Identificação dos elementos trocáveis da solução dos solos	110
5.2	Caracterização dos fluidos contaminantes	111
5.3	Permeabilidade saturada	114
5.4	Caracterização da micro e macroporosidade	121
5.4.1	Microtomografia computadorizada de Raios-X (Micro-CT)	121
5.4.2	Porosimetria por intrusão de mercúrio (PIM).....	126
5.4.3	Microscopia eletrônica de varredura (MEV)	132
5.5	Curvas de retenção para os diferentes fluidos	137
5.6	Curvas de condutividade hidráulica não saturada	143
5.7	Difusão molecular	145
5.7.1	Lixiviado de aterro de resíduos sólidos (LARS)	146
5.7.2	Água residuária de fecularia de mandioca (ARFM).....	154
5.8	Sorção (Batch Tests)	161
6	CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	166
6.1	Conclusões	166
6.2	Sugestões para trabalhos futuros	169
	REFERÊNCIAS	171

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O crescimento da população e das atividades industriais no Brasil, aliado aos acidentes inerentes a tal situação, vêm contribuindo para o agravamento da degradação ambiental, principalmente quando se refere à poluição de solos e de águas superficiais e subterrâneas (PAIVA e SOUZA, 2018). Conforme o Relatório Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2023, disponibilizado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), diversos corpos hídricos brasileiros encontram-se com o Índice de Qualidade das Águas (IQA) ruim ou péssimo, principalmente aqueles localizados próximo às grandes cidades do Sudeste e Nordeste do país (ANA, 2024).

As águas subterrâneas têm importância estratégica em diversas regiões do Brasil e do mundo, uma vez que podem ser usadas como mananciais de sistemas públicos de abastecimento doméstico e industrial, representando o abastecimento de 15% da população brasileira (ESTEVES, 1988; MANCHESTER *et al.*, 2013; JUSTUS, 2014; LI *et al.*, 2021; ANA, 2024).

Substâncias poluentes liberadas por atividades antrópicas podem atingir essas águas e contaminá-las, causando prejuízos à potabilidade e à saúde dos seres vivos que a consomem (JUSTUS, 2014; LI e WU, 2019; LI, 2020). Após a contaminação, os custos e dificuldades de operação para remediação são elevados, uma vez que essas águas se encontram no subsolo e o processo de purificação natural pode levar décadas ou até séculos, mesmo que a fonte de contaminação seja eliminada (TATTI *et al.*; 2019; WANG *et al.*, 2020; SU *et al.*, 2020).

A barreira impermeabilizante de fundo pode ser um ponto chave na proteção das águas subterrâneas contra vazamentos de poluentes, tais como lixiviados de aterros de resíduos sólidos e efluentes de atividades agrícolas e industriais. Também conhecida como “*liner*”, tem como principal característica a baixa permeabilidade, igual ou menor que 10^{-7} cm/s, cuja função é minimizar o fluxo do fluido para camadas mais profundas (GARG *et al.*, 2020; MANIKANTA e UMA SHANKAR, 2020; KUMAR e SUJATHA, 2021a; 2021b).

De acordo com Deka e Sekharan (2017), Falamaki *et al.* (2018) e Manikanta e Uma Shankar (2020), as barreiras impermeabilizantes de fundo podem ser constituídas de material natural (solo natural de baixa permeabilidade ou solo compactado), misturas solo-aditivos, material artificial (geossintéticos em geral) ou

ainda pela combinação destes. A escolha do tipo de barreira é influenciada pelas características hídricas e geológicas do local, pelo ambiente físico-químico no qual a barreira vai ser implantada, pela característica química da solução percoladora e pela viabilidade econômica e logística de cada material (MELLO e BOSCOV, 1998; SHARIATMADARI *et al.*, 2011; LEMOS *et al.*, 2023).

As barreiras naturais compreendem formações naturais de solo rico em argilominerais e com baixa permeabilidade, onde o coeficiente de permeabilidade do solo (k) varia entre 10^{-6} e 10^{-7} cm/s (REBELO, 2003). Contudo, não é recomendável utilizar este tipo de barreira de forma isolada, pois para que seu funcionamento seja adequado ela deve estar livre de defeitos hidráulicos, tais como fraturas, juntas e furos (DANIEL, 1993; COSTA, 2019). É possível perceber que poucos são os locais que apresentam as características desejadas na estrutura do solo natural para a utilização como barreiras impermeabilizantes de fundo. Deste modo, camadas construídas de solo compactado tornaram-se bastante comuns.

Braga (2010) comenta que ainda é comumente observada a combinação de solo compactado com a manta de geomembrana (material sintético), formando um sistema composto. Sua principal vantagem é que, em eventuais vazamentos por defeito ou ruptura na manta, o solo compactado consegue minimizar efeitos nocivos à área, fazendo com que a percolação se dê de forma lenta. Este sistema tem sido amplamente utilizado em diversos países por combinarem as vantagens de um produto industrializado com a capacidade de atenuação natural de um solo compactado.

Lemos *et al.* (2023) em seus estudos identificaram que sistemas de *liners* com geomembranas com coeficientes de difusão maiores que 10^{-13} m²/s tiveram a mesma eficiência quando comparado a *liners* feitos de argila compactada de 60 cm de espessura, frente à contaminação por tolueno. Além disso, os mesmos autores pontuam que barreiras feitas com geomembranas exigem, em sua instalação, uma camada de fundação feita com solo compactado a fim de evitar danos ao material sintético. Portanto, *liners* de solos compactados são alternativas viáveis e necessárias para atenuação de contaminantes.

Uma Shankar e Muthukumar (2017) afirmam que *liners* de solo compactado são mais baratos que os feitos de materiais sintéticos, desde que a jazida do solo não seja muito afastada do local, e possuem maior capacidade de atenuação, uma vez que geralmente possuem maior espessura. Além disso, Giroud (1996) aponta que os

materiais sintéticos podem sofrer ataques de fungos e bactérias que catalisam a hidrólise dos componentes que o formam, diminuindo a vida útil desse tipo de barreira.

Em regiões tropicais é convencional a utilização de camadas de solos lateríticos compactados para revestimento impermeabilizante inferior, haja vista a abundância do material e sua capacidade de absorver e reter muitos dos constituintes químicos presentes em diferentes tipos de fluidos, justamente por sua baixa permeabilidade quando compactados e alta capacidade de interação solo-contaminante (BOSCOV, 1997; CARVALHO, 1997; CRINI e BADOT, 2010; UDDIN, 2017; GONÇALVES *et al.*, 2019).

Uma vez que as condições locais (de geologia e hidrologia) exercem grande influência sobre esta contaminação, a geotecnia tem papel fundamental na avaliação e remediação destas áreas contaminadas, abrangendo desde as etapas de caracterização, distribuição e migração dos contaminantes no subsolo, até o desenvolvimento de alternativas de prevenção e remediação do local, no sentido de controlar a movimentação dos contaminantes (GUSMÃO *et al.*, 2004).

A questão da gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é preocupante não só devido à quantidade de resíduos produzidos hoje em dia, mas também pelo risco de poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas nas áreas de descarte e suas proximidades (MOR *et al.*, 2006; HAN *et al.*, 2016; LING e ZHANG, 2017). Entre os subprodutos resultantes dos processos de degradação dos RSU aterrados, o lixiviado se destaca, sendo este o líquido gerado durante a decomposição biológica dos resíduos, juntamente com a infiltração de águas pluviais na massa em decomposição. O lixiviado é conhecido por seu elevado potencial poluente e por ter uma composição bastante variada (KJELDSEN *et al.*, 2002; LONGE e ENEKWECHI, 2007; PARAMESWARI e MUDGAL, 2014; ABOYEJI e EIGBOKHAN, 2016; HAN *et al.*, 2016; KAPELEWSKA *et al.*, 2017; LING e ZHANG, 2017).

O lixiviado de RSU é rico em contaminantes, incluindo compostos orgânicos dissolvidos (como CH₄, ácidos graxos voláteis, compostos húmicos e fúlvicos, etc.); macrocomponentes inorgânicos (tais como Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺, Cl, SO₄²⁻, HCO₃); metais pesados (como o Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Cu); e compostos orgânicos xenobióticos (hidrocarbonetos halogenados, hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, compostos alifáticos clorados, entre outros) (JUN *et al.*, 2009).

Simultaneamente ao aumento da geração de RSU, observa-se um crescimento na procura por alimentos e produtos de subsistência, resultando em um aumento na geração de resíduos agroindustriais. O agronegócio desempenha um papel significativo na economia brasileira, tendo até setembro de 2023 representado 24% do Produto Interno Bruto (PIB) do país, de acordo com um estudo realizado pelo Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA), da Universidade de São Paulo, em colaboração com a Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA) (CEPEA, 2024a). Dentre os produtos do agronegócio, o Brasil está na sexta posição em relação à produção mundial de raiz de mandioca, sendo que o estado do Paraná se destaca pela maior produção. Em relação à produção de fécula de mandioca, o estado processou 2,63 milhões de toneladas de mandioca só em 2023 (IDR-PR, 2023; CEPEA, 2024b).

Durante o processamento da mandioca, surgem subprodutos como folhas, hastes, polpa, peles e água residuária resultante das etapas de lavagem e extração da fécula (FERNANDES JR. e CEREDA, 1996; SIVAMANI *et al.*, 2018; ISMAIL *et al.*, 2021). Estes subprodutos e resíduos resultantes do processamento da mandioca têm o potencial de gerar problemas de poluição se forem descartados no ambiente sem tratamento adequado. Isso ocorre devido à alta carga orgânica que apresentam, além da possibilidade de liberação de cianeto, um composto extremamente tóxico para a maioria dos organismos vivos (FEIDEN e CEREDA, 2003; CASTIGLIONI *et al.*, 2013; KUMAR *et al.*, 2015; CARVALHO *et al.*, 2018; CHAVADEJ *et al.*, 2019).

Diante do exposto, torna-se fundamental realizar estudos científicos para caracterização de solos compactados, como suas propriedades hidráulicas e difusivas/sortivas frente a estes fluidos, a fim de se avaliar seu potencial como barreira impermeabilizante de base, com o intuito de gerar ponderações sobre o uso de solo (material natural) para concepção de sistemas impermeabilizantes, visando melhorias ambientais, principalmente a manutenção da qualidade de águas subterrâneas.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial de dois solos lateríticos compactados, de granulometrias distintas, para uso como barreiras impermeabilizantes de base (*liners*) expostos a dois efluentes reais e distintos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar as características macro e microestruturais de um solo argiloso e um arenoso lateríticos, compactados, antes e após a percolação da água e de dois fluidos contaminantes: lixiviado de aterro de resíduos sólidos e água residuária de fecularia de mandioca, por meio de ensaios de imagens e quantificação da porosidade;
2. Determinar e avaliar as curvas de retenção dos dois diferentes fluidos contaminantes e à água dos dois solos compactados;
3. Avaliar a permeabilidade saturada e não saturada dos dois solos compactados expostos à percolação dos dois fluidos contaminantes e à água;
4. Analisar a eficiência de atenuação de sódio, potássio, cálcio e magnésio, presentes nos fluidos, quando colocados em contato com ambos os solos pelos processos de difusão e sorção.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SOLOS LATERÍTICOS

O termo “solo laterítico” se refere aos solos tropicais e subtropicais altamente intemperizados, bem graduados, que são geralmente compostos por agregações ricas em sesquióxidos de ferro e alumínio e possuem coloração do ocre, passando pelo vermelho, até o marrom (OYELAMI e VAN ROOY, 2016).

Estes solos são formados a partir de materiais residuais ou transportados de áreas com clima tropical ou subtropical. O processo de formação desses solos não se limita à decomposição física das rochas, mas também envolve transformações químicas, mineralógicas e estruturais (CARVALHO *et al.*, 2015). Em outras palavras, a formação desses solos é fortemente influenciada pelo intemperismo químico, que é intensificado pelas condições climáticas da região (BASU e SINHA, 2021), sendo encontrados principalmente nas regiões intertropicais da África, Austrália, Índia, Sudeste Asiático e América do Sul (CHALERMYANONT *et al.*, 2008; OSIMUBI *et al.*, 2014).

A água da chuva é o principal agente do intemperismo químico. Nesse contexto, a água da chuva, que é rica em oxigênio, interage com o dióxido de carbono da atmosfera, tornando-se ácida. Quando essa água entra em contato com os minerais das rochas, ocorrem diversas reações químicas. Essas reações dependem da composição química dos minerais das rochas e das condições ambientais, como clima, relevo, presença de organismos e tempo (TOLEDO *et al.*, 2009).

Essas reações químicas resultam na formação de minerais secundários que compõem as camadas superficiais do solo. Os minerais primários são aqueles originalmente presentes na rocha, como quartzo, feldspato, mica e piroxênio. Os minerais secundários, por outro lado, são formados pela recombinação de íons durante o intemperismo dos minerais primários e podem ser classificados como neoformados ou transformados.

De acordo com Toledo *et al.* (2009), os minerais neoformados surgem da precipitação de substâncias dissolvidas nas águas que percolam o perfil do solo, como os óxi-hidróxidos de ferro e alumínio. Já os minerais transformados são formados pela interação entre as soluções de percolação e os minerais primários, resultando em uma modificação da composição química, mas preservando parcialmente a estrutura

original. Um exemplo disso é a transformação das micas (filossilicatos primários) em argilominerais (filossilicatos secundários).

As principais reações químicas que ocorrem durante o intemperismo químico incluem hidratação, hidrólise, oxidação, carbonatação e complexação. Entre essas, a hidrólise é a reação mais significativa em climas tropicais (TOLEDO *et al.*, 2009). A hidrólise envolve a quebra das ligações químicas entre os elementos que compõem o mineral, liberando-os na água como cátions e ânions. Isso permite que esses elementos sejam removidos pela drenagem ou recombinados para formar novos minerais.

Além da presença de quartzo na camada superior de solos lateríticos bem desenvolvidos e com drenagem eficiente, parte dos cátions presentes nos minerais primários é removida para a solução de lixiviação. Nessa solução, o silício se recombina com o alumínio, formando a caulinita ($\text{Si}_2\text{Al}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$). A caulinita é um argilomineral do tipo 1:1, que consiste na junção de uma folha tetraédrica de silício com uma folha octaédrica de alumínio.

Além disso, haverá a presença de minerais secundários formados pelos elementos químicos menos móveis, como ferro (Fe) e alumínio (Al). Esses elementos dão origem a óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro, que têm efeitos cimentantes nos grãos e partículas do solo. Produtos comuns desse processo incluem gibbsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$), goethita (FeOOH) e hematita (Fe_2O_3), que se formam a partir das reações de hidrólise total do feldspato, piroxênio e da desidratação da goethita, respectivamente.

Devido ao processo de formação dos argilominerais, eles adquirem a capacidade de trocar íons, ou seja, possuem íons fixados na superfície, entre as camadas e dentro dos canais do retículo cristalino. Essa capacidade de troca catiônica surge devido ao elevado potencial destas partículas de reagirem com cátions presentes em soluções, pois apresentam cargas negativas em sua superfície externa (LUNA e SCHUCHARDT, 1999). Segundo Guerra *et al.* (2009), a facilidade de troca de cátions, chamada de CTC (capacidade de troca catiônica), dos argilominerais varia em função da concentração dos íons trocáveis e adsorvidos, da dimensão, da natureza e do potencial de hidratação dos argilominerais.

Além disso, a elevada superfície específica dos argilominerais facilita os fenômenos de troca entre os íons adsorvidos e o meio líquido. Outro aspecto importante é o potencial de expansão das camadas basais quando em contato com a

água (exceto as camadas 1:1, que não são expansivas). Esse potencial de expansão, além de aumentar o volume interplanar basal, facilita as reações físico-químicas de troca iônica. Como consequência dessas propriedades, ocorrem alterações na capacidade de troca catiônica e na hidratação dos argilominerais (SANTOS, 1992; GUERRA *et al.*, 2009). No Quadro 1 são apresentados valores típicos de CTC e superfície específica de alguns destes argilominerais.

Quadro 1 – Valores típicos de CTC e superfície específica de argilominerais.

Parâmetro	Argilomineral				
	Caulinita	Ilita	Clorita	Esmectita	Vermiculita
CTC (cmol/kg)	3 - 15	10 - 40	10 - 40	80 - 150	100 - 150
Sup. Específica (m ² /g)	10 - 20	65 - 100	65 - 100	≈ 840	≈ 840

Fonte: Grim (1953).

Yong *et al.* (1992) afirmam que a valência do cátion tem grande influência nas substituições iônicas, pois quanto maior a valência do cátion, maior é a atração em relação às partículas dos argilominerais. Para íons com a mesma valência, quanto maior o tamanho do íon, maior é o poder de substituição.

Diante do exposto, o uso de solos lateríticos em *liners* se torna atrativo, tendo resultados satisfatórios, como mostram diversos trabalhos ao longo dos anos (GURJÃO, 2005; BOSCOV *et al.*, 2011; CONCIANI, 2011; GABAS *et al.*, 2014; MIGUEL *et al.*, 2015; MIGUEL *et al.*, 2017; GONÇALVES *et al.*, 2019).

3.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS PARA CONSUMO HUMANO

Nos últimos anos, tem se tornado cada vez mais evidente a contaminação das águas subterrâneas por agentes microbiológicos perigosos e produtos químicos resultantes de atividades humanas, o que destaca a necessidade de ações governamentais preventivas e corretivas (PALAMULENI e AKOTH, 2015).

A Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, dispõe, dentre outras coisas, sobre os padrões de potabilidade da água para consumo humano (BRASIL, 2021). Estes padrões dizem respeito a diversos parâmetros que podem indicar, de forma direta ou indireta, a presença de substâncias ou microrganismos que possam afetar sua qualidade. Em termos de salubridade, a água não deve conter substâncias

químicas em níveis tóxicos ou que possam se tornar prejudiciais à saúde humana com o consumo contínuo. Do ponto de vista estético, as exigências se referem aos aspectos físicos e organolépticos que possam tornar a água desagradável para o consumidor (BRANCO *et al.*, 2006).

Atendo-se aos padrões organolépticos da água potável, este conceito diz respeito ao conjunto de valores aceitáveis para os parâmetros que causam estímulos sensoriais, influenciando a aceitação para o consumo humano, mas que não necessariamente representam um risco à saúde, conforme Quadro 2 a seguir, extraído do Anexo 11 da Portaria GM/MS nº 888 (BRASIL, 2021):

Quadro 2 – Padrões organolépticos de potabilidade.

Parâmetro	VMP
Alumínio (mg/L)	0,2
Amônia (mg/L)	1,2
Cloreto (mg/L)	250
Cor Aparente (uH)	15
1,2 diclorobenzeno (mg/L)	0,001
1,4 diclorobenzeno (mg/L)	0,0003
Dureza Total (mg/L)	300
Ferro (mg/L)	0,3
Gosto e Odor (Intensidade)	6
Manganês (mg/L)	0,1
Monoclorobenzeno (mg/L)	0,02
Sódio (mg/L)	200
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	500
Sulfato (mg/L)	250
Sulfeto de Hidrogênio (mg/L)	0,05
Turbidez (uT)	5
Zinco (mg/L)	5

Nota: VMP = Valor Máximo Permitido; uH = Unidade Hazen (mgPt-Co/L); uT = Unidade de Turbidez.

Fonte: Brasil (2021).

Dentre estes parâmetros, o sódio é um dos responsáveis por tornar a água salina, dependendo de sua concentração, alterando o sabor do líquido e prejudicando

o seu consumo (WHO, 2011). Além disso, altas concentrações de sódio na água potável podem gerar complicações na saúde humana, principalmente relacionadas à pressão arterial e doenças cardiovasculares (AMARO, 2024).

A dureza total está geralmente associada às concentrações de cálcio e magnésio na água: quanto maior a concentração destes íons, mais inaceitável a água fica para o consumo (RIVERE-RIVERE *et al.*, 2021). Ademais, a ingestão excessiva de cálcio pode levar ao surgimento de cálculos renais e hipertensão, por exemplo (WHO, 2009). Já o teor elevado de magnésio no organismo humano pode ocasionar náuseas, fraquezas e retenção urinária (AZMEEN *et al.*, 2021).

O potássio, mesmo não tendo valores máximos permitidos indicados na legislação brasileira, em altas concentrações podem deixar a água salina e pode trazer riscos para indivíduos suscetíveis, como portadores de insuficiência renal, doenças cardiovasculares, hipertensão e diabetes (GRAY, 2008; CETESB, 2016; GUARDEZI, 2018).

No Quadro 3 são apresentados valores máximos recomendados de cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K) em algumas legislações internacionais para água potável, ausentes na legislação brasileira.

Quadro 3 – Valores máximos recomendados de Ca, Mg e K nas legislações internacionais.

Parâmetro (mg/L)	VMR			
	UE	EUA	UK	Irlanda
Cálcio	100	-	-	200
Magnésio	-	50	-	-
Potássio	12	-	12	12

Nota: VMR = Valor Máximo Recomendado; UE = União Europeia; EUA = Estados Unidos da América; UK = Reino Unido.

Fonte: Gray (2008) e USEPA (2015).

Diante do exposto, identifica-se a necessidade da prevenção da contaminação das águas subterrâneas, principalmente aquelas usadas para abastecimento humano. Para isso, as barreiras impermeabilizantes de fundo destacam-se como uma alternativa (SHACKELFORD, 2012).

3.3 SISTEMAS DE IMPERMEABILIZAÇÃO DE FUNDO (*LINERS*)

A NBR 13896 (ABNT, 1997) define a impermeabilização como a “deposição de camadas de materiais artificiais ou naturais, que impeça ou reduza substancialmente a infiltração no solo dos líquidos percolados, através da massa de resíduos”.

Os sistemas de impermeabilização de fundo, também chamados de *liners*, possuem como característica principal a baixa condutividade hidráulica (variando entre 10^{-6} e 10^{-9} cm/s), a fim de reduzir a percolação de fluidos, como gás, água e líquidos poluentes (KOCH, 2002; SHACKELFORD, 2012). Exemplos típicos de aplicações incluem canais, lagoas de tratamento, tanques de armazenamento, barragens e aterros para disposição de resíduos sólidos. Em projetos envolvendo a disposição de resíduos e efluentes potencialmente poluentes, os *liners* são dispositivos que têm a função de reduzir o fluxo de contaminantes pelo subsolo, protegendo assim as águas subterrâneas e o solo abaixo da barreira (BARAN, 2021).

A seleção do tipo de *liner* depende das características geológicas e hidrogeológicas da área de implantação onde os sistemas estarão dispostos e de seu entorno. Em geral, os materiais que compõem os *liners* de fundo incluem argilas de ocorrência natural, argilas compactadas (conhecidas como Compacted Clay Liner – CCL), geocompostos bentoníticos (conhecidos como Geosynthetic Clay Liner – GCL) e argilas compactadas sobrepostas por geomembranas (conhecidas como GM) (DANIEL e KOERNER, 2007). As argilas naturais que não foram compactadas podem eventualmente apresentar coeficientes de condutividade hidráulica inferiores a 10^{-7} cm/s. No entanto, devido à heterogeneidade que um material natural possui, sua utilização isolada não é recomendada (DANIEL, 1993). É mais comum, portanto, a combinação de materiais, como a mistura com bentonita e/ou o uso conjunto de geomembranas, atrelados à aplicação da técnica de compactação para ajustar a condutividade hidráulica da argila natural a valores adequados (MERAYYAN e HOPE, 2009).

Além disso, estão sendo estudados materiais alternativos para utilização em compósitos nas camadas de impermeabilização. Estes incluem camadas estabilizadas quimicamente com cimento, cal ou cinzas volantes; barreiras reativas; barreiras asfálticas; barreiras geoquímicas; biobarreiras; barreiras de vidro; barreiras de gel polimérico, entre outros materiais (BOSCOV, 2008).

Os solos compactados geralmente têm coeficientes de condutividade hidráulica que são menores ou iguais a 10^{-7} cm/s (ROWE *et al.*, 1995), enquanto as geomembranas apresentam valores iguais ou abaixo de 10^{-11} cm/s (VERTEMATTI, 2004). Vale ressaltar que os *liners* são considerados "de baixa permeabilidade" e não "impermeáveis", pois não existe uma barreira completamente impermeável e todo *liner* pode apresentar uma taxa de vazamento por meio de algum mecanismo, conforme destacado por Giroud e Bonaparte (1989a).

A principal vantagem de utilizar geomembranas em conjunto com o solo nas camadas de impermeabilização de fundo está na combinação de diferentes resistências químicas e taxas de envelhecimento (GIROUD e BONAPARTE, 1989b). Van Impe *et al.* (1996) ainda afirmam que sistemas compostos apresentam vantagens tanto a curto quanto a longo prazo, tais como: redução da condutividade hidráulica global devido à mitigação de defeitos locais tanto na geomembrana quanto no solo compactado, diminuição de problemas relacionados a trincas de secagem, aumento do fluxo captado pelas camadas de drenagem e atraso, devido ao uso da geomembrana, do contato direto entre o solo e o percolado. Conforme Shackelford (1993), os sistemas mistos podem ter uma permeabilidade até cem vezes menor do que geomembranas ou barreiras de solo compactado utilizados isoladamente.

Conforme ressaltado por Vidal (2007) e Soares (2012), é importante destacar que o eficaz desempenho do sistema de impermeabilização é determinado tanto pela qualidade da geomembrana quanto pelos cuidados durante sua instalação e pela correta construção da camada de solo compactado. Essa eficácia é diretamente ligada a um projeto executivo minuciosamente elaborado, com controle de qualidade e fiscalização adequada durante a instalação.

3.3.1 Tipos de Barreiras Impermeabilizantes de Fundo

Conforme afirmado por Piedade Jr. (2003), a impermeabilização de fundo pode ser classificada como simples, quando consiste em um único elemento de impermeabilização, e como dupla ou composta quando envolve a alternância entre camadas de solo natural e geomembrana, por exemplo.

Segundo Baran (2021), diversos aspectos devem ser levados em conta na escolha do tipo de *liner* a ser utilizado, incluindo:

- O tipo e a periculosidade dos resíduos ou efluentes que serão dispostos;

- O nível do lençol freático no local de implantação;
- As características do solo na fundação do local;
- A presença de áreas disponíveis para a obtenção de materiais e sua proximidade;
- A disponibilidade de equipamentos para a compactação do solo e/ou para a soldagem de geomembranas;
- Os recursos disponíveis para a instalação, transporte e manutenção do *liner*;
- A existência de regulamentações locais que exijam um tipo específico de material;
- As exigências de segurança sanitária para as áreas circundantes à implantação da obra.

A seguir estão apresentados os principais tipos de barreiras impermeabilizantes de fundo utilizados.

3.3.1.1 Barreiras de solos naturais

Barreiras de solos naturais são formadas por solos que naturalmente possuem camadas espessas com alto teor de fração argila, o que, a depender das características de agregação e microagregação, pode resultar em um coeficiente de permeabilidade naturalmente baixo. Portanto, esses solos podem ser considerados aptos para receber o resíduo ou o efluente diretamente disposto sobre eles. É importante salientar que, além dos baixos valores de coeficiente de permeabilidade, esses solos devem estar isentos de imperfeições como falhas, trincas, fraturas, juntas, fissuras, perfurações, e outros defeitos similares (LEME, 2013).

Piedade Jr. (2003) argumenta ser complicado assegurar que a barreira natural tenha um coeficiente de permeabilidade uniformemente baixo, o que justifica a não recomendação geral do seu uso.

3.3.1.2 Barreiras de materiais geossintéticos

Conforme especificado na NBR 10318-1 (ABNT, 2021a), os materiais geossintéticos referem-se a produtos poliméricos, sejam eles sintéticos ou naturais, que passam por processos industriais e são concebidos para serem aplicados em projetos geotécnicos. Dentre a ampla variedade de materiais geossintéticos disponíveis, as geomembranas (GMs) e os geocompostos argilosos (GCLs) são empregados para o controle de fluxo, atuando como agentes impermeabilizantes.

As GMs são materiais flexíveis e contínuos, com espessuras variando de 0,5 a 3,0 mm, e apresentam uma condutividade hidráulica que varia entre 10^{-10} e 10^{-13} cm/s. Entre as geomembranas, as de polietileno de alta densidade (PEAD) são as mais comumente empregadas em aterros e lagoas, devido à sua alta resistência a substâncias químicas corrosivas (BOSCOV, 2008; OBLADEN *et al.*, 2009). No entanto, é crucial ter um certo cuidado no projeto, instalação e operação da geomembrana. Isso se deve ao fato de que fatores como danos causados pela instabilidade de taludes e contato com substâncias químicas agressivas podem impactar suas propriedades, levando a possíveis defeitos ou falhas que comprometerão a eficácia da camada impermeabilizante de fundo (NEEDHAM *et al.*, 2006).

Os GCLs são constituídos por uma fina camada de montmorilonita (bentonita), que pode ser de tipo sódico ou potássico, posicionada entre dois geotêxteis, unidos através de grampos ou costuras, tendo condutividade hidráulica entre 10^{-8} e 10^{-10} cm/s (MACAMBIRA, 2002; SOUZA, 2009). Conforme apontado por Daniel (1993), os GCLs são comumente fabricados em painéis com dimensões de 20 a 60 metros de comprimento por 5 metros de largura, contendo cerca de 5 kg/m² de bentonita. Vale ressaltar que esse material possui uma aplicação limitada devido à sua baixa resistência ao cisalhamento, não sendo recomendado para projetos que envolvam preocupações com a estabilidade de taludes. Por fim, é importante destacar que também existem possíveis problemas de fissuras, rompimentos e fragmentações associados à exposição deste material a soluções químicas, como soluções de sais inorgânicos, líquidos não aquosos, lixiviados e outros tipos de fluidos (HAN *et al.*, 2009).

3.3.1.3 Barreiras de solos compactados

Devido à complexidade de garantir que uma barreira impermeável composta por solo em seu estado natural tenha uma faixa de condutividade hidráulica uniformemente baixa, a compactação é uma alternativa para melhorar o desempenho desse material neste requisito. Barreiras de solos compactados demonstram eficácia a longo prazo, já que conseguem resistir aos efeitos químicos dos percolados e exibem uma alta capacidade de retenção de contaminantes (ZHU *et al.*, 1997; LORENZETTI *et al.*, 2005; NGUYEN *et al.*, 2011; AMADI, 2013; GHAVAMI *et al.*, 2016; CRONAN, 2018). Experiências têm evidenciado que o teor de umidade do solo, assim como o método e a energia empregados na compactação, exercem significativa influência na condutividade hidráulica final desses *liners* (MITCHELL *et al.*, 1965 apud LUKIANTCHUKI, 2007).

Quando utilizado em um sistema composto de impermeabilização, a camada de solo compactado desempenha duas funções essenciais. Primeiramente, ela serve como suporte para a geomembrana, proporcionando uma superfície plana e uma base resistente. Além disso, ela também atua como uma barreira secundária de proteção em caso de vazamento através da geomembrana. Por outro lado, em sistemas de impermeabilização em que o solo compactado é o único elemento, sua função principal é conter a disseminação de contaminantes e, eventualmente, atenuar seu potencial poluidor. Esta abordagem é viável em locais com lençol freático profundo e camadas espessas de solo não saturado com alta capacidade de retenção de contaminantes no subsolo, desde que as condições hidrogeológicas e climáticas sejam favoráveis (BOSCOV, 2008).

A EPA (2000) leva em conta diversos parâmetros que impactam na eficácia das barreiras feitas de solos compactados e, por isso, estes são tidos como pontos de atenção no projeto de construção dessas estruturas. As considerações fundamentais incluem o tipo de material a ser empregado (teor de argila e granulometria das partículas), a eficiência do processo construtivo (grau de compactação, método de compactação, teor de umidade, entre outros), e as características do fluido a ser percolado. Todas essas considerações estão diretamente relacionadas ao coeficiente de permeabilidade da barreira de solo compactado, que é considerado o fator mais significativo para obras dessa natureza.

Brandl (1992) enfatiza que para uma barreira impermeabilizante de solo compactado ser considerada segura, ela deve atender a uma série de requisitos, que incluem:

- Minimizar a migração de contaminantes, seja por advecção ou difusão;
- Possuir alta capacidade de retardamento dos contaminantes;
- Ser resistente aos elementos químicos e aos processos erosivos;
- Capacidade de resiliência;
- Ser flexível e não suscetível a recalques diferenciais;
- Apresentar características apropriadas de expansão e contração dos minerais na barreira.

Anderson e Hee (1995) sugerem que, contanto que atendam às especificações técnicas, os *liners* de solos compactados devem ter preferência em relação às barreiras sintéticas, devido às suas características de autossuficiência e à sua maior semelhança com o ambiente natural.

Grande parte das normas internacionais para sistemas de impermeabilização de aterros sanitários recomenda que a barreira de solo compactado tenha um coeficiente de permeabilidade igual ou menor que 10^{-7} cm/s. Esse valor foi determinado com base no estudo de Potter e Yong (1993), que, usando a lei de Darcy, consideraram que o lixiviado ao atravessar uma camada de solo compactado de 1 metro de espessura, assumindo um gradiente hidráulico unitário, em um período de 30 anos, deixaria de ser considerado contaminante ao meio.

No caso de lagoas de estabilização, alguns aspectos devem ser analisados em relação ao local de sua instalação, como o nível do lençol freático e o tipo de solo a ser compactado, uma vez que o fundo não deve possuir permeabilidade a ponto de causar contaminação da água subterrânea e impedir a manutenção do nível do efluente na lagoa (OLIVEIRA *et al.*, 2002).

Segundo Gomes e Martins (2003), as estratégias de garantia de qualidade para a aplicação de revestimentos minerais, como o solo, concentram-se em três elementos essenciais: a seleção de materiais adequados para a construção do revestimento, a correta disposição e compactação desses materiais e a certificação de que a camada está devidamente protegida contra potenciais danos. Rowe *et al.*,

(2004) afirma que para a utilização de determinado solo e garantir que ele atinja os critérios adequados, ele deve possuir entre 15 e 20% de argila, no mínimo, índice de plasticidade maior que 7% e capacidade de troca de cátions (CTC) maior que 10 meq/100g, além de ser quimicamente compatível com os poluentes em questão, não sofrendo aumentos significativos de sua condutividade hidráulica. Boff (1999) ainda cita a questão de logística, afirmando que a jazida do solo usado deve estar próxima ao local da obra para que a execução seja economicamente viável.

3.4 CONTAMINANTES NO SOLO

Substâncias contaminantes são aquelas que estão presentes no meio em quantidades que fogem à composição típica do ambiente, e têm o potencial de induzir modificações no equilíbrio do ecossistema. Quando excedem os limites aceitáveis pelo sistema e resultam em efeitos prejudiciais, como impactos na saúde dos seres vivos, no aspecto visual e na qualidade do ar, da água ou do solo, são classificadas como poluentes (BARAN, 2021).

Frequentemente, a contaminação das águas subterrâneas e do subsolo é deixada em um segundo plano em comparação com a preocupação com a poluição do ar e das águas superficiais quando se trata dos impactos ambientais causados pela atividade humana. No entanto, isso se apresenta como uma questão importante, uma vez que as águas subterrâneas desempenham funções cruciais na recarga dos corpos d'água superficiais, na preservação dos ecossistemas e são responsáveis por 15% do abastecimento público em municípios brasileiros (ANA, 2024).

A questão da contaminação do subsolo é favorecida por vários fatores, dentre eles, a grande dificuldade de detectar anomalias na qualidade da água subterrânea e do solo, dada sua localização abaixo da superfície e o tempo prolongado para que os efeitos da degradação se manifestem. Além disso, a remediação ambiental é mais complexa, envolvendo técnicas como bombeamento da água, remoção do solo ou tratamentos no local da contaminação. Muitas vezes, os métodos de remediação para águas subterrâneas e solo são onerosos e requerem tecnologias de difícil acesso e aplicação na maioria das áreas do Brasil (BARAN, 2021).

Para prevenir isso, é importante realizar um monitoramento regular da qualidade da água em locais de risco elevado de contaminação. Isso pode ser feito por meio da perfuração de poços para coleta de amostras e subsequente análise

laboratorial para determinar a concentração de substâncias prejudiciais ao consumo humano, tais como sólidos totais, cloretos, sulfatos, nitratos, ferro, magnésio, cobre, zinco, cádmio, arsênio, chumbo, mercúrio, prata, fenóis, coliformes totais, entre outras (FREEZE e CHERRY, 1979).

Portanto, a melhor alternativa para que se evite ou minimize a contaminação do solo e dos corpos hídricos subterrâneos é a adoção de medidas de proteção na fonte poluidora. Além disso, o estudo do comportamento destes materiais de proteção frente aos poluentes contribui para a sua aplicação mais efetiva, garantindo o controle de danos ao meio ambiente e à saúde humana quando ocorrerem falhas ou danos às instalações primariamente destinadas ao controle desta poluição.

3.4.1 Lixiviados de Aterros de Resíduos Sólidos

O lixiviado de aterros de resíduos sólidos (LARS) é um fluido escuro, opaco e de odor característico originado da acumulação e decomposição de resíduos sólidos (ABNT, 1992). Popularmente conhecido como “chorume”, a produção deste líquido e seu escoamento, sem a devida disposição e tratamento, é considerado um dos problemas ambientais e de saúde pública mais significativo associado ao manejo de resíduos (IPT, 2000).

Conforme apontado por Castilhos Jr. (1991), os principais fatores que influenciam a geração do lixiviado são os seguintes:

- Precipitação: representa a fonte principal de líquidos percolados na massa de resíduos dispostos nos aterros;
- Infiltração: diz respeito ao fluxo de água que atravessa o aterro, sendo influenciado pelas características do material de cobertura (porosidade), dos resíduos e pelas condições de drenagem;
- Capacidade de retenção de água: a água da chuva infiltrada resultará na umidificação dos resíduos até atingir sua máxima capacidade de retenção. Além desse ponto, volumes substanciais de lixiviado podem ser gerados;

- Composição dos resíduos: os materiais depositados nos aterros constituem uma fonte potencial de carga, tanto de elementos orgânicos quanto inorgânicos, que podem ser carregados nos líquidos percolados;
- Idade dos resíduos: exerce influência nas concentrações dos componentes presentes nos líquidos percolados.

O líquido percolado através do aterro é composto principalmente por água enriquecida com matéria orgânica e material inorgânico, como nitrogênio, sais dissolvidos e metais pesados. As proporções desses elementos variam conforme a composição, tempo, quantidade e sequência de deposição dos resíduos sólidos e as condições ambientais, tais como umidade, disponibilidade de oxigênio, temperatura e pH (COSTA, 2002; BARAN, 2021), dando ao LARS uma grande variabilidade em sua composição qualitativa e quantitativa, conforme é mostrado no Quadro 4.

Quadro 4 – Faixa de variação da composição de lixiviados de aterros de resíduos sólidos europeus, asiáticos e americanos.

Parâmetro	Faixa de Variação		Parâmetro	Faixa de Variação	
	Mínimo	Máximo		Mínimo	Máximo
pH	4,5	9	Mn (mg/L)	0,03	1.400
C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2.500	35.000	Mg (mg/L)	30	15.000
S.T. (mg/L)	2.000	60.000	SiO ₂ (mg/L)	4	70
C.O.T. (mg/L)	30	29.000	NH ₄ ⁺ (mg/L)	50	2.200
DBO (mg/L)	20	57.000	As (mg/L)	0,01	1
DQO (mg/L)	140	152.000	Cd (mg/L)	0,0001	0,4
P (mg/L)	0,1	23	Cr (mg/L)	0,02	1,5
Cl ⁻ (mg/L)	150	4.500	Co (mg/L)	0,005	1,5
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	8	7.750	Cu (mg/L)	0,005	10
HCO ₃ ⁻ (mg/L)	610	7.320	Pb (mg/L)	0,001	5
Na (mg/L)	70	7.700	Hg (mg/L)	0,00005	10
K (mg/L)	50	3.700	Ni (mg/L)	0,015	13
Ca (mg/L)	10	7.200	Zn (mg/L)	0,03	1.000
Fe (mg/L)	3	5.500			

Nota: C.E. = Condutividade Elétrica; S.T. = Sólidos Totais; C.O.T. = Carbono Orgânico Total.

Fonte: Christensen *et al.* (2001).

3.4.2 Água Residuária de Fecularia de Mandioca

A água residuária de fecularia de mandioca (ARFM) é produzida a partir dos processos de extração da fécula e lavagem das raízes, e apresenta concentração de matéria orgânica elevada, com 3 e 15 g/L, em termos de DQO, e 2,5 a 4,6 g/L de açúcares totais (ANDREANI *et al.*, 2015; TORRES *et al.*, 2017). Além disso, contém nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, zinco, manganês e ferro (SU *et al.*, 2009; TORRES *et al.*, 2017). Aliado a tudo isso, este resíduo líquido é potencialmente tóxico devido à presença de glicosídeo cianogênico, podendo ser encontradas concentrações de até 140 mg/L (KAEWKANNETRA *et al.*, 2011). Estima-se que, para cada quilo de mandioca processada, sejam gerados entre 5 e 7 litros de água residuária (O-THONG *et al.*, 2011; LEAÑO e BABEL, 2012).

A composição da ARFM também pode variar em função do processo produtivo, do nível tecnológico da indústria e da origem da raiz, conforme o Quadro 5 a seguir.

Quadro 5 – Faixa de variação da composição da água residuária de fecularia de mandioca brasileiras, tailandesas e colombianas.

Parâmetros	Faixa de Variação		Parâmetros	Faixa de Variação	
	Mínimo	Máximo		Mínimo	Máximo
pH	3,2	6,6	Mg (mg/L)	24	700
Alcalinidade (g/L)	0,23	1,63	Ca (mg/L)	6,9	3.100
S.T. (g/L)	2,83	63,00	P (mg/L)	20	620
S.V.T. (g/L)	2,25	52,00	Fe (mg/L)	2,5	24
S.F.T. (g/L)	0,20	11,00	Na (mg/L)	0,5	485
DQO (g/L)	1,60	52,30	Cl (mg/L)	52	52
DBO (g/L)	1,68	8,84	Br (mg/L)	30	30
NTK (mg/L)	80	870	Cu (mg/L)	0,2	1,1
NH ₄ ⁺ (mg/L)	61,5	61,5	Zn (mg/L)	2	4,2
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4	4	Mn (mg/L)	3,7	3,7
CN ⁻ Livre (mg/L)	3,5	43,7	S (mg/L)	19,5	19,5
CN ⁻ Total (mg/L)	444	800	B (mg/L)	5,0	5,0
K (mg/L)	340	1.863,5	SO ₄ ⁻² (mg/L)	63,8	63,8

Notas: S.T. = Sólidos Totais; S.V.T. = Sólidos Voláteis Totais; S.F.T. = Sólidos Fixos Totais.

Fonte: Adaptado de Taiatele Jr. (2023).

3.5 FLUXO HIDRÁULICO NO SOLO

Considerar que os solos que compõem os *liners* ficam saturados durante toda a vida útil é uma simplificação que pode superdimensionar os projetos dessas estruturas em relação à taxa de percolação do líquido. O fato destes solos serem compactados, normalmente em suas umidades ótimas, mostra que eles inicialmente se encontram em uma condição não saturada, além da possibilidade da ocorrência de variação dessa saturação ao longo do tempo (BAGCHI, 1994).

Segundo Hillel (2003) e Radcliffe e Šimůnek (2010), a água naturalmente se desloca dos pontos de maior carga total para os pontos de menor carga. Essa carga normalmente resulta da interação entre forças potenciais e pressão. Em muitos cenários hidrogeológicos, especialmente em situações de fluxo em baixas velocidades, a contribuição da carga cinética pode ser considerada insignificante (BOUWER, 2002).

A energia potencial engloba as forças mais importantes que atuam na água, além da força gravitacional. A expressão matemática empregada para descrever essas forças é o potencial da água (Equação 1, com todos os parâmetros com unidades de comprimento ou pressão), onde ψ_t representa o potencial total da água; ψ_z é o potencial gravitacional; ψ_p denota o potencial hidrostático; ψ_m indica o potencial matricial; ψ_s representa o potencial do soluto ou osmótico; e ψ_a é o potencial do ar ou pneumático.

$$\psi_t = \psi_z + \psi_p + \psi_m + \psi_s + \psi_a \quad \text{Equação 1}$$

O potencial gravitacional (ψ_z) corresponde à energia potencial gravitacional em relação a um ponto de referência. Já o potencial hidrostático (ψ_p) surge da pressão exercida pela água sobrejacente e, por isso, é válido somente em condições de saturação. Em contrapartida, o potencial matricial (ψ_m) se manifesta apenas em condições não saturadas e é resultante da capilaridade e adsorção de água, consequências da adesão entre a água e o meio poroso, bem como das forças de coesão do líquido. O potencial osmótico (ψ_s) decorre das diferenças na concentração do soluto, enquanto o potencial pneumático (ψ_a) diz respeito ao potencial gerado pela pressão do ar e é relevante apenas em condições não saturadas.

Na análise entre dois pontos, utilizando os termos presentes na Equação 1, é possível determinar a direção do fluxo de água. No entanto, é crucial destacar que os potenciais podem influenciar as propriedades inerentes ao movimento da água. Freeze e Cherry (1979) enfatizam que nas zonas não saturadas, as fases presentes nos poros são a líquida e a gasosa, afirmando que, em certos casos, a presença de ar pode dificultar o deslocamento da água.

3.5.1 Fluxo Saturado

O movimento da água em condições de saturação pode ser caracterizado por meio de diversas equações. Duas das mais prevalentes são a equação de Poisson e a lei de Darcy. A primeira se fundamenta principalmente na distribuição do tamanho dos grãos, na viscosidade do fluido e em alguns outros parâmetros de determinação complexa. Por esse motivo, a equação que mais comumente é empregada para descrever o fluxo de água subterrânea é a lei de Darcy, apresentada detalhadamente na Equação 2.

$$\frac{Q}{A} = J_w = -k_s \frac{\partial H}{\partial z} \quad \text{Equação 2}$$

Onde Q é a vazão, em $[L^3/T]$, A é a área da seção transversal, e $[L^2]$, J_w é a vazão por unidade de área, em $[L/T]$, k_s é o coeficiente de condutividade hidráulica, em $[L/T]$, H é o potencial hidráulico, em $[L]$, e z é a localização relativa do ponto em análise, em $[L]$, sendo L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo.

Esta equação trata do fluxo de forma macroscópica e aparente, indicando que na realidade a água não se desloca pelos poros à velocidade que J_w sugere. Isso ocorre porque a lei de Darcy na forma apresentada aborda apenas o fluxo na direção vertical. No entanto, existem outras formulações mais abrangentes que permitem a análise do fluxo em três dimensões.

O coeficiente de condutividade hidráulica (k_s) é considerado constante em um solo saturado. Essa característica do solo depende principalmente da distribuição de tamanho das partículas, da taxa de vazios e da compacidade do material. Isso ocorre de forma análoga em solos não saturados, porém, leva em conta que nestes casos a condutividade hidráulica não pode ser tratada como constante.

Os parâmetros que influenciam essas equações, resultando no coeficiente de condutividade hidráulica (k_s), são determinados por meio de testes laboratoriais, utilizando permeâmetros, ou técnicas de campo, variando conforme a composição granulométrica do solo (HILLEL, 1980).

Em contrapartida, a água no solo não saturado se move somente pelos espaços dos poros preenchidos com água, assim, os poros contendo ar são canais não condutores para o fluxo. Com o aumento da sucção matricial, o ar substitui a água nos poros maiores, direcionando o fluxo para os poros menores. Isso resulta em uma maior resistência ao movimento da água, levando à redução da permeabilidade do solo (FREDLUND e RAHARDJO, 1993).

3.5.2 Fluxo Não Saturado

O fluxo constante de água em condições não saturadas pode ser representado pela equação de Buckingham-Darcy, mostrada na Equação 3.

$$J_w = -k(h) \frac{\partial H}{\partial z} = -k(h) \frac{\partial(h+z)}{\partial z} = -k(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + \frac{\partial z}{\partial z} \right) = -k(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \quad \text{Equação 3}$$

Onde $k(h)$ é a condutividade hidráulica não saturada, em [L/T] e as outras variáveis são as mesmas da Equação 2, sendo L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. O fluxo constante implica na ausência de alterações ao longo do tempo em qualquer uma das variáveis associadas ao movimento da água. Na Equação 3, $k(h)$ está condicionado à carga de pressão negativa, e pode igualmente ser representado como uma função do teor de umidade volumétrico (θ).

Durante condições transitórias, o que implica que pelo menos uma variável é condicionada ao tempo, é essencial levar em conta a equação de conservação de massa. O princípio desta equação é que o fluxo de água que entra em um volume de controle é igual ao fluxo que sai mais quaisquer fontes ou sumidouros de água, conforme indicado na Equação 4.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial J_w}{\partial z} - S(h) \quad \text{Equação 4}$$

Onde θ é o teor de umidade volumétrico, em $[L^3/L^3]$, t é o tempo, em $[T]$, z é a localização relativa do ponto em análise, em $[L]$, J_w é a vazão por unidade de área ou densidade volumétrica do fluxo, em $[L/T]$, e $S(h)$ é uma função de dreno que leva em consideração sumidouros e absorção de água por raízes, sendo L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. Substituindo a equação de Buckingham-Darcy (Equação 3) na equação de conservação de massa (Equação 4), temos a Equação 5 (RICHARDS, 1931):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - S(h) \quad \text{Equação 5}$$

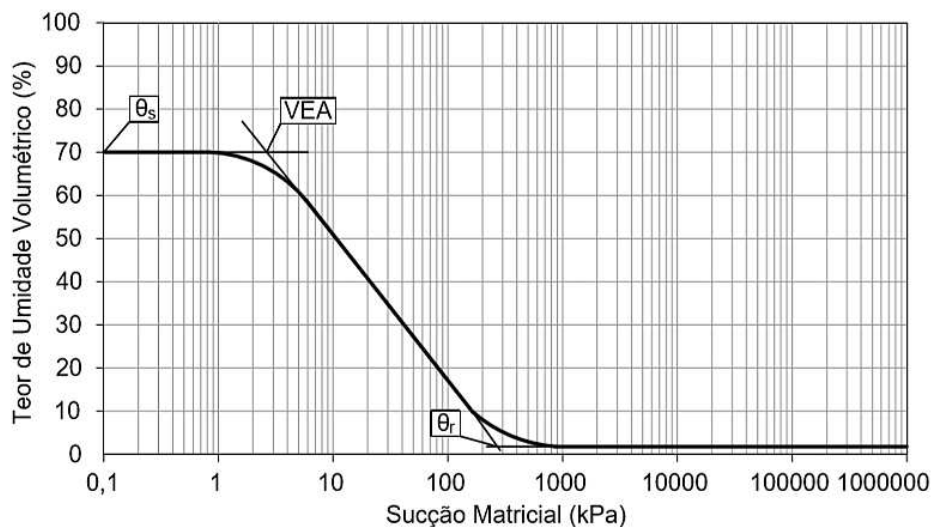
A Equação 5 é uma equação diferencial parcial não linear muito usada para representar o fluxo transiente em meios não saturados, contendo duas variáveis dependentes (θ e h), ambas conectadas por meio da curva de retenção do solo.

3.5.3 Curva de Retenção dos Solos

Conforme Alves *et al.* (2020) destacam, a curva de retenção do solo, também referida como curva característica, é considerada uma das propriedades solo-fluido mais importante e uma ferramenta essencial para analisar o comportamento de solos em estado não saturado. Esta curva é a representação gráfica da relação da sucção com a quantidade de fluido presente no solo, podendo ser indicada pelo teor de umidade gravimétrico, teor de umidade volumétrico ou grau de saturação, como mostra a Figura 1 (FREDLUND e XING, 1994).

Segundo os mesmos autores, há três pontos importantes da curva de retenção: o Valor de Entrada de Ar (VEA), em kPa, o início do estágio residual do solo, referente ao teor de umidade volumétrico residual (θ_r), em %, e o valor θ_s é referente à umidade de saturação. O VEA indica o início da secagem do solo, quando o ar começa a entrar e expulsar o fluido dos macroporos. Já o θ_r indica a quantidade de fluido que ainda está retida nos microporos, onde são necessários altos valores de sucção para a remoção de volumes adicionais (FREDLUND e XING, 1994; LU e LIKOS, 2004).

Figura 1 – Curva de retenção típica em função do teor de umidade volumétrico.



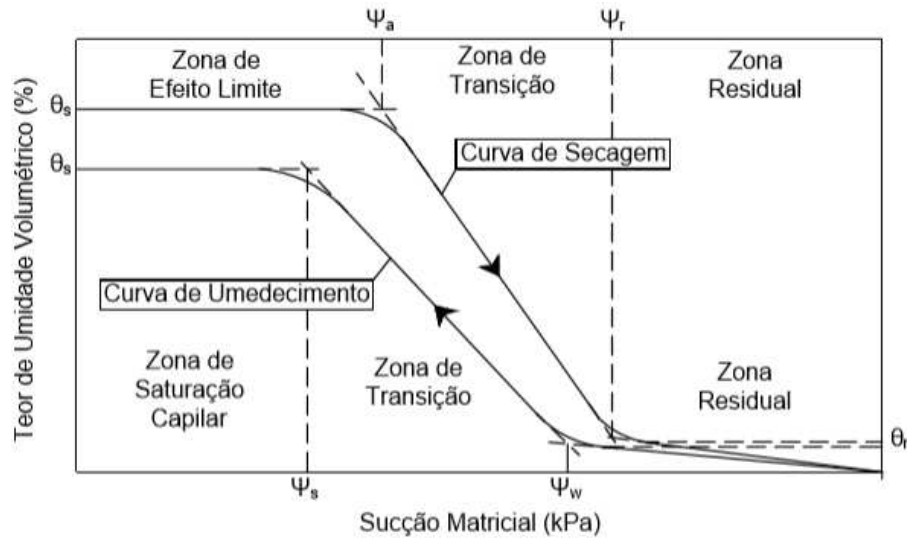
Fonte: Traduzido e adaptado de Fredlund e Xing (1994).

A curva de retenção pode ser obtida a partir do processo de umedecimento ou de secagem do solo, resultando em duas curvas distintas em um fenômeno denominado de histerese, sendo que, para um mesmo valor de sucção, a umidade correspondente sempre será maior para a trajetória de secagem.

A histerese ocorre devido a diversos fatores, tais como a diferença da geometria dos poros, diferentes ângulos de contato fluido/sólidos nas diferentes trajetórias, surgimento de bolhas de ar ocluso na trajetória de umedecimento, entre outros, e se torna um obstáculo para o uso das curvas características, sendo necessário identificar se o solo em questão se encontra no processo de umedecimento ou de secagem (MARSHALL, 1959; FREDLUND e XING, 1994. VANAPALLI *et al.*, 1996; LOLLO, 2008; XIE *et al.*, 2018).

Os parâmetros de valor de entrada de ar e sucção residual dividem a curva característica pela trajetória de secagem em três zonas: de efeito limite, de transição e residual. Já os parâmetros de valor de entrada de fluido e sucção de saturação dividem a curva característica pela trajetória de umedecimento em outras três zonas: residual, de transição e de saturação capilar (VANAPALLI *et al.*, 1996), conforme Figura 2.

Figura 2 – Histerese das curvas de retenção do solo.



Nota: θ_s – Teor de umidade de saturação (%); θ_r – Teor de umidade residual (%); Ψ_s – Sucção de saturação (kPa); Ψ_a – Valor de entrada de ar (kPa); Ψ_w – Valor de entrada de água (kPa); Ψ_r – Sucção residual (kPa).

Fonte: Traduzido e adaptado de Xie *et al.* (2018).

Na Figura 2 é evidente também que o teor de umidade volumétrica saturado (θ_s), que corresponde ao ponto final da curva de umedecimento, não coincide com o mesmo teor de umidade que marca o ponto inicial da curva de secagem. Essa disparidade é explicada por Fredlund e Xing (1994) como resultado da presença de ar aprisionado no solo, denominado como teor de ar residual.

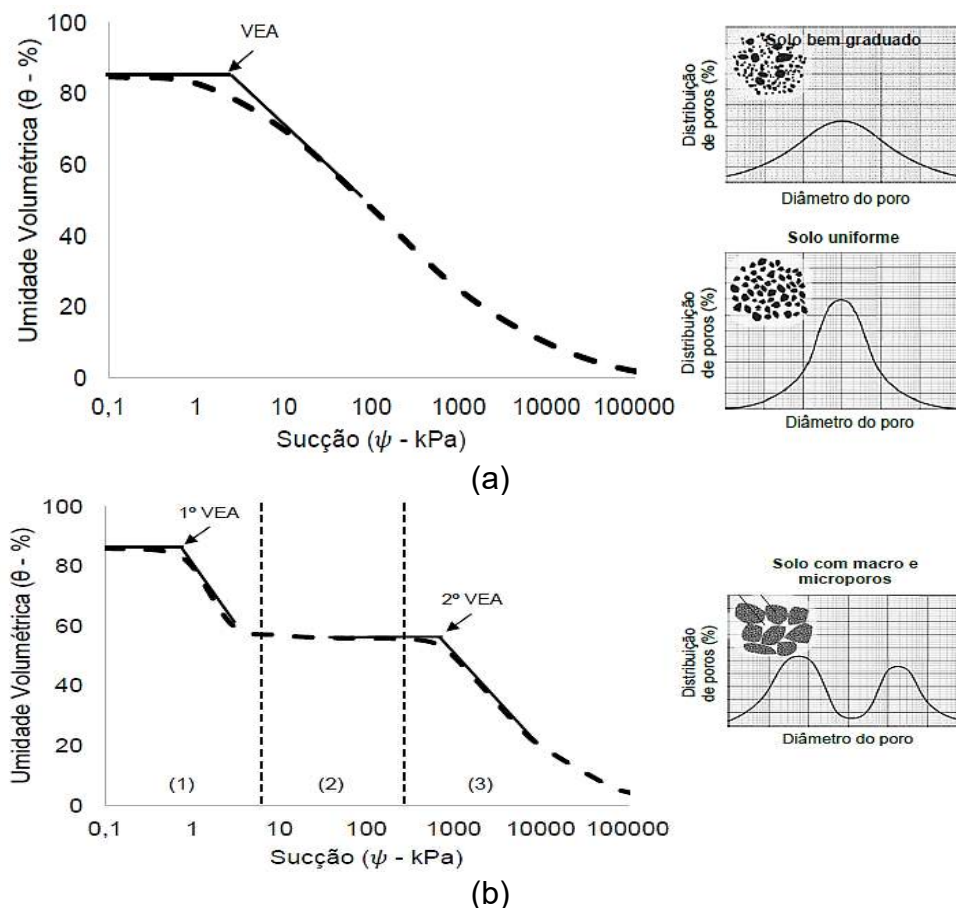
3.5.3.1 Fatores que influenciam no formato da curva de retenção do solo

O formato da curva característica pode ser afetado por diversos fatores, tais como teor de umidade inicial, densidade, histórico de tensões, mineralogia, distribuição do tamanho de poros, granulometria, estrutura do solo e o tipo de fluido presente nos poros, estes quatro últimos, discutidos de forma mais aprofundada nos itens a seguir (FREDLUND e XING, 1994; VANAPALLI *et al.* 1999; RAWLS *et al.*, 2003; GITIRANA Jr. e FREDLUND, 2004; MILLER *et al.*, 2008; LIKOS e JAAFAR, 2013; YUAN e LEE, 2013; FERNANDES, 2016).

a) Distribuição do tamanho de poros do solo

Gitirana Jr. e Fredlund (2004) afirmam que, considerando a distribuição do tamanho de poros, as curvas podem ser de dois formatos: unimodal, com formato de S, onde predomina apenas um tamanho de poro; e bimodal, com formato de duplo S, onde há ocorrência de macro e microporos, conforme a Figura 3. Normalmente solos com um maior teor de finos possuem suas estruturas compostas por macro e microporos, onde os primeiros estão relacionados com o arranjo dos agregados (poros inter-agregados) e os segundos estão relacionados com a estrutura presente na matriz argilosa do solo (poros intra-agregados) (MITCHELL, 1976).

Figura 3 – Curvas de retenção de formatos (a) unimodal e (b) bimodal.



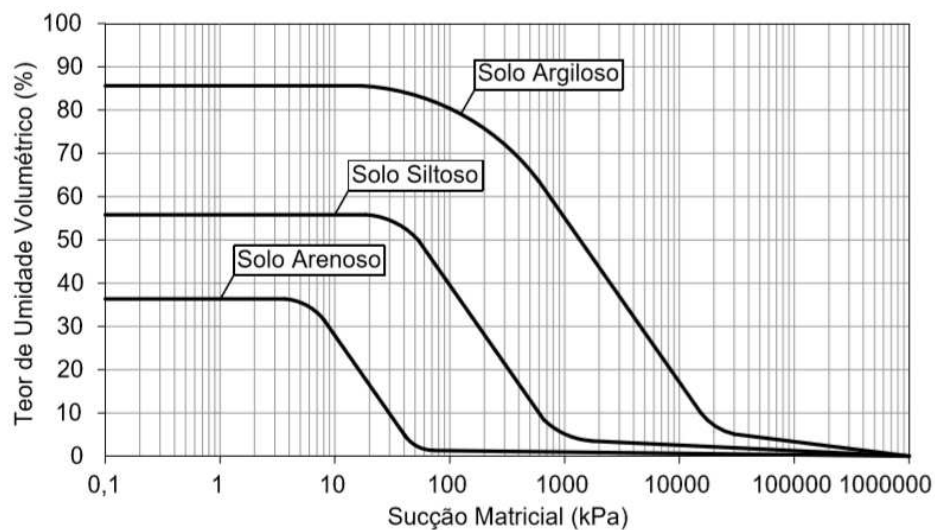
Nota: Para a curva bimodal, (1) representa a zona de dessaturação dos macroporos; (2) a zona de transição e (3) a zona de dessaturação dos microporos.

Fonte: Traduzido e adaptado de Feuerharmel (2006) e Cavalcante *et al.* (2015), *apud* Pelaquim (2021).

b) Granulometria do solo

Segundo Fredlund e Xing (1994), a diferença entre as curvas características de solos de diferentes granulometrias está relacionada à plasticidade de cada tipo de solo, sendo que quanto maior a plasticidade, maiores serão os valores do teor de umidade volumétrica de saturação (θ_s) e do Valor de Entrada de Ar (VEA), conforme indicado na Figura 4.

Figura 4 – Curvas de retenção de solos de diferentes granulometrias.



Fonte: Traduzido e adaptado de Fredlund e Xing (1994).

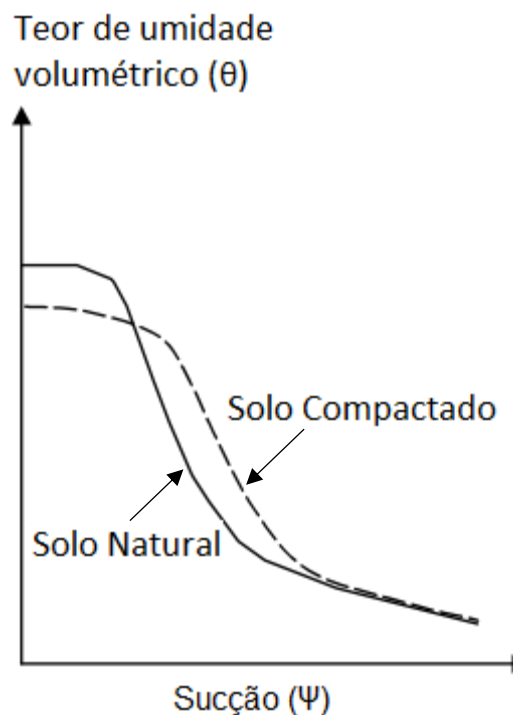
Em geral, em solos com maior plasticidade e uma maior proporção de fração argila, o teor de umidade será maior para um mesmo nível de sucção. Isso ocorre devido ao fato de que solos mais argilosos tendem a ter uma maior porcentagem de microporos relativos e maior superfície específica dos grãos menores, resultando em um aumento das forças de adsorção e do efeito da capilaridade (FREDLUND *et al.*, 1994).

Solos com uma maior proporção de finos tendem a exibir uma curva mais suave e, conseqüentemente, maior capacidade de retenção de água (VANAPALLI *et al.*, 1999). Hillel (1971) e Reichardt (1985) observaram que, nos solos granulares, devido à presença de grandes poros interconectados, a variação do grau de saturação em função da sucção tende a ser mais acentuada (curva mais inclinada). Devido à maior probabilidade de uniformidade tanto na granulometria quanto na porosimetria, o início do estágio residual de não saturação nestes solos é mais bem definido.

c) Compactação do solo

Gerscovich (1994) e Gerscovich e Sayão (2002) analisaram as curvas de retenção de água em solos tanto no estado natural quanto em solos compactados, evidenciando que a compactação resulta em uma diminuição do volume dos poros maiores (macroporos), enquanto tem pouco ou nenhum efeito sobre os poros menores (microporos). Conseqüentemente, ocorre um incremento na proporção de poros de volume intermediário, o que resulta numa curva de retenção com formato mais suave, para baixos valores de sucção, conforme mostrado na Figura 5.

Figura 5 – Curvas de retenção típicas para as estruturas natural e compactada do solo.



Fonte: Traduzido e adaptado de Gerscovich e Sayão (2002).

A diferença de formato entre as curvas de solo compactado e não compactado (estrutura natural) pode ser explicada, conforme Perdomo (2010), devido ao fato de que solos com uma maior quantidade de macroporos levam mais tempo para se estabilizar, resultando em curvas de retenção menos uniformes ou mais inclinadas. Por outro lado, solos com microporos tendem a exibir comportamentos mais estáveis. O autor atribui esse fenômeno ao fato de a água escoar mais rapidamente entre os

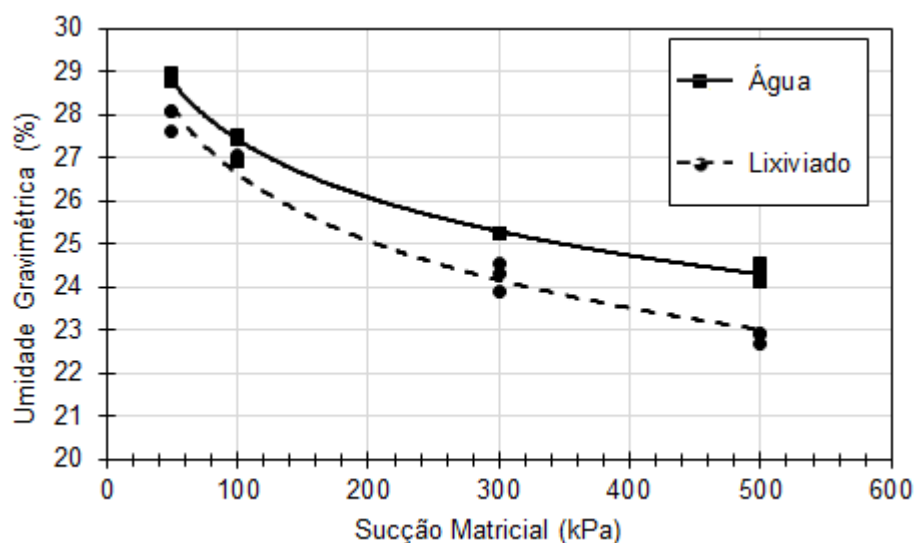
macroporos e correlaciona a distribuição de porosidade entre micro e macro diretamente com a curva de retenção.

Por fim, Croney e Coleman (1954), ao investigarem o impacto da compactação na curva de retenção de água de um solo franco-arenoso, demonstraram que em condições de saturação, a quantidade de água retida pelo solo diminui com a compactação, acompanhando a redução na porosidade total. Portanto, em baixas tensões, uma amostra compactada retém menos água do que uma não compactada. Esta relação se inverte em altas tensões, onde um solo compactado retém mais água.

d) Tipo de fluido

Conforme Merayyan e Hope (2009) indicam, o lixiviado possui a capacidade de alterar significativamente a composição química da água presente nos poros do solo. Os autores conduziram uma análise das curvas de retenção, utilizando sucção matricial pela trajetória de secagem, para dois fluidos distintos: lixiviado e água. O objetivo era comparar possíveis disparidades nos resultados das curvas para cada fluido, buscando entender os diversos efeitos que a infiltração do lixiviado pode causar na barreira impermeabilizante da base de um aterro sanitário. O modelo matemático utilizado para ajustar os dados experimentais foi o de van Genuchten (1980) e as curvas de retenção resultantes estão ilustradas na Figura 6.

Figura 6 – Curvas de retenção pela trajetória de secagem para a água e para o lixiviado.

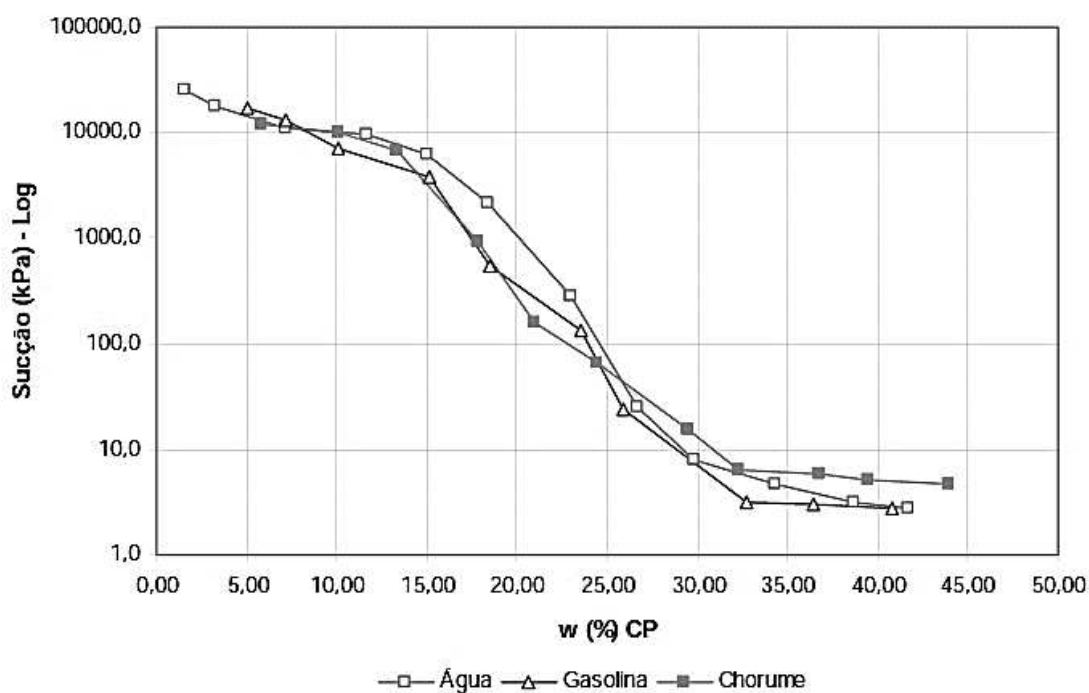


Fonte: Traduzido e adaptado de Merayyan e Hope (2009).

Os autores concluíram que as amostras saturadas com lixiviado apresentaram valores mais baixos de teor de umidade para uma sucção equivalente, destacando-se essa diferença de forma mais notável a partir de 40 kPa, com intensificação ainda maior em sucções mais elevadas. Por fim, constataram que o lixiviado ocasiona aproximadamente 25% de variações nas curvas, manifestando-se por um deslocamento descendente em relação às curvas obtidas com água. Além disso, observaram que os efeitos do lixiviado impactam características específicas, tais como valores de entrada de ar, inclinação e ponto de inflexão, resultando, por conseguinte, em um aumento no coeficiente de permeabilidade do solo.

Silva (2006) investigou os efeitos da gasolina e do lixiviado (chorume) na sucção de um silte de baixa plasticidade, obtendo curvas de retenção pela trajetória de umedecimento tanto para os contaminantes, quanto à água, com o intuito de realizar comparações, conforme mostrado na Figura 7.

Figura 7 – Curvas de retenção pela trajetória de umedecimento para a água, gasolina e lixiviado (chorume).



Fonte: Silva (2006).

As curvas características derivadas da saturação com contaminantes não revelaram muitas variações em comparação com o solo submetido apenas à saturação com água. Na umidade natural do solo de 22 %, a ação da gasolina e do

lixiviado resultaram em uma redução na sucção matricial de cerca de 300 e 380 kPa, respectivamente, em comparação com o solo não contaminado. O autor atribui essa diminuição nos valores de sucção à alteração do raio do menisco entre os grãos. Além disso, o período de ensaio de 21 dias pode ter influenciado o comportamento das curvas, pois a estrutura dos poros pode ter sido modificada pelo efeito dispersivo do chorume nos agentes cimentantes ou pela reação da gasolina com a matéria orgânica do solo. Por fim, a curva associada ao chorume apresentou um valor de entrada de ar mais elevado (4,7 kPa), sugerindo uma possível diminuição no tamanho dos poros devido à quebra da estrutura.

De acordo com Fredlund e Rahardjo (1993), a sucção osmótica está mais diretamente relacionada à dupla camada elétrica ao redor das partículas de argila. Portanto, a interferência dos contaminantes pode ser mais evidenciada na sucção osmótica do solo, uma vez que esta leva em consideração a composição dos líquidos (RAHARDJO *et al.*, 2019; HERNÁNDEZ-MENDOZA *et al.*, 2021).

3.5.3.2 Equações de ajuste da curva de retenção do solo

Para descrever os parâmetros e segmentos das curvas de retenção do solo, são empregadas algumas equações. Destacam-se, dentre elas, as propostas por Van Genuchten (1980) (Equações 6 e 7) e Fredlund e Xing (1994) (Equação 8) pelos resultados satisfatórios alcançados em uma variedade de tipos de solo.

$$S_e(h) = \frac{1}{(1 + |\alpha h|^{n_1})^{m_1}} \quad \text{Equação 6}$$

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + |\alpha h|^{n_1})^{m_1}} & h < 0 \\ \theta_s & h \geq 0 \end{cases} \quad \text{Equação 7}$$

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\{\ln[e + (h/a)^{n_2}]\}^{m_2}} \quad \text{Equação 8}$$

Onde $S_e(h)$ é a saturação efetiva do solo em função do potencial matricial, em $[L^3/L^3]$, descrita por Mualem (1976) (Equação 9); α , n_1 e m_1 são parâmetros de ajuste da equação de Van Genuchten (1980); a , n_2 e m_2 são parâmetros de ajuste da

equação de Fredlund e Xing (1994); $\theta(h)$ é o teor de umidade volumétrico em função do potencial matricial, em $[L^3/L^3]$; θ_s é o teor de umidade volumétrico saturado, em $[L^3/L^3]$; e θ_r é o teor de umidade volumétrico residual, em $[L^3/L^3]$, sendo L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. Além disso, no geral, assume-se a relação entre n e m , conforme Equação 10.

$$S_e(h) = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad \text{Equação 9}$$

$$m = 1 - \frac{1}{n}, \quad n > 1 \quad \text{Equação 10}$$

Ainda sobre a formulação de Van Genuchten (1980) (Equações 6 e 7), o parâmetro α é relacionado com o inverso do VEA e n é influenciado pela distribuição de tamanho de poros. Por fim, o teor volumétrico de umidade residual refere-se ao conteúdo de água medido em valores de pressão extremamente negativos, quando a inclinação da curva de retenção se aproxima de zero. Esse valor foi proposto como o ponto de murcha (VAN GENUCHTEN, 1980).

Uma vez que estas formulações tradicionais citadas utilizam parâmetros de ajuste que não são independentemente relacionados ao formato das curvas (unimodal ou bimodal), o tratamento de dados, análises de sensibilidade e avaliações estatísticas são mais complexas.

Diante disso, Gitirana Jr. e Fredlund (2004) propuseram uma nova formulação para representação da curva de retenção do solo, cujos parâmetros usados são o VEA, a sucção residual (ψ_r), em $[M/LT^2]$, e o grau de saturação residual (S_r) ou teor de umidade volumétrico residual (θ_r), ambos em $[L^3/L^3]$, sendo M uma unidade de massa, L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. Essas novas equações são fundamentadas na equação geral da hipérbole no sistema de coordenadas $\log\psi - S$, sendo os parâmetros obtidos nos pontos de coordenada onde as assíntotas das hipérboles se encontram.

Sendo assim, há uma relação geométrica significativa e consistente entre o formato da curva de retenção e os parâmetros da equação. No caso das curvas que alcançam um grau máximo de saturação inferior a 100%, é possível representá-las multiplicando as equações de ajuste propostas pelo grau máximo de saturação

encontrado. A Equação 11 descreve o ajuste (S) para as curvas unimodais com um ponto de inflexão.

$$S = \frac{\tan\beta(1 + \delta^2)\ln\left(\frac{\psi}{\psi_b}\right)}{1 - \delta^2\tan^2\beta} - \frac{(1 + \tan^2\beta)}{(1 - \delta^2\tan^2\beta)} \sqrt{\delta^2\ln^2\left(\frac{\psi}{\psi_b}\right) + \frac{a^2(1 - \delta^2\tan^2\beta)}{(1 + \tan^2\beta)} + 1} \quad \text{Equação 11}$$

Onde ψ_b é a pressão de entrada de ar, em [M/LT²], β é o ângulo de rotação da hipérbole, em [graus], e δ é o ângulo tangente de abertura, também em [graus], sendo M uma unidade de massa, L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. Para curvas unimodais com dois pontos de inflexão, os autores propuseram a Equação 12, com S_1 e S_2 obtidos pela Equação 13.

$$S = \frac{S_1 - S_2}{1 + \left(\frac{\psi}{\sqrt{\psi_b\psi_r}}\right)^a} + S_2 \quad \text{Equação 12}$$

$$S_i = \frac{\tan\beta_i(1 + \delta_i^2)\ln\left(\frac{\psi}{\psi_i^a}\right)}{1 - \delta_i^2\tan^2\beta_i} + (-1)^i \frac{(1 + \tan^2\beta_i)}{(1 - \delta_i^2\tan^2\beta_i)} \sqrt{\delta_i^2\ln^2\left(\frac{\psi}{\psi_i^a}\right) + \frac{a^2(1 - \delta_i^2\tan^2\beta_i)}{(1 + \tan^2\beta_i)} + S_i^a} \quad \text{Equação 13}$$

Onde $i = 1$ ou 2 e $d_i = 2e \left[1 - \ln\left(\psi_i^a + \frac{1}{\psi_i^a}\right)\right]$ é o fator peso para S_1 e S_2 que produz uma curva contínua e suave. Já para curvas bimodais, o modelo proposto pelos autores é apresentado na Equação 14.

$$S = \frac{S_1 - S_2}{1 + \left(\frac{\psi}{\sqrt{\psi_{b1}\psi_{r1}}}\right)^{d_1}} + \frac{S_2 - S_3}{1 + \left(\frac{\psi}{\sqrt{\psi_{r1}\psi_{b2}}}\right)^{d_2}} + \frac{S_3 - S_4}{1 + \left(\frac{\psi}{\sqrt{\psi_{b2}\psi_{r2}}}\right)^{d_3}} + S_4 \quad \text{Equação 14}$$

Costa e Cavalcante (2021) também propuseram um modelo para ajuste de curvas de retenção bimodais. O equacionamento proposto foi baseado no modelo de ajuste de curvas unimodais apresentado por Cavalcante e Zornberg (2017) (Equação 15), cuja consistência física e parâmetros são diretamente relacionados ao comportamento físico do solo.

$$\theta(|\psi|) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \exp(-\delta|\psi|) \quad \text{Equação 15}$$

Onde θ_r e θ_s são os teores de umidade volumétrica residual e saturado, respectivamente, ambos em $[L^3/L^3]$, e δ é um parâmetro de ajuste hidráulico, em $[LT^2/M]$, sendo M uma unidade de massa, L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. A metodologia adotada para a proposição do modelo bimodal foi o de superposição linear de duas curvas unimodais, semelhante ao que foi feito por Durner (1992). Cada curva unimodal representa uma região de poros diferente, resultando na Equação 16.

$$\theta(|\psi|) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) [\lambda \exp(-\delta_1|\psi|) + (1 - \lambda) \exp(-\delta_2|\psi|)] \quad \text{Equação 16}$$

Onde δ_1 e δ_2 são parâmetros de ajuste hidráulico que correspondem às regiões dos microporos e dos macroporos, respectivamente, ambos em $[LT^2/M]$, e λ é um fator peso que corresponde à região dos macroporos, adimensional, sendo M uma unidade de massa, L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo.

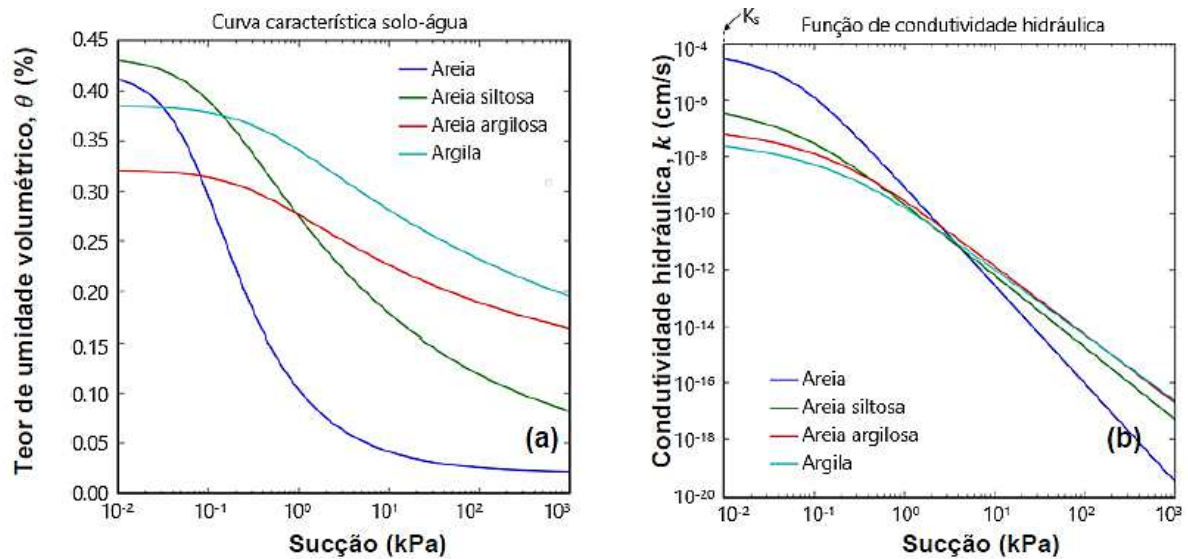
Os autores ainda mencionam que o valor de δ_1 é menor que o valor de δ_2 , uma vez que baixos valores de δ correspondem a maiores valores de entrada de ar, associado a solos de textura mais fina (COSTA e CAVALCANTE, 2021).

3.5.4 Função Condutividade Hidráulica

O termo "função de condutividade hidráulica" ou "função de permeabilidade" é empregado para referir-se à relação entre a condutividade hidráulica (k) e a sucção do solo. Além disso, é possível abordar a função de condutividade hidráulica como uma propriedade vinculada à curva de retenção, e, portanto, à sucção do solo (GITIRANA JR. e FREDLUND, 2016).

Além disso, as características hidráulicas do solo são comumente representadas por meio das relações funcionais entre a condutividade hidráulica e o conteúdo de água, bem como entre a sucção e o conteúdo de água (GAO *et al.*, 2022). A Figura 8 exemplifica ambas as propriedades em uma faixa específica de sucção, considerando quatro tipos de solo distintos: areia, areia siltosa, areia argilosa e argila.

Figura 8 – (a) Curvas de retenção para a água e (b) função de condutividade hidráulica para quatro tipos de solo.



Fonte: Traduzido e adaptado de Cockett *et al.* (2018), *apud* Oliveira (2023).

A determinação da permeabilidade não saturada pode ser realizada por meio de medições diretas ou indiretas. Um exemplo de medição direta é a aplicação do permeâmetro triaxial conforme descrito por Guan *et al.* (2010). O ensaio de permeabilidade não saturada envolve a geração de uma carga hidráulica dentro da amostra de solo a uma sucção matricial específica (RAHARDJO *et al.*, 2019).

Para a avaliação indireta da condutividade hidráulica não saturada ($k(h)$), Van Genuchten (1980) introduziu a Equação 17, a qual oferece uma descrição da condutividade hidráulica do solo em relação à sucção matricial.

$$k(h) = k_s \frac{\{1 - [\alpha \cdot \psi^{(n_1-1)}][1 + (\alpha \cdot \psi^{n_1})^{-m_1}]\}^2}{\left\{[(1 + \alpha \cdot \psi^{n_1})^{\frac{m_1}{2}}]\right\}}$$

Equação 17

Onde α , n_1 e m_1 são parâmetros de ajuste da equação e k_s é a condutividade hidráulica saturada.

Além disso, são frequentemente empregados modelos estatísticos para derivar a função de permeabilidade a partir da curva característica solo-água, juntamente com a condutividade hidráulica saturada. Exemplos destas equações incluem as desenvolvidas por Childs e Collis-George (1950), Brooks e Corey (1964), e Vogel e Cislérova (1988). A Equação 18, conhecida como Van Genuchten-Mualem, é derivada resolvendo a Equação 7 para h e, em seguida, substituindo esse resultado na equação de Mualem (1976) (Equação 19).

$$k(h) = k_s S_e^l \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m_1}} \right)^{m_1} \right]^2 \quad \text{Equação 18}$$

$$k(h) = k_s S_e^l \frac{\left[\int_0^{S_e} \frac{dS_e}{h(S_e)} \right]^2}{\left[\int_0^1 \frac{dS_e}{h(S_e)} \right]^2} \quad \text{Equação 19}$$

Onde $k(h)$ é a condutividade hidráulica não saturada e k_s é a condutividade hidráulica saturada, ambas em $[L/T]$, S_e é a saturação efetiva do solo, em $[L^3/L^3]$, sendo L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. m_1 é um parâmetro de ajuste da equação de Van Genuchten (Equação 7) e l é o parâmetro que relaciona a conectividade entre os poros, onde este último é, em média, 0,5 polegadas para diferentes solos (MUALEM, 1976). Vale destacar que, de acordo com o mesmo autor, este modelo de previsão da condutividade hidráulica leva em consideração a influência da existência simultânea de micro e macroporos, caracterizando assim um domínio de poros com formas variáveis.

Conforme descrito por Gitirana Jr. e Fredlund (2016), é possível realizar ajustes nos conjuntos de dados da função de condutividade hidráulica por meio de uma função bi-linear em um gráfico $\log \times \log$. Observa-se que a forma bi-linear apresenta um ajuste satisfatório para a maioria das curvas experimentais analisadas pelos autores.

A primeira parte da curva é determinada por um valor constante equivalente a k_s , enquanto a subsequente é presumida como sendo definida por uma inclinação constante. Nesse contexto, para realizar esse ajuste, a Equação 20 bi-linear proposta por Brooks e Corey (1964) pode ser empregada.

$$\begin{aligned}
 k &= k_s && \text{para } \psi \leq \psi_{bk} \\
 k &= k_s \left[\frac{\psi_{bk}}{\psi} \right] && \text{para } \psi \geq \psi_{bk}
 \end{aligned}
 \tag{Equação 20}$$

Onde k é a condutividade hidráulica, em [L/T], k_s é a condutividade hidráulica saturada, em [L/T], e ψ_{bk} é o ponto de ruptura da função condutividade hidráulica, em [M/LT²], sendo M uma unidade de massa, L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. Na teoria, o ponto de ruptura, representado por ψ_{bk} , é teoricamente equivalente ao VEA. Contudo, conforme Gitirana Jr. e Fredlund (2016), o VEA nem sempre corresponde ao ponto de ruptura observado na função de condutividade hidráulica, comprometendo a capacidade de ajuste da Equação 19. Portanto, é mais conveniente realizar o ajuste da função de condutividade hidráulica de maneira independente, sem vincular o VEA ao ajuste da curva de retenção.

Rahardjo *et al.* (2019) determinaram as propriedades saturadas e não saturadas de um solo residual classificado como argila plástica, com densidade relativa de 2,61, porosidade de 0,44, peso específico de 20,3 kN/m³ e teor de umidade de campo de 38%. Os autores utilizaram dos métodos estatísticos de Childs e Collis-George (1950) para encontrar a função de condutividade hidráulica. Os autores observaram que o coeficiente de permeabilidade saturado foi de 10⁻⁵ cm/s, sendo que, a partir da sucção de 10 kPa, este valor tendeu a diminuir até aproximadamente 10⁻⁷ cm/s, sob sucção de 1000 kPa.

Costa e Cavalcante (2021), assim como fizeram para a proposição do modelo da curva de retenção bimodal, apresentaram também um modelo para ajuste da curva de condutividade hidráulica não saturada bimodal pelo método de superposição linear de curvas unimodais. Os autores partiram da equação unimodal de Cavalcante e Zornberg (2017) (Equação 21), incluindo o fator peso λ , resultando na Equação 22, com os parâmetros semelhantes ao da Equação 16.

$$k(|\psi|) = k_s \exp(-\delta|\psi|) \tag{Equação 21}$$

$$k(|\psi|) = k_s [\lambda \exp(-\delta_1|\psi|) + (1 - \lambda) \exp(-\delta_2|\psi|)] \tag{Equação 22}$$

Onde k_s é a condutividade hidráulica saturada, em [L/T], δ_1 e δ_2 são parâmetros de ajuste hidráulico que correspondem às regiões dos microporos e dos macroporos,

respectivamente, ambos em $[LT^2/M]$, e λ é um fator peso que corresponde à região dos macroporos, adimensional, sendo M uma unidade de massa, L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo.

Contudo, é fundamental destacar as conclusões recentes de Zhai *et al.* (2021), as quais apresentaram uma visão crítica sobre os métodos estatísticos convencionais utilizados no contexto do processo de umedecimento. Os autores sugerem que as suposições comumente adotadas em métodos estatísticos podem não ser totalmente adequadas para a estimativa da função de condutividade hidráulica durante o processo de umedecimento.

A diferença fundamental, conforme esclarecida por Zhai *et al.* (2021), reside no ângulo de contato entre a interface ar-água e as partículas do solo durante os processos de umedecimento e secagem, juntamente com os efeitos "*rain-drop*" e "*ink-bottle*" que impactam a histerese da curva de retenção. Assim, essas conclusões destacam a importância de adotar uma abordagem mais apurada e cautelosa ao empregar métodos estatísticos para a estimativa da função de condutividade hidráulica, principalmente no contexto do processo de umedecimento.

3.5.4.1 Fatores que influenciam o k não saturado

Em solos saturados, a permeabilidade é determinada pelo índice de vazios (e) e permanece praticamente constante ao longo do processo de infiltração. Contudo, em solos não saturados, tanto a água quanto o ar influenciam o fluxo de água no solo, e a condutividade hidráulica está vinculada à quantidade de água e aos espaços vazios no maciço (FREDLUND e RAHARDJO, 1993).

Segundo Mirzaii e Yasrobi (2012), a permeabilidade do solo não saturado é influenciada por duas variáveis: a tensão vertical e a sucção matricial, ambas controlando o teor de água no solo não saturado. Ainda, destacam que a redução do teor de água, resultante do aumento da sucção matricial, ocasiona uma significativa diminuição na permeabilidade do solo não saturado.

Diversas pesquisas indicam que a condutividade hidráulica do solo não saturado pode variar em mais de 10 vezes em resposta às alterações na sucção matricial. Além disso, constata-se uma estreita associação entre a permeabilidade do solo não saturado e a curva de retenção durante os processos de umedecimento e secagem (FREDLUND *et al.*, 1994; MIRZAII *et al.*, 2012). De maneira equivalente à

curva característica solo-água, a permeabilidade do solo não saturado exibe um comportamento de histerese, diminuindo conforme a reestruturação do solo torna-se mínima ou reversível. Essa característica é destacada por estudos como os de Fredlund e Rahardjo (1993) e Gallage *et al.* (2013).

Nielsen *et al.* (1972) descreveram que a condutividade hidráulica de um solo granular não saturado está estritamente ligada ao grau de saturação, S , ou ao teor de umidade volumétrico, θ , tanto no ciclo de umedecimento quanto no de secagem. De maneira semelhante, Fredlund e Rahardjo (1993) observaram padrões análogos na análise de um solo arenoso. Isso sugere a ausência de histerese na relação entre $k(h)$ e S ou θ , principalmente devido ao fato de que o volume do fluxo de água é diretamente proporcional ao volume de água presente no solo.

3.6 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM SOLOS

O transporte de solutos em solos pode ser descrito como o deslocamento de compostos dissolvidos na água através dos poros do solo. De acordo com Pereira *et al.* (2011) e Lima (2018), esse transporte é influenciado por características da solução (como densidade, concentração, polaridade, solubilidade, co-solvência, volatilidade, pH, potencial iônico, teor e finura dos sólidos em suspensão), do solo (incluindo teor e tipo de matéria orgânica, distribuição granulométrica, mineralogia e teor de finos, distribuição de vazios, capacidade de troca catiônica, permeabilidade e grau de saturação) e do ambiente (como temperatura, presença de micro-organismos, pressão e tempo).

De acordo com Thomé e Knop (2006), os estudos sobre os fatores que influenciam o transporte de compostos miscíveis em solos foram iniciados por Slichter, em 1899. Paz (2015) observa que, antes disso, acreditava-se que a velocidade de transporte de solutos era determinada apenas pela velocidade média advectiva de infiltração do solvente. No entanto, foi somente na década de 1950, com o avanço de diversas pesquisas no campo da Engenharia Química, que surgiram teorias estatísticas e de dispersão hidrodinâmica, as quais identificaram alguns dos fatores envolvidos nesse processo.

Em geral, o transporte de substâncias introduzidas no solo pode ser analisado de maneira similar ao transporte de massa em meios porosos. Nesse contexto, os componentes introduzidos em concentrações não usuais são vistos como o soluto

(contaminantes), que se deslocam juntamente com o solvente (água) pelos espaços vazios do meio poroso (solo) (BRAGA, 2010; LEITE *et al.*, 1997; RIZZO e LOLLO, 2006).

O processo de interação entre o solo e o contaminante, junto com as reações que ocorrem durante esse contato, resulta em uma diminuição permanente ou temporária na concentração de contaminantes (íons) presentes na solução que percola, ao longo de um certo período ou distância percorrida, levando à atenuação da carga poluidora. Essa atenuação pode ser entendida, em termos gerais, como a redução da concentração, toxicidade, mobilidade ou volume de um contaminante. Isso é causado por processos que podem ser físicos, químicos e biológicos, muitas vezes atuando simultaneamente, e que dependem das características do solo, da solução contaminante e do ambiente (GABAS, 2005; ALBANO, 2008; PEREIRA *et al.*, 2011; PAZ, 2015).

Segundo Freeze e Cherry (1979), o comportamento de um contaminante em solo saturado depende da miscibilidade do fluido na água. Na fase saturada, contaminantes imiscíveis na água têm seu comportamento regido principalmente por sua densidade em relação à densidade da água. Já os contaminantes miscíveis em água são transportados através do solo na forma dissolvida, sendo o estudo desse transporte baseado na teoria do fluxo de massa de soluto no solvente entre os vazios dos meios porosos, estando saturados ou não.

Em teoria, os mecanismos que regulam a entrada e saída de contaminantes (F_T) em um volume de solo são a advecção (F_A) e a dispersão hidrodinâmica (F_{Dh}). A dispersão hidrodinâmica, por sua vez, possui duas componentes: a dispersão mecânica, que é física e resulta da interação do fluxo de água com as partículas sólidas do solo, e a difusão molecular, que é química e ocorre devido aos gradientes de concentração dos compostos (GABAS, 2005). Com isso, pode-se definir a equação da advecção-dispersão para solutos não reativos, conforme Equação 23 (FREEZE e CHERRY, 1979).

$$F_T = F_A + F_{Dh}$$

Equação 23

Sabendo-se que a advecção depende da velocidade do fluxo do fluido (v) e a dispersão hidrodinâmica depende do coeficiente de dispersão (D_h), e ambas

dependem da concentração do contaminante (C) e da porosidade do meio (n), a Equação 23 pode ser reescrita como a Equação 24.

$$F_T = nvC - D_h n \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Equação 24}$$

Quando se considera a análise temporal, ou seja, em um estado transiente, deve-se aplicar o princípio da conservação de massa em um volume elementar fixo do material poroso, levando em conta o fluxo de contaminante que entra e sai (FREEZE e CHERRY, 1979). Analisando um volume elementar cúbico e, para simplificação, avaliando apenas o fluxo em uma das três direções (x , por exemplo), tem-se que o fluxo de massa que entra e sai do cubo são, respectivamente, iguais a $F_x d_z d_y$ (fluxo na direção x) e $\left(F_x + \frac{\partial F_x}{\partial x} d_x\right) d_z d_y$ (fluxo que entrou acrescido da taxa de variação de massa). Assim, temos o princípio da conservação de massa atendido, conforme Equação 25.

$$F_x d_z d_y - \left(F_x + \frac{\partial F_x}{\partial x} d_x\right) d_z d_y \quad \text{Equação 25}$$

Considerando que a taxa de variação de massa dentro do elemento seja igual a $-n \frac{\partial C}{\partial t} d_x d_y d_z$, pode-se reescrever a Equação 25 como a Equação 26.

$$\frac{F_x}{\partial x} = -n \frac{\partial C}{\partial t} \quad \text{Equação 26}$$

Retornando à Equação 24, considerando-a em termos de diferenciais parciais na direção x , tem-se a Equação 27.

$$F_x = nv_x C - D_{hx} n \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Equação 27}$$

Substituindo o termo F_x da Equação 26 pela Equação 27 e cancelando o termo n em ambos os lados, resulta-se na equação de advecção-dispersão na direção x para meios homogêneos, fluxo estável e solutos não reativos, conforme Equação 28.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{hx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x}$$

Equação 28

Iwai (2012) afirma que, em escala laboratorial, é possível manipular certas variáveis para intensificar um processo específico, diminuindo ou inibindo outros. Assim, em situações de condutividade hidráulica muito baixa, como em solos com um certo teor de argila ou compactados, a taxa de transporte advectivo pode ser considerada mínima, fazendo com que os contaminantes migrem pelo solo principalmente por difusão, conforme a Lei de Fick. Nesses casos, a difusão torna-se predominante em comparação com os processos de dispersão mecânica e advecção (LEITE, 1996; LEITE *et al.*, 1997; LEITE, 2001; BASSO, 2003 LAKE e ROWE, 2005, XIE *et al.*, 2015).

Autores como Gillham *et al.* (1984), Rowe *et al.* (1988) e Shackelford (1989) indicam que velocidades de percolação entre 0,005 e 0,09 metros por ano favorecem principalmente o processo de difusão. Essas condições são típicas em corpos de prova onde a condutividade hidráulica está abaixo de 10^{-9} m/s (ou 10^{-7} cm/s).

Os processos biofísico-químicos também influenciam a migração, retenção e/ou atenuação de substâncias contaminantes no solo, porém suas medições são mais complexas (YONG *et al.*, 1992). Reações como adsorção/dessorção e precipitação/dissolução podem resultar na transferência efetiva de poluentes. Outros processos como óxido-redução, complexação e atividades biológicas afetam de diferentes maneiras, às vezes alterando a disponibilidade dos poluentes e seus impactos de contaminação (CASTILHOS JR. *et al.*, 2003).

A Figura 9 resume os principais mecanismos de transporte de poluentes em solos, sendo o fenômeno químico de sorção e o físico de difusão molecular, focos deste trabalho, discutidos em mais detalhes nos tópicos a seguir.

Figura 9 – Principais mecanismos de transporte de poluentes em solos.



Fonte: Modificado de Thomé e Knop (2006).

3.6.1 Sorção nos Solos

Em termos gerais, os processos de redução de contaminantes no solo envolvem a diminuição da concentração das substâncias que penetram no sistema, o que, conseqüentemente, retarda o avanço da contaminação. Devido à grande diversidade na composição dos solos e dos resíduos, bem como às condições físico-químicas dos locais de disposição, é muito difícil identificar precisamente o mecanismo de atenuação. Além disso, esses mecanismos geralmente atuam de maneira simultânea.

Knox *et al.* (1993) mencionam que os processos de atenuação influenciam o transporte de contaminantes por meio de interações com a fase sólida do solo (como a sorção e a troca iônica), ou por meio da transformação do contaminante, que posteriormente reagirá com a fase sólida (como hidrólise, reações de oxi-redução, dissolução e precipitação), sendo a fração argilosa a principal responsável pela retenção dos contaminantes devido à polarização e grande área de sua superfície específica.

Apesar da ampla variedade de possíveis reações, é conhecido que certos fenômenos, especialmente a sorção, ocorrem com maior frequência em casos de contaminação (YONG *et al.*, 1992). Segundo os mesmos autores, sorção é um termo genérico usado para descrever o processo pelo qual solutos (íons, moléculas e compostos) se distribuem entre a fase líquida ou gasosa e a superfície das partículas sólidas do solo. O termo sorção deve ser utilizado quando é difícil distinguir entre os

mecanismos de adsorção física, adsorção química, complexação e precipitação, representando assim o processo geral de transferência de matéria para as partículas sólidas.

Em condições de equilíbrio, presume-se que a taxa de sorção seja relativamente rápida em comparação com o movimento da água nos poros. Dessa forma, o tempo de permanência de uma solução é suficiente para que as reações ocorram, sendo, portanto, considerada instantânea (STUMM, 1992; KNOX *et al.*, 1993). Nestas condições, a sorção pode ser examinada através de uma reação simples que envolve os sítios de sorção (locais onde a sorção efetivamente ocorre) e os componentes químicos em solução (concentração).

Normalizando essa reação com a massa de solo, encontra-se o coeficiente S , que se refere à partição do contaminante da solução para a fase sólida do solo, ou seja, a relação entre a massa adsorvida e a unidade de massa de solo. Assim, pode-se descrever a avaliação da variação de S em função do tempo pela Equação 29, onde K_p é o coeficiente de partição, em $[L^3/M]$, e C_e é a concentração de equilíbrio, em $[M/L^3]$, sendo M uma unidade de massa e L uma unidade de comprimento (KNOX *et al.*, 1993)

$$S = K_p \cdot C_e \quad \text{Equação 29}$$

Colocando os coeficientes S e C_e em um plano cartesiano, o gráfico resultante é chamado de isoterma de sorção. O termo “isoterma” se refere à constância de temperatura em que os ensaios de sorção são feitos (FREEZE e CHERRY, 1979). Se a isoterma for linear, K_p é igual ao coeficiente angular da reta, sendo também chamado de coeficiente de distribuição (K_d). Esse coeficiente descreve um processo no qual os sólidos agem de forma uniforme, absorvendo o soluto em concentrações infinitamente crescentes. No entanto, isso claramente não é verdadeiro, pois o solo tem uma capacidade limitada de sorção. Com frequência, observa-se um comportamento linear em baixas concentrações de contaminantes.

Já em gráficos não lineares, são aplicados alguns modelos que descrevem de forma mais satisfatória o processo. Os mais utilizados na literatura são os de Freundlich e o de Langmuir.

No modelo empírico de Freundlich, a sorção também é considerada atuando sobre concentrações infinitamente crescentes, conforme Equação 30, onde n é o coeficiente exponencial de Freundlich e K_f é o coeficiente de partição de Freundlich.

$$S = K_f \cdot C_e^{1/n} \quad \text{Equação 30}$$

Se $n > 1$, a sorção é dita favorável, e vice-versa, e se $n = 1$ o modelo de Freundlich se torna linear, sendo um caso especial desta isoterma. Neste modelo, os parâmetros n e K_f são obtidos por meio da isoterma de sorção com escala logarítmica, onde $1/n$ é o coeficiente angular da reta e $\log K_f$ é o seu intercepto no eixo das ordenadas, conforme Equação 31. Outra forma de obter tais parâmetros é ajustando os pontos da isoterma a uma equação por meio de regressão não linear.

$$\log S = \frac{1}{n} \cdot \log C_e + \log K_f \quad \text{Equação 31}$$

Já o modelo de Langmuir considera que existe um número máximo de sítios de sorção, sendo descrito pela Equação 32, onde S_m é a quantidade máxima de contaminante sorvida e b é a constante de Langmuir, que representa a taxa cinética de sorção.

$$S = \frac{S_m \cdot b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \quad \text{Equação 32}$$

O modelo de Langmuir pode ser linearizado por dois métodos para obtenção dos parâmetros b e S_m . O primeiro é feito através da normalização do eixo das ordenadas, resultando na Equação 33, onde o intercepto da reta no eixo vertical é dado por $1/S_m \cdot b$ e o coeficiente angular é dado por $1/S_m$.

$$\frac{C_e}{S} = \frac{1}{S_m \cdot b} + \frac{C_e}{S_m} \quad \text{Equação 33}$$

O segundo método de linearização é feito por meio da inversão dos parâmetros S e C_e , ou seja, $1/S$ e $1/C_e$ (ROY *et al.*, 1992; ROWE *et al.*, 1995). A equação resultante

é mostrada na Equação 34, onde o coeficiente angular é dado por $1/S_m \cdot b$ e o intercepto da reta no eixo das ordenadas por $1/S_m$.

$$\frac{1}{S} = \frac{1}{b \cdot S_m \cdot C_e} + \frac{1}{S_m} \quad \text{Equação 34}$$

Definido essa questão de sorção, a Equação 28 pode ser então acrescida do termo de massa sorvida, podendo ser assim utilizada para solutos reativos, sendo mostrada na Equação 35.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{hx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\partial S}{\partial t} \quad \text{Equação 35}$$

De acordo com Shackelford (1989), convencionou-se expressar S em termos de volume de vazios do solo, conforme Equação 36, onde S' representa a massa sorvida pelo volume de vazios ocupados pela fase líquida, ρ é a massa específica do solo e θ é o teor de umidade volumétrico. Para solos compactados e saturados, S' pode ser descrito de forma melhor pela Equação 37, onde ρ_d é a massa específica seca e η é a porosidade.

$$S' = \frac{\rho}{\theta} \cdot S \quad \text{Equação 36}$$

$$S' = \frac{\rho_d}{\eta} \cdot S \quad \text{Equação 37}$$

A variação de S' com o tempo pode ser então descrito como a Equação 38.

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\rho_d}{\eta} \cdot \frac{dS}{dC} \cdot \frac{dC}{dt} \quad \text{Equação 38}$$

Sabendo-se que $\frac{dS}{dC} = K_d$, tem-se a Equação 39.

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\rho_d}{\eta} \cdot K_d \cdot \frac{dC}{dt} \quad \text{Equação 39}$$

Assim, pode-se reescrever a Equação 35 como a Equação 40, tratando o sistema em termos de diferenciais parciais na direção x .

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{hx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_d}{\eta} \cdot K_d \cdot \frac{dC}{dt} \quad \text{Equação 40}$$

Isolando os termos constantes, resulta-se na Equação 41, onde o termo em parênteses pode ser denominado de fator de retardamento (R_d), sendo adimensional. Assim, a Equação 41 se torna a Equação 42.

$$\left(1 + \frac{\rho_d}{\eta} \cdot K_d\right) \frac{\partial C}{\partial t} = D_{hx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Equação 41}$$

$$R_d \cdot \frac{\partial C}{\partial t} = D_{hx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Equação 42}$$

De modo geral, R_d indica o retardamento médio do centro de massa de um contaminante que se move de uma fonte pontual durante o processo de sorção, sendo definido como a Equação 43 (FREEZE e CHERRY, 1979), onde v é a velocidade linear média do fluido no meio poroso, ou velocidade de percolação, e v_c é a taxa média de migração do centro de massa de um dado contaminante.

$$R_d = \frac{v}{v_c} \quad \text{Equação 43}$$

Para solutos não reativos, R_d é igual a 1, e para solutos reativos seu valor é maior que 1. Para os modelos de Freundlich e Langmuir, tem-se que o R_d é dado pelas Equações 44 e 45, respectivamente, onde C_{em} é a concentração de equilíbrio máxima da isoterma (SHACKELFORD, 1993).

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{\eta} \cdot K_f \cdot C_{em}^{n-1} \quad \text{Equação 44}$$

$$R_d = 1 + \frac{\rho_d}{\eta} \cdot \frac{b \cdot S_m}{1 + b \cdot C_{em}} \quad \text{Equação 45}$$

O pH é um dos fatores que afetam a capacidade de sorção dos solos, uma vez que determinam o grau de distribuição das espécies químicas. Um parâmetro que indica a tendência da superfície das partículas do solo se tornar carregada positiva ou negativamente em função do pH é quando a carga líquida é nula, chamado de Ponto de Carga Zero (PCZ). Quando o valor do pH da solução for superior ao PCZ, a carga das superfícies do solo se torna negativa, favorecendo a sorção de cátions. Por outro lado, quando o pH da solução for inferior ao PCZ, a carga se torna positiva, favorecendo a sorção de ânions (APEEL *et al.*, 2003; NASCIMENTO *et al.*, 2014). Keng e Uehara (1974) definiram uma equação para estimar o valor do PCZ a partir do pH em H₂O e em KCl, conforme Equação 46.

$$PCZ = 2 * pH(KCl) - ph(H_2O) \quad \text{Equação 46}$$

Alguns dos métodos mais comuns para obter os parâmetros de atenuação em laboratório são os ensaios em batelada (*batch tests*). As vantagens destes ensaios incluem a simplicidade do equipamento experimental, a facilidade de operação e a execução prática. A principal desvantagem é a maior exposição das partículas às soluções contaminantes em comparação com as condições reais de exposição, o que pode resultar em uma superestimativa da capacidade de retenção dos materiais.

O ensaio basicamente envolve a suspensão e agitação do solo em soluções químicas em diferentes proporções, realizadas a uma temperatura específica, até que o equilíbrio físico-químico seja alcançado (momento em que não há mais retenção pelo material sorvente). As fases são então separadas, e a fase líquida é analisada quimicamente para determinar as mudanças na concentração do soluto (YONG *et al.*, 1992). A quantidade de contaminante sorvido por unidade de massa de solo (S) se dá pela Equação 47, onde C_0 é a concentração inicial, C_e é a concentração de equilíbrio, V é o volume de solução utilizada e M é a massa de solo.

$$S = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{M} \quad \text{Equação 47}$$

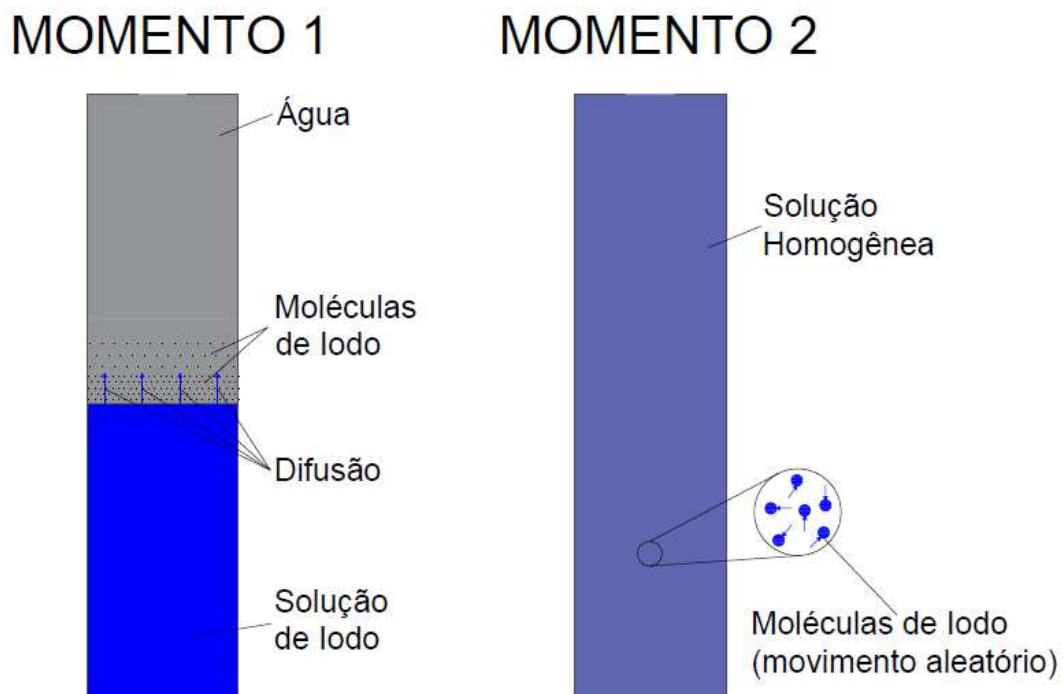
Embora o ensaio seja bastante simples de realizar, a diversidade de parâmetros envolvidos exige um controle complexo sobre todas as possíveis variáveis, o que torna a padronização dos procedimentos de ensaio bastante difícil.

Entre os poucos procedimentos padronizados disponíveis na literatura, destaca-se o trabalho de Roy *et al.* (1992), que aborda as principais variáveis a serem controladas, discutindo-as em profundidade e propondo uma uniformização dos procedimentos laboratoriais.

3.6.2 Difusão Molecular

A difusão é um processo de transporte de contaminantes que está relacionado à dispersão hidrodinâmica, mas não depende da velocidade de percolação e pode ocorrer mesmo sem movimento advectivo (FREEZE e CHERRY, 1979). Esse fenômeno é impulsionado pela energia térmico-cinética das moléculas a temperaturas acima do zero absoluto e é influenciado pelo gradiente de concentrações existente. Uma vez que o gradiente existe, moléculas e íons tendem a se mover das áreas de maior concentração para as de menor concentração, buscando o equilíbrio. Crank e Gupta (1975) ilustraram esse fenômeno com o experimento mostrado na Figura 10.

Figura 10 – Representação do processo de difusão molecular.



Fonte: Traduzido e adaptado de Crank e Gupta (1975), *apud* Leite (2001).

Este ensaio consiste em um recipiente cilíndrico preenchido com uma solução de iodo na sua extremidade inferior, e uma coluna de água na extremidade superior.

Com o passar do tempo, as moléculas de iodo se movimentam em direção à coluna de água em um processo de constante uniformização da cor (momento 1 da Figura 10). O movimento cessa quando o equilíbrio é alcançado (momento 2 da Figura 10).

Considerando que a condução térmica está ligada ao movimento aleatório das moléculas, Adolf Eugen Fick, em 1855, propôs a equação que descreve o fluxo difusivo (F_D) de massa que atravessa uma área específica por unidade de tempo, mostrada na Equação 48 (SHACKELFORD e ROWE, 1998; BATU, 2005).

$$F_D = -D_0 \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Equação 48}$$

Onde F_D é o fluxo de massa por difusão molecular do soluto, em $[M/L^2T]$, D_0 é o coeficiente de difusão, em $[L^2/T]$, C é a concentração do soluto, em $[M/L]$, e $\partial C / \partial x$ é o gradiente de concentração, sendo M uma unidade de massa, L uma unidade de comprimento e T uma unidade de tempo. O sinal negativo é uma convenção, mostrando que a difusão ocorre na direção contrária ao aumento de concentração.

A difusão que acontece em solos é representada pelo coeficiente de difusão efetivo (D_e), em $[L^2/T]$, dado pela Equação 49, onde τ é o fator de tortuosidade adimensional, variando de 0 a 1, sendo que, para solos finos, este valor está entre 0,1 e 0,4 e, para solos grossos, entre 0,5 e 0,7 (SHACKELFORD e ROWE, 1998).

$$D_e = \tau \cdot D_0 \quad \text{Equação 49}$$

De acordo com Shackelford (2014), os valores de D_0 dos principais íons presentes em águas subterrâneas estão entre 7×10^{-10} e 2×10^{-9} m²/s a 25°C. Batu (2005) afirma que esses valores variam com a concentração do contaminante e dependem da temperatura, podendo ser reduzidos em até 50% caso a temperatura seja reduzida de 25 para 5°C. Li e Gregory (1974), Shackelford (1989) e Shackelford e Rowe (1998) apresentam em seus trabalhos alguns valores de D_0 para diversos íons, conforme o Quadro 6.

Quadro 6 – Valores de D_0 para diversos íons em solução aquosa a 25°C.

Íon	$D_0 \times 10^6 \text{ cm}^2/\text{s}$	Íon	$D_0 \times 10^6 \text{ cm}^2/\text{s}$
OH ⁻	52,8	Be ²⁺	5,98
F ⁻	14,7	Mg ²⁺	7,05
Cl ⁻	20,3	Ca ²⁺	7,92
Br ⁻	20,8	Sr ²⁺	7,90
I ⁻	20,4	Ba ²⁺	8,46
HCO ³⁻	11,8	Pb ²⁺	9,25
SO ₄ ²⁻	10,6	Cu ²⁺	7,13
CO ₃ ²⁻	9,22	Fe ²⁺	7,90
H ⁺	93,1	Cd ²⁺	7,17
Na ⁺	10,3	Zn ²⁺	7,02
Li ⁺	13,3	Ni ²⁺	6,79
K ⁺	19,6	Fe ³⁺	6,07
Rb ⁺	20,7	Cr ³⁺	5,94
Cs ⁺	20,5	Al ³⁺	5,95

Fonte: Adaptado de Li e Gregory (1974), Shackelford (1989) e Shackelford e Rowe (1998).

O fator τ pode ser associado com o teor de umidade volumétrico (θ) do solo, sendo a Equação 48 reescrita conforme a Equação 50. No caso de solos saturados, o termo θ pode ser substituído pela porosidade do solo (n), resultando na Equação 51.

$$F_D = -D_e \cdot \theta \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Equação 50}$$

$$F_D = -D_e \cdot n \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Equação 51}$$

Considerando o modelo de difusão pura para estados transientes, onde a velocidade do fluxo é zero, pode-se eliminar os termos relacionados à advecção e à dispersão mecânica da Equação 28, resultando na Segunda Lei de Fick, conforme Equação 52.

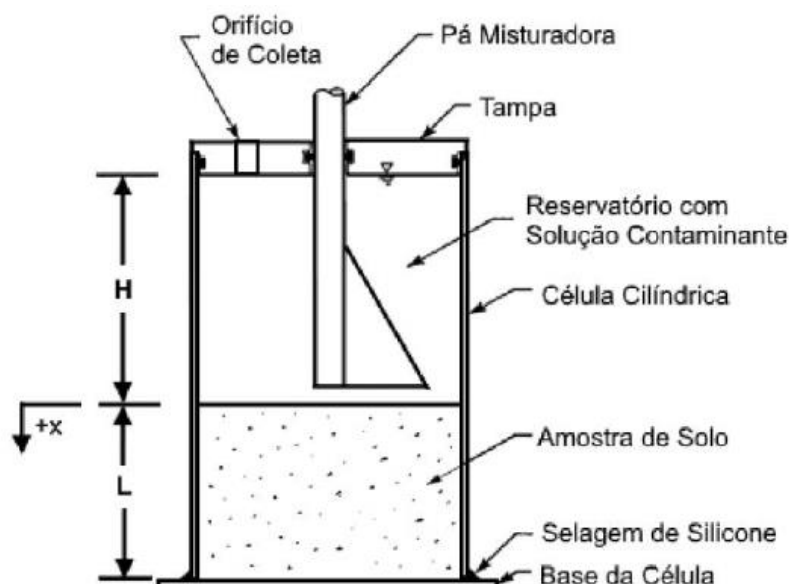
$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$

Equação 52

Os ensaios de difusão buscam representar as condições em que os íons ou moléculas se movem devido à sua energia térmica e cinética, seguindo o gradiente de concentração. Em outras palavras, as espécies químicas se deslocam da área de maior concentração para a de menor concentração, independentemente do movimento hidráulico da solução. Esse processo pode se somar ou se opor ao fluxo advectivo, ou ainda ocorrer sem a presença deste (BRAGA, 2010).

As colunas ou meia-células são os dispositivos mais frequentemente utilizados em estudos de difusão em solos. O equipamento do ensaio, conforme proposto por Barone *et al.* (1989), Barone *et al.* (1992), Mondelli (2004) e Mangieri (2008), é composto essencialmente por uma célula com base circular impermeável e uma tampa superior que possui um orifício para drenagem e coleta de amostras, conforme Figura 11.

Figura 11 – Esquema do ensaio de difusão molecular.



Fonte: Paz (2015).

Como indicado na Figura 11, a coluna é preenchida com a amostra de solo, que pode estar compactada ou não, e sobre ela é colocada a solução do contaminante, formando uma camada de alguns centímetros de altura. Essa camada servirá como a reserva do contaminante, com volume conhecido, que será avaliado.

As colunas não possuem gradiente hidráulico, pois não há fluxo do substrato utilizado, mas é essencial que o solo esteja saturado no início do processo. Em seguida, recomenda-se fechar a célula com uma tampa superior para garantir a estanqueidade. Durante o período de difusão, a concentração no reservatório é monitorada e, após o ensaio, pode-se obter um perfil de concentração dos elementos do substrato líquido retidos no solo (PAZ, 2015).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

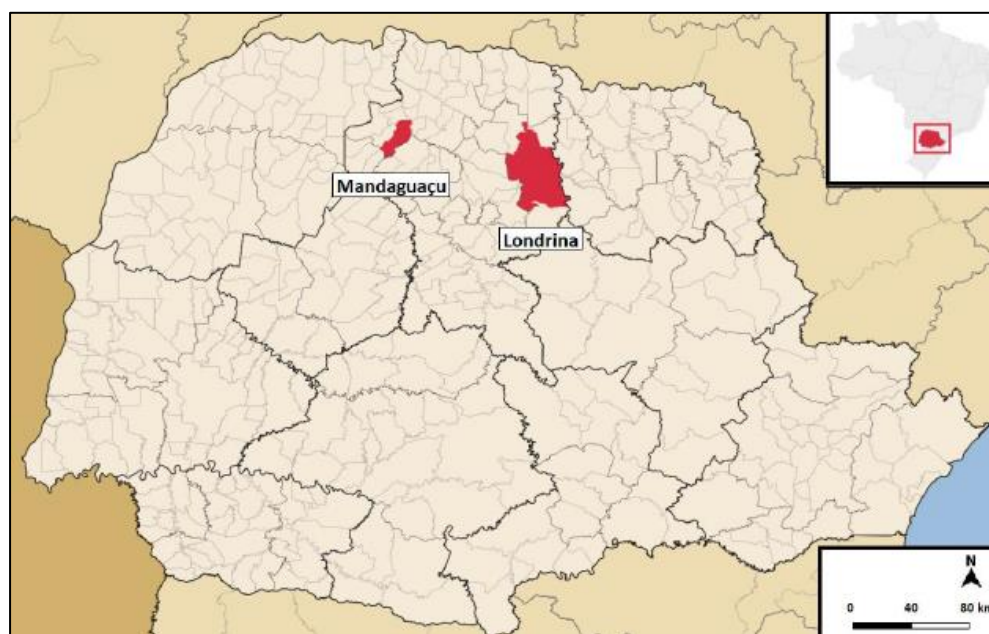
Neste capítulo serão apresentadas a caracterização dos solos e dos locais de coleta dos fluidos utilizados, além da descrição das demais etapas metodológicas deste trabalho.

4.1 MATERIAIS

4.1.1 Caracterização das Áreas de Estudo

Os solos utilizados neste trabalho são originários do Norte-Central do estado do Paraná, região sul do Brasil, coletados nos municípios de Londrina e Mandaguçu (destacados em vermelho na Figura 12). A jazida de Londrina é localizada no Campo Experimental de Engenharia Geotécnica (CEEG), da Universidade Estadual de Londrina (UEL), e a jazida de Mandaguçu é localizada em um pé de talude às margens da rodovia federal BR-376. Ambos os solos são residuais e apresentam características de laterização.

Figura 12 – Localização dos municípios de Londrina e Mandaguçu.

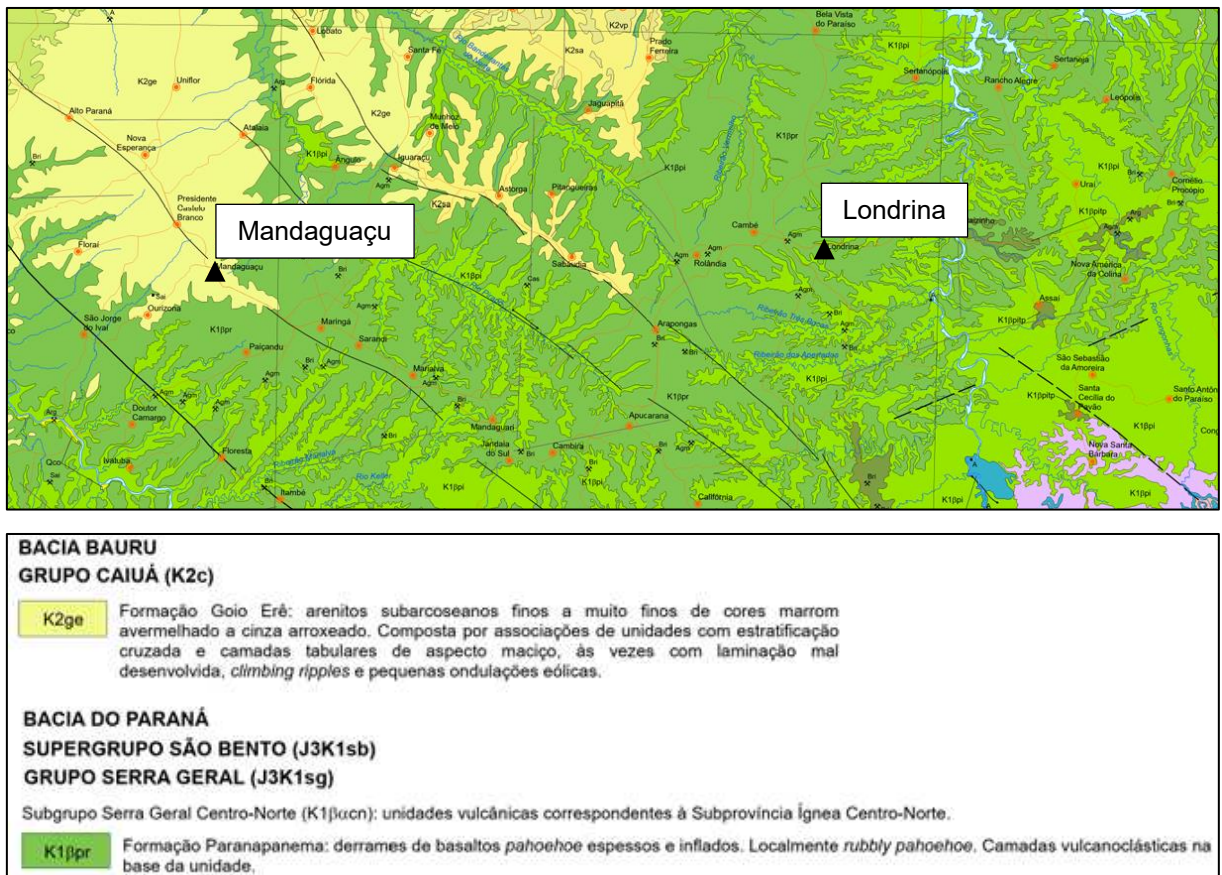


Fonte: Adaptado de Abreu (2006).

Em relação às características geológicas das duas localidades, Londrina está inserida na região do Grupo Serra Geral, Formação Paranapanema (BESSER *et al.*, 2021), caracterizada por extensos derrames de basalto e predominância de solo

residual de cor marrom-avermelhada. O perfil do solo possui variadas profundidades e graus de alteração (CAVALCANTE *et al.*, 2007; TEIXEIRA e PINESE, 2006). Já Mandaguaçu está localizada na Formação Goio-Erê, Grupo Caiuá, com formação constituída de arenitos quartzosos, de cor marrom-avermelhada a cinza-arroxeadada, finos a muito finos e médios (FERNANDES, 2004; FRANÇA JR. *et al.*, 2010; BESSER *et al.*, 2021; SÁ *et al.*, 2021). A Figura 13 mostra a localização dos dois municípios dentro do mapa geológico parcial do estado do Paraná.

Figura 13 – Localização dos municípios no mapa geológico parcial do estado do Paraná.



Fonte: Besser *et al.* (2021).

Segundo o Atlas Climático do Paraná, feito por Nitsche *et al.* (2019), baseado nos dados de 1976 a 2015 do Instituto Agrônômico do Paraná (IAPAR), do Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR) e do Instituto das Águas do Paraná, ambas as cidades possuem verões quentes e úmidos e invernos frios e mais secos. Além disso, Londrina apresenta maiores valores de pluviosidade e Mandaguaçu apresenta maiores temperaturas. O Quadro 7 apresenta os dados compilados deste atlas.

Quadro 7 – Características climáticas médias de Londrina e Mandaguaçu.

Variável	Londrina	Mandaguaçu
Classificação climática de Köppen	Cfa	Cfa
Precipitação (mm)		
Anual	1600-1800	1400-1600
Verão	500-600	500-600
Inverno	200-300	200-300
Temperatura (°C)		
Anual	21-22	22-23
Verão	24-25	25-26
Inverno	17-18	18-19
Temperatura mín / máx (°C)		
Anual	16-17 / 27-28	17-18 / 28-29
Verão	19-20 / 30-31	20-21 / 31-32
Inverno	13-14 / 24-25	14-15 / 25-26
Umidade relativa do ar (%)		
Anual	70-75	70-75
Verão	75-80	75-80
Inverno	65-70	65-70
Evapotranspiração potencial (mm)		
Anual	1000-1100	1000-1100
Verão	340-360	340-360
Inverno	140-160	140-160

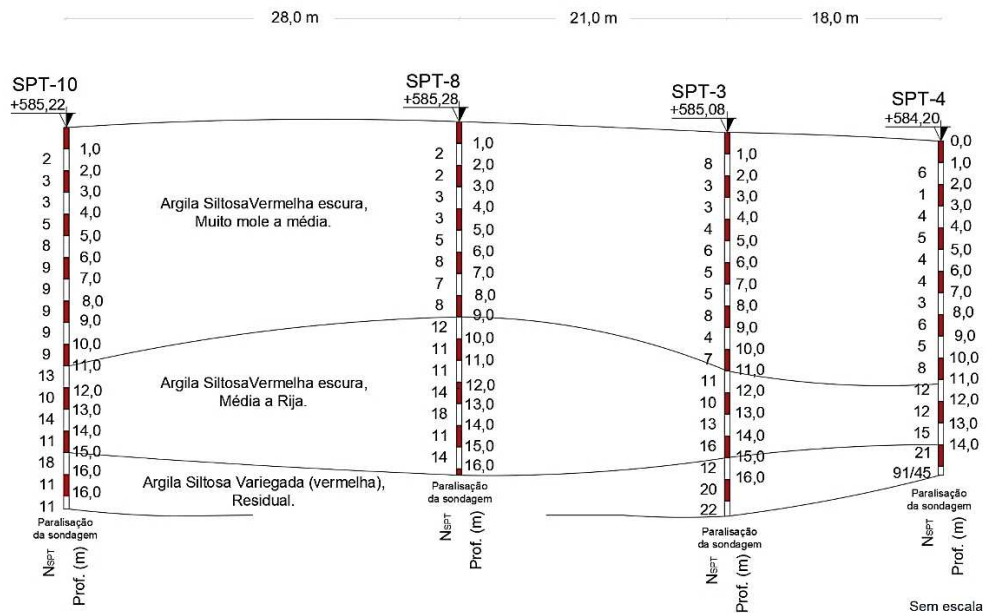
Fonte: Adaptado de Nitsche *et al.* (2019).

4.1.2 Caracterização dos Solos

4.1.2.1 Perfis dos subsolos

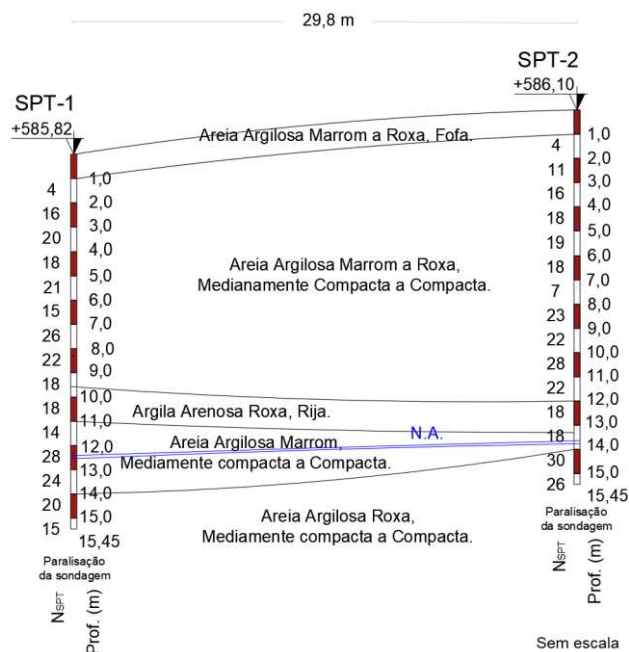
Os resultados das investigações dos perfis dos solos de Londrina e Mandaguaçu, obtidas por meio de Sondagens de Simples Reconhecimento com SPT, são mostrados nas Figuras 14 e 15, respectivamente.

Figura 14 – Perfil estratigráfico do solo de Londrina a partir de sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT.



Fonte: Pelaquim (2021).

Figura 15 – Perfil estratigráfico do solo de Mandaguaçu a partir de sondagens de simples reconhecimento com medida de SPT.



Fonte: Adaptado de Ferreira (2019).

Pelos perfis estratigráficos pode-se concluir que ambos os solos são residuais, com pequena variabilidade textural entre as camadas, sendo o de Londrina proveniente de basalto, uma rocha ígnea, e o de Mandaguaçu proveniente de arenito, uma rocha sedimentar. Segundo a Figura 14, os valores do N_{SPT} para o solo de Londrina variam de 2, nas camadas superiores, a 22, nas camadas mais profundas. Já o solo de Mandaguaçu, conforme a Figura 15, teve seus valores de N_{SPT} variando de 4 a 30.

O perfil de Londrina indicou inicialmente uma camada muito profunda de material uniforme em termos de cor e textura, uma característica típica de latossolos bem desenvolvidos. Essa camada inicial, geralmente, apresentou baixos valores de N_{SPT} , com consistência variando de muito mole a média. A tonalidade avermelhada indica a presença de óxidos de ferro, que são bastante típicos desse tipo de solo. As duas camadas subseqüentes mostraram-se mais resistentes, com uma coloração menos uniforme, chegando a ser variegada. A consistência do material variou de média a rija, até se tornar impenetrável. Nos furos realizados, a sondagem foi interrompida em profundidades que variaram entre 14 e 16 metros, não sendo encontrado o nível d'água em nenhum deles (PELAQUIM, 2021).

O perfil de solo de Mandaguaçu apresentou cinco camadas de solo, com predominância de areia em quatro delas e argila na terceira. Este solo mostrou-se bastante resistente logo nos primeiros metros e permaneceu assim por toda a profundidade ensaiada. A compactidade do material arenoso variou entre medianamente compacta e compacta, enquanto a camada de argila apresentou consistência rija. A coloração deste solo também remete à sua composição mineralógica, apresentando uma tonalidade arroxeadada devido aos mesmos argilominerais presentes no solo de Londrina, embora em proporções menores. Para o perfil de solo de Mandaguaçu, foi encontrado o nível d'água a uma profundidade entre 12 e 14 metros (FERREIRA, 2019).

4.1.2.2 Características físico-químicas e mineralógicas

Gonçalves *et al.* (2019) realizaram análises físico-químicas dos solos dos municípios de Londrina e Mandaguaçu, com amostras coletadas a aproximadamente 2 metros de profundidade, de acordo com a metodologia proposta por Pavan *et al.* (1991) e Tedesco *et al.* (1995). Os resultados dos parâmetros avaliados são

mostrados no Quadro 8. Segundo estes valores, os solos possuem caráter ácido e os valores negativos de ΔpH indicam a predominância de cargas negativas de superfície.

Sposito (1989) afirma que solos com baixa saturação por bases possuem menor adsorção de cátions básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+) em relação aos cátions ácidos (H^+ e Al^{3+}). Além disso, esses valores de saturações por bases confirmam a baixa atividade coloidal da argila que os compõe (SKEMPTON, 1953). Por fim, os valores de CTC dos dois solos indicam uma propensão a pouca retenção de cátions nas superfícies de suas partículas, principalmente do solo de Mandaguaçu, favorecendo a lixiviação desses elementos (MEURER, 2017).

Foi realizada ainda a espectrometria de fluorescência de Raio-X para indicação dos principais elementos químicos presentes nos solos, conforme Quadro 9. O solo de Londrina apresentou o ferro como o elemento predominante, seguido do alumínio e silício. Já o de Mandaguaçu apresentou o silício como elemento predominante, seguido de alumínio e ferro (GONÇALVES *et al.*, 2018).

Quadro 8 – Características físico-químicas dos solos de Londrina e Mandaguaçu.

Parâmetro	Valor	
	Londrina	Mandaguaçu
pH (CaCl_2)	4,70	3,80
pH (H_2O)	5,00	4,40
pH (KCl)	4,60	3,50
ΔpH	- 0,40	- 0,90
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	25	14
Carbono Orgânico (CO) (g/dm^3)	3,97	0,15
Matéria Orgânica (MO) (g/dm^3)	6,83	0,26
Nitrogênio Total ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	0,39	0,00
H + Al ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	5,34	2,94
Soma de Bases (SB) ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	1,61	0,34
CTC ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	6,95	3,28
Saturação por Bases (V) (%)	23,16	10,38

Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al.* (2019).

Quadro 9 – Fluorescência de Raio-X dos solos de Londrina e Mandaguaçu.

Elemento	Quantidade (g/kg)	
	Londrina	Mandaguaçu
Si	142	551
Al	233	279
Fe	552	134
Ti	38	27
Mn	4	2
Zr	1	1
K	-	3
Ca	-	1
Zn	0,3	-

Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al.* (2018).

Os mesmos autores analisaram a mineralogia dos solos por meio das técnicas de Análise Térmica Gravimétrica (ATG), Análise Térmica Diferencial (ATD) e Difração de Raio-X (DRX), observando que os principais minerais constituintes do solo de Londrina e de Mandaguaçu são o quartzo, o óxido de ferro e a caulinita, esta última com porcentagem de ocorrência de 41,90 e 12,96%, respectivamente. O solo de Londrina ainda apresentou uma porcentagem de 7,49% de gibsita. Segundo Benatti e Miguel (2013), óxidos ou hidróxidos de ferro indicam a presença de cimentação entre as partículas.

4.1.2.3 Características físicas e de compactação

Gonçalves *et al.* (2018) realizaram ensaios para determinação dos limites de liquidez e plasticidade, segundo as normas NBR 6459 (ABNT, 2017b) e NBR 7180 (ABNT, 2016a), respectivamente, e para obtenção da massa específica dos sólidos, segundo a NBR 6458 (ABNT, 2017a). Os resultados são mostrados no Quadro 10.

Quadro 10 – Características físicas dos solos de Londrina e Mandaguaçu.

Parâmetro	Valor	
	Londrina	Mandaguaçu
Limite de Liquidez – LL (%)	51	31
Limite de Plasticidade – LP (%)	38	15
Índice de Plasticidade – IP (%)	13	16
Massa específica dos sólidos – ρ_s (g/cm ³)	3,03	2,69

Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al.* (2018).

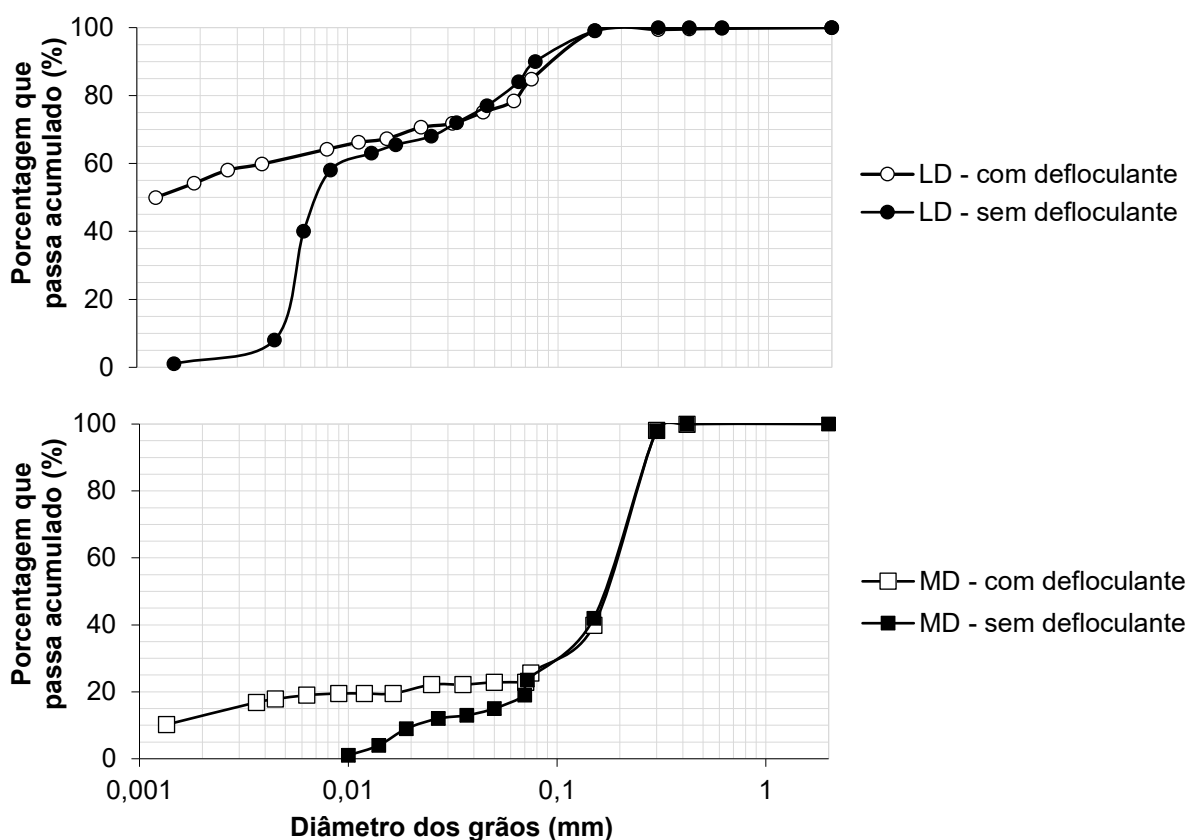
O maior valor de ρ_s para o solo de Londrina é explicado pela maior presença de minerais de ferro (indicado no Quadro 9), constituinte mais denso (PAIVA NETO *et al.*, 1951; TEIXEIRA *et al.*, 2010). Segundo o valor de IP, este solo é classificado como de plasticidade média (BURMISTER, 1949), além da argila que o compõe ser de baixa atividade coloidal ($AC < 0,23$) (SKEMPTON, 1953).

O solo de Mandaguaçu apresentou um valor de ρ_s semelhante ao do quartzo, indicando que a fração areia é predominante em sua composição, corroborando com o exposto adiante (GUTIERREZ *et al.*, 2008). A argila presente neste solo possui atividade coloidal normal ($AC = 1,19$) e seu valor de IP também o classifica como de plasticidade média (BURMISTER, 1949; SKEMPTON, 1953).

Ferreira (2019) e Pelaquim (2021) realizaram ensaios de granulometria conjunta com e sem defloculante, segundo a NBR 7181 (ABNT, 2016b), e obtiveram as curvas mostradas na Figura 16.

A partir destas curvas, foi possível determinar a porcentagem de cada fração granulométrica e classificar os solos de Londrina e Mandaguaçu, segundo as normas NBR 6502 (ABNT, 2022), D2487 (ASTM, 2017) e M145 (AASHTO, 1991), conforme mostrado no Quadro 11. A diferença de classificação para o solo de Londrina entre os diferentes ensaios se dá devido à microagregação natural das partículas de argila que é destruída quando o solo é exposto ao defloculante, comportamento também observado por Arak (1997), Peixoto *et al.* (2001) e Teixeira *et al.* (2004). Este comportamento foi observado em menor intensidade para o solo de Mandaguaçu, não alterando a sua classificação de um ensaio para o outro.

Figura 16 – Curvas granulométricas com e sem defloculante dos solos de Londrina (LD) e Mandaguaçu (MD).



Fonte: Adaptado de Ferreira (2019) e Pelaquim (2021).

Quadro 11 – Composição e classificação granulométrica, SUCS e HRB dos solos de Londrina e Mandaguaçu.

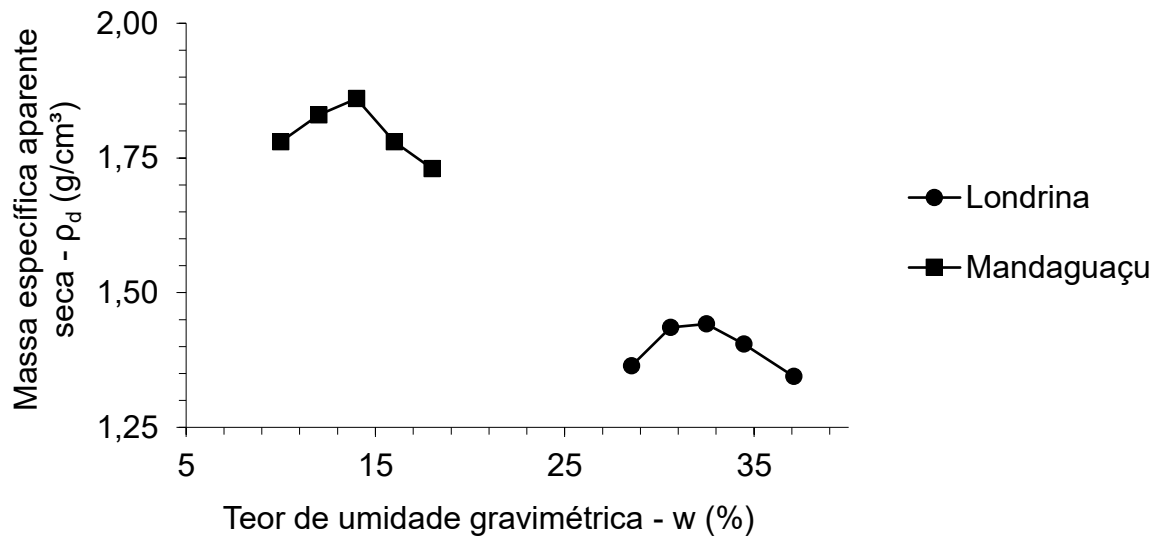
Fração Granulométrica (%)	Sem Defloculante		Com Defloculante	
	Londrina	Mandaguaçu	Londrina	Mandaguaçu
Pedregulho	0,00	0,00	0,00	0,00
Areia Grossa	0,00	0,00	0,00	0,00
Areia Média	0,00	37,00	0,27	27,00
Areia Fina	17,50	54,50	20,73	44,00
Silte	80,00	8,50	23,50	15,50
Argila	2,50	0,00	55,50	13,50
Classificação Granulométrica⁽¹⁾	Silte Arenoso	Areia Fina a Média Siltosa	Argila Siltosa	Areia Fina a Média Siltosa
Classificação SUCS⁽²⁾	MH	SM	MH	SM
Classificação HRB⁽³⁾	A-7-5 (15)	A-2-6 (1)	A-7-5 (14)	A-2-6 (1)

Nota: ⁽¹⁾ABNT (2022); ⁽²⁾ASTM (2017); ⁽³⁾AASHTO (1991); SUCS = Sistema Unificado de Classificação de Solos; HRB = Highway Research Board.

Fonte: Adaptado de Ferreira (2019) e Pelaquim (2021).

Gonçalves *et al.* (2017) realizaram ensaios de compactação na Energia Normal de Proctor ($E = 6 \text{ kgf.cm/cm}^3$), segundo a NBR 7182 (ABNT, 2016c), obtendo assim, as curvas de compactação mostradas na Figura 17. A partir delas, encontrou-se os valores de umidade ótima e massa específica seca máxima de 32,40 % e $1,43 \text{ g/cm}^3$, para o solo de Londrina, e 14,00 % e $1,86 \text{ g/cm}^3$, para o solo de Mandaguaçu.

Figura 17 – Curvas de compactação dos solos de Londrina e Mandaguaçu.



Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al.* (2017).

Além disso, Ferreira (2019) e Pelaquim (2021) classificaram os solos de Londrina e Mandaguaçu segundo a metodologia MCT para a comprovação de sua laterização, baseado no que foi proposto por Nogami e Villibor (1981). Assim, estes solos foram classificados como LG' (argila laterítica) e LA' (areia laterítica), respectivamente.

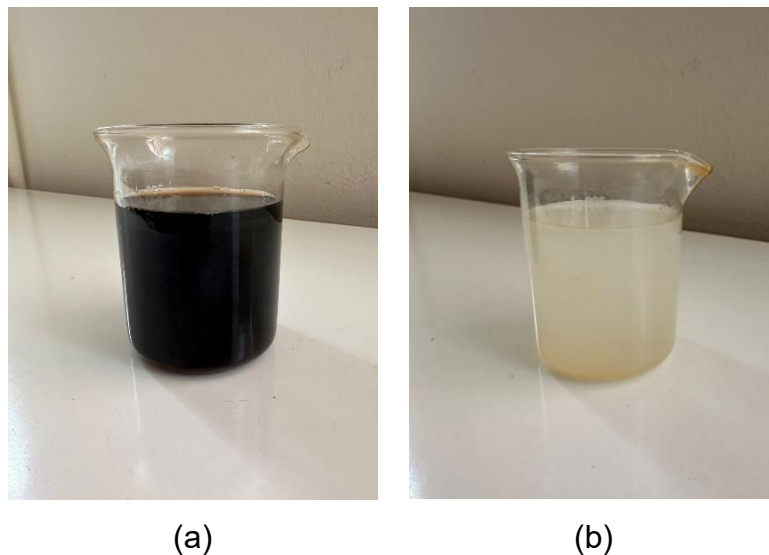
4.1.3 Fluidos Contaminantes

O Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos (LARS) utilizado neste trabalho foi obtido das células da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (CTR) localizada no município de Londrina, Paraná, que está em funcionamento desde 2010. A CTR conta com cinco células destinadas ao armazenamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Quatro dessas células já encerraram suas operações, enquanto a quinta está em funcionamento desde abril de 2018. Vale ressaltar que a CTR aceita exclusivamente RSU classificados como resíduos Classe II (não perigosos), conforme a NBR 10004 (ABNT, 2004).

A drenagem do LARS de todas as células é direcionada para uma única caixa de passagem, onde os líquidos são misturados e enviados para as lagoas de armazenamento por meio de um único dreno. A coleta foi realizada na saída deste dreno, logo antes de sua entrada nas lagoas e as amostras foram armazenadas sob refrigeração.

A Água Residuária de Fecularia de Mandioca (ARFM) utilizada neste trabalho foi coletada em uma indústria de processamento de mandioca no noroeste do estado do Paraná, na entrada do sistema de tratamento, antes da lagoa anaeróbia. Após a coleta, o efluente foi filtrado para remover partículas sólidas grosseiras e mantido a -4°C até seu uso. A Figura 18 mostra exemplo das amostras dos dois fluidos.

Figura 18 – Amostras coletadas de (a) LARS e de (b) ARFM.



Fonte: O próprio autor.

4.2 MÉTODOS

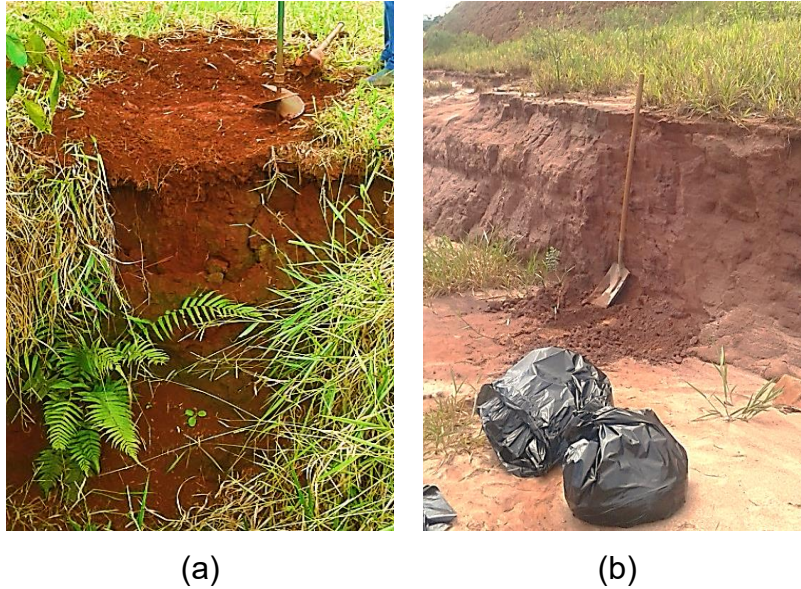
4.2.1 Coleta e Preparação das Amostras dos Solos

Para os ensaios realizados neste trabalho, foram coletadas amostras deformadas nos locais das jazidas dos dois solos, apresentados na Figura 19, a uma profundidade de 1 a 2 metros, com o uso de picaretas e pás. Em seguida, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos e identificadas.

As amostras foram preparadas de acordo com a NBR 6457 (ABNT, 2024) para posterior compactação. Primeiramente foram espalhadas para secagem ao ar até que

atingissem a umidade higroscópica, sendo em seguida destorroadas, quarteadas e peneiradas na peneira de abertura de 4,8 mm.

Figura 19 – Locais de coleta dos solos de (a) Londrina e (b) Mandaguaçu.



Fonte: O próprio autor.

4.2.2 Identificação dos Elementos Trocáveis da Solução dos Solos

Para identificação dos elementos trocáveis que compõem a solução dos solos, antes de qualquer contato com os fluidos contaminantes, foram feitas análises conforme mostradas no Quadro 12, segundo as metodologias indicadas, baseado em Pavan *et al.* (1991) e descritas a seguir.

Quadro 12 – Elementos trocáveis identificados nos solos.

Parâmetro	Método
Ca	Absorção atômica
Mg	Absorção atômica
Na	Fotômetro de chama
K	Fotômetro de chama
Al	Titulométrico
P	Colorimétrico
Cu	Absorção atômica
Fe	Absorção atômica
Mn	Absorção atômica
Zn	Absorção atômica

Fonte: O próprio autor.

4.2.2.1 Ca e Mg

As concentrações de cálcio e magnésio trocáveis foram determinadas pela extração com uma solução de KCl e pela leitura em espectrômetro de absorção atômica.

Primeiramente, em um erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se 5 cm³ de solo seco ao ar e 50 mL de KCl 1M. O conjunto foi agitado por 15 minutos e deixado em repouso de um dia para o outro. Coletou-se 0,1 mL do sobrenadante e foi adicionado 4,9 mL de solução de lantânio 0,1%. As concentrações de Ca e Mg foram realizadas por espectrometria de absorção atômica com calibração feita com soluções padrões de cálcio e magnésio, sendo convertidas para mg/dm³ ao final.

4.2.2.2 Na e K

As concentrações de sódio e potássio trocáveis foram determinadas pela extração com solução de Mehlich-1 (H₂SO₄ 0,025M + HCl 0,05M) e pela leitura em fotômetro de chama.

Primeiramente, em um erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se 5 cm³ de solo seco ao ar e 50 mL da solução Mehlich-1. O conjunto foi agitado por 5 minutos e deixado em repouso de um dia para o outro. Coletou-se 5 mL do sobrenadante e as concentrações de Na e K foram realizadas por fotômetro de chama com calibração feita com soluções padrões de sódio e potássio, sendo convertidas para mg/dm³ ao final.

4.2.2.3 Al

A concentração de alumínio trocável foi determinada pela extração com uma solução de KCl e pela titulação com solução básica de NaOH.

Primeiramente, em um erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se 10 cm³ de solo seco ao ar e 100 mL de KCl 1M. O conjunto foi agitado por 15 minutos e deixado em repouso de um dia para o outro. Coletou-se 15 mL do sobrenadante e foram adicionados 25 mL de água destilada e 3 gotas de azul de bromotimol 0,5% para a titulação com NaOH 0,025M até que a solução passasse de amarelo para verde

azulado. O valor da concentração de Al, em mg/dm^3 , foi igual ao volume, em mL, gasto de NaOH na titulação.

4.2.2.4 P

A concentração de fósforo trocável foi determinada pela extração com uma solução de Mehlich-1 (H_2SO_4 0,025M + HCl 0,05M) e pela leitura em espectrofotômetro-UV-Vis com filtro vermelho (comprimento de onda de 660 nm).

Primeiramente, em um erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se 10 cm^3 de solo seco ao ar e 100 mL da solução Mehlich-1. O conjunto foi agitado por 5 minutos e deixado em repouso de um dia para o outro. Coletou-se 5 mL do sobrenadante e foram adicionados 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e 30 mg de ácido ascórbico em pó.

A mistura foi agitada novamente, agora por um período de 1 a 2 minutos, e deixada em repouso por 1 hora até desenvolver a cor. Uma curva de calibração foi preparada com soluções de P- PO_4 nas concentrações de 0,0; 0,5; 1,0; 2,0; 3,0; e 4,0 mg/L . Efetuou-se a leitura no espectrofotômetro, cujo programa informa os resultados em termos de absorbância. Lida à curva, as amostras também foram lidas, tomando-se cuidado de avaliar se nenhuma delas ultrapassasse o limite da curva calibrada. Após isso, os valores de absorbância eram convertidos em mg/dm^3 .

4.2.2.5 Cu, Fe, Mn e Zn

As concentrações de cobre, ferro, manganês e zinco trocáveis foram determinadas pela extração com uma solução de Mehlich-1 (H_2SO_4 0,025M + HCl 0,05M) e pela leitura em espectrômetro de absorção atômica.

Primeiramente, em um erlenmeyer de 50 mL, adicionou-se 5 g de solo seco ao ar e 25 mL de solução Mehlich-1. O conjunto foi agitado por 5 minutos e filtrado em seguida. As concentrações de Cu, Fe, Mn e Zn foram realizadas por espectrometria de absorção atômica com calibração feita com soluções padrões de cada elemento, sendo convertidas para mg/dm^3 ao final.

4.2.3 Caracterização dos Fluidos Contaminantes

Os parâmetros físico-químicos utilizados para caracterizar o LARS e a ARFM são mostrados no Quadro 13, obtidos segundo os métodos analíticos descritos por APHA (2005), Silva (2009), Ripley *et al.* (1986) e Dilallo e Albertson (1961), algumas descritas a seguir. Ressalta-se que as metodologias para determinação dos elementos químicos foram as mesmas apresentadas no item anterior, apenas sem conter a fase de extração, e por isso não serão descritas novamente neste item.

Além desta caracterização físico-química, foram obtidas as curvas de variação da viscosidade com a temperatura dos dois fluidos para uso posterior na conversão dos resultados dos ensaios de permeabilidade para 20°C. As leituras de viscosidade foram feitas em um reômetro da marca Brookfield com um sistema de cilindros coaxiais, para as temperaturas de 10, 15, 20, 25, 30 e 35°C.

Quadro 13 – Parâmetros de caracterização dos fluidos contaminantes.

Parâmetro	Método	Referência
pH	4500-H ⁺	
Condutividade Elétrica	2510	
DQO	5220 – D	
DBO	5210 – B	
Sólidos Totais	2540 – B	
Sólidos Fixos e Voláteis	2540 – E	APHA (2005)
NTK	4500-N _{org} – B	
N-amoniacal	4500-NH ₃ – B/C	
Nitrito	4500-NO ₂ ⁻ – B	
Nitrato	4500-NO ₃ ⁻ – E	
Alcalinidade Total	Titulométrico	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Ácidos Voláteis Totais	Titulométrico	Dilallo e Albertson (1961)
Ca	Absorção atômica	
Mg	Absorção atômica	
Na	Fotômetro de chama	
K	Fotômetro de chama	
P	Colorimétrico	Silva (2009)
Fe	Absorção atômica	
Mn	Absorção atômica	
Cu	Absorção atômica	
Zn	Absorção atômica	

Fonte: O próprio autor.

4.2.3.1 pH

A determinação do pH envolveu a transferência de 50 mL de cada fluido para um béquer, sendo a amostra agitada lentamente em um agitador magnético. A leitura foi realizada em um potenciômetro, previamente calibrado com soluções tampão de pH 4,0 e 7,0.

4.2.3.2 Condutividade elétrica

O condutímetro foi calibrado utilizando o padrão HI 7031 (NaCl 0,1g/L), que possui condutividade de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O eletrodo foi inserido no recipiente contendo amostra de cada fluido e a leitura da condutividade elétrica foi realizada diretamente.

4.2.3.3 DQO

A determinação da demanda química de oxigênio (DQO) baseia-se na oxidação química da matéria orgânica. Para realizar o procedimento, foram adicionados em tubos de borossilicato de 16 x 100 mm uma solução de digestão (contendo água destilada, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, H_2SO_4 e HgSO_4), uma solução ácida e a amostra de cada fluido, diluída ou não. Dois tubos brancos (testemunha) também foram preparados, substituindo a amostra por água destilada. Este conjunto foi digerido por 2 horas a temperatura de 150°C e, após o resfriamento, a leitura da absorbância foi realizada em espectrofotômetro (600 nm). A DQO foi calculada a partir da equação da curva de calibração obtida para o reagente em uso (a cada nova preparação de reagentes, uma nova curva era determinada).

4.2.3.4 DBO

A DBO (demanda bioquímica de oxigênio) dos fluidos foi obtida pelo método Winkler modificado por solução ácida. Frascos com volumes determinados foram preenchidos com diferentes concentrações de amostra (volume de amostra variando de 2 a 100 mL – em duplicata) e água de diluição (saturada de oxigênio dissolvido (OD) – pelo menos 7,5 mg O_2/L – e contendo solução tampão de fosfato, sulfato de

magnésio, cloreto férrico e cloreto de cálcio – nutrientes necessários para o consumo dos micro-organismos presentes no lixiviado).

O OD inicial foi determinado com um oxímetro. Os frascos foram incubados por 5 dias, a 20°C, ao abrigo de luz e, após este período, o OD final foi determinado com o mesmo equipamento. A DBO foi determinada pela média dos resultados válidos a partir da relação do OD_{final}, do OD_{inicial}, do volume do frasco e do volume de amostra.

4.2.3.5 Série de sólidos (totais, fixos e voláteis)

A análise iniciou com a preparação das cápsulas (em forno tipo mufla, a 500 ± 50°C, por uma hora) e a determinação da massa das cápsulas (P₀) em balança analítica (precisão de 0,0001g). Em seguida, a amostra de cada fluido foi homogeneizada no frasco armazenador e, com o auxílio de uma proveta, 40 mL foram transferidos para a cápsula. O conjunto foi colocado em estufa, a 105°C, pelo período de 24 horas. Após este período, o conjunto foi retirado da estufa, resfriado em dessecador e pesado (obtinha-se P₁). O valor de sólidos totais foi calculado pela relação das duas massas (P₀ e P₁) e o volume da amostra.

Dando continuidade à análise, realizou-se a determinação dos sólidos fixos e voláteis. Após determinar a massa da amostra seca, a amostra foi calcinada em forno mufla a 550 ± 50°C, por um período de 15 a 20 minutos. Em seguida, a amostra foi resfriada em dessecador e pesada, obtendo-se P₂. A concentração dos sólidos totais fixos foi calculada pela relação das massas P₂ e P₀ e o volume da amostra. Já a concentração dos sólidos totais voláteis foi determinada pela diferença entre os sólidos totais e os sólidos totais fixos.

4.2.3.6 NTK

O procedimento realizado consistiu em colocar amostras diluídas em um balão Kjeldahl, juntamente com pérolas de vidro e reagente de digestão (ácido sulfúrico concentrado + catalizador da oxidação da matéria orgânica). Em seguida, procedeu-se com a digestão em bloco digestor a uma temperatura de 350 ± 50°C, por, no mínimo, 5 horas. Tubos sem amostra também eram preparados (apenas com os reagentes) para obtenção do branco.

O balão Kjeldahl foi então acoplado ao destilador, acrescentou-se água destilada e solução de hidróxido-tiosulfato, e o nitrogênio presente na solução resultante da digestão foi determinado na destilação por arraste de vapor até captação em ácido bórico, seguida de titulação com ácido sulfúrico diluído até o pH da amostra padrão (preparada apenas com ácido bórico e água destilada). Ressalta-se que o destilador foi limpo com solução tampão de borato, antes e após o uso do equipamento, a fim de evitar possíveis contaminações.

O valor do NTK foi determinado pela relação entre os volumes de ácido sulfúrico gastos para a amostra e o branco, a normalidade do ácido e o volume da amostra.

4.2.3.7 N-amoniacal

Para a análise de nitrogênio amoniacal, o procedimento consistiu em colocar amostras diluídas em béqueres, adicionar um certo volume de tampão de borato e ajustar o pH para 9,5 com NaOH 6N, anotando-se o volume necessário. Uma vez determinado esse volume, colocou-se as amostras diluídas (nas mesmas proporções anteriores) em um balão Kjeldahl, adicionou-se novamente tampão de borato e o volume de NaOH pré-determinado.

Da mesma forma que para a determinação de NTK, procedeu-se com a destilação da amostra de N-amoniacal, diferindo apenas pela não adição de outros reagentes. A amostra recolhida da destilação foi titulada até o pH da amostra padrão. Ressalta-se que o destilador foi limpo com solução tampão de borato, antes e após o uso do equipamento.

O valor do N-amoniacal foi determinado pela relação entre o volume de ácido sulfúrico gasto com a amostra, a normalidade do ácido e o volume da amostra.

4.2.3.8 Nitrito e nitrato

O método utilizado para a determinação do nitrito foi o colorimétrico, utilizando sulfanilamida associada com dicloridrato de N-(1-naftil) etilenodiamina, que produz uma cor púrpura na presença de nitrito.

A amostra dos fluidos foi previamente filtrada com membrana de acetato e celulose de 0,45 µm. Nesta amostra preparada, a leitura da absorbância foi realizada em espectrofotômetro. Uma curva de calibração para o equipamento foi estabelecida

e, na ocorrência de valores fora da curva, a amostra foi diluída para obter a variável absorbância. Por meio da equação da curva, os valores obtidos nas análises foram convertidos em quantitativos de concentração de nitrito, em mg/L.

O método utilizado para a determinação do nitrato também foi o colorimétrico, porém após a redução quantitativa do nitrato a nitrito, o que ocorre na presença de cádmio. O método utiliza grânulos de Cd tratados com sulfato de cobre (CuSO_4) empacotados em uma coluna.

A mesma amostra preparada para a análise de nitrito foi novamente analisada, agora com a coluna acoplada ao espectrofotômetro. Procedia-se com a leitura da absorbância e o resultado quantitativo foi obtido pela diferença das concentrações de nitrito obtidas com e sem a coluna de cádmio.

4.2.3.9 Alcalinidade total

Para a determinação da alcalinidade total do LARS, foi colocada 50 mL do fluido em um béquer de 100 mL e lido o pH inicial da amostra. Em seguida, foi feita a titulação, em agitação magnética moderada, com solução padronizada de H_2SO_4 0,20M, até o pH atingir 5,75, sendo anotado o volume gasto de ácido (V_1). Em seguida, zerou-se a bureta novamente e iniciou-se uma nova titulação até o pH atingir 4,3, sendo o volume gasto de ácido também anotado (V_2). A soma dos volumes V_1 e V_2 resulta no volume V_3 , referente à alcalinidade total, obtida pela relação deste volume, do volume da amostra e da normalidade do ácido.

4.2.3.10 Ácidos voláteis totais

Para a determinação dos ácidos voláteis totais da ARFM, foram realizados os mesmos passos do item anterior. Em seguida foi feita mais uma titulação, em agitação magnética moderada, com solução padronizada de H_2SO_4 0,20M, até o pH variar de 4,3 para 3,3. Colocou-se a amostra em fervura, com pérolas de vidro ao fundo do béquer para amenizar a turbulência da ebulição, por cerca de 3 minutos para remoção do dióxido de carbono.

Esperou-se a amostra esfriar até a temperatura ambiente e leu-se novamente o pH. Em agitação magnética moderada, mais uma titulação foi feita, agora com uma solução padronizada de NaOH ~ 0,05M até o pH atingir 4,0 e desprezou-se o volume

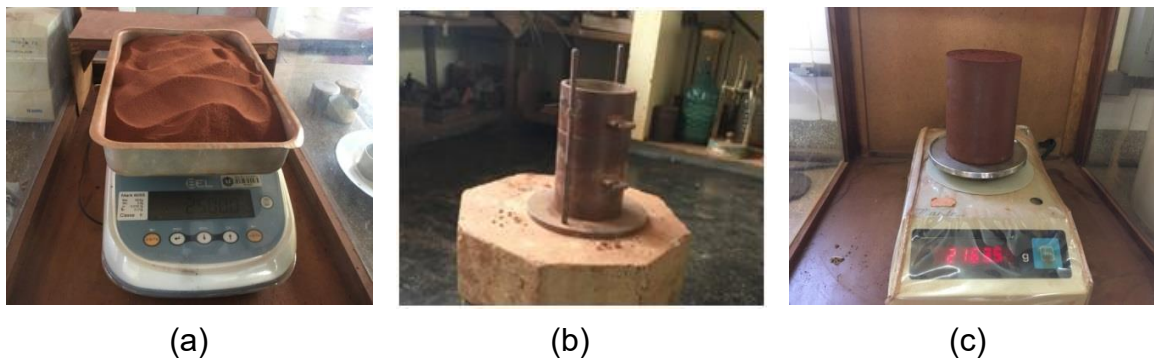
gasto. Para a última titulação, a solução de NaOH $\sim 0,05M$ foi adicionada novamente até o pH atingir 7,0, sendo anotado o volume gasto (V).

Nos cálculos, primeiramente foi obtida a alcalinidade a ácidos voláteis (AAV) pela relação do volume V, da normalidade da base e do volume da amostra. Em seguida, multiplicou-se esse valor por um fator de conversão (1,5 se $AAV \geq 180 \text{ mg/L}$ ou 1,0 se $AAV < 180 \text{ mg/L}$) para se obter a concentração de ácidos voláteis totais.

4.2.4 Compactação dos Solos

A compactação foi feita segundo a norma NBR 7182 (ABNT, 2016c), em um cilindro pequeno, de dimensões aproximadas de 10 cm de diâmetro e 12,7 cm de altura, empregando-se a Energia Normal de Proctor (6 kgf.cm/cm^3) por meio de 26 golpes de um soquete de 2,5 kg e 30,5 cm de altura de queda, em 3 camadas de mesma massa (Figura 20). Foi previsto o volume de água a ser adicionado para que se atingisse as umidades ótimas de compactação para cada solo, citadas anteriormente no item 4.1.2.3.

Figura 20 – Processo de compactação do solo: (a) amostra de solo preparada, (b) cilindro pequeno, (c) amostra já compactada.



Fonte: O próprio autor.

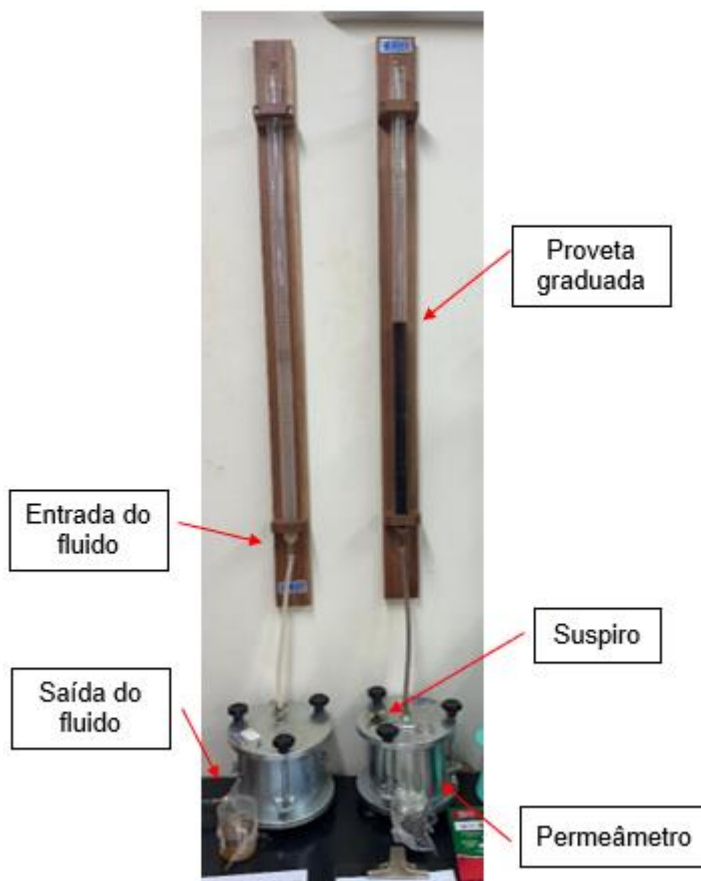
Foi realizado um controle de qualidade das amostras compactadas, aceitas apenas aquelas que atingiram um Grau de Compactação (GC) de no mínimo 98,0 % e um desvio do teor de umidade ótimo ($\Delta w_{ótimo}$) de $\pm 1,0 \%$.

4.2.5 Permeabilidade Saturada

Os coeficientes de permeabilidade saturados dos dois solos para os dois fluidos contaminantes e a água foram obtidos por meio de permeômetros de parede flexível e carga variável, segundo o Método B da NBR 14545 (ABNT, 2021), conforme exemplificado na Figura 21.

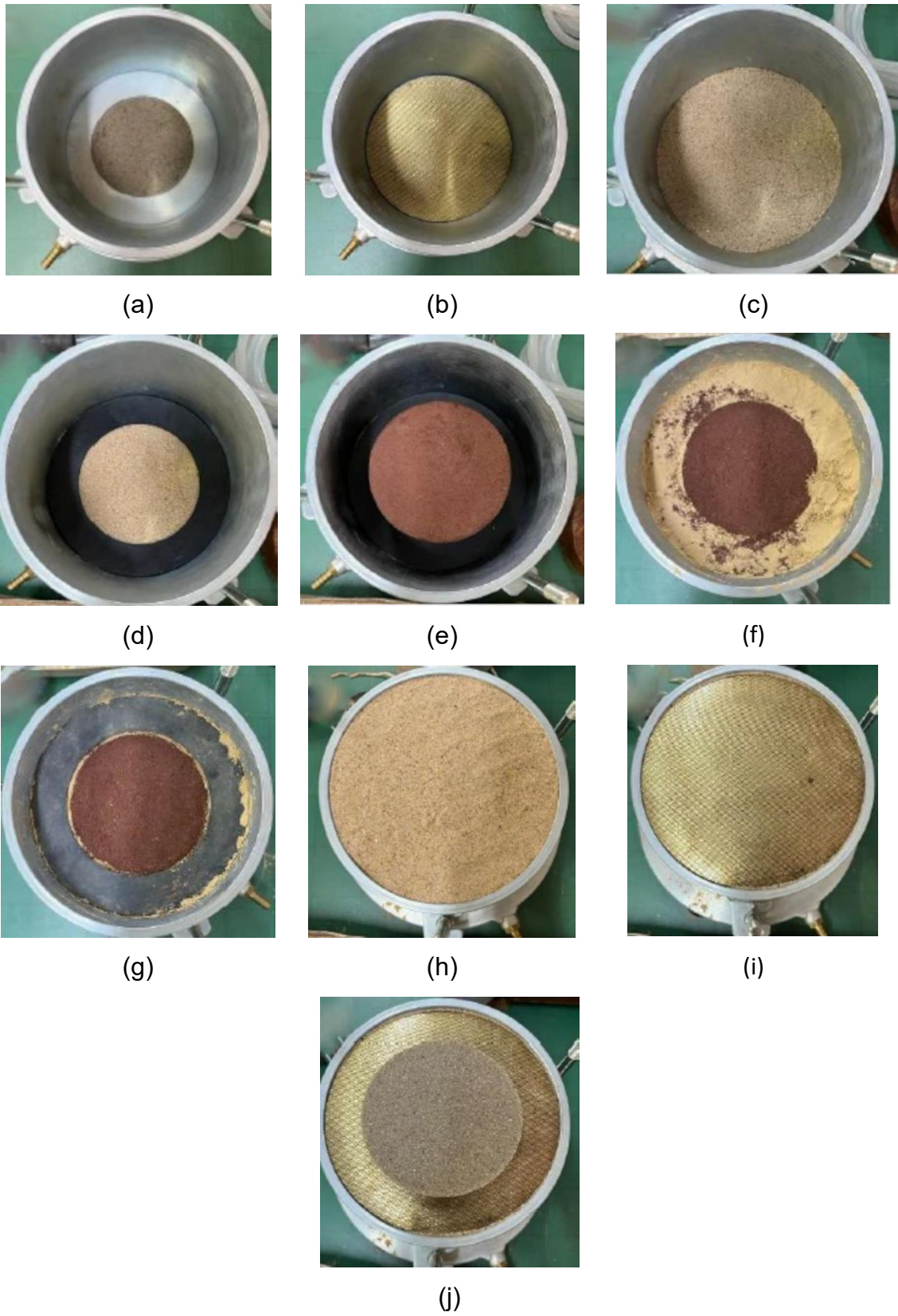
Os cilindros dos ensaios foram montados seguindo a ordem (Figura 22): pedra porosa (a), tela metálica perfurada (b), camada de areia (c), anel de borracha (d), corpo de prova (e), bentonita ao redor do corpo de prova (f), anel de borracha (g), camada de areia (h), tela metálica perfurada (i) e pedra porosa (j). Cada camada de areia possuía espessura em torno de 3,3 cm e os corpos de prova alturas em torno de 6,35 cm (metade do corpo de prova resultante da compactação).

Figura 21 – Permeômetros de carga variável.



Fonte: O próprio autor.

Figura 22 – Processo de montagem dos cilindros dos permeômetros.



Fonte: O próprio autor.

Após a montagem, deu-se início à saturação do sistema como um todo, o que levou em torno de 7 dias para o solo de Mandaguauçu e 15 dias para o solo de Londrina. Assim que o fluido começou a gotejar na saída do permeâmetro, iniciou-se as leituras. Foram coletados os dados iniciais e finais de horário e altura da coluna de fluido, além da temperatura. Cada ensaio teve uma duração de aproximadamente 3 meses para permitir a observação de possíveis processos de colmatção do solo.

Após o encerramento dos ensaios, os corpos de prova foram removidos dos permeâmetros e cortados ao meio, no sentido horizontal, formando porções de topo e base, para posteriores ensaios de caracterização da macro e microporosidade: Microtomografia Computadorizada de Raios-X (Micro-CT), Porosimetria por Intrusão de Mercúrio (PIM) e Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV).

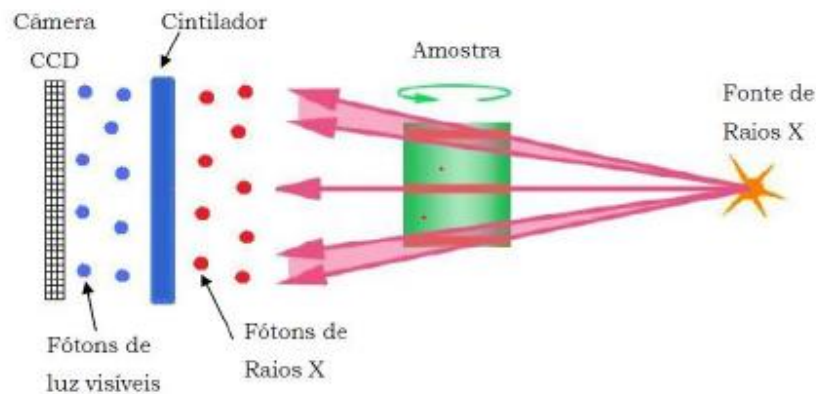
4.2.6 Caracterização da Macro e Microporosidade

4.2.6.1 Microtomografia computadorizada de raios-X (Micro-CT)

A Microtomografia Computadorizada de Raios-X (Micro-CT) é uma técnica não destrutiva que fornece imagens do interior de objetos. Ela se baseia no mapeamento da atenuação da radiação que incide ao atravessar o material, formando diversas projeções da amostra ao rotacioná-la. A radiação que não é atenuada pelo material é detectada em uma câmera CCD (*Charge Coupled Device*). Um algoritmo de reconstrução gera imagens das seções em 2D e o empilhamento destas, forma uma imagem 3D da amostra (JUSSIANI, 2012; 2016).

Segundo o mesmo autor, as imagens 2D dão informações da estrutura do material em uma dada fatia, como por exemplo, regiões porosas. Já a imagem 3D possui as mesmas características da amostra. As análises das seções 2D e 3D dependem de softwares adequados de tratamento de imagens e a aquisição dos dados é feita pela câmera CCD. Como essa câmera é sensível à luz, é necessário o uso de cintiladores que convertem os raios-X em luz visível. Nos sensores da câmera, essa luz é convertida em um sinal de corrente que produz um sinal analógico que é ampliado e convertido em um sinal digital. Este último é gravado no computador em valores de tons de cinza (0 a 255). A Figura 23 mostra uma representação do ensaio Micro-CT.

Figura 23 – Representação do sistema do ensaio de Micro-CT.



Fonte: Kalender, 2005.

As análises foram feitas em um microtomógrafo da marca Bruker®, modelo SKYSCAN 1173, apresentado na Figura 24. Como mencionado, após a finalização dos ensaios de permeabilidade, os corpos de prova foram retirados do permeâmetro, cortados ao meio no sentido horizontal, formando porções de topo e base. Estas porções foram levadas para estufa e, após a secagem, foi talhada uma pequena amostra (aproximadamente 0,5 cm de diâmetro), de cada metade do corpo de prova, como exemplifica a Figura 25. Além disso, foram também ensaiadas uma amostra de cada solo compactado, sem a percolação de fluido algum, consideradas padrões ou “brancos” para as análises, totalizando 14 amostras ensaiadas, identificadas conforme o Quadro 14.

Figura 24 – Microtomógrafo usado para o ensaio de Micro-CT.



Fonte: O próprio autor.

Figura 25 – Exemplo de amostra talhada para o ensaio de Micro-CT.



Fonte: O próprio autor.

Quadro 14 – Corpos de prova ensaiados na Micro-CT.

Solo	Fluido Percolado	Posição	Identificação
	-	-	LD-Branco
Londrina (LD)	LARS	Topo	LD-LARS-Topo
		Base	LD-LARS-Base
	ARFM	Topo	LD-ARFM-Topo
		Base	LD-ARFM-Base
	ÁGUA	Topo	LD-ÁGUA-Topo
		Base	LD-ÁGUA-Base
Mandaguaçu (MD)	-	-	MD-Branco
	LARS	Topo	MD-LARS-Topo
		Base	MD-LARS-Base
	ARFM	Topo	MD-ARFM-Topo
		Base	MD-ARFM-Base
	ÁGUA	Topo	MD-ÁGUA-Topo
		Base	MD-ÁGUA-Base

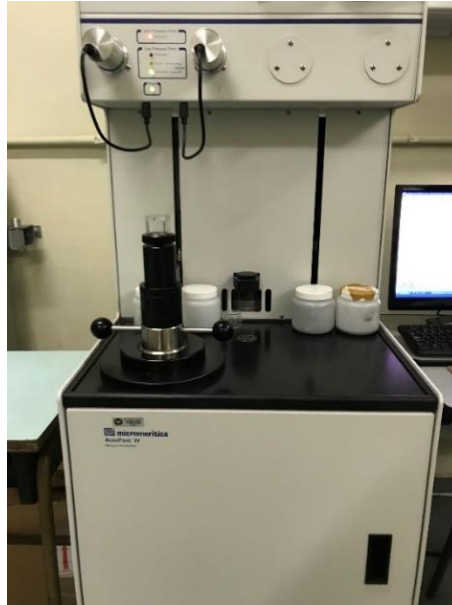
Fonte: O próprio autor.

4.2.6.2 Porosimetria por intrusão de mercúrio (PIM)

Para a análise de PIM, foram ensaiadas as amostras anteriormente utilizadas no ensaio não destrutivo de Micro-CT. Os ensaios de Porosimetria por Intrusão de Mercúrio foram realizados por meio de um porosímetro automatizado Micromeritics®

(Figura 26) com variação de pressões entre 0,1 e 60000 Psi (equivalente à faixa entre 0,69 e 413685,44 kPa), segundo define a norma D4404 (ASTM, 2018).

Figura 26 – Porosímetro.



Fonte: O próprio autor.

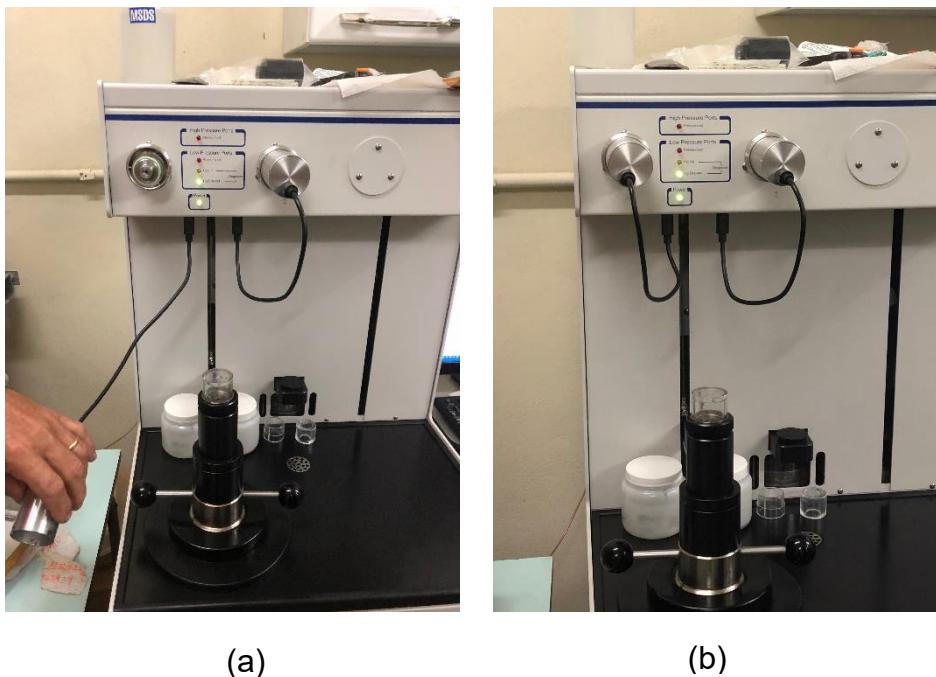
Neste ensaio, o corpo de prova foi colocado em um penetrômetro de volume conhecido constituído de um copo de vidro e uma haste revestida de metal (Figura 27). Feita a aferição da massa do conjunto, o penetrômetro foi acoplado ao equipamento e selado (Figura 28 (a) e (b)).

Figura 27 – Penetrômetro com o corpo de prova.



Fonte: O próprio autor.

Figura 28 – (a) Penetrômetro acoplado e (b) selado no porosímetro.



Fonte: O próprio autor.

Iniciou-se o preenchimento do penetrômetro com mercúrio sem aplicação de pressão e, conseqüentemente, sem que o metal penetrasse nos vazios do solo. Assim, foi possível determinar o volume do corpo de prova pela diferença entre os volumes do penetrômetro e do mercúrio.

Em seguida, foram aplicadas pressões gradativas até que o mercúrio preencha todos os vazios do solo, onde, sob pressões menores, os vazios maiores foram preenchidos, e sob pressões maiores, os vazios menores foram ocupados pelo metal. Pela diferença de massas da amostra, antes e depois da intrusão em cada pressão, e sabendo-se a massa específica do mercúrio, obteve-se o volume de metal intrudido para cada pressão aplicada. Ao final da intrusão, o volume total de mercúrio que penetrou no solo foi considerado igual ao volume total de vazios.

4.2.6.3 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

A análise microscópica dos solos utilizando Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) foi realizada por meio da metodologia com recobrimento em ouro, em um aparelho da marca FEI®, modelo Quantum 200, e fotografadas com um vídeo processador de cópias (Mitsubishi®), com chapa fotográfica (Fuji®) CK 100-S.

Estas análises foram realizadas em amostras diferentes das usadas na Micro-CT e na PIM, uma vez que essa última é uma técnica destrutiva. Contudo, para a MEV, também foram talhadas amostras das porções de topo e base dos corpos de prova ensaiados nos permeâmetros de carga variável e dos solos compactados sem percolação, após secagem em estufa, totalizando o mesmo número de amostras dos ensaios anteriores (14).

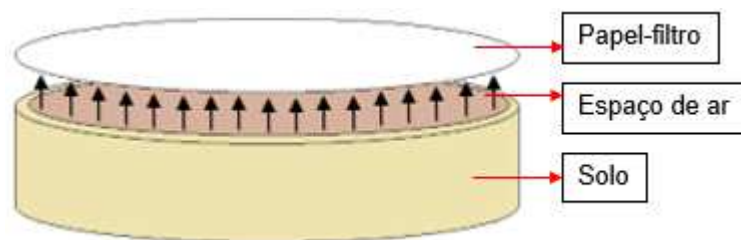
4.2.7 Curvas de Retenção para os Diferentes Fluidos

Para obtenção das curvas de retenção aos dois fluidos contaminantes e da água, optou-se pelo método do papel-filtro (Whatman nº 42) pela trajetória de umedecimento, segundo a norma D5298 (ASTM, 2016b).

A técnica do papel-filtro foi escolhida pela facilidade de execução, pelo baixo custo e pelo método conseguir medir uma expressiva faixa de sucção (MARINHO, 1994; LEONG e RAHARDJO, 2002; ASTM, 2016b; PURWANA, 2017). Já a escolha da trajetória de umedecimento se deu devido à menor possibilidade de erros no processo, baseado em experiências prévias do autor.

Como não há na literatura curvas de calibração do papel-filtro para medição da sucção matricial de fluidos diferentes da água, optou-se por analisar a sucção total, uma vez que no procedimento para medição desta, o espaço de ar entre o solo e o papel (Figura 29) gera uma barreira para os sais e outros compostos do fluido, permitindo apenas o fluxo de vapor de água, ou seja, água pura, viabilizando a utilização das calibrações já existentes (MARINHO, 1994; LEONG *et al.*, 2002; ASTM, 2016b).

Figura 29 – Esquema de montagem do procedimento para medição da sucção total.



Fonte: Adaptado de Pelaquim (2021).

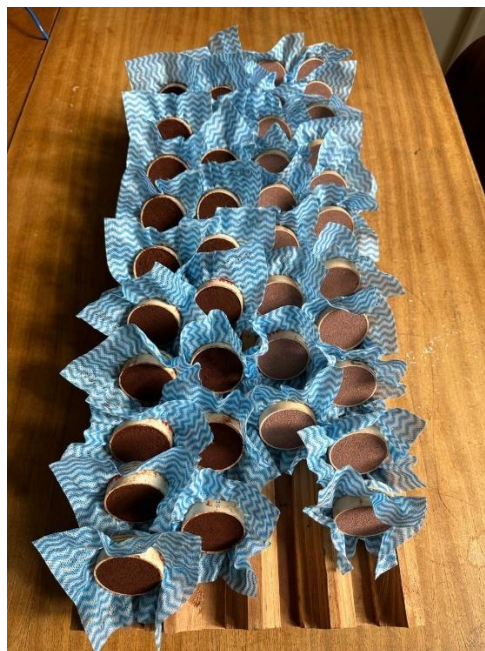
Para a moldagem das amostras foram usados anéis de PVC de dimensões aproximadas de 20 x 47,5 mm (altura x diâmetro), conforme Figura 30. Após a moldagem, os corpos de prova foram deixados secando ao ar, por aproximadamente 15 dias, para que alcançassem a menor umidade possível (Figura 31).

Figura 30 – Corpo de prova moldado para obtenção das curvas de retenção.



Fonte: O próprio autor.

Figura 31 – Corpos de prova secando ao ar.



Fonte: O próprio autor.

Para evitar que os corpos de prova eventualmente se soltassem do anel, devido à ocorrência de retração da amostra, foi utilizado tecido tipo Perfex® e um elástico na base do conjunto. Após a secagem ao ar, as massas foram aferidas e calculadas as

umidades alcançadas. A partir disso, foram estimados os volumes de fluidos a serem adicionados no solo para se atingir diferentes valores de umidades e assim, obter uma faixa de valores de sucção para análise.

Foram usados dois papéis-filtros sobrepostos por corpo de prova para medição da sucção total, sendo adotada a média dos dois papéis. Estes foram cortados com diâmetro ligeiramente menor que os anéis de PVC e pesados em balança de precisão de 0,0001 g para verificação de suas massas iniciais.

Após o umedecimento, por gotejamento e/ou capilaridade, e nova pesagem dos corpos de prova, o processo de montagem de cada conjunto foi feito na seguinte ordem: corpo de prova umedecido, espaçador perfurado e papéis-filtro, conforme Figura 32. O espaçador (Figura 33), feito de material inerte, evitou que os papéis entrassem em contato com o solo e garantiu a medição da sucção total.

Em seguida, o conjunto foi embrulhado em plástico filme e depois em papel alumínio, sendo identificados e armazenados em caixa de isopor para o período de equilíbrio entre o solo e os papéis-filtro (Figura 34). O processo de embalagem e armazenamento foi usado para evitar perdas ou ganhos de umidade entre o conjunto e o ambiente.

Figura 32 – Conjunto montado.



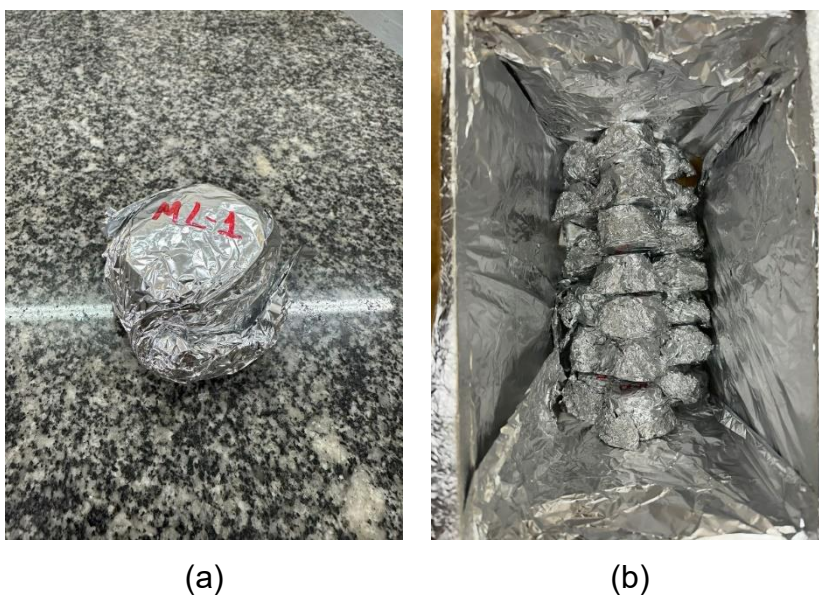
Fonte: O próprio autor.

Figura 33 – Espaçador perfurado.



Fonte: O próprio autor.

Figura 34 – (a) Conjunto embrulhado e (b) armazenado em caixa de isopor.



(a)

(b)

Fonte: O próprio autor.

O tempo de equilíbrio foi adotado conforme Marinho (1994) e Marinho e Oliveira (2006), que é dependente do valor de sucção, conforme Quadro 15.

Quadro 15 – Tempo de equilíbrio para medição de sucção total.

Valor de Sucção Total (kPa)	Tempo de Equilíbrio (dias)
0 – 100	Mais que 30
100 – 250	30
250 – 1000	15
1000 – 30000	7

Fonte: Adaptado de Marinho (1994) e Marinho e Oliveira (2006).

Passado o tempo de equilíbrio correspondente, os conjuntos foram desembrulhados e as massas dos corpos de prova e dos papéis-filtro aferidas. Vale salientar que todo o processo de manuseio dos papéis foi feito com luvas e pinça no menor tempo possível a fim de se evitar interferência do meio. Por fim, os corpos de prova e papéis-filtro foram levados à estufa para verificação de suas umidades após o equilíbrio.

Há na literatura uma discussão acerca do uso, ou não, das mesmas equações de calibração do papel-filtro para medições de sucção matricial e total (AL-KHAFAT e HANKS, 1974; VAN DER RAADT *et al.*, 1987; FREDLUND, 1992; HOUSTON *et al.*, 1994; HARRISON e BLIGHT, 1998; LEONG *et al.*, 2002; BULUT e WRAY, 2005; MARINHO e OLIVEIRA, 2006). Estes trabalhos afirmam que, para sucções acima de 1000 kPa, os valores medidos pelo papel-filtro são os mesmos para sucção matricial e total, independentemente se há contato, ou não, com o solo.

Além disso, tais trabalhos discutem a respeito de curvas de retenção à água, onde espera-se que a sucção osmótica não seja tão significativa e por isso caberia o uso das mesmas equações de calibração para ambas as sucções. Como neste trabalho foram usados fluidos diferentes da água, onde provavelmente a influência da sucção osmótica é significativa (HERNÁNDEZ-MENDOZA *et al.*, 2021; VÁSQUEZ-NOGAL e HERNÁNDEZ-MENDOZA, 2022), optou-se pelo uso de equações desenvolvidas exclusivamente para a medição de sucção total.

Portanto, as sucções, baseadas nas umidades atingidas pelos papéis-filtro, foram determinadas segundo as Equações 53 e 54 (LEONG *et al.*, 2002), para sucção total, e as curvas obtidas foram ajustadas pelos modelos de Gitirana Jr. e Fredlund (2004) e Costa e Cavalcante (2021), conforme descrito no item 3.4.3.2.

$$w_{papel} < 26\% \rightarrow \psi_{papel} = 10^{(5,31 - 0,0879 \cdot w_{papel})} \quad \text{Equação 53}$$

$$w_{papel} \geq 26\% \rightarrow \psi_{papel} = 10^{(8,778 - 0,222 \cdot w_{papel})} \quad \text{Equação 54}$$

4.2.8 Curvas de Condutividade Hidráulica Não Saturada

As curvas de condutividade hidráulica não saturada para os dois solos percolados com os fluidos contaminantes e a água foram estimadas utilizando o

modelo de Costa e Cavalcante (2021) a partir dos parâmetros derivados das equações de ajuste da curva de retenção do mesmo modelo e do coeficiente de permeabilidade saturada médio obtido nos ensaios de permeabilidade a carga variável.

4.2.9 Difusão Molecular

Para garantir o gradiente de concentração entre os solos saturados e os fluidos contaminantes (LARS e ARFM) nos ensaios de difusão molecular, os efluentes foram colocados acima das amostras de solos, mantendo o fluxo hidráulico praticamente nulo. Os ensaios de difusão molecular foram executados contemplando as seguintes etapas:

4.2.9.1 Preparação e saturação dos corpos de prova

Os solos foram compactados nos seus parâmetros ótimos em equipamento mini-Proctor, conforme norma 258-ME (DNIT, 2023), com dimensões aproximadas de 4,4 x 10 cm (diâmetro x altura), já dentro dos tubos de PVC que fizeram parte da célula de difusão (Figura 35). O interior dos tubos foi lixado para que se tivesse uma certa rugosidade e melhorasse a aderência do solo à parede, de forma que não houvesse (ou minimizasse ao máximo) a possibilidade de fluxo entre o corpo de prova e a parede do tubo, conforme Lima (2018) e Costa (2021).

Figura 35 – Amostra compactada para ensaios de difusão.



Fonte: O próprio autor.

Um pedaço de tecido tipo Perfex® foi fixado na parte inferior do tubo, com o uso de elástico, para que o conjunto fosse levado para a saturação em água destilada (Figura 36).

Figura 36 – (a) Conjunto corpo de prova com o Perfex® e (b) processo de saturação.



Fonte: O próprio autor.

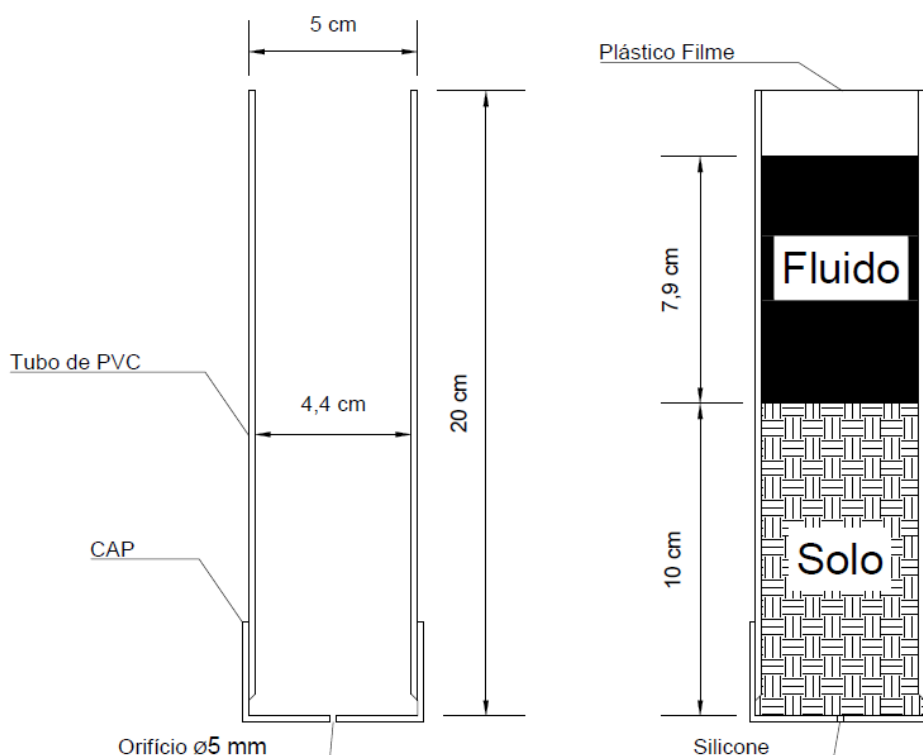
Após a confirmação da saturação, indicada com a formação de uma pequena lâmina de água na superfície dos corpos de prova, um CAP com orifício de aproximadamente 5 mm de diâmetro, para evitar criação de vácuo na parte inferior do corpo de prova, foi colocado na base do conjunto. Posteriormente, o CAP foi fixado e selado com cola própria para PVC e, em seguida, o orifício foi fechado com um pedaço de borracha e silicone.

4.2.9.2 Contaminação dos corpos de prova

Após a confirmação da saturação e fechamento inferior da célula, iniciou-se a contaminação dos corpos de prova. A montagem da célula de difusão e o procedimento do ensaio foram feitos segundo Mangieri (2008) e Gonçalves *et al.* (2019), com adaptação das dimensões, conforme Figura 37.

Os efluentes foram colocados acima do corpo de prova de solo, resultando em uma coluna de volume aproximado de 120 cm³. Por fim, o conjunto foi coberto com plástico filme fixado com fita adesiva para evitar interferências externas, bem como minimizar a entrada de oxigênio no sistema.

Figura 37 – (a) Modelo adaptado dos propostos por Mangieri (2008) e Gonçalves *et al.* (2019) e (b) células de difusão montadas para este trabalho.



(a)



(b)

Fonte: (a) Adaptado de Mangieri (2008) e Gonçalves *et al.* (2019) e (b) o próprio autor.

4.2.9.3 Análise temporal e espacial dos ensaios de difusão

Foram determinados alguns períodos, a partir da contaminação, para cada célula de difusão de cada solo e cada fluido para análise da atenuação dos contaminantes. Os períodos foram escolhidos conforme Gonçalves *et al.* (2019) e são

apresentados no Quadro 16. Quatro análises serão feitas ainda nos primeiros 10 dias, visto que Mangieri (2008) relata que neste período ocorreram as maiores interações entre o solo e o fluido. Posteriormente, os intervalos de tempo foram fixados em 15 dias, totalizando um tempo de 100 dias de estudos e 20 corpos de prova por solo/contaminante, 40 no total.

Quadro 16 – Cronograma de análises e identificação dos corpos de prova dos ensaios de difusão.

Tempo de contato (dias)	Solo			
	Londrina		Mandaguaçu	
	Fluido contaminante			
	LARS	ARFM	LARS	ARFM
Identificação do corpo de prova				
1	LD-LARS-1	LD-ARFM-1	MD-LARS-1	MD-ARFM-1
3	LD-LARS-2	LD-ARFM-2	MD-LARS-2	MD-ARFM-2
5	LD-LARS-3	LD-ARFM-3	MD-LARS-3	MD-ARFM-3
10	LD-LARS-4	LD-ARFM-4	MD-LARS-4	MD-ARFM-4
25	LD-LARS-5	LD-ARFM-5	MD-LARS-5	MD-ARFM-5
40	LD-LARS-6	LD-ARFM-6	MD-LARS-6	MD-ARFM-6
55	LD-LARS-7	LD-ARFM-7	MD-LARS-7	MD-ARFM-7
70	LD-LARS-8	LD-ARFM-8	MD-LARS-8	MD-ARFM-8
85	LD-LARS-9	LD-ARFM-9	MD-LARS-9	MD-ARFM-9
100	LD-LARS-10	LD-ARFM-10	MD-LARS-10	MD-ARFM-10

Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

Após cada período de contato, a maior parte do fluido foi recolhido da célula de difusão com o auxílio de pipetas, evitando a coleta de partículas sólidas dos solos, e levado para as análises. Já os corpos de prova foram deixados secando ao ar e, posteriormente, cortados na horizontal em três fatias de aproximadamente 3,33 cm de altura, para análise da atenuação em profundidade (análise espacial).

4.2.9.4 Análises de atenuação dos contaminantes após difusão

Os contaminantes analisados para acompanhamento da atenuação do potencial poluidor dos fluidos pelos solos após o processo de difusão molecular foram o sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg). Esses íons foram escolhidos porque estão presentes de forma significativa na composição dos fluidos e podem

causar prejuízo para a potabilidade da água subterrânea. Além disso, foram avaliadas as variações de pH, condutividade elétrica e DQO, dos fluidos, e de pH, dos solos, após os tempos de contato. Os métodos usados foram os mesmos já citados anteriormente nos itens 4.2.2 e 4.2.3.

4.2.10 Sorção (*Batch Tests*)

As análises de sorção foram feitas por ensaios em batelada (*batch tests*), com algumas adaptações da norma D4646 (ASTM, 2016a), e, posteriormente, foram elaboradas as isotermas de sorção. Os contaminantes analisados nestes ensaios foram o sódio (Na) e o potássio (K), uma vez que foram os que mostraram um comportamento mais regular nos ensaios de difusão molecular.

Foi adotado a proporção solo-solução de 1:20, conforme ASTM (2016a), com a utilização de 2,5 g de solo seco e 50 mL de solução. Para a produção das soluções foram utilizados os sais NaCl e KCl, diluídos em água destilada. A massa de sal usada foi obtida por meio de cálculos estequiométricos a fim de se alcançar a concentração máxima de cada contaminante entre os dois fluidos (2405 mg/L para o Na e 1950 mg/L para o K – vide Tabela 2 adiante). Leituras dessas soluções iniciais foram feitas para confirmação da concentração atingida.

Como a massa de solo foi reduzida e as concentrações máximas dos contaminantes elevadas, optou-se por diluir as soluções para evitar a saturação dos sítios ativos dos solos. Portanto, dilui-se até a concentração de 10% da máxima, sendo essa o maior valor utilizado nos ensaios. A partir dela, foram feitas novas diluições para se obter concentrações ainda menores, resultando em cinco valores diferentes.

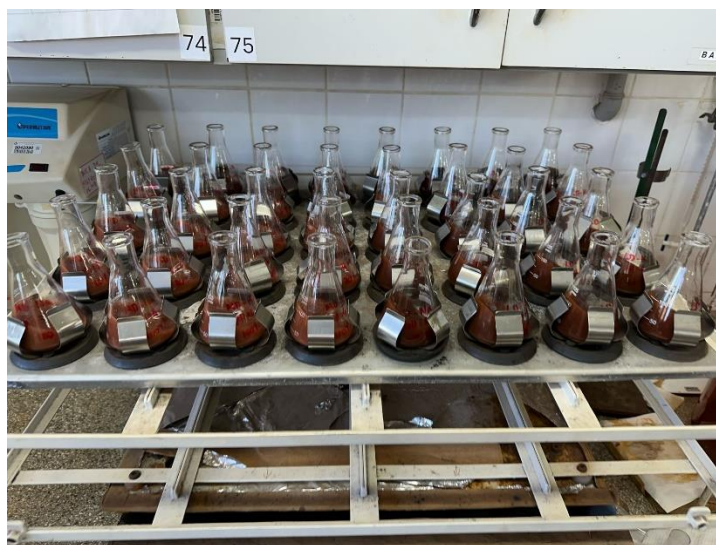
Além disso, como o pH pode influenciar no comportamento de sorção e cada um dos dois fluidos possuíam pHs distintos (LARS de 8,00 e ARFM de 3,91), após as diluições, foi feito o ajuste deste parâmetro das soluções com o uso de NH₄OH, para o pH básico, e HCl, para o pH ácido, para se chegar à situação próxima a real dos fluidos. O Quadro 17 resume as condições, resultando em um total de 40 amostras. Salienta-se que, devido a erros intrínsecos ao procedimento de preparo das soluções, como imprecisão da balança e das vidrarias, a concentração inicial foi um pouco maior da estimada.

Quadro 17 – Condições dos ensaios de sorção realizados.

Solo	pH	Contaminante	Concentrações (mg/L)
Londrina	3,91 e 8,00	Na	265,7; 186,0; 132,9; 79,7 e 26,6
		K	222,9; 156,1; 111,5; 66,9 e 22,3
Mandaguaçu	3,91 e 8,00	Na	265,7; 186,0; 132,9; 79,7 e 26,6
		K	222,9; 156,1; 111,5; 66,9 e 22,3

Fonte: O próprio autor.

Os solos e as soluções foram colocados em erlenmeyers de 125 ml e agitadas em *shaker* por um período de 24 horas, com rotação de 200 rpm e temperatura ambiente, conforme Figura 38. Após o período de agitação, as fases sólidas e líquidas foram separadas por meio de filtragem em uma membrana de acetato celulose de porosidade de 0,45 μm . As amostras filtradas foram levadas para leitura em fotômetro de chama, conforme metodologia já mencionada no item 4.2.3, para obtenção das concentrações finais de Na e K de cada ensaio.

Figura 38 – Misturas solo-solução em agitação.

Fonte: O próprio autor.

A partir das concentrações iniciais e finais, a massa de contaminante sorvida por unidade de massa do solo (S) foi obtido segundo a Equação 47 (citada no item 3.6.1). Os pares de valores S versus C_e de cada contaminante foram plotados em gráficos e os pontos foram ajustados com os modelos de Langmuir e Freundlich.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são apresentados os resultados dos ensaios laboratoriais, bem como suas discussões.

5.1 IDENTIFICAÇÃO DOS ELEMENTOS TROCÁVEIS DA SOLUÇÃO DOS SOLOS

Na Tabela 1 são mostradas as concentrações de cada elemento trocável identificado na solução dos solos, antes de qualquer contato com os fluidos contaminantes.

Tabela 1 – Elementos trocáveis da solução dos solos.

Elemento (mg/dm ³)	Solo	
	Londrina	Mandaguaçu
Ca	70,14	73,15
Mg	37,67	23,70
Na	8,00	7,00
Al	197,42	314,79
K	35,19	43,01
P	1,47	1,08
Cu	7,40	0,00
Fe	100,10	20,10
Mn	31,90	1,90
Zn	0,00	0,00

Fonte: O próprio autor.

Os resultados indicam que ambos os solos possuem bastante semelhanças na composição de suas soluções, principalmente nas concentrações de cálcio, sódio, fósforo e zinco. Comparando os dois solos, o de Londrina apresentou concentração maior de ferro e o de Mandaguaçu, de alumínio.

A caulinita é o mineral de argila predominante nos dois solos, frequentemente associada a grandes quantidades de óxidos de Fe e Al (SILVA *et al.*, 2012). Nas regiões geologicamente estáveis dos trópicos há uma evolução histórica complexa devido a múltiplas mudanças climáticas e ciclos geomórficos. A evolução química desses solos tende a resultar na remoção parcial ou completa de silício e bases, e no acúmulo de elementos menos móveis, com uma tendência à permanência de alumínio e ferro (MUGGLER *et al.*, 2007).

Ademais, Melo *et al.* (2009) indicam que solos que passaram por intenso intemperismo geralmente são pobres em potássio, possuindo uma reserva limitada desse nutriente, fato corroborado pelos resultados deste componente (35,19 e 43,01 mg/dm³ para o solo de Londrina e Mandaguaçu, respectivamente). O cálcio, o magnésio e o sódio geralmente também se encontram em baixa concentração nos solos ácidos, fortemente intemperizados sob clima tropical, típicos de muitas regiões do Brasil (PROCHNOW *et al.*, 2010; RODRIGUES *et al.*, 2010; SALVADOR *et al.*, 2011), situação dos solos estudados neste trabalho.

Por fim, além da CTC dos dois solos serem relativamente baixas, principalmente para o solo de Mandaguaçu (vide Quadro 7 do item 4.1.2.2), eles têm menos sítios ativos com cargas negativas para retenção de cátions e a saturação por bases é baixa. Tais fatores diminuem a adsorção de cátions básicos, como os de cálcio, magnésio, potássio e sódio (GONÇALVES, 2016), e favorecem a lixiviação desses elementos pelo solo, podendo atingir as águas subterrâneas.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DOS FLUIDOS CONTAMINANTES

Na Tabela 2 é apresentada a caracterização físico-química dos dois fluidos contaminantes brutos.

Em relação ao LARS, pode-se afirmar que o efluente apresenta características de lixiviados de aterros de RSU na fase metanogênica de degradação dos resíduos, uma vez que apresentou altos valores de pH (básico), alcalinidade, N-amoniaco, DQO e STF, resultando em baixos valores de DBO/DQO e elevados valores de STF/ST (RENOU *et al.*, 2008; CASTRO, 2012; OLIVEIRA, 2012, KAWAHIGASHI *et al.*, 2014; BOVE *et al.*, 2015; GONÇALVES *et al.*, 2019; RODRIGUES, 2021). Além disso, a análise indicou elevadas concentrações de sódio e potássio, e considerável presença de cálcio e magnésio. Estes elementos podem ser percolados pelo solo, chegando às águas subterrâneas e prejudicando a sua potabilidade.

Já a ARFM apresentou pH ácido e valor de DQO elevado, este último indicando a alta concentração de matéria orgânica, conforme Andreani *et al.* (2019) e Taiatele Jr. (2023). Além disso, foram identificados alguns macros e micronutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo, cálcio, sódio, magnésio e potássio, conforme reportado por Damasceno *et al.* (2003), Lucas *et al.* (2015), Kummer *et al.* (2016);

Torres *et al.* (2017), Martinez-Burgos *et al.* (2020), Meier *et al.* (2020) e Bolonhesi *et al.* (2023).

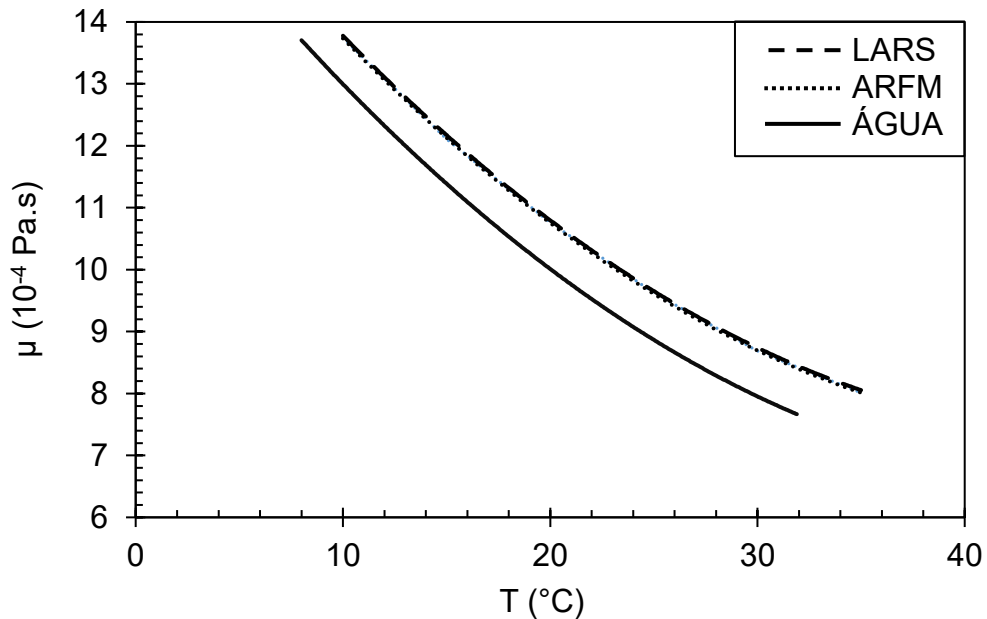
Tabela 2 – Caracterização físico-química dos fluidos contaminantes brutos.

Parâmetro	Fluido	
	LARS	ARFM
pH	8,00	3,91
Condutividade Elétrica (mS/cm)	24,20	6,01
DQO (mg/L)	10680	14506
DBO (mg/L)	1459	2297
DBO/DQO	0,14	0,16
Sólidos Totais - ST (mg/L)	19070	4865
Sólidos Totais Fixos - STF (mg/L)	12038	415
Sólidos Totais Voláteis - STV (mg/L)	7032	4419
STF/ST	0,63	0,09
NKT (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	2692	144
N-amoniaco (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	2202,00	6,75
Nitrito (mg/L)	0,41	0,09
Nitrato (mg/L)	1,18	3,58
Alcalinidade (mg/L)	11581	-
Ácidos Voláteis (mg/L)	-	570
Ca (mg/L)	141,00	61,70
Na (mg/L)	2405,00	11,30
Mg (mg/L)	84,70	29,30
K (mg/L)	1950	860
P (mg P-PO ₄ /L)	6,83	13,60
Fe (mg/L)	17,70	1,76
Mn (mg/L)	0,31	2,86
Cu (mg/L)	0,00	0,00
Zn (mg/L)	0,22	0,07

Nota: LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

A Figura 39 apresenta as curvas dos resultados do ensaio de viscosidade para o LARS e a ARFM, além da curva da água para comparação, obtida a partir dos dados fornecidos na NBR 14545 (ABNT, 2021). Os dados foram ajustados por uma linha de tendência polinomial e as equações da relação entre viscosidade e temperatura obtidas, segundo a Tabela 3.

Figura 39 – Curvas de viscosidade x temperatura para os dois fluidos e a água.

Nota: LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca; μ = Viscosidade; T = Temperatura.

Fonte: O próprio autor.

Tabela 3 – Equações da relação entre viscosidade e temperatura para os três fluidos.

Fluido	Equação $\mu \times T$
LARS	$\mu = 0,0046.T^2 - 0,436.T + 17,678$
ARFM	$\mu = 0,0046.T^2 - 0,436.T + 17,634$
ÁGUA	$\mu = 0,0046.T^2 - 0,438.T + 16,908$

Nota: LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca; μ = Viscosidade (10⁻⁴ Pa.s); T = Temperatura (°C).

Fonte: O próprio autor.

Nota-se que, como qualquer fluido Newtoniano, a viscosidade e a temperatura dos líquidos em questão têm uma relação inversamente proporcional: quando há um aumento de temperatura, a viscosidade tende a diminuir. O LARS e a ARFM possuem a tendência de viscosidade *versus* temperatura semelhante, com as curvas praticamente sobrepostas e as equações com uma pequena diferença apenas no termo constante. Já comparando com a água, os dois fluidos também não se diferenciaram significativamente, indicando que a viscosidade não será um fator determinante na diferença de comportamento de permeabilidade dos solos frente aos dois líquidos contaminantes, assim como observado por Lin *et al.* (2003).

5.3 PERMEABILIDADE SATURADA

A Tabela 4 mostra a média dos índices físicos iniciais dos corpos de prova compactados que foram usados nos ensaios de permeabilidade saturada para os dois fluidos contaminantes (LARS e ARFM) e a água.

Tabela 4 – Média dos índices físicos iniciais dos corpos de prova usados nos ensaios de permeabilidade.

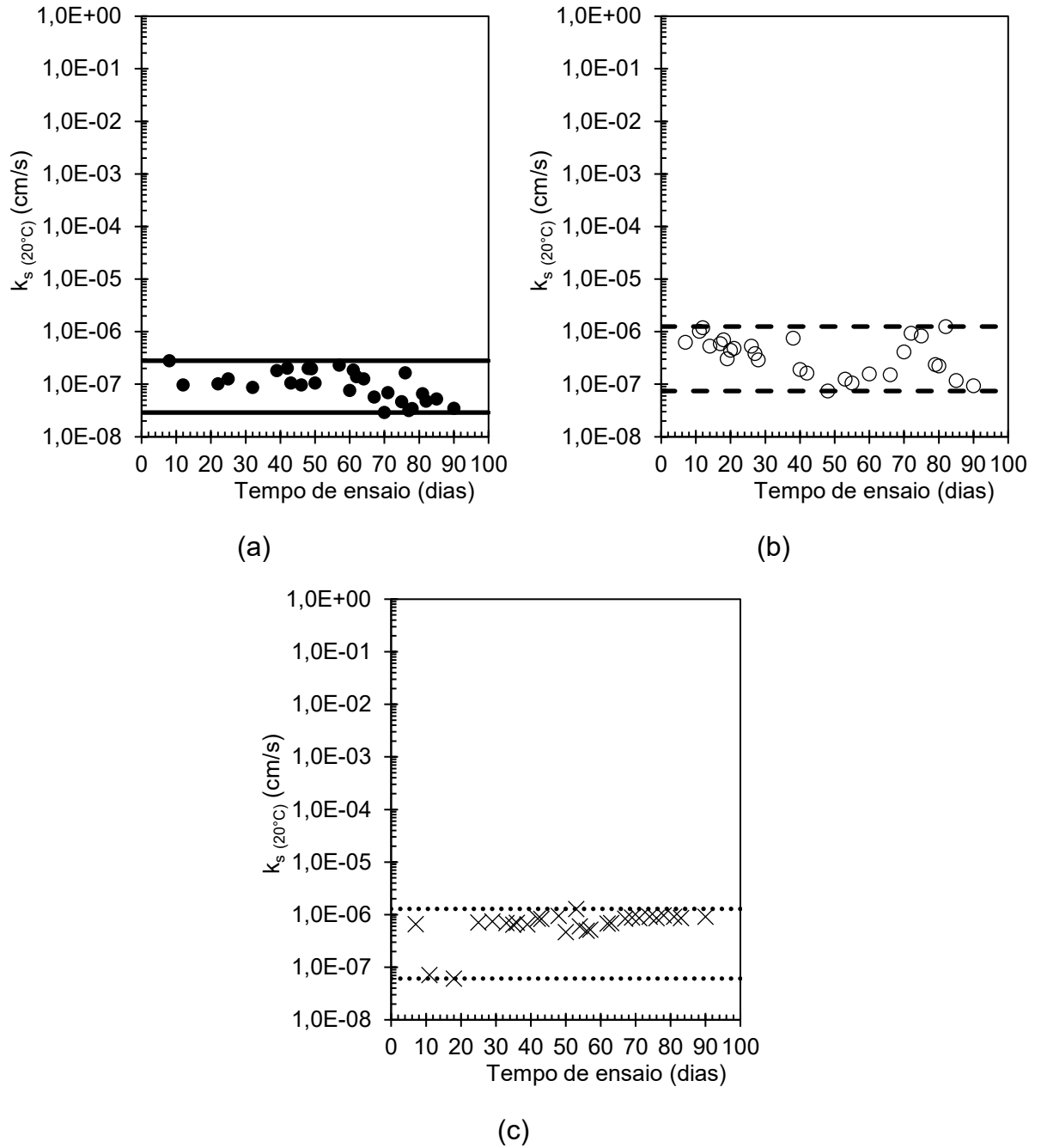
Índice Físico	Solo	
	Londrina	Mandaguaçu
Umidade gravimétrica - w (%)	33,05	13,38
Desvio do teor de umidade ótimo - $\Delta w_{ót}$ (%)	+ 0,65	- 0,62
Massa específica - ρ (g/cm ³)	1,87	2,09
Massa específica seca - ρ_d (g/cm ³)	1,41	1,85
Índice de vazios - e	1,15	0,46
Porosidade - η (%)	53,49	31,51
Grau de saturação - S_r (%)	77,27	78,43
Grau de compactação - GC (%)	98,53	99,13

Fonte: O próprio autor.

Nota-se que, tanto a umidade gravimétrica, quanto o grau de compactação, estão dentro do controle de qualidade estipulado, conforme citado no item 4.2.4, com $\Delta w_{ót} = \pm 1,00\%$ e $GC \geq 98\%$.

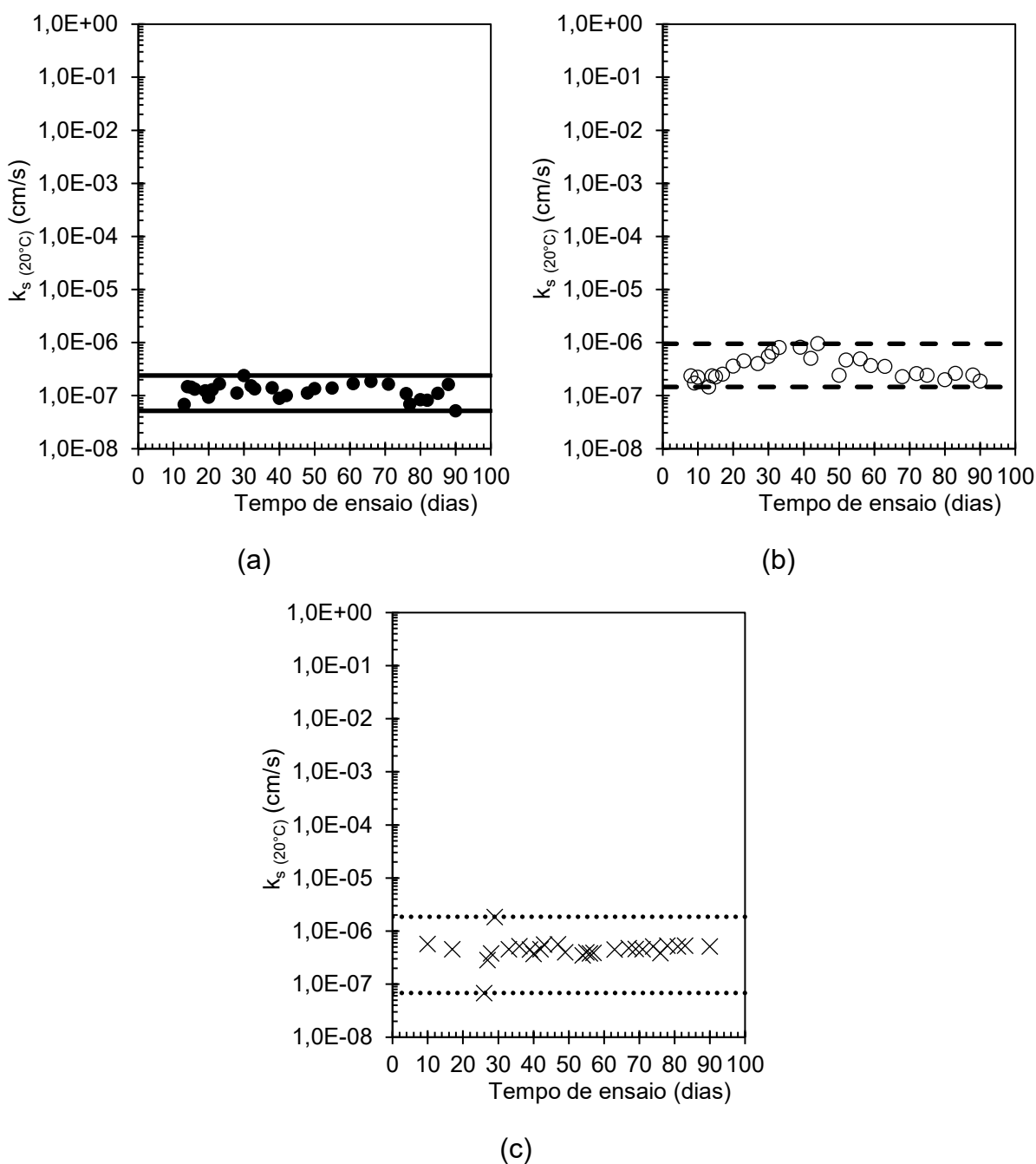
Nas Figuras 40 e 41 são apresentados os coeficientes de permeabilidade saturada (k_s), já convertidos para a temperatura padrão de 20°C, para o solo de Londrina e Mandaguaçu, respectivamente. Em cada gráfico são indicados os limites superior e inferior da variação dos valores de k_s , mostrando a faixa de variação do parâmetro ao longo do tempo.

Figura 40 – $k_s(20^\circ\text{C})$ ao longo dos ensaios de permeabilidade para o solo de Londrina percolado com (a) LARS, (b) ARFM e (c) ÁGUA.



Fonte: O próprio autor.

Figura 41 – $k_s(20^\circ\text{C})$ ao longo dos ensaios de permeabilidade para o solo de Mandaguaçu percolado com (a) LARS, (b) ARFM e (c) ÁGUA.



Fonte: O próprio autor.

A oscilação dos valores de k_s , observada nas Figura 40 e 41, pode ser explicada pela transformação de poros menores em maiores sob os efeitos da percolação e, em certo grau, o aumento contínuo dos poros causou o rearranjo da estrutura e a consequente diminuição da porosidade, iniciando este ciclo novamente (XU *et al.*, 2021). Para os ensaios executados com água, os valores de k_s oscilaram

no início e, mais ao final dos ensaios, tenderam a um valor aproximadamente constante.

Observa-se ainda que houve uma leve tendência de queda do valor do coeficiente de permeabilidade ao longo do tempo para os quatro ensaios executados com os fluidos contaminantes (LARS e ARFM), principalmente quando se observa os valores iniciais e finais. O mesmo comportamento foi observado por diversos autores, como Francisca e Glatstein (2010), Li *et al.* (2013), Karkush e Ali (2020), Khodary *et al.* (2020), Alo *et al.* (2021) e Khodary *et al.* (2023). Tais autores atribuem esta questão a possíveis colmatações dos poros por processos físicos, químicos e microbiológicos, tais como sedimentação dos sólidos em suspensão dos fluidos, carreamento de partículas finas do solo e precipitação de produtos das reações químicas e microbiológicas, fenômenos esses exemplificados melhor a seguir.

Xie *et al.* (2020) afirmam que a quebra de substâncias orgânicas dos fluidos por atividade biológica permite a geração de CO_2 que, ionizado em CO_3^{2-} e, reagindo com o Ca^{2+} em pH alcalino, forma precipitado de carbonato de cálcio insolúvel. O precipitado é depositado na superfície das partículas e nos poros do solo, diminuindo a permeabilidade por colmatação a longo prazo. Isso pode ter ocorrido nos casos dos ensaios com percolação do LARS, que possui um pH alcalino (pH = 8,00), favorecendo a precipitação de CaCO_3 pela atividade biológica de microrganismos inerente aos solos.

Shariatmadari *et al.* (2018), Wen *et al.* (2020) e Etim *et al.* (2022) identificaram que a presença de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, e de matéria orgânica em abundância nos fluidos percolantes favorece e estimula a formação de colônias de bactérias e fungos, gerando biofilmes e, conseqüentemente, colmatação, dependendo do tamanho dos microrganismos e dos poros do solo. Essa questão pode ter acontecido para ambos os fluidos, já que foram identificadas manchas escuras no topo do corpo de prova quando os ensaios foram desmontados, conforme exemplificado na Figura 42.

Figura 42 – Exemplo de manchas escuras no topo do corpo de prova após a percolação dos fluidos contaminantes.



Fonte: O próprio autor.

Frenkel *et al.* (1992) e Tarchitzky *et al.* (1999) encontraram em seus estudos que a interação entre as moléculas orgânicas dissolvidas nos fluidos e as partículas de argila do solo podem aumentar a dispersão da estrutura porosa e, conseqüentemente, reduzir a permeabilidade. Esse comportamento é atribuído à adsorção das moléculas orgânicas, carregadas negativamente, nas bordas das partículas de argila, carregadas positivamente, dificultando a manutenção estrutural do solo. Esta situação pode ter ocorrido para a percolação dos dois fluidos, visto que ambos possuem matéria orgânica em sua composição que podem ter reagido com as partículas de argila presentes nos dois solos.

Além disso, pode-se notar que os valores de k_s foram menores quando os solos foram percolados com o LARS, que possui um pH alcalino e alta concentração de sódio. Eltarabily *et al.* (2015) e Khodary *et al.* (2020) afirmam que fluidos mais alcalinos tendem a diminuir a permeabilidade do solo devido à dispersão da estrutura e conseqüente diminuição de sua porosidade. Conciani e Barbosa (2013), Motta e Ferreira (2013), Futai *et al.* (2015), Collares e Vilar (2017) e Zanin *et al.* (2021) ainda dizem que líquidos ricos em sódio agem como dispersantes, quebrando as ligações cimentícias da estrutura do solo, reduzindo o tamanho dos poros.

Por fim, baseado nos resultados de Oztoprak e Pisirici (2011), Zhao *et al.* (2016), Khan *et al.* (2017) e Leme e Miguel (2018), quando fluidos que contém

compostos sólidos em suspensão são percolados no solo, como é o caso do LARS e da ARFM, a deposição destes sólidos pode bloquear os poros do meio, dificultando a passagem dos líquidos, resultando em uma redução da permeabilidade com o tempo. Vinten *et al.* (1983) e Levy *et al.* (1999) ainda afirmam que esse processo depende da textura do solo, responsável pela estrutura do sistema poroso, e a concentração de sólidos em suspensão no líquido.

Segundo Allison (1947), o processo de colmatção dos poros do solo ao longo da percolação é dividida em três fases. Na fase 1, a redução na permeabilidade é provavelmente causada por mudanças estruturais, como expansão e dispersão. Na fase 2, a permeabilidade passa por um leve aumento até atingir um nível máximo, possivelmente devido à liberação de gases aprisionados, o que aumenta o tamanho efetivo dos poros, facilitando a percolação. Na fase 3 observa-se uma rápida diminuição na permeabilidade, que pode ser atribuída ao acúmulo de células de microrganismos e resíduos metabólicos, à desagregação lenta dos agregados do solo e à dispersão causada pela ação de microrganismos sobre os materiais orgânicos que mantêm o solo agregado.

Tal comportamento discutido por Allison (1947) não pôde ser observado com muita evidência nos resultados das Figura 40 e 41. Isso pode ser atribuído ao fato de que as leituras começaram a ser feitas a partir de 7 ou 15 dias após o início da percolação (período de saturação dos corpos de prova), impedindo a identificação com clareza das fases 1 e 2 do processo, assim como visto por Jiang e Matsumoto (1995).

A Tabela 5 apresenta os valores médios do coeficiente de permeabilidade saturada ($\overline{k_s}$) para as seis condições de ensaio. Percebe-se que a potência 10^{-7} , obtida pela percolação com água, foi mantida com a percolação dos dois fluidos contaminantes. Contudo, se os ensaios fossem realizados por mais tempo, provavelmente a colmatção dos poros do solo causada pelos fluidos devido aos processos citados anteriormente seria cada vez maior e a redução do $\overline{k_s}$ seria mais pronunciada, podendo alterar até mesmo a potência de 10^{-7} .

Boscov (2008) afirma que solos com esta grandeza de permeabilidade mostrada na Tabela 5 se enquadram como materiais de baixa permeabilidade, indicados para uso em barreiras impermeabilizantes e, segundo a classificação de Ferreira (1999) *apud* Freire *et al.* (2003), que qualifica quão rápida é a permeabilidade, todos os valores de $\overline{k_s}$ se enquadram como “muito lento”, estando abaixo do valor

limite de $3,47 \times 10^{-5}$ cm/s definido pelo autor e indicando que os solos, para todos os fluidos, têm baixa capacidade de infiltração.

Tabela 5 – Coeficientes de permeabilidade saturada médios.

Solo	Fluido		
	LARS	ARFM	ÁGUA
\bar{k}_s (cm/s)			
Londrina	$1,1 \times 10^{-7}$	$4,6 \times 10^{-7}$	$7,3 \times 10^{-7}$
Mandaguaçu	$1,3 \times 10^{-7}$	$3,8 \times 10^{-7}$	$4,9 \times 10^{-7}$

Nota: LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

Segundo Lin *et al.* (1998), Rahman *et al.* (2017) e Failache e Zuquette (2018), esperava-se que o solo de Londrina apresentasse um menor valor de \bar{k}_s , haja vista a sua granulometria mais fina e, conseqüentemente, o seu maior volume de microporosidade, resultados estes apresentados mais adiante, no item 5.4. Contudo, observou-se uma maior permeabilidade deste solo para a percolação de ARFM e água e um valor bem próximo ao do solo de Mandaguaçu para a percolação de LARS.

Isso é corroborado com os dados de porosidade da Tabela 4 (e também com os resultados de caracterização da micro e macroporosidade no item a seguir), onde o solo de Londrina possui maior volume de poros, aumentando a conectividade do caminho a ser percorrido (ZHANG *et al.*, 2006; ZHAO *et al.*, 2010; LIMA e MACHADO, 2019). Além disso, este solo possui microagregação natural que pode não ser completamente destruída no processo de compactação, contribuindo para o maior valor de porosidade que o solo de Mandaguaçu.

Por fim, comparando os valores médios para o mesmo solo e os três diferentes fluidos, percebe-se que para o LARS os valores foram menores. He *et al.* (2022), Lu *et al.* (2021), Sridharan *et al.*, (2007) e Wang e Siu (2006) afirmam que este comportamento acontece devido à maior concentração de sais do LARS, causando alteração na microestrutura do solo.

5.4 CARACTERIZAÇÃO DA MICRO E MACROPOROSIDADE

5.4.1 Microtomografia Computadorizada de Raios-X (Micro-CT)

Vale salientar que o ensaio de Micro-CT não foi capaz de medir ou não detectou poros com diâmetros menores que 4,87 μm e maiores que 133,85 μm . Portanto, as discussões a seguir podem ser feitas apenas para os macroporos dos solos, não sendo possível fazer afirmações sobre os microporos.

Na Tabela 6 estão apresentados os resultados dos ensaios de Micro-CT para os solos de Londrina e Mandaguaçu, a respeito das características da macroporosidade, e as Figuras 43 e 44 trazem as imagens 3D das amostras ensaiadas. Nas imagens, a macroporosidade dos solos foi subdividida em uma escala de cor baseado no que foi proposto por Brewer (1976).

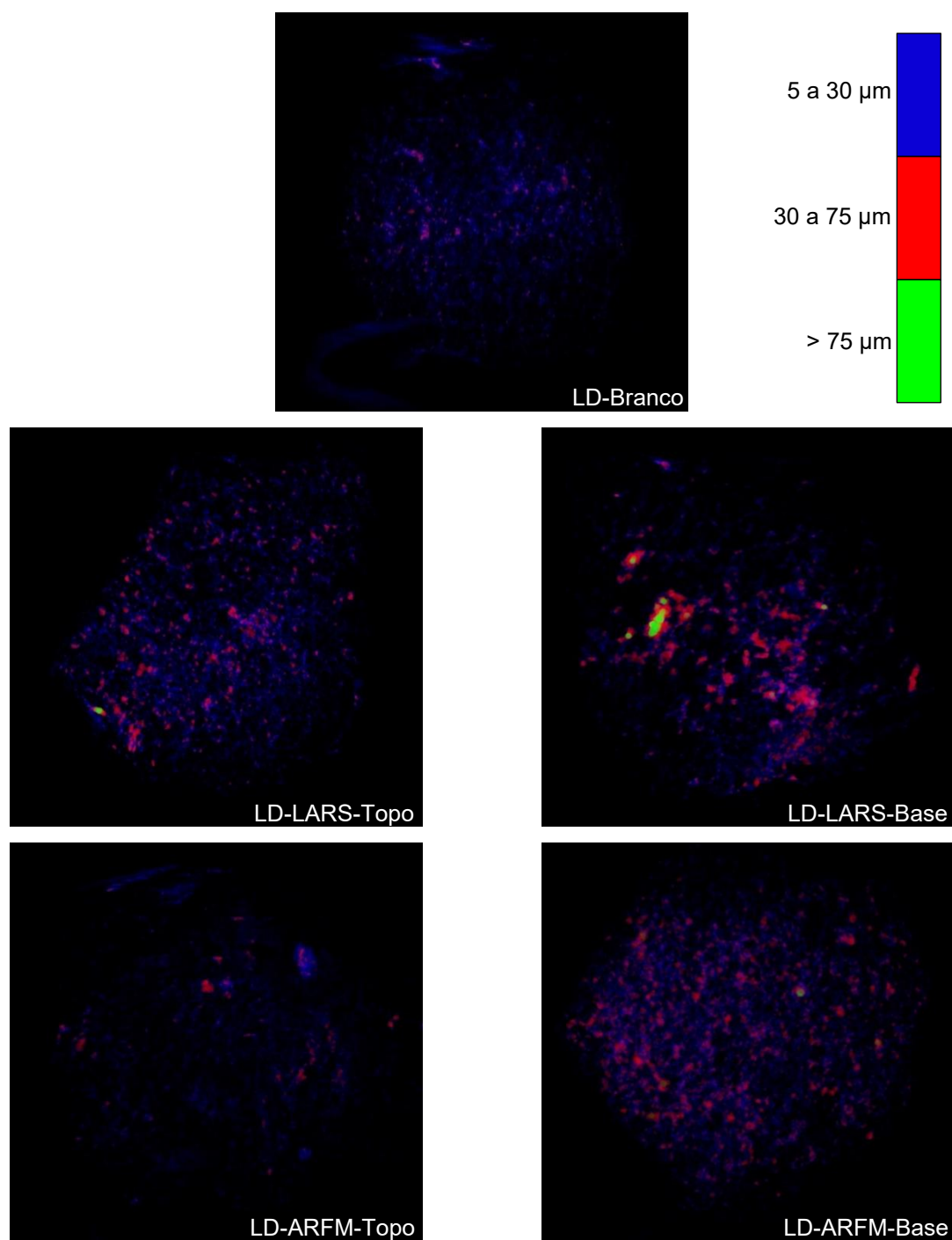
Tabela 6 – Características da macroporosidade medidas pela Micro-CT.

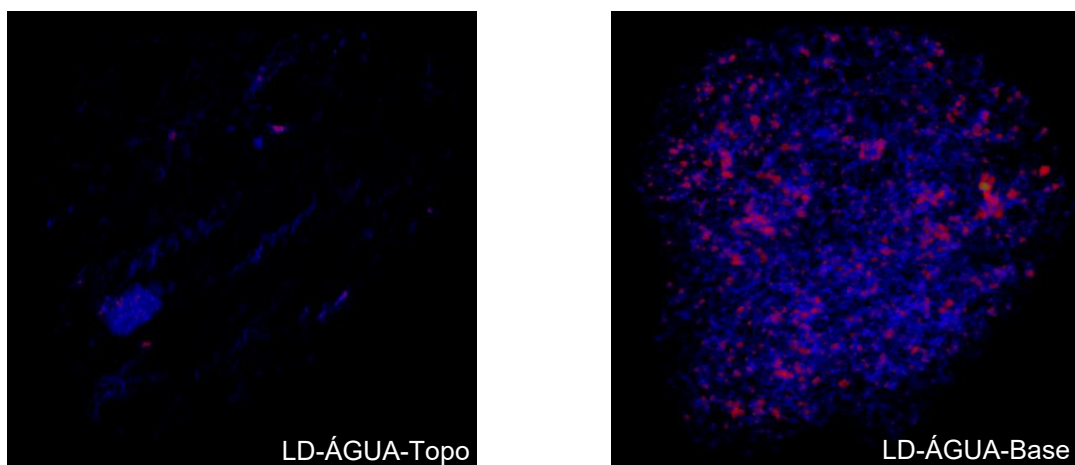
Identificação	Característica da Macroporosidade		
	$D_{\text{máx}}$ (μm)	V_p (mm^3)	η_{mac} (%)
LD-Branco	79,32	4,39	4,65
LD-LARS-Topo	84,28	0,50	1,25
LD-LARS-Base	118,98	2,63	5,44
LD-ARFM-Topo	59,49	1,14	2,39
LD-ARFM-Base	89,24	1,64	3,22
LD-ÁGUA-Topo	53,93	0,17	0,51
LD-ÁGUA-Base	73,55	1,03	3,27
MD-Branco	133,85	9,26	11,46
MD-LARS-Topo	74,36	3,34	4,83
MD-LARS-Base	92,59	5,30	9,08
MD-ARFM-Topo	114,02	10,49	12,27
MD-ARFM-Base	94,19	4,68	8,09
MD-ÁGUA-Topo	78,45	2,07	5,51
MD-ÁGUA-Base	63,74	0,82	3,56

Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca; $D_{\text{máx}}$ = Diâmetro Máximo Medido pela Micro-CT; V_p = Volume Total de Poros Medido pela Micro-CT; η_{mac} = Macroporosidade Total Medida pela Micro-CT.

Fonte: O próprio autor.

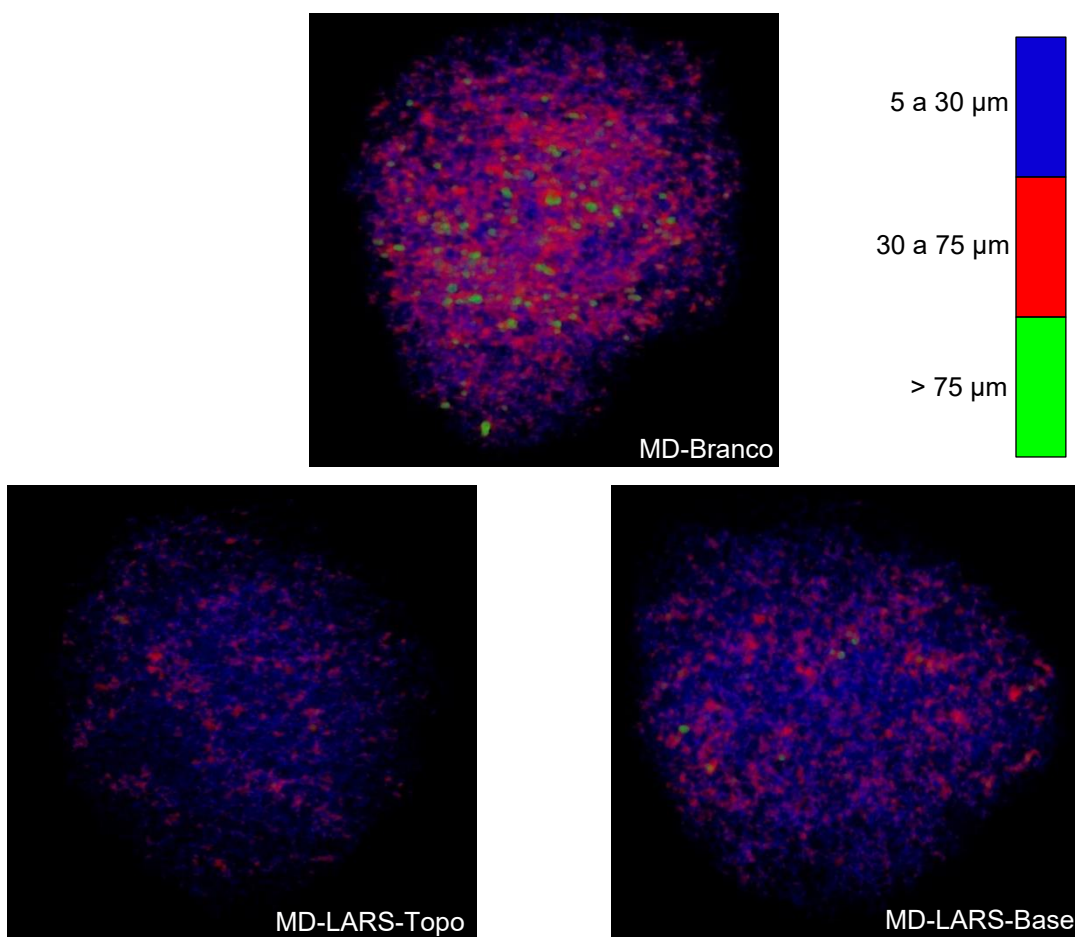
Figura 43 – Imagens 3D da macroporosidade do solo de Londrina.

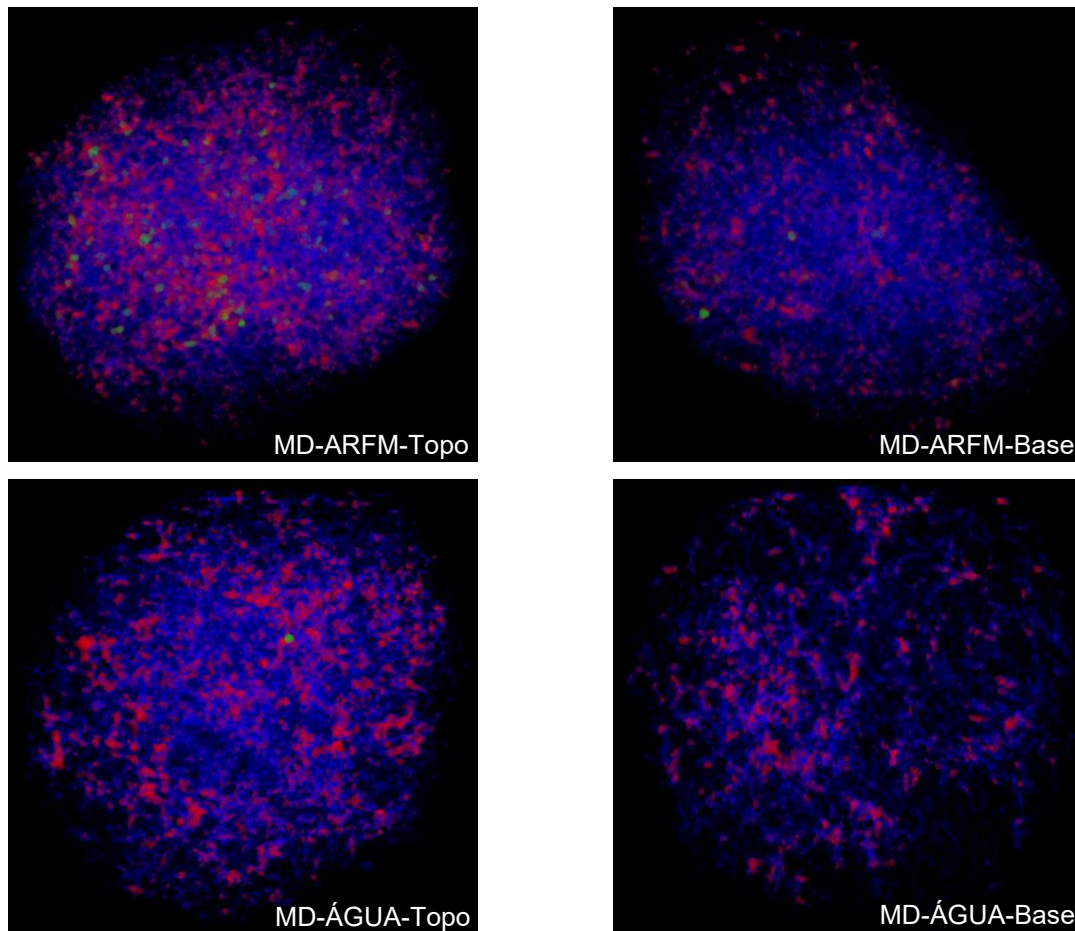




Fonte: O próprio autor.

Figura 44 – Imagens 3D da macroporosidade do solo de Mandaguaçu.





Fonte: O próprio autor.

Pelos dados da Tabela 6 e pelas imagens 3D, pode-se perceber que, quando se compara os dois solos sem percolação alguma (LD-Branco e MD-Branco), o de Londrina apresenta menores macroporosidade e diâmetro máximo ($\eta_{\text{mac}} = 4,65\%$ e $D_{\text{máx}} = 79,32 \mu\text{m}$) que o de Mandaguaçu ($\eta_{\text{mac}} = 11,46\%$ e $D_{\text{máx}} = 133,85 \mu\text{m}$), além da diferença na coloração das imagens, apresentando predominância visual da escala tida pelos tons vermelhos ($30 \leq D \leq 75 \mu\text{m}$) e verdes ($D > 75 \mu\text{m}$). Este fato era esperado, uma vez que há diferenças granulométricas entre os dois solos, tendo o solo de Mandaguaçu uma granulometria mais arenosa e, conseqüentemente, resultando em maior quantidade de macroporos após a compactação.

Comparando os resultados do solo de Londrina, nota-se que os diâmetros máximos medidos para as amostras LD-LARS-Topo, LD-LARS-Base e LD-ARFM-Base aumentaram em relação à amostra LD-Branco (de $79,32 \mu\text{m}$ para $84,28$, $118,98$ e $89,24 \mu\text{m}$, respectivamente). Esta observação pode ser notada pelo surgimento de mais pontos coloridos nas imagens, principalmente vermelhos ($30 \leq D \leq 75 \mu\text{m}$) e alguns verdes ($D > 75 \mu\text{m}$).

Contudo, com exceção da amostra LD-LARS-Base, as outras amostras apresentaram uma queda na macroporosidade (de 4,65% para 1,25 e 3,22%). Isto indica que, por mais que tenha ocorrido o surgimento de poros maiores, outros menores reduziram ainda mais seus diâmetros, resultando em uma macroporosidade total menor. As amostras LD-ARFM-Topo, LD-ÁGUA-Topo e LD-ÁGUA-Base indicaram tanto queda da macroporosidade, quanto do diâmetro máximo ($\eta_{\text{mac}} = 2,39, 0,51$ e $3,27\%$ e $D_{\text{máx}} = 59,49, 53,93$ e $73,55 \mu\text{m}$, respectivamente).

Essas observações sugerem que o LARS causa uma maior desagregação da estrutura do solo de Londrina, aumentando os diâmetros de alguns poros e diminuindo de outros ao longo da percolação (KHODARY *et al.*, 2020; ALO *et al.*, 2021; ETIM *et al.*, 2022). Porém, essa variação não foi suficiente para que o coeficiente de permeabilidade do solo percolado com o LARS fosse maior que o percolado com água. Isso se deu pelos motivos já mencionados anteriormente, como a desagregação da estrutura do solo pela alcalinidade e pela presença de elementos dispersantes no fluido (CONCIANI e BARBOSA, 2013; MOTTA e FERREIRA, 2013; ELTARABILY *et al.*, 2015; FUTAI *et al.*, 2015; COLLARES e VILAR, 2017; KHODARY *et al.*, 2020; ZANIN *et al.*, 2021).

Já no caso da ARFM, logo no topo do corpo de prova há uma redução significativa dos poros. Isso pode ser devido à colmatação por acúmulo de partículas e bioentupimento, uma vez que esse fluido possui muitos sólidos em suspensão e é rico em nutrientes que favorecem o crescimento de microrganismos (ELTARABILY *et al.*, 2015; SHARIATMADARI *et al.*, 2018; WEN *et al.*, 2020).

Para o solo de Mandaguaçu, as seis amostras indicaram redução do diâmetro máximo (de $133,85 \mu\text{m}$ para $74,36, 92,59, 114,02, 94,19, 78,45$ e $63,74 \mu\text{m}$ para as amostras MD-LARS-Topo, MD-LARS-Base, MD-ARFM-Topo, MD-ARFM-Base, MD-ÁGUA-Topo e MD-ÁGUA-Base, respectivamente), corroborado pela redução de pontos vermelhos ($30 \leq D \leq 75 \mu\text{m}$) e verdes ($D > 75 \mu\text{m}$) nas imagens em comparação com a amostra MD-Branco. Isso indica que a colmatação ocorreu de forma mais homogênea ao longo da altura do corpo de prova. Em relação à macroporosidade, apenas a amostra MD-ARFM-Topo apresentou um aumento, porém, pouco significativo (de $11,46\%$ para $12,27\%$).

Contudo, esta variação da macroporosidade também não foi suficiente para que o coeficiente de permeabilidade do solo de Mandaguaçu fosse maior ou muito diferente que o do solo de Londrina, ou que fosse maior que o da percolação com

água, indicando que o maior volume total de poros do solo de Londrina garantiu uma percolação mais fácil (ZHANG *et al.*, 2006; ZHAO *et al.*, 2010), ou os processos de desagregação e acúmulo de partículas e bioentupimento reduziram a velocidade de percolação no solo de Mandaguaçu (ELTARABILY *et al.*, 2015; SHARIATMADARI *et al.*, 2018; WEN *et al.*, 2020).

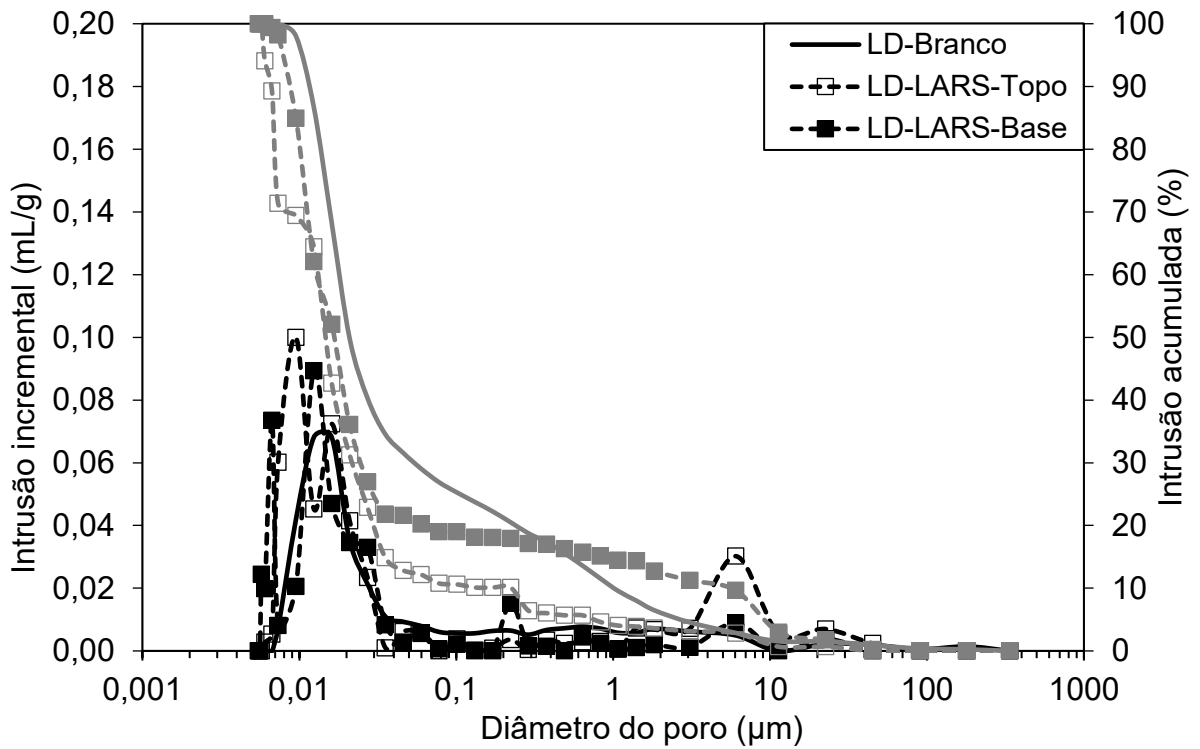
Finalmente, quando se compara os resultados da percolação dos dois fluidos contaminantes com os da percolação com a água, nota-se novamente que houve aumento do diâmetro máximo e da macroporosidade para todas as amostras (com exceção da amostra MD-LARS-Topo, que indicou valores bem próximos dos da amostra MD-ÁGUA-Topo, $\eta_{\text{mac}} = 4,83$ e $5,51\%$ e $D_{\text{máx}} = 74,36$ e $78,45 \mu\text{m}$, respectivamente), tanto no topo, quanto na base dos corpos de prova, indicando mais uma vez o caráter desagregador e dispersivo do LARS e da ARFM.

5.4.2 Porosimetria por Intrusão de Mercúrio (PIM)

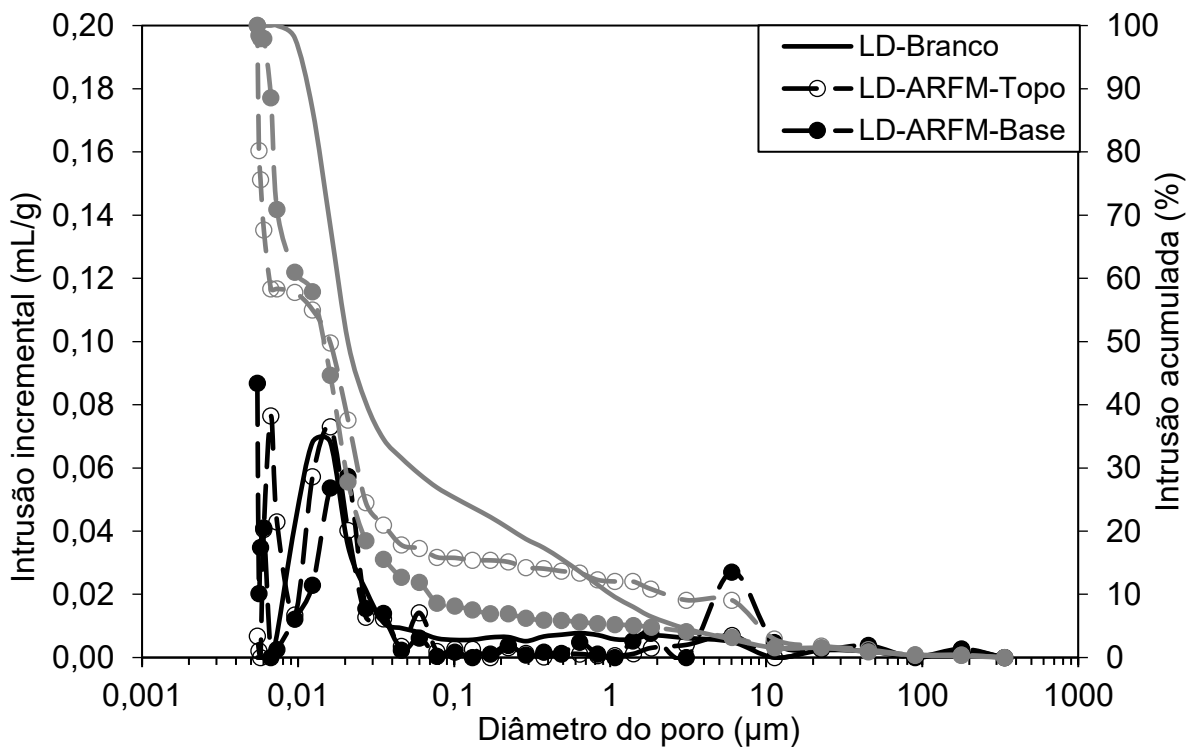
As Figuras 45 e 46 mostram os resultados dos ensaios de PIM para o solo de Londrina e Mandaguaçu, respectivamente, compilando as curvas de distribuição do volume acumulado de mercúrio intrudido (em cinza) e as curvas de frequência de distribuição do tamanho dos poros (em preto). A legenda dos gráficos serve para os dois conjuntos de curvas, independentemente da cor. As curvas dos solos sem percolação (LD-Branco e MD-Branco) foram mantidas em todos os gráficos para fins de comparação. Nota-se que, para todas as condições, a distribuição dos poros é bimodal, assim como observado por Oliveira *et al.* (2022).

Percebe-se que as curvas de intrusão acumulada das amostras LD-Branco e MD-Branco ficaram, no geral, acima das outras, indicando que os solos compactados antes de passar pela percolação possuem um maior volume de poros, principalmente para o solo de Mandaguaçu. Esta situação só não ocorreu para a percolação com a água do solo de Londrina. Essa discrepância pode ter ocorrido por alguma variabilidade na porosidade inicial dos corpos de prova ou pela desestabilização da estrutura do solo, aumentando a porosidade.

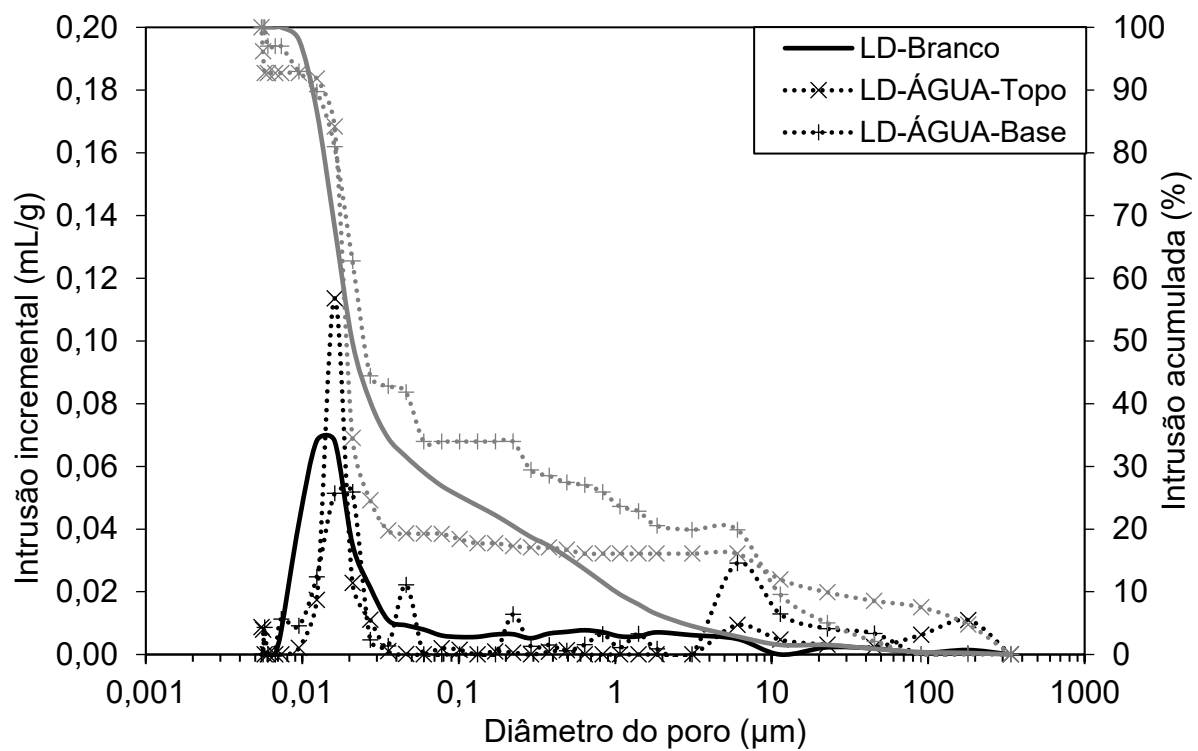
Figura 45 – Resultados da PIM para o solo de Londrina percolado com (a) LARS, (b) ARFM e (c) água.



(a)



(b)

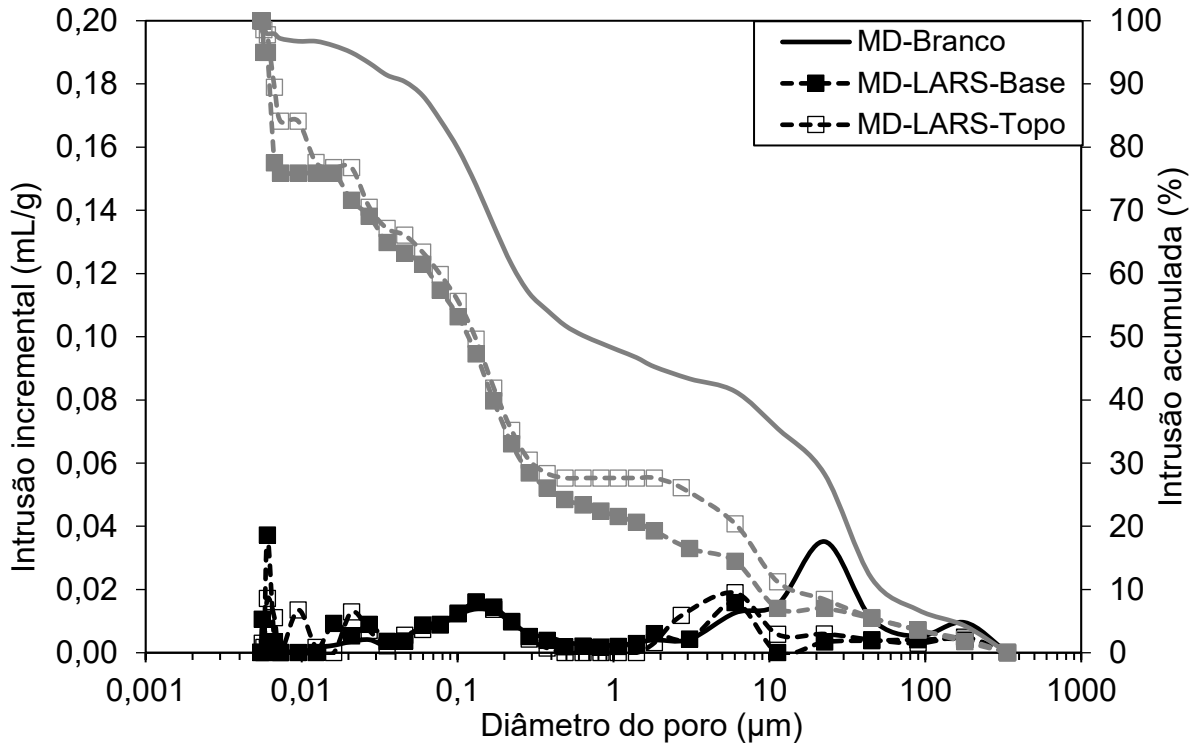


(c)

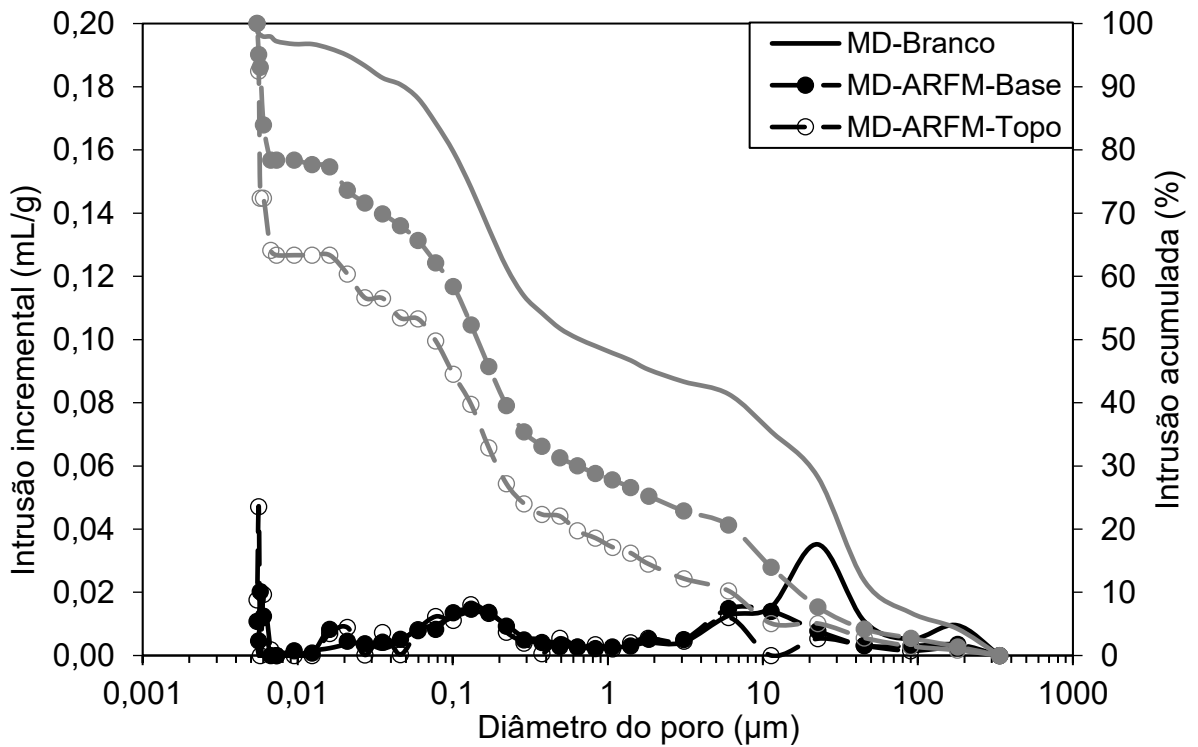
Nota: As curvas em cinza representam a distribuição do volume acumulado de mercúrio intrudido e as curvas pretas representam a frequência de distribuição do tamanho de poros. LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

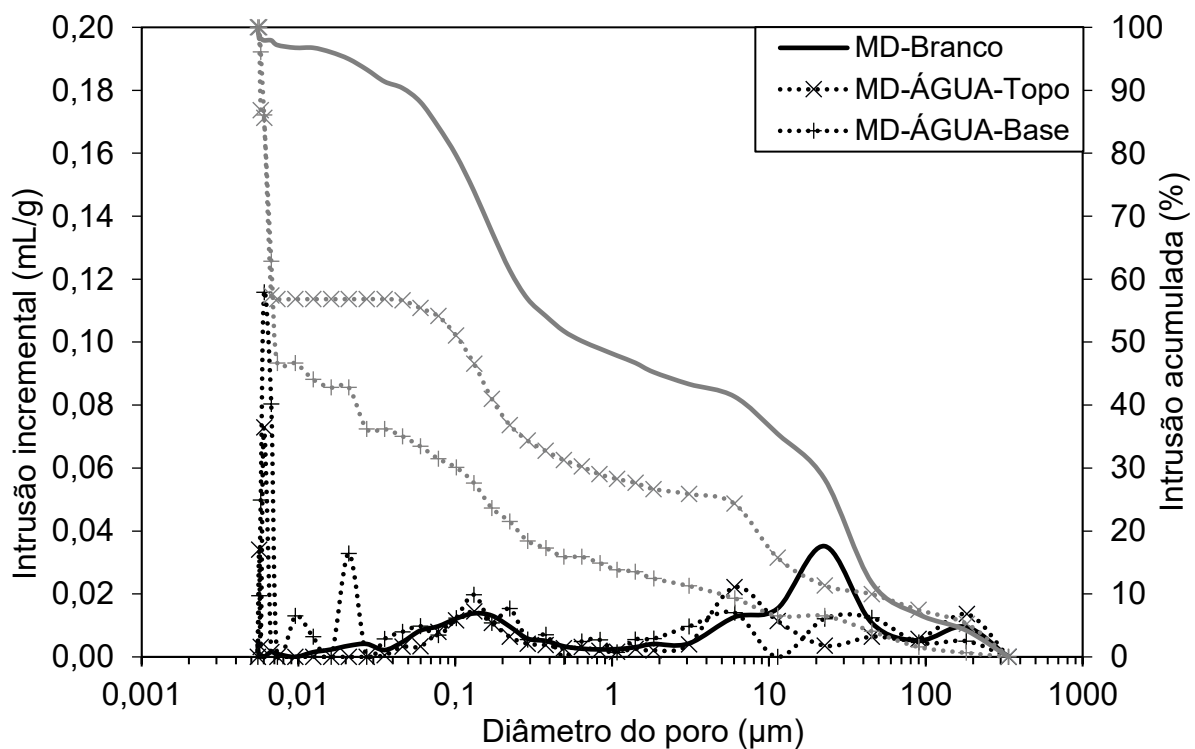
Figura 46 – Resultados da PIM para o solo de Mandaguaçu percolado com (a) LARS, (b) ARFM e (c) água.



(a)



(b)



(c)

Nota: As curvas em cinza representam a distribuição do volume acumulado de mercúrio intrudido e as curvas pretas representam a frequência de distribuição do tamanho de poros. LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

A partir das curvas de intrusão acumulada das Figuras 45 e 46 e baseado na escala de tamanho de poros de Brewer (1976), utilizada por Gutierrez (2005) e Gutierrez *et al.* (2008), pôde-se obter os percentuais de cada classificação de tamanho, conforme mostrado na Tabela 7.

Segundo o autor, os poros maiores são chamados de interagregados, subdivididos em macro ($> 75 \mu\text{m}$), meso ($30 - 75 \mu\text{m}$) e microporos ($5 - 30 \mu\text{m}$), e os poros menores são chamados de intra-agregados, subdivididos em ultramicro ($0,1 - 5 \mu\text{m}$) e criptoporos ($< 0,1 \mu\text{m}$). Os poros interagregados são aqueles responsáveis pela porosidade estrutural que correspondem ao arranjo dos microagregados e os poros intra-agregados são formados na matriz argilosa do solo que compõe o aglomerado de minerais e a interação entre eles (NIMMO, 2005).

Tabela 7 – Classes e percentuais de poros obtidos pela PIM, conforme Brewer (1976).

Identificação	Porcentagem (%)						
	Intra-agregados			Interagregados			
	Cripto	Ultramicro	Total	Micro	Meso	Macro	Total
LD-Branco	74,5	22,0	96,5	2,0	1,0	0,5	3,5
LD-LARS-Topo	80,7	8,8	89,5	9,5	1,0	0,0	10,5
LD-LARS-Base	89,5	7,5	97,0	2,5	0,5	0,0	3,0
LD-ARFM-Topo	91,5	5,0	96,5	2,0	1,0	0,5	3,5
LD-ARFM-Base	84,0	6,5	90,5	7,5	1,5	0,5	9,5
LD-ÁGUA-Topo	81,5	2,2	83,7	7,0	1,3	8,0	16,3
LD-ÁGUA-Base	66,0	13,3	79,3	17,0	3,3	0,4	20,7
MD-Branco	20,0	37,8	57,8	20,7	14,0	7,5	42,2
MD-LARS-Topo	44,0	34,0	78,0	15,0	3,0	4,0	22,0
MD-LARS-Base	46,5	38,0	84,5	9,0	2,5	4,0	15,5
MD-ARFM-Topo	55,0	34,0	89,0	6,8	2,7	1,5	11,0
MD-ARFM-Base	41,0	37,5	78,5	15,7	2,8	3,0	21,5
MD-ÁGUA-Topo	49,0	25,7	74,7	14,7	2,4	8,2	25,3
MD-ÁGUA-Base	69,8	20,4	90,2	4,2	3,3	2,3	9,8

Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

Nota-se que o solo de Londrina apresenta, no geral, um maior valor total de intra-agregados que o solo de Mandaguaçu, e esse, por sua vez, um maior valor de interagregados, independentemente da percolação e da posição do corpo de prova. Essa condição se dá devido a maior presença de partículas finas no solo de Londrina, conforme já visto nas curvas granulométricas mostradas no item 4.1.2.3 (OLIVEIRA *et al.*, 2022). A única exceção à essa tendência é a amostra da base dos solos percolados com água (LD-ÁGUA-Base e MD-ÁGUA-Base). Isso pode ter acontecido devido ao carreamento de partículas de cima para baixo do corpo de prova do solo de Mandaguaçu, colmatando os poros maiores (interagregados) da base (ALO *et al.*, 2021).

Analisando os valores totais, para o solo de Londrina, que sem a percolação de qualquer fluido já possui uma microporosidade (intra-agregados) significativa, após a

percolação, essa fração sofreu redução para as amostras LD-LARS-Topo, LD-ARFM-Base, LD-ÁGUA-Topo e LD-ÁGUA-Base, cujos valores totais de macroporosidade (interagregados) aumentaram proporcionalmente. Isso corrobora com os resultados apresentados pela Micro-CT, indicando o efeito dos fluidos na dissolução da estrutura do solo, transformando alguns poros menores em maiores, principalmente microporos, com variação da porcentagem de 2% para uma faixa de 7,5 a 17% (KHODARY *et al.*, 2020; ZANIN *et al.*, 2021). As outras duas amostras (LD-LARS-Base e LD-ARFM-Topo) praticamente mantiveram os totais iguais à amostra LD-Branco, apenas transformando ultramicroporos em criptoporos, principalmente.

Já para o solo de Mandaguaçu, percebe-se que houve aumento da microporosidade (intra-agregados) e diminuição da macroporosidade (interagregados), após a percolação dos fluidos e da água. Pode-se inferir que os poros maiores foram colmatados e se tornaram poros menores, mais especificamente, criptoporos, onde a porcentagem foi de 20% para uma faixa de 41 a 69,8% (KARKUSH e ALI, 2020; KHODARY *et al.*, 2020; ALO *et al.*, 2021; KHODARY *et al.*, 2023).

5.4.3 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

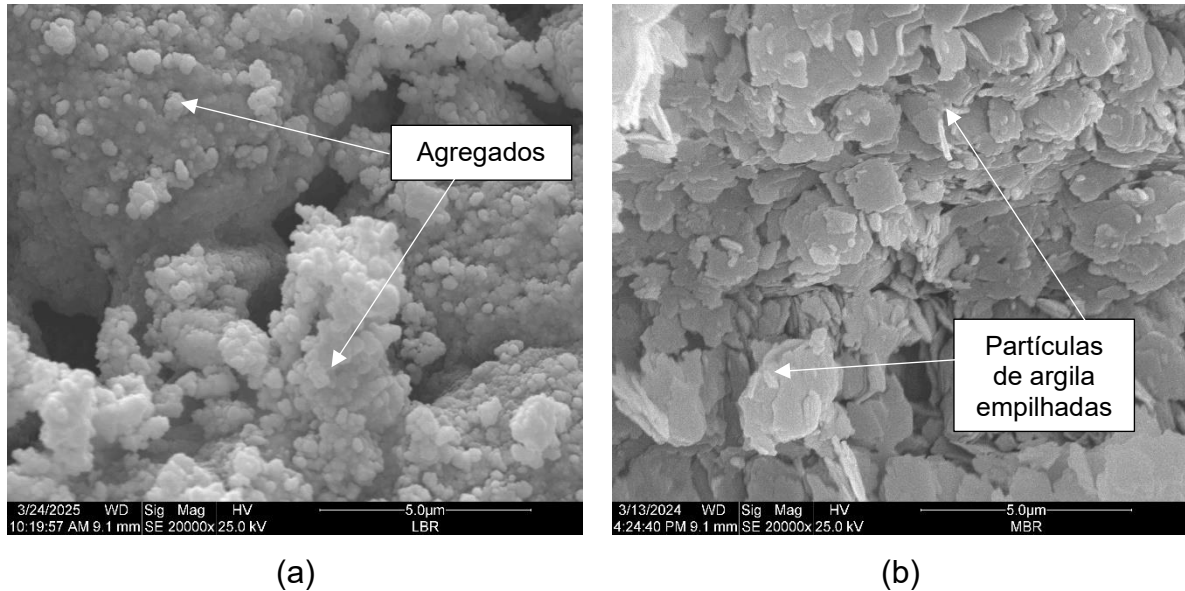
Na Figura 47 são mostradas as imagens de MEV para os solos de Londrina e Mandaguaçu compactados (LD-Branco e MD-Branco, respectivamente), sem qualquer tipo de percolação, aumentadas em 20000 vezes. Percebe-se a clara diferença estrutural entre os dois solos, mesmo após a compactação. Enquanto o solo de Londrina (Figura 47a) apresenta uma estrutura mais agregada, com formatos mais arredondados, o solo de Mandaguaçu (Figura 47b) indica uma estrutura mais floculada, com as placas de argila empilhadas umas sobre as outras.

Por mais que ambos os solos possuam o mesmo argilomineral principal, a caulinita (vide item 4.1.2.2), essa diferença microestrutural pode indicar o grau de intemperismo que os solos sofreram e que o processo de compactação não foi capaz de alterar, uma vez que este procedimento impacta mais a macroestrutura do solo (CAMAPUM DE CARVALHO *et al.*, 2015; NG *et al.*, 2020).

Conforme visto por Camapum de Carvalho e Gitirana Jr. (2021), solos menos intemperizados tendem a apresentar maior empilhamento da argila em sua morfologia original, como o solo de Mandaguaçu, e solos mais intemperizados possuem maior agregação de argila em sua microestrutura, não mantendo a morfologia original, como

o solo de Londrina. Além disso, a presença de óxidos de ferro e alumínio favorece tal agregação, criando uma cimentação natural entre as partículas (NG *et al.*, 2019).

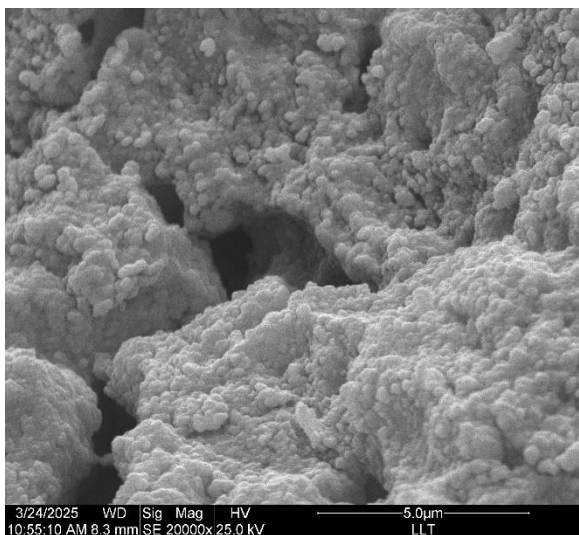
Figura 47 – Imagens de MEV do solo de (a) Londrina (LD-Branco) e (b) Mandaguáçu (MD-Branco).



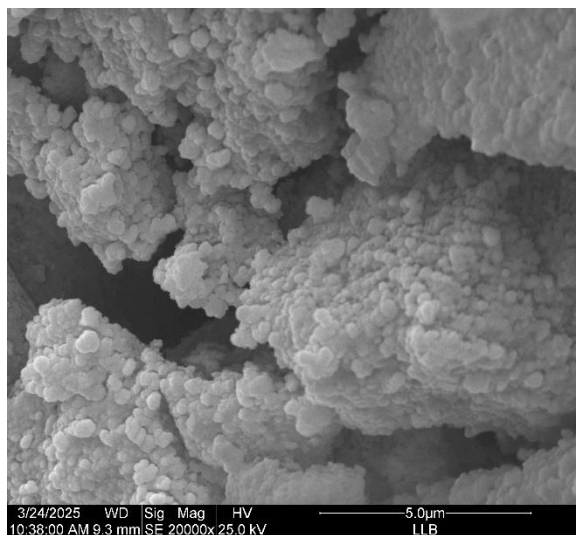
Fonte: O próprio autor.

Agora analisando as imagens de MEV dos dois solos após a percolação dos dois fluidos contaminantes e da água também aumentadas em 20000 vezes (Figuras 48 e 49), tanto para a base, quanto para o topo dos corpos de prova, nota-se que a microestrutura de ambos praticamente se manteve, com alteração apenas na porosidade, conforme já indicado nos resultados de Micro-CT e PIM. Este fato também foi observado por Hassanlourad *et al.* (2024), onde, após a contaminação com soluções ricas em chumbo e zinco, a microestrutura do solo, composto por caulinita, foi pouco alterada.

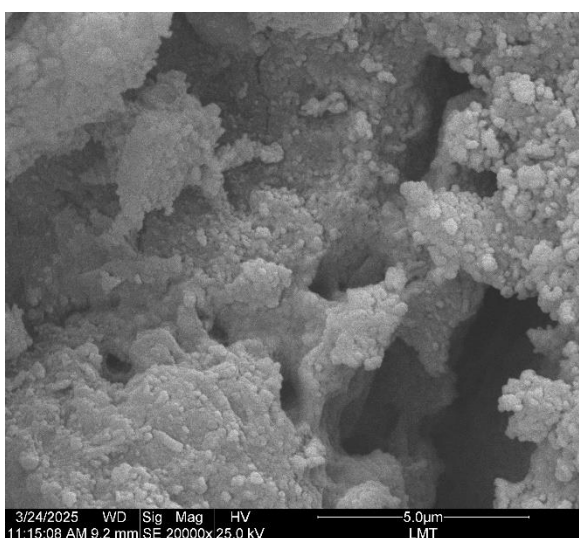
Figura 48 – Imagens de MEV do solo de Londrina após a percolação dos fluidos: (a) LARS-Topo, (b) LARS-Base, (c) ARFM-Topo, (d) ARFM-Base, (e) ÁGUA-Topo e (f) ÁGUA-Base.



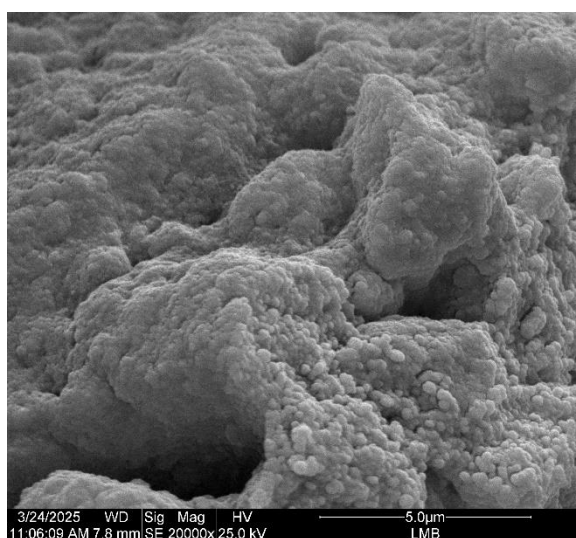
(a)



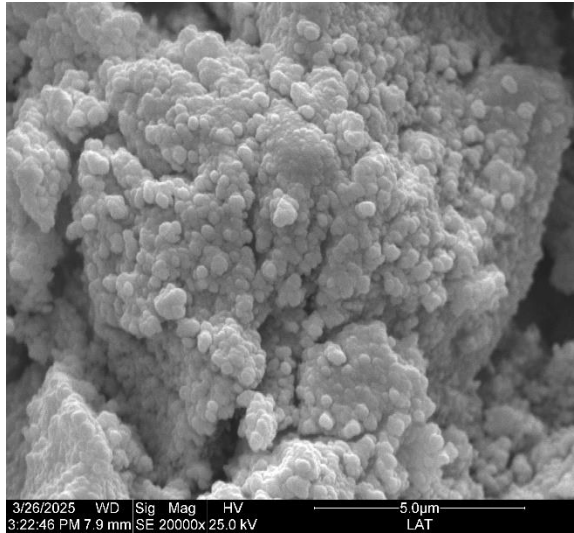
(b)



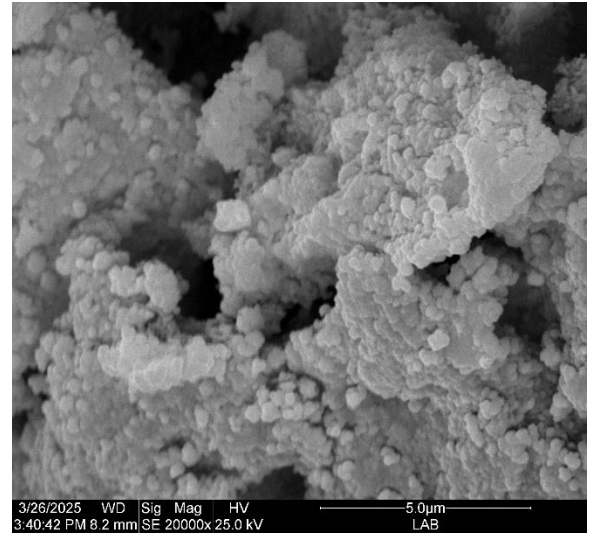
(c)



(d)



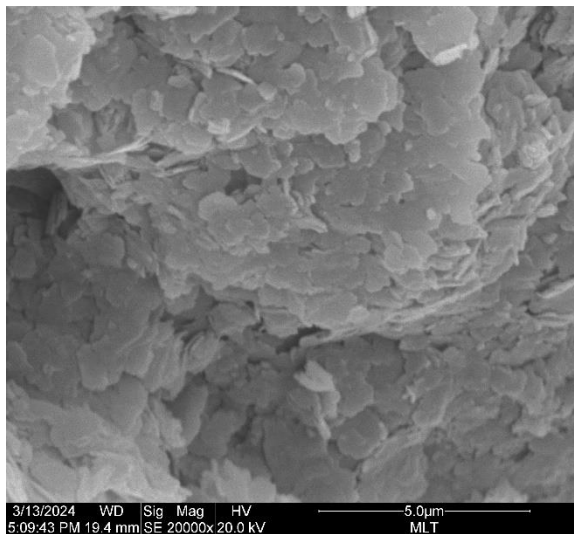
(e)



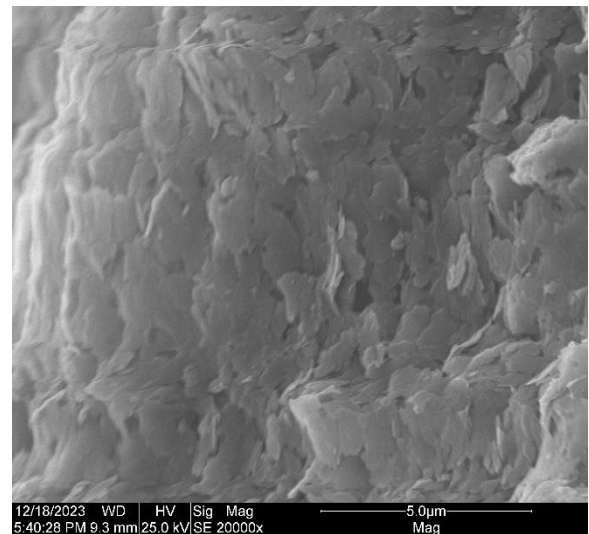
(f)

Fonte: O próprio autor.

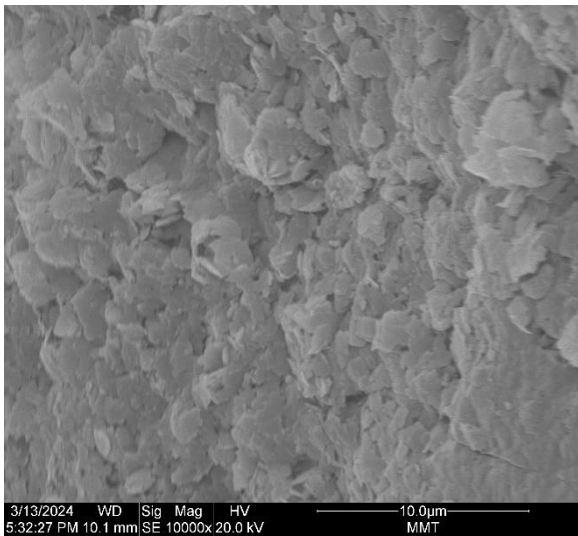
Figura 49 – Imagens de MEV do solo de Mandaguaçu após a percolação dos fluidos: (a) LARS-Topo, (b) LARS-Base, (c) ARFM-Topo, (d) ARFM-Base, (e) ÁGUA-Topo e (f) ÁGUA-Base.



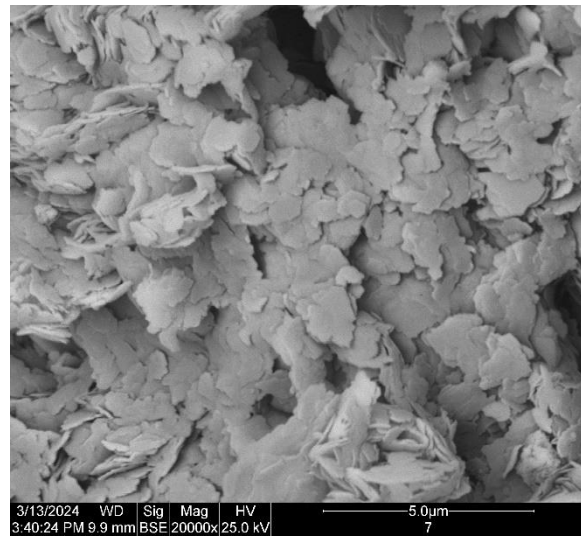
(a)



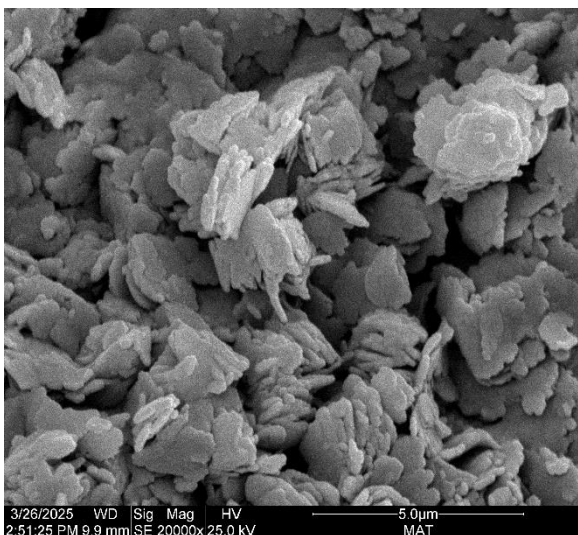
(b)



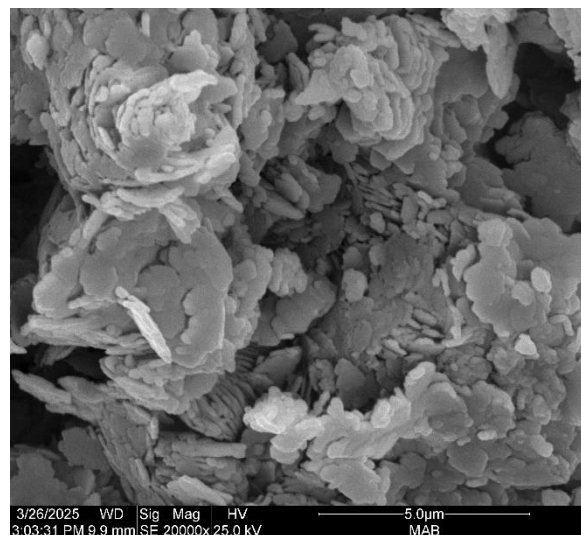
(c)



(d)



(e)



(f)

Fonte: O próprio autor.

Por fim, Ramírez *et al.* (2017) e Safehian *et al.* (2018) observaram em seus estudos feitos com solo formado pelos argilominerais caulinita e illita, respectivamente, sem microagregação, que, após a contaminação com diesel e lixiviado de resíduos sólidos, a estrutura passou de tridimensional (quando as placas de argila se orientam para todos os lados) para bidimensional (quando as placas de argila ficam mais organizadas e fechadas). Nas amostras do solo de Mandaguaçu deste trabalho, percoladas com LARS e ARFM (Figuras 49a, 49b, 49c e 49d), pode-se notar uma maior bidimensionalidade e coesão da estrutura quando comparada à amostra MD-Branco (Figura 47b). No caso da água, a tridimensionalidade estrutural se manteve e foi até mais pronunciada, conforme Figuras 49e e 49f.

5.5 CURVAS DE RETENÇÃO PARA OS DIFERENTES FLUIDOS

A Tabela 8 apresenta a estatística básica dos índices físicos iniciais dos corpos de prova usados para determinação das curvas de retenção para os fluidos pela técnica do papel filtro.

Tabela 8 – Índices físicos iniciais dos corpos de prova usados nos ensaios de papel-filtro.

Índice Físico	Parâmetro Estatístico	Solo-Fluido					
		LD-LARS	LD-ARFM	LD-ÁGUA	MD-LARS	MD-ARFM	MD-ÁGUA
w (%)	Média (%)	31,97	31,57	31,63	13,42	13,97	13,18
	DP (%)	1,22	0,57	0,13	0,21	0,44	0,05
	CV (%)	3,83	1,81	0,41	1,58	3,18	0,37
ρ (g/cm ³)	Média (g/cm ³)	1,80	1,75	1,88	2,07	2,05	2,04
	DP (g/cm ³)	0,08	0,11	0,05	0,04	0,06	0,04
	CV (%)	4,20	6,00	2,51	2,07	2,90	2,14
ρ_d (g/cm ³)	Média (g/cm ³)	1,36	1,33	1,43	1,83	1,80	1,80
	DP (g/cm ³)	0,05	0,08	0,04	0,04	0,05	0,04
	CV (%)	3,61	5,72	2,56	5,08	2,79	2,14
e	Média	1,23	1,28	1,13	65,95	0,68	0,68
	DP	0,08	0,13	0,05	3,35	0,05	0,04
	CV (%)	6,70	10,53	4,78	5,08	7,04	5,30
η (%)	Média (%)	55,01	56,03	52,97	39,72	40,57	40,55
	DP (%)	1,62	2,52	1,20	1,22	1,66	1,27
	CV (%)	2,95	4,49	2,27	3,07	4,09	3,14
Sr (%)	Média (%)	79,47	75,45	85,18	61,82	62,22	58,65
	DP (%)	7,24	8,42	4,00	3,54	4,96	3,07
	CV (%)	9,11	11,16	4,70	5,73	7,97	5,24

Nota: w = Teor de Umidade Gravimétrico; ρ = Massa Específica; ρ_d = Massa Específica Seca; e = Índice de Vazios; η = Porosidade; Sr = Grau de Saturação; DP = Desvio Padrão; CV = Coeficiente de Variabilidade; LD = Londrina; MD = Mandaguapé; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuíria de Fecularia de Mandioca.

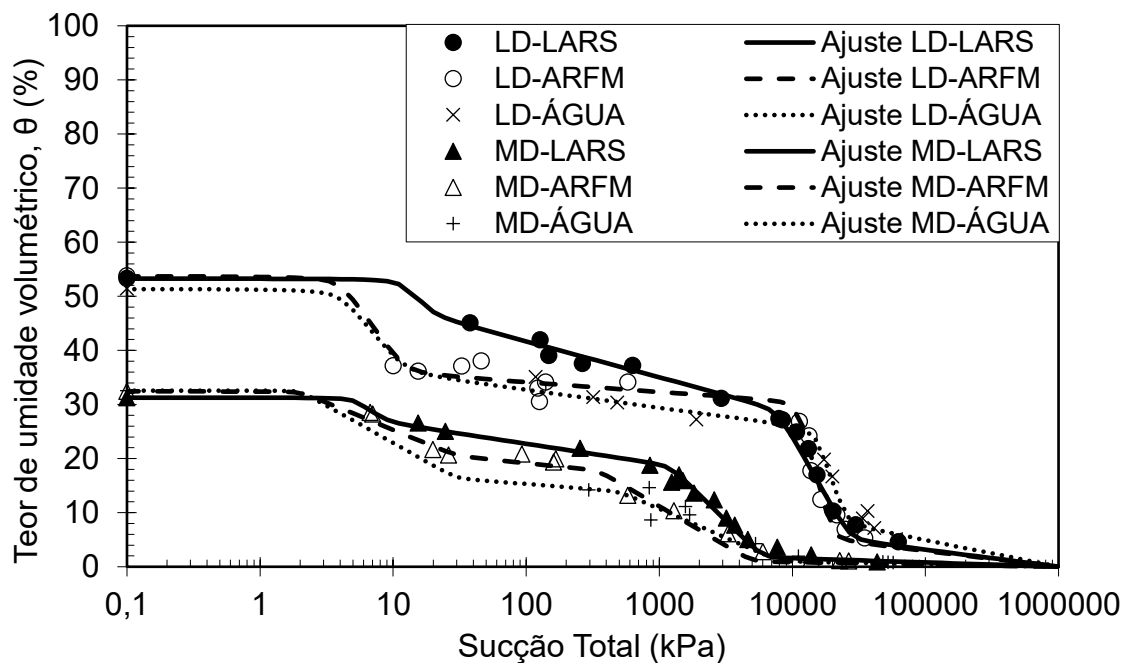
Fonte: O próprio autor.

Analisando os coeficientes de variação, nota-se que todos estão dentro da faixa de variação aceitável para solos, indicando uma variabilidade tolerável entre as amostras, conforme Phoon e Kulhawy (1999), Duncan (2000), Baecher e Christian (2003) e Branco *et al.* (2014).

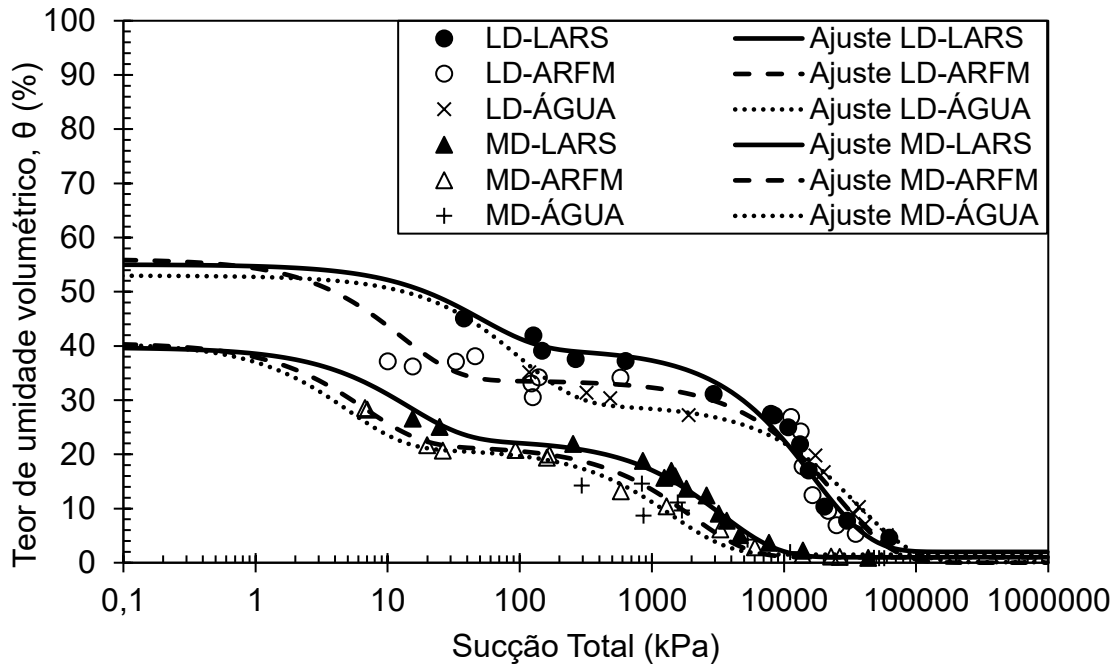
A Figura 50 apresenta as curvas de retenção para os fluidos contaminantes e a água dos solos de Londrina e de Mandaguaçu, em função do teor de umidade volumétrica, indicando os pontos experimentais e os ajustes de Gitirana Jr. e Fredlund (2004) e Costa e Cavalcante (2021) aplicados.

De acordo com a Figura 50, todas as curvas indicam uma tendência bimodal, independentemente do modelo utilizado, corroborando o que foi exposto nas análises de macro e microporosidade, principalmente a PIM. Cada curva indicou dois pontos de entrada de ar e uma região intermediária, onde há pouca variação do teor do fluido nos poros do solo ao longo de uma ampla faixa de sucção. Portanto, pode-se inferir que há dois trechos de dessaturação: o primeiro, sob baixos valores de sucção, controlado pela macroporosidade, e o segundo, sob altos valores de sucção, controlado pela microestrutura (CAMAPUM DE CARVALHO *et al.*, 2002; LU e LIKOS, 2004; CERQUEIRA *et al.*, 2019; PELAQUIM, 2021; OLIVEIRA, 2023).

Figura 50 – Curvas de retenção dos fluidos e da água para os solos de Londrina e Mandaguaçu ajustadas com os modelos de (a) Gitirana Jr. e Fredlund (2004) e (b) Costa e Cavalcante (2021).



(a)



(b)

Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguauçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

Para o solo de Londrina, a curva de retenção para o LARS ficou acima da curva para a ARFM e a água nos trechos de dessaturação dos macroporos e do patamar intermediário. Isso indica que nessa faixa de valores de sucção, o solo reteve maior quantidade de LARS do que ARFM e água. A partir do segundo valor de entrada de ar, as três curvas praticamente se sobrepuseram, apresentando comportamento de retenção semelhante. Já para o solo de Mandaguauçu, a curva de retenção para o LARS ficou acima da curva para a ARFM e a água no patamar intermediário e nos trechos de dessaturação dos macros e microporos. As curvas se sobrepuseram apenas no final, a partir do teor de umidade volumétrica residual do segundo trecho. Witteveen *et al.* (2013) e Thyagaraj e Salini (2015) afirmam que, quando maior a concentração de sais no fluido, maior o valor da sucção total para um mesmo valor de umidade, justificando a curva do LARS ter ficado acima das outras duas curvas, já que este líquido possui maior concentração de sais (ver Tabela 2).

Na Tabela 9 são apresentados os parâmetros do modelo de Gitirana Jr. e Fredlund (2004) em função do teor de umidade volumétrica, e o R^2 é o coeficiente de determinação que correlaciona o modelo com os pontos experimentais, indicando boa aderência entre os dados e o modelo.

Tabela 9 – Parâmetros do modelo de Gitirana Jr. e Fredlund (2004) para as curvas de retenção.

Parâmetro	Solo-Fluido					
	LD-LARS	LD-ARFM	LD-ÁGUA	MD-LARS	MD-ARFM	MD-ÁGUA
ψ_{b1} (kPa)	12,0	4,0	4,0	5,0	2,0	2,0
θ_1 (%)	53,30	53,78	51,42	31,28	32,42	32,57
ψ_{r1} (kPa)	18,0	12,0	12,0	9,0	30,0	30,0
θ_2 (%)	87,00	66,00	69,00	85,00	63,00	50,00
ψ_{b2} (kPa)	7800,0	11000,0	15000,0	1200,0	350,0	500,0
θ_3 (%)	55,00	57,00	50,00	60,00	55,00	43,00
ψ_{r2} (kPa)	27000,0	20000,0	25000,0	6000,0	5000,0	8000,0
θ_4 (%)	9,00	9,00	15,00	5,50	3,00	3,00
d_1	23,558	4,970	4,970	10,962	2,893	2,893
d_2	2,358	2,316	2,301	2,454	3,005	2,854
d_3	4,475	10,653	14,165	3,723	2,913	2,869
R^2	0,99	0,98	0,99	0,99	0,99	0,97

Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

Para o modelo de Gitirana Jr. e Fredlund (2004), observa-se que os valores de entrada de ar (ψ_{b1} e ψ_{b2}) são maiores para o solo de Londrina, independentemente do fluido percolado. Isso se dá devido à relação com a granulometria, onde solos com tamanho de grãos mais finos apresentam maiores ψ_b , dificultando mais a drenagem (PELAQUIM, 2021; SADEGHI e NASIRI, 2021; OLIVEIRA *et al.*, 2022). Zhang *et al.* (2021) afirmam que solos com granulometria mais grossa têm menor capacidade de retenção que solos mais finos, uma vez que possuem menor área de superfície específica e, como resultado, maiores poros.

Além disso, os valores de ψ_{b2} confirmam a influência da composição mineralógica, sendo que nesta faixa de sucção ocorrem os efeitos de adsorção em minerais argilosos específicos, como a caulinita, presente em maior quantidade no solo de Londrina (ROMERO *et al.*, 1999; PELAQUIM, 2021). Pelaquim (2021) e Oliveira (2023) ainda afirmam que solos mais granulares tendem a apresentar menores valores de teores de umidade residuais (θ_2 e θ_4), uma vez que a adsorção

do fluido tem uma relação direta com a área superficial específica das partículas, sendo menor em solos com granulometria maior.

Na Tabela 10 são apresentados os parâmetros do modelo de Costa e Cavalcante (2021) em função do teor de umidade volumétrico, e o R^2 é o coeficiente de determinação que correlaciona o modelo com os pontos experimentais, indicando boa aderência entre os dados e o modelo. Os valores de entrada de ar (ψ_{VEA}) foram estimados graficamente pelas intersecções das retas tangentes ao início da curva e ao trecho de dessaturação dos macroporos, para o VEA 1, e ao patamar intermediário e ao trecho de dessaturação dos microporos, para o VEA 2.

Tabela 10 – Parâmetros do modelo de Costa e Cavalcante (2021) para as curvas de retenção.

Parâmetro	Solo-Fluido					
	LD-LARS	LD-ARFM	LD-ÁGUA	MD-LARS	MD-ARFM	MD-ÁGUA
θ_r (%)	2,00	0,01	0,10	1,00	1,00	1,50
θ_s (%)	55,01	56,03	52,97	39,72	40,57	40,55
λ	0,707	0,600	0,550	0,560	0,520	0,500
δ_1 (kPa ⁻¹)	0,000060	0,000040	0,000028	0,000300	0,000500	0,000700
δ_2 (kPa ⁻¹)	0,02	0,08	0,01	0,07	0,15	0,20
ψ_{VEA1} (kPa)	9,05	1,80	17,00	2,30	1,04	0,87
ψ_{VEA2} (kPa)	3180,00	4800,00	7300,00	785,00	448,00	360,00
R^2	0,98	0,90	0,99	0,99	0,99	0,84

Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

Os valores de δ_1 e δ_2 estão de acordo com o que foi discutido por Costa e Cavalcante (2020) e Costa e Cavalcante (2021), onde para solos de granulometria mais finas, estes parâmetros de ajuste hidráulico possuem menores valores. Ainda segundo a Tabela 10, percebe-se que, assim como no modelo de Gitirana Jr. e Fredlund (2004), os valores de entrada de ar (ψ_{VEA1} e ψ_{VEA2}) são maiores para o solo de Londrina, independentemente do fluido percolado.

Para ambos os modelos, o solo de Londrina mostrou um comportamento inverso quando se compara os dois valores de entrada de ar para os dois fluidos

contaminantes. Para o LARS, o VEA dos macroporos foi maior e, para a ARFM, o VEA dos microporos foi maior. Isso indica a influência de cada líquido neste solo. O LARS, por ser mais básico e ter uma maior composição de sais, impactou mais na retenção do fluido nos macroporos. Já a ARFM, mais ácida e composta por menores quantidades de sais, influenciou mais na retenção dos microporos. No caso do solo de Mandaguacu, esse comportamento foi único, com ambos os valores de entrada de ar maiores para o LARS.

Sadeghi *et al.* (2024) estudaram a influência da concentração de sais do fluido na curva de retenção do solo, concluindo que quanto maior essa concentração, maior a redução da retenção. Os mesmos autores ainda dizem que quanto maior a mudança da microestrutura do solo frente à percolação do fluido, maior a influência da concentração de sais nos valores de entrada de ar.

Além disso, o tipo de íon presente nos fluidos causa interferências diferentes nas características de retenção do solo. Isso se dá devido a diversos fatores, como a tensão superficial do fluido e o raio de hidratação de cada íon. Segundo Di Maio (1996), a capacidade de retenção do solo tem uma relação direta com a tensão superficial e o raio de hidratação, baseado na analogia dos tubos capilares e na teoria de Gouy-Chapman da dupla camada difusa (DDL).

Soluções ricas em potássio possuem menores valores de tensão superficial e de raio de hidratação em comparação com soluções ricas em sódio, resultando em uma maior redução da capacidade de retenção (SADEGHI *et al.*, 2024). Zhang *et al.* (2021) ainda concluem que, para um mesmo valor de sucção, o respectivo teor de umidade é menor quando há predominância dos seguintes íons, nesta ordem: Mg, Ca, K e Na, sendo o menor valor para o magnésio e o maior valor para o sódio. Isso justifica os menores valores de entrada de ar para a ARFM, que possui maior proporção de potássio, cálcio e magnésio do que de sódio em sua composição, conforme Tabela 2.

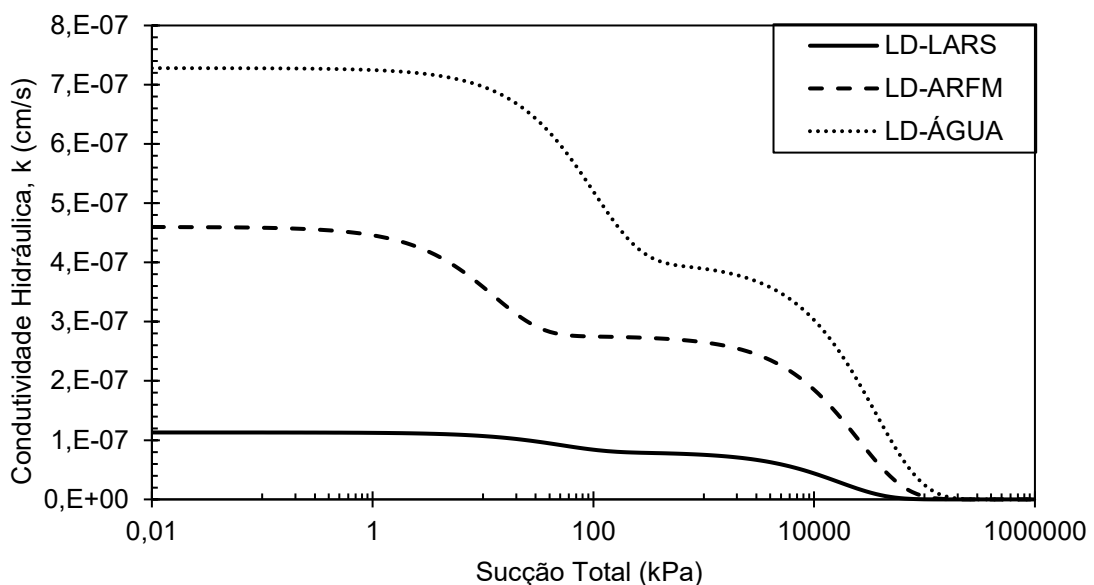
Essa variação da composição química dos fluidos está diretamente ligada à mudança da sucção osmótica que, por sua vez, influencia na capacidade de retenção do solo (TANG *et al.*, 1997; RAO *et al.*, 2006; THYAGARAJ e SALINI, 2015). A sucção osmótica interfere significativamente na espessura da DDL, afetando o tamanho dos agregados e dos poros do solo e, conseqüentemente, a estrutura e o seu comportamento de retenção (THYAGARAJ e SALINI, 2015).

5.6 CURVAS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NÃO SATURADA

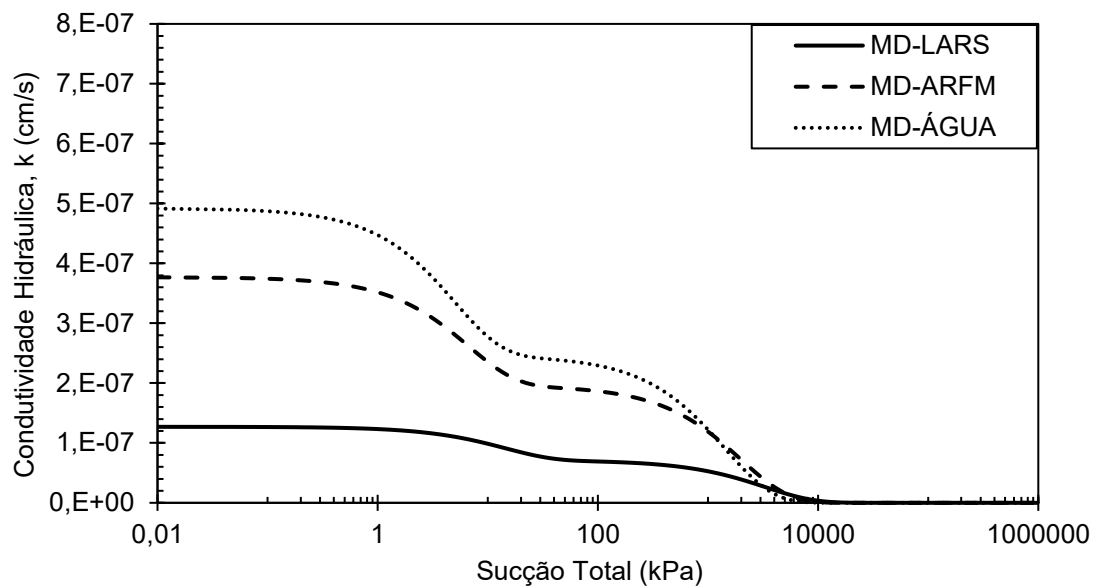
A Figura 51 apresenta as curvas de condutividade hidráulica não saturada dos solos de Londrina e Mandaguaçu para os dois fluidos e a água. Tais curvas foram definidas segundo o modelo de Costa e Cavalcante (2021), com os parâmetros obtidos pelo ajuste das curvas de retenção mostrados na Tabela 10 e os coeficientes de permeabilidade saturados médios mostrados na Tabela 5.

As curvas descreveram um comportamento bimodal, corroborando todos os resultados e discussões feitas anteriormente acerca das características de porosidade e retenção. Além disso, observa-se uma redução gradual da condutividade hidráulica com o aumento da sucção, uma vez que o solo perde mais umidade, menos poros permanecem preenchidos com fluido, dificultando a percolação. Ademais, em suções baixas (0,01 a 1 kPa), o k atinge o maior valor, indicando que o solo está saturado, ou quase saturado, permitindo que o fluido se movimente livremente. Por outro lado, em suções mais elevadas, o k tende a zero, indicando que o solo está quase que totalmente seco, dificultando a passagem do fluido (OLIVEIRA, 2023).

Figura 51 – Curvas de condutividade hidráulica não saturada para os dois fluidos contaminantes e a água dos solos de (a) Londrina e (b) Mandaguaçu.



(a)



(b)

Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

As curvas do solo de Mandaguaçu apresentaram menor variação entre si (curvas mais próximas) ao longo de toda a faixa de sucção. Isso se deu pelo fato deste solo ter pouca variação da capacidade de retenção para os dois fluidos. No geral, este solo apresentou menores valores de condutividade hidráulica que o solo de Londrina, para um mesmo valor de sucção. Isto era esperado, uma vez que o solo de Mandaguaçu tem menor capacidade de retenção (ver Figura 50) e, quando seus poros maiores estão parcialmente preenchidos, há a criação de maiores barreiras físicas de ar que dificultam a percolação, diminuindo o valor de k (PELAQUIM, 2021).

Já o solo de Londrina apresentou menores valores de k quando percolado com o LARS, para um mesmo valor de sucção. Isso é reforçado com as curvas de retenção apresentadas na Figura 50, onde este solo indicou maior capacidade de retenção para este fluido do que para a ARFM, dificultando a percolação e diminuindo o k .

Comparando as curvas dos dois fluidos com a curva da água, ambos os solos indicaram um maior valor de k para a água. Isso pode ser devido à maior neutralidade desse líquido que não promoveu, no geral, colmatação ou destruição dos poros de forma expressiva, uma vez que a água não possui tantos sólidos em suspensão, quantidades suficientes de nutrientes para que os microrganismos dos solos se desenvolvessem ou saís que desagregassem a estrutura porosa (LEME e MIGUEL, 2018; KHODARY *et al.*, 2020; XIE *et al.*, 2020; ZANIN *et al.*, 2021; ETIM *et al.*, 2022).

5.7 DIFUSÃO MOLECULAR

A Tabela 11 apresenta a estatística básica dos índices físicos iniciais dos corpos de prova usados nas células de difusão.

Tabela 11 – Índices físicos iniciais dos corpos de prova usados nas células de difusão.

Índice Físico	Parâmetro Estatístico	Solo-Fluido			
		LD-LARS	LD-ARFM	MD-LARS	MD-ARFM
w	Média (%)	32,91	33,13	14,39	14,53
	DP (%)	0,37	0,17	0,43	0,36
	CV (%)	1,14	0,52	2,97	2,51
	$\Delta w_{ót}$ (%)	+ 0,51	+ 0,73	+ 0,39	+ 0,53
ρ	Média (g/cm ³)	1,88	1,90	2,14	2,14
	DP (g/cm ³)	0,01	0,04	0,03	0,03
	CV (%)	0,64	1,94	1,22	1,43
ρ _d	Média (g/cm ³)	1,42	1,43	1,87	1,87
	DP (g/cm ³)	0,01	0,03	0,02	0,03
	CV (%)	0,68	1,85	1,29	1,36
e	Média	1,14	1,13	0,44	0,44
	DP	0,01	0,04	0,02	0,02
	CV (%)	1,24	3,31	4,32	3,96
η	Média (%)	53,27	52,93	30,40	30,64
	DP (%)	0,31	0,83	0,92	0,85
	CV (%)	0,58	1,57	3,02	2,76
Sr	Média (%)	87,49	89,33	88,47	88,66
	DP (%)	1,38	3,48	3,71	4,42
	CV (%)	1,58	3,90	4,20	4,98
GC	Média (%)	99,02	99,74	100,57	100,33
	DP (%)	0,60	1,85	1,30	1,39
	CV (%)	0,61	1,85	1,30	1,38

Nota: w = Teor de Umidade Gravimétrico; $\Delta w_{ót}$ = Desvio do Teor de Umidade Ótimo; ρ = Massa Específica; ρ_d = Massa Específica Seca; e = Índice de Vazios; η = Porosidade; Sr = Grau de Saturação; GC = Grau de Compactação; DP = Desvio Padrão; CV = Coeficiente de Variabilidade; LD = Londrina; MD = Mandaguauçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.

Fonte: O próprio autor.

Analisando os coeficientes de variação, nota-se que todos estão dentro da faixa de variação aceitável para solos, indicando uma variabilidade tolerável entre as

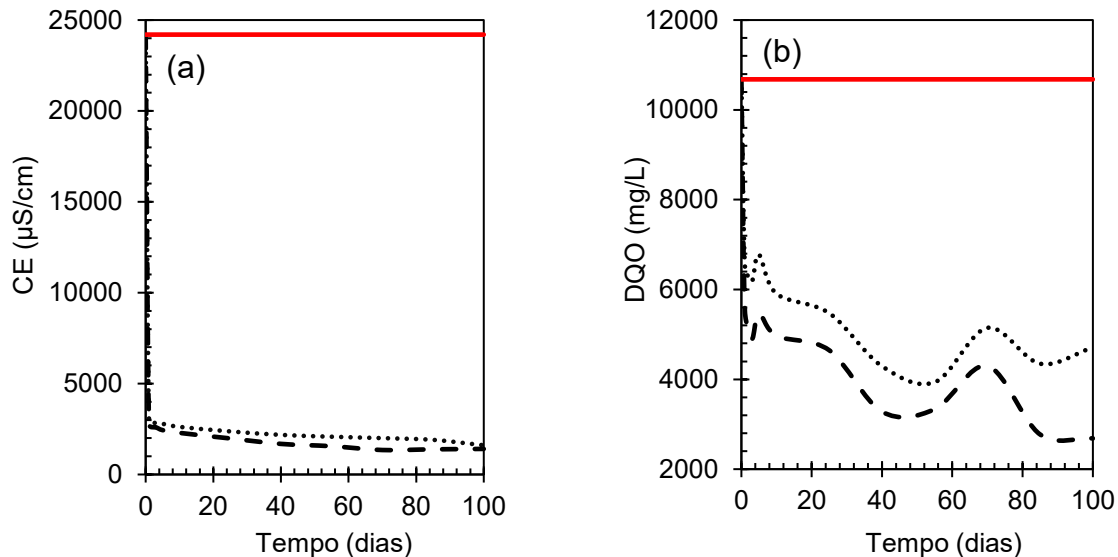
amostras, conforme Phoon e Kulhawy (1999), Duncan (2000), Baecher e Christian (2003) e Branco *et al.* (2014). Além disso, o teor de umidade e o grau de compactação ficaram dentro do controle estabelecido, conforme citado no item 4.2.4, com $\Delta w_{ót} = \pm 1,00\%$ e $GC \geq 98\%$.

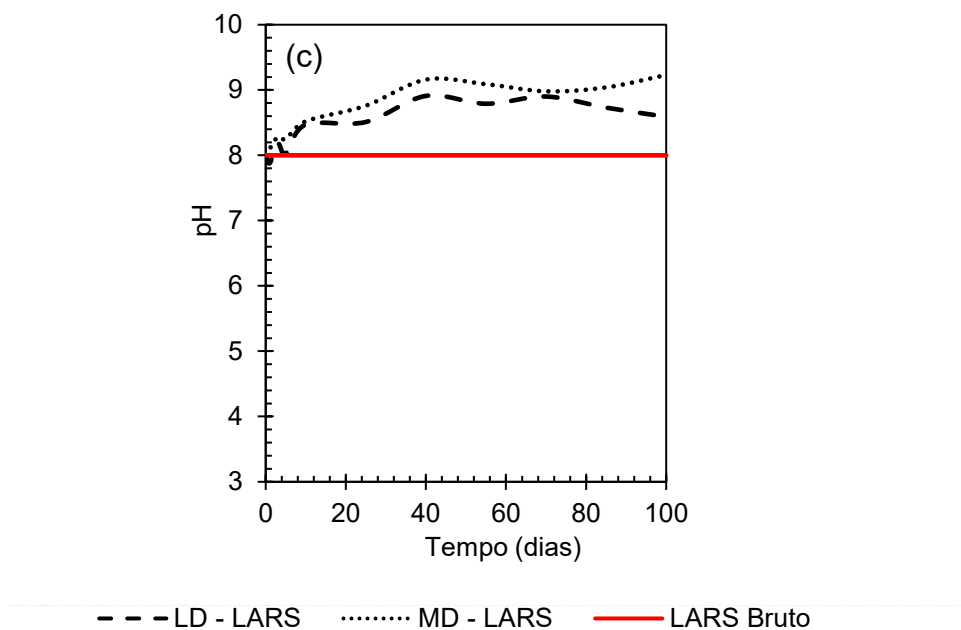
A partir daqui os resultados serão apresentados de forma separada para cada fluido contaminante para melhor visualização e discussão.

5.7.1 Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos (LARS)

Na Figura 52 estão apresentadas as variações da condutividade elétrica (CE), da DQO e do pH do reservatório de LARS ao longo do tempo e na Figura 53 são mostradas as variações do pH dos solos de Londrina e Mandaguaçu das porções do topo, meio e base dos corpos de prova.

Figura 52 – Variação da (a) CE, (b) DQO e (c) pH do LARS ao longo do tempo em contato com os solos de Londrina e Mandaguaçu.

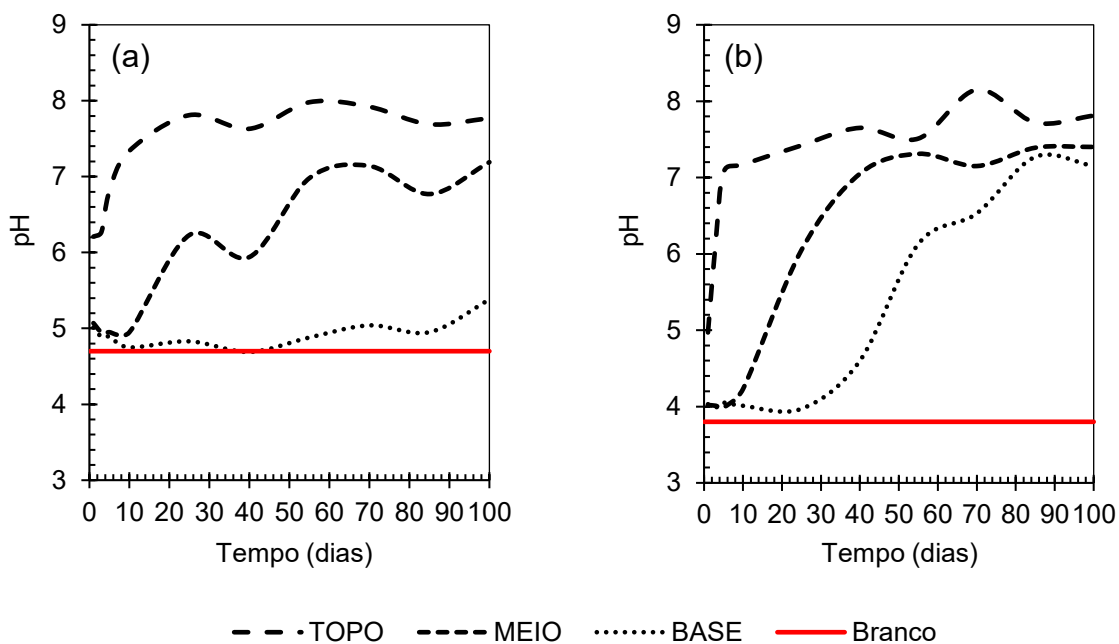




Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaiu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos, Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos.

Fonte: O próprio autor.

Figura 53 – Variação do pH dos solos de (a) Londrina e (b) Mandaguaiu ao longo do tempo em contato com o LARS nos ensaios de difusão.



Nota: Branco = Solo sem contaminação.

Fonte: O próprio autor.

A condutividade elétrica (CE) do LARS (Figura 52a) sofreu variação brusca já nos primeiros dias de contato com ambos os solos, tendo uma correlação bem clara

com a atenuação do potencial poluidor do fluido. O LARS apresentou uma queda de 94 e 93% em sua CE ao final dos 100 dias de contato com os solos de Londrina e Mandaguaçu, respectivamente, estando em conformidade com o que foi discutido por Gomes *et al.* (2004), onde solos argilosos tendem a causar maior redução neste parâmetro do que solos arenosos. Este comportamento da CE pode ser explicado pela adsorção de cátions (Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , entre outros) devido às cargas de superfície da fração argilosa dos solos e pela redução dos ânions (SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , por exemplo) do fluido (MEURER, 2017; GONÇALVES *et al.* 2019).

Em relação à DQO (Figura 52b), o comportamento foi semelhante ao da CE, com uma queda brusca já nos primeiros dias de contato, conforme também observado por Gonçalves (2016). Essa tendência indica mais uma vez o poder de depuração significativo dos solos, atenuando a carga de contaminantes do LARS (HAMADA *et al.*, 2004; MANGIERI, 2008; GONÇALVES, 2016). Ao final dos 100 dias, enquanto o solo de Londrina removeu 75% da DQO, o solo de Mandaguaçu removeu 56%.

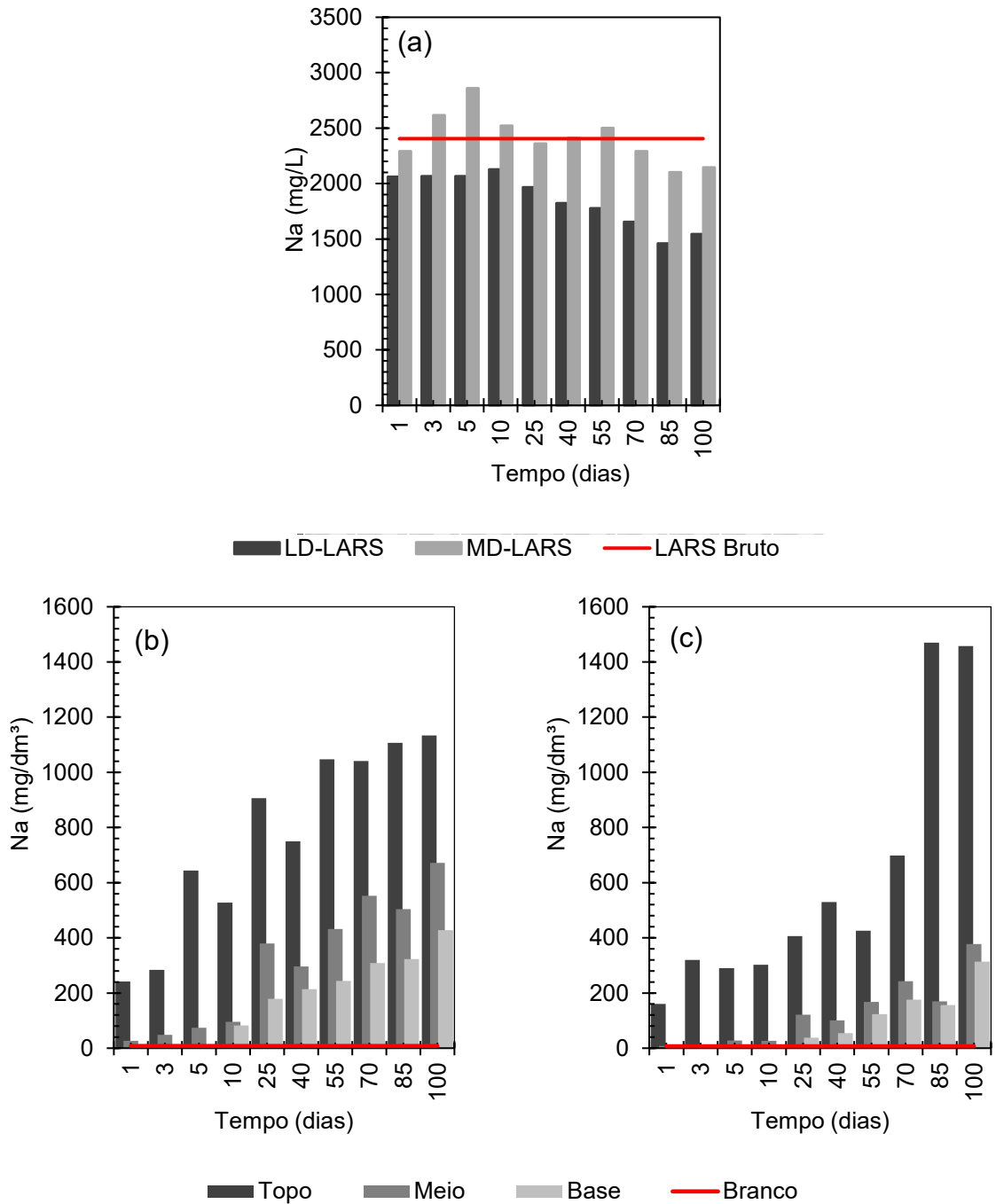
Assim como observado por Calças *et al.* (2001) e Gonçalves (2016), a variação do pH ao longo do tempo não mostrou uma correlação direta com a atenuação do potencial contaminante do LARS (Figura 52c). O fluido, com pH inicial de 8,00, teve variação de 7,88 a 8,91, quando em contato com o solo de Londrina, e de 8,10 a 9,23, quando em contato com o solo de Mandaguaçu. Para o primeiro solo, o pico da variação foi observado aos 40 dias e para o segundo solo, aos 100 dias. Costa (2021) ainda comenta que o aumento do pH do reservatório se dá pela queda de íons H^+ do fluido pelo decaimento da concentração dos sais e pela atividade biológica.

Agora analisando os solos (Figura 53) observa-se a elevação do pH, chegando próximo ao valor do pH do LARS bruto (8,00), principalmente no topo e meio dos corpos de prova. Esse comportamento pode ser explicado pela mineralização da matéria orgânica e da inserção de cátions básicos na solução dos solos (MÉLO *et al.*, 2005).

Nas Figuras 54, 55, 56 e 57 são mostradas as variações das concentrações de Na, K, Ca e Mg, respectivamente, ao longo do tempo, no reservatório de LARS e nas soluções dos solos de Londrina e Mandaguaçu.

Primeiramente, vale salientar que os ensaios de difusão foram realizados com o efluente real e bruto, composto por diversos elementos os quais podem gerar competitividade de retenção nos solos em relação aos elementos analisados (Na, K, Ca e Mg) e podem influenciar nos resultados aqui apresentados.

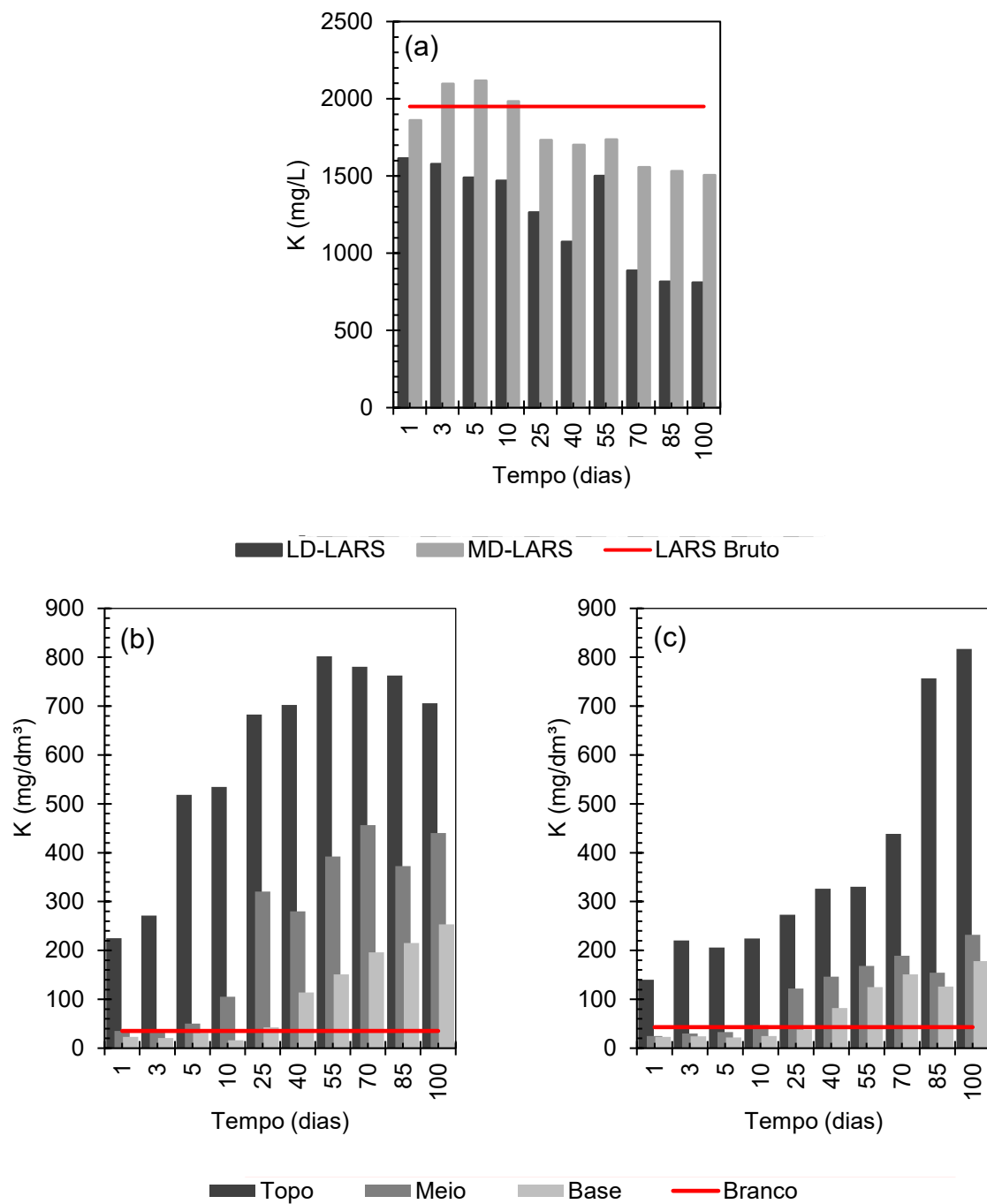
Figura 54 – Variação da concentração de Na (a) no reservatório de LARS, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu.



Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos; Branco = Solo sem contaminação.

Fonte: O próprio autor.

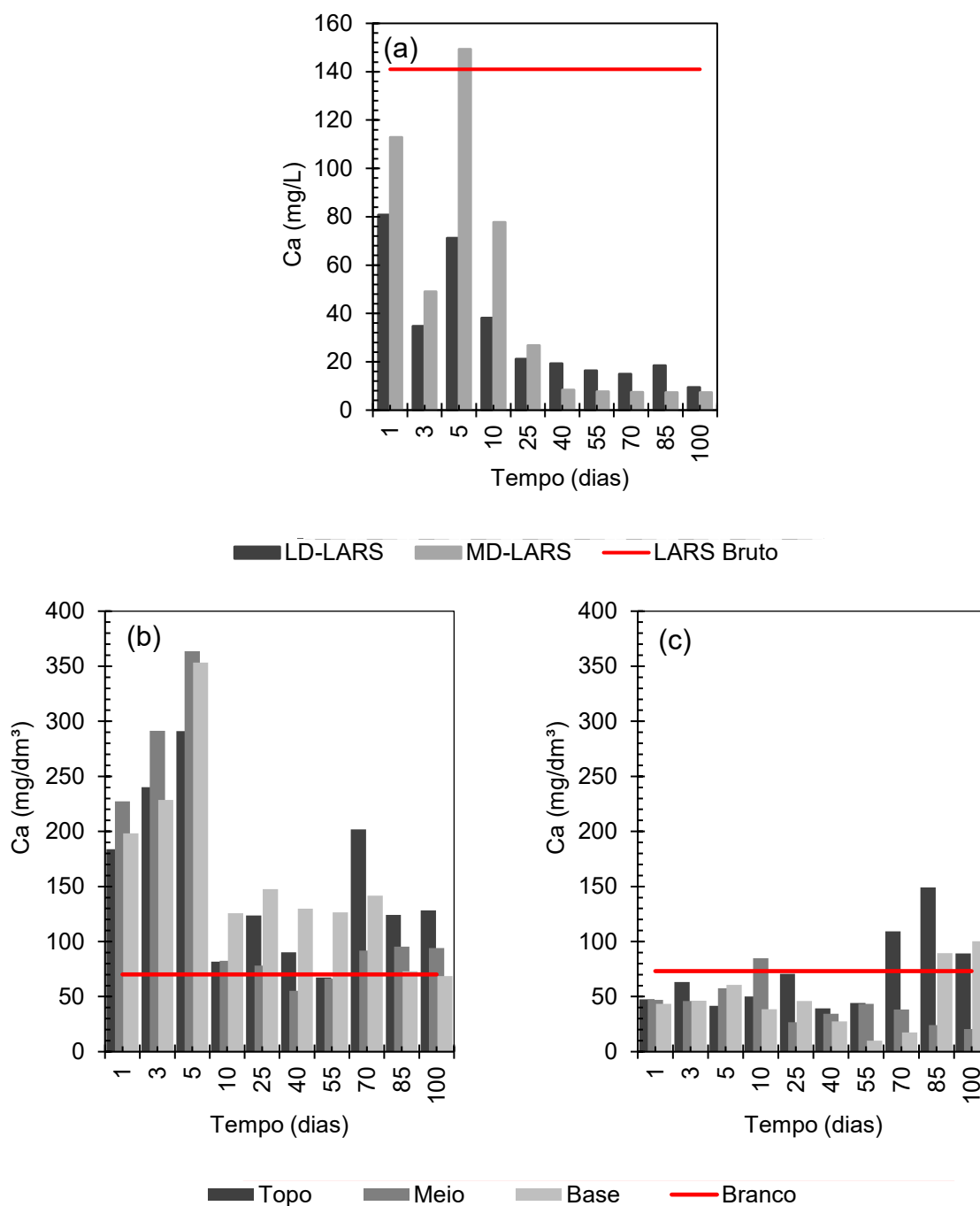
Figura 55 – Variação da concentração de K (a) no reservatório de LARS, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu.



Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos; Branco = Solo sem contaminação.

Fonte: O próprio autor.

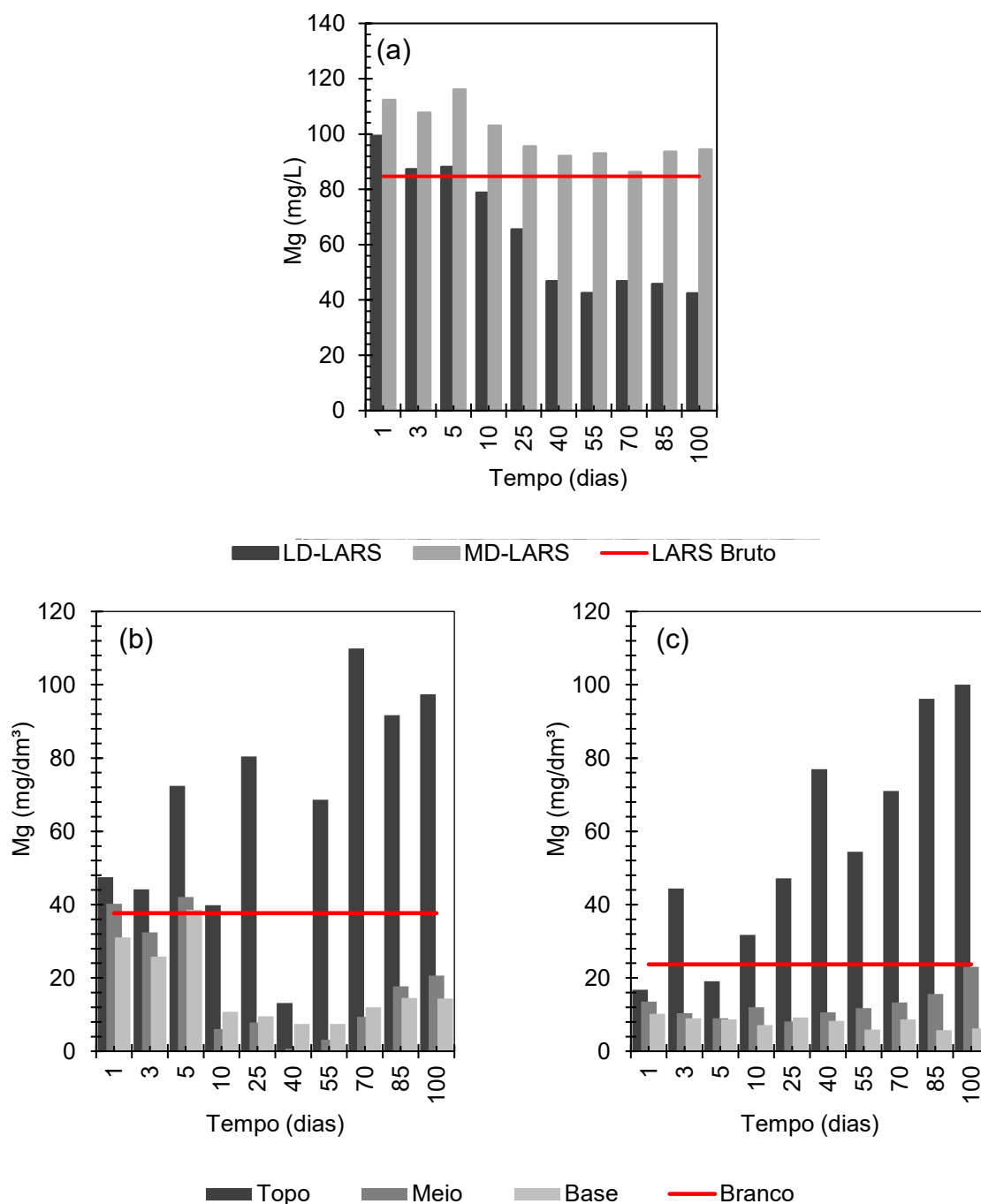
Figura 56 – Variação da concentração de Ca (a) no reservatório de LARS, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguauçu.



Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguauçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos; Branco = Solo sem contaminação.

Fonte: O próprio autor.

Figura 57 – Variação da concentração de Mg (a) no reservatório de LARS, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu.



Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; LARS = Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos; Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos; Branco = Solo sem contaminação.

Fonte: O próprio autor.

Nota-se uma nítida tendência de queda das concentrações dos quatro íons no reservatório com o tempo (Figuras 54a, 55a, 56a e 57a), principalmente quando o fluido ficou em contato com o solo de Londrina. Este solo, por ter maior quantidade de fração argila, possui maior capacidade de interação com o fluido, inclusive maior CTC,

podendo reter mais contaminantes que o solo de Mandaguaçu (MÉLO *et al.*, 2006; OLIVEIRA *et al.*, 2016). Para os pontos onde a concentração foi maior que da amostra bruta ou que da leitura anterior, principalmente para o Mg, pode ter ocorrido alguma dessorção dos solos para o fluido (BARONE *et al.*, 1989; RITTER *et al.*, 2003). Gabas *et al.* (2016) em seus estudos a respeito da difusão de cádmio e chumbo, afirmam que mesmo em pequenas concentrações naturais no solo, pode haver dessorção dos íons para o reservatório.

Para 100 dias de contato, o solo de Londrina reduziu a concentração de Na, K, Ca e Mg do reservatório em 36, 58, 93 e 50%, respectivamente. Já para o solo de Mandaguaçu, essa redução foi de 11, 23 e 95% para o Na, K e Ca, respectivamente. Isso indica novamente a maior interação do solo de Londrina com o fluido contaminante. Para o Mg, o solo de Mandaguaçu não indicou atenuação ao longo do ensaio, provavelmente pela dessorção deste íon do solo para o fluido.

Em relação às concentrações nas soluções dos solos, pode-se notar que para o Na e o K (Figuras 54b, 54c, 55b e 55c) houve uma tendência de aumento da concentração, sendo mais pronunciada no topo, em seguida no meio e, por fim, na base dos corpos de prova. Esse comportamento em profundidade indica que esses elementos ficaram mais retidos próximo à interface de contato com o reservatório do fluido contaminante, sendo menos lixiviados para baixo (NASCENTES *et al.*, 2009; LACERDA *et al.*, 2014; CABRAL FILHO *et al.*, 2021).

Já no caso do Ca e do Mg (Figuras 56b, 56c, 57b e 57c) houve oscilações, com muitos casos de maiores concentrações no meio e na base ao invés do topo. Isso indica maior lixiviação e menor retenção desses elementos, justificado pelas suas menores concentrações no fluido bruto e pela competitividade do Na e K na retenção da fração de argila dos solos. Comportamento semelhante foi observado por Mélo (2004), onde as extrações da solução dos solos estudados pela autora apresentaram maiores concentrações de Na e K devido à maior concentração no fluido contaminante e ao deslocamento e lixiviação dos cátions de Ca e Mg. Barone *et al.* (1989) e Matos *et al.* (2013) relatam que, por mais que o Na e o K sejam monovalentes, o que resultaria em uma menor força de atração pela fração argila do solo, suas maiores concentrações nos fluidos brutos favorecem suas retenções pelos solos, deslocando os íons bivalentes, como o cálcio e o magnésio.

Especificamente em relação ao cálcio, Barone *et al.* (1989) afirmam que a queda da concentração desse elemento no reservatório pode se dar também pela

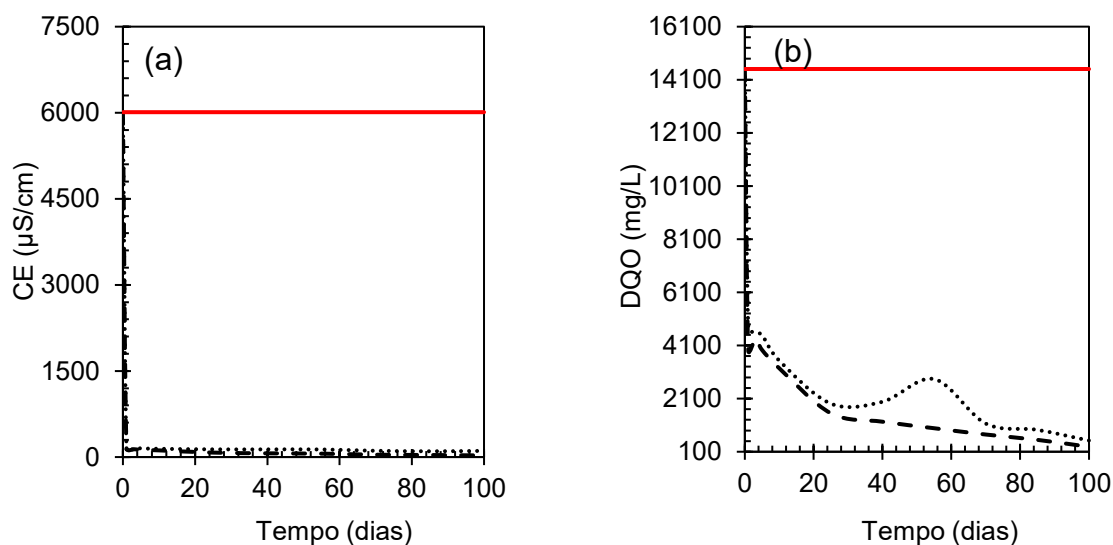
formação de precipitado de calcita (CaCO_3) com a reação química do Ca^{2+} com o bicarbonato (HCO_3^-), resultante da produção de CO_2 durante a degradação microbiológica da matéria orgânica do LARS.

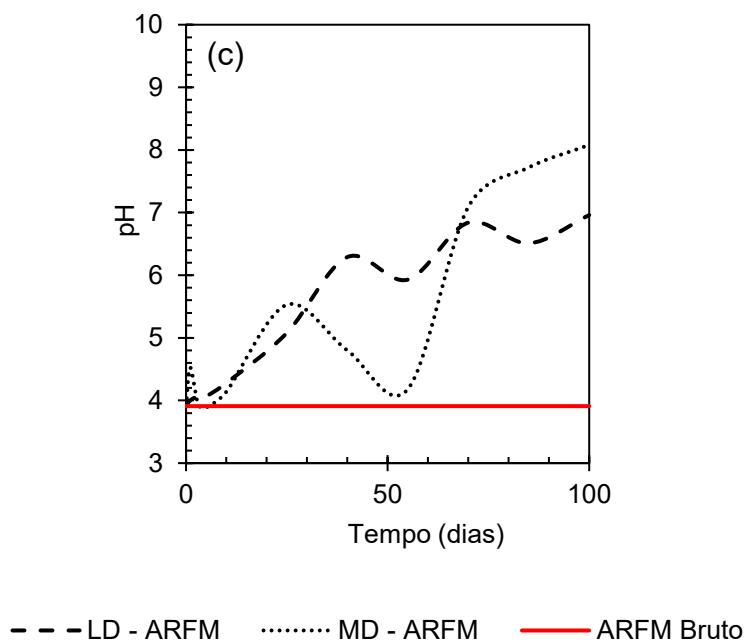
Por fim, a partir da observação dos resultados apresentados, a ordem de mobilidade dos elementos analisados foi estimada em: $\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca}$.

5.7.2 Água Residuária de Fecularia de Mandioca (ARFM)

Na Figura 58 estão apresentadas as variações da condutividade elétrica (CE), da DQO e do pH do reservatório de ARFM ao longo do tempo e na Figura 59 são mostradas as variações do pH dos solos de Londrina e Mandaguaçu das porções do topo, meio e base dos corpos de prova.

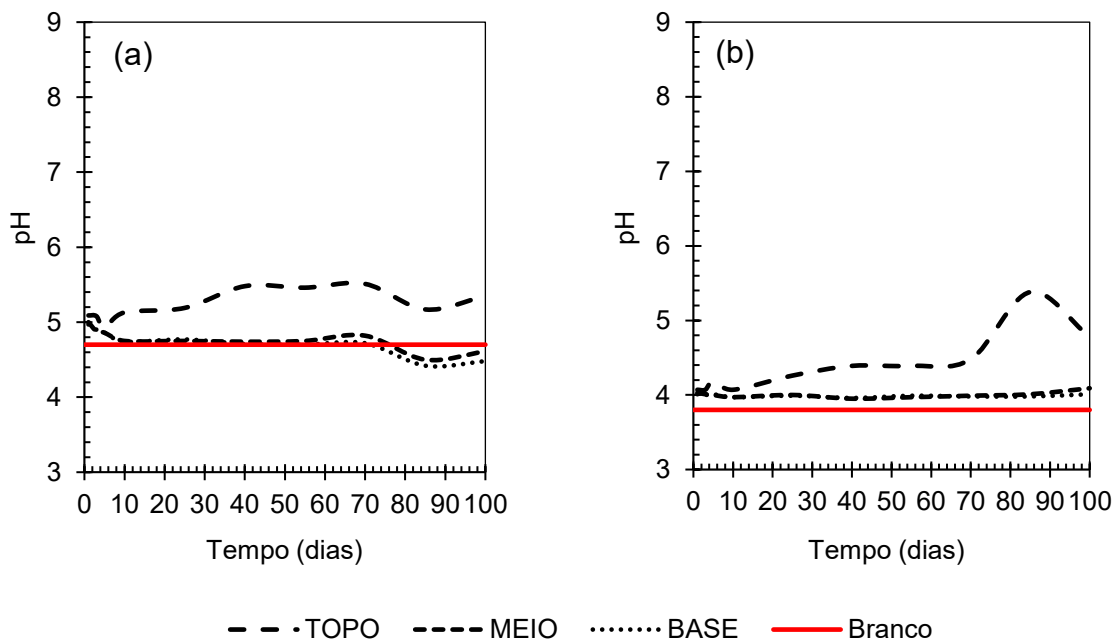
Figura 58 – Variação da (a) CE, (b) DQO e (c) pH da ARFM ao longo do tempo em contato com os solos de Londrina e Mandaguaçu.





Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaiçu; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca.
Fonte: O próprio autor.

Figura 59 – Variação do pH dos solos de (a) Londrina e (b) Mandaguaiçu ao longo do tempo em contato com a ARFM nos ensaios de difusão.



Nota: Branco = Solo sem contaminação.
Fonte: O próprio autor.

Para a ARFM, os parâmetros da Figura 58 tiveram comportamento semelhante aos do LARS, pelos mesmos motivos. A CE e a DQO sofreram variações bruscas já

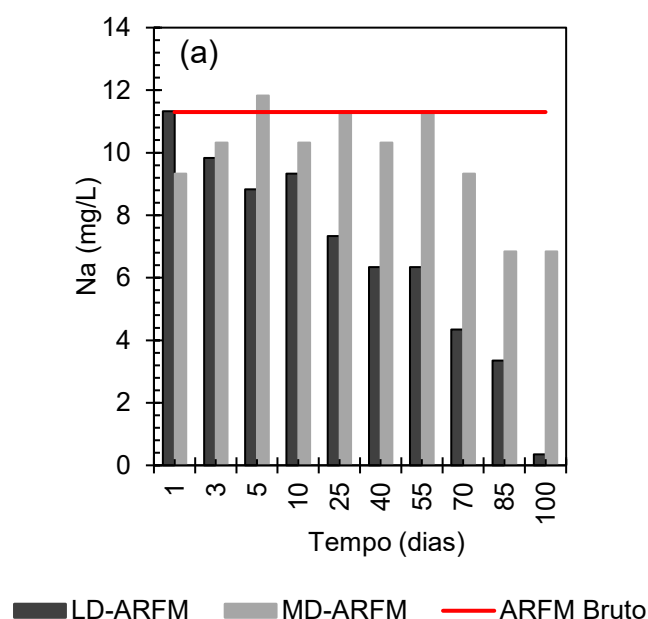
nos primeiros dias de contato com ambos os solos, tendo uma correlação bem clara com a atenuação do potencial poluidor do fluido (HAMADA *et al.*, 2004; MANGIERI, 2008; GONÇALVES, 2016; GONÇALVES *et al.*, 2019). A ARFM apresentou uma queda de 99,5 e 98% em sua CE e de 98 e 96% em sua DQO ao final dos 100 dias de contato com os solos de Londrina e Mandaguaçu, respectivamente.

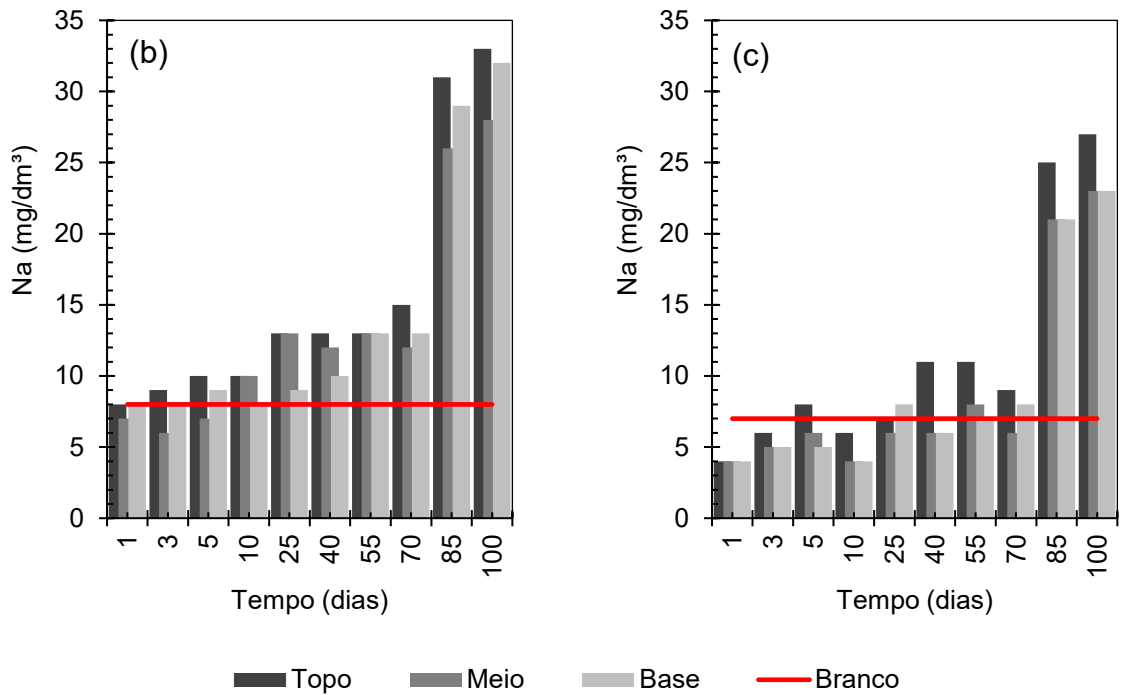
O pH novamente não mostrou uma correlação clara com a atenuação da contaminação do fluido, assim como observado por Calças *et al.* (2001), Gonçalves (2016) e Costa (2021). A ARFM, que tem pH inicial de 3,91, teve variação de 4,00 a 6,96, quando em contato com o solo de Londrina, e de 3,89 a 8,08, quando em contato com o solo de Mandaguaçu. Para ambos os solos, o pico da variação foi observado aos 100 dias de contato.

Agora analisando os solos (Figura 59) observa-se uma constância maior do pH, sendo mantido ácido, próximo do valor original. Como a ARFM também é ácida, a inserção dos cátions básicos na solução dos solos não foi suficiente para o aumento deste parâmetro, uma vez que as concentrações dos elementos eram bem menores que no LARS.

Nas Figuras 60, 61, 62 e 63 são mostradas as variações das concentrações de Na, K, Ca e Mg, respectivamente, ao longo do tempo, no reservatório de ARFM e nas soluções dos solos de Londrina e Mandaguaçu.

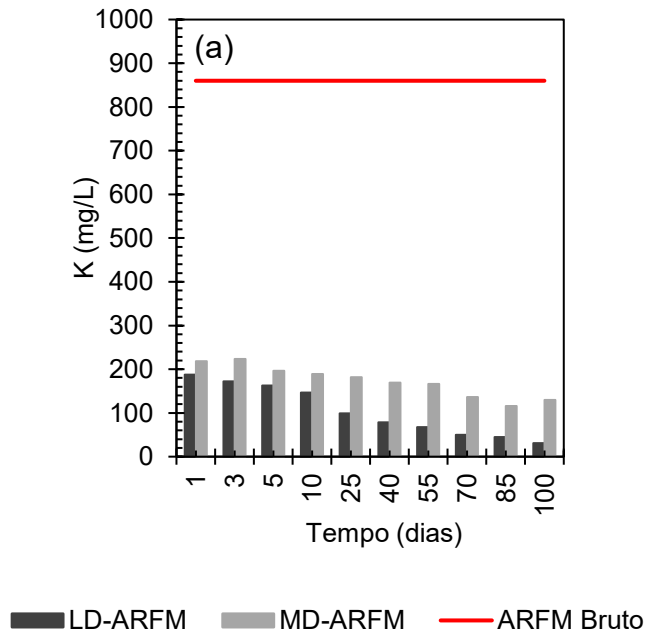
Figura 60 – Variação da concentração de Na (a) no reservatório de ARFM, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu.

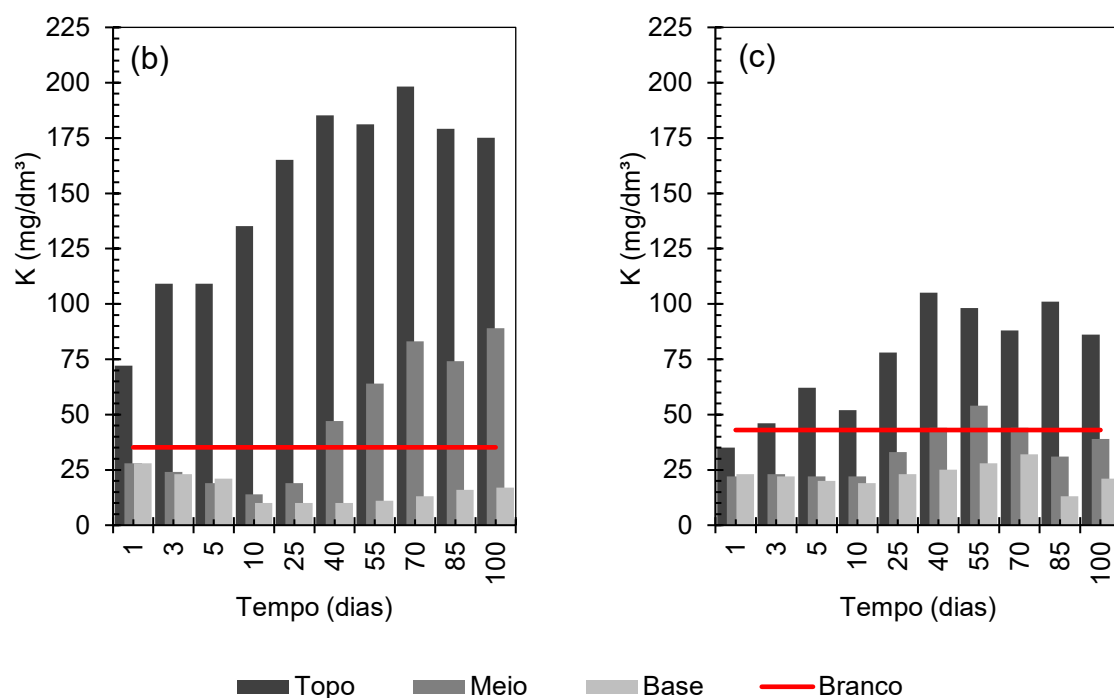




Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca; Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos; Branco = Solo sem contaminação.
Fonte: O próprio autor.

Figura 61 – Variação da concentração de K (a) no reservatório de ARFM, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguaçu.

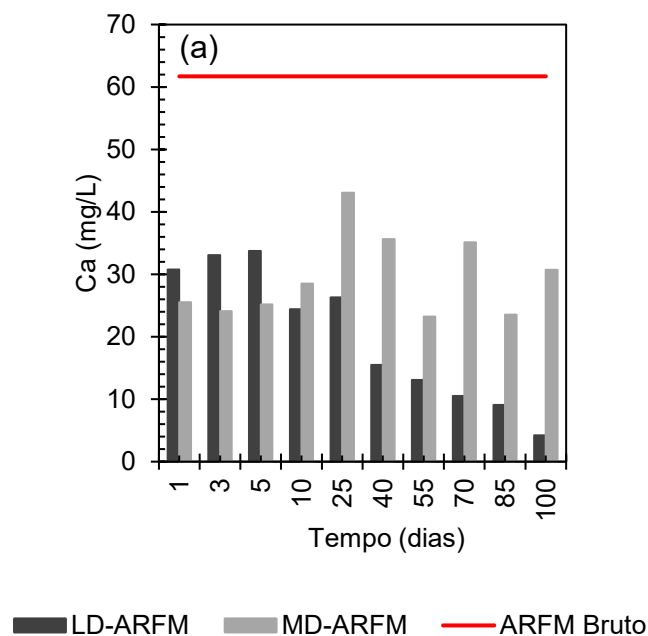


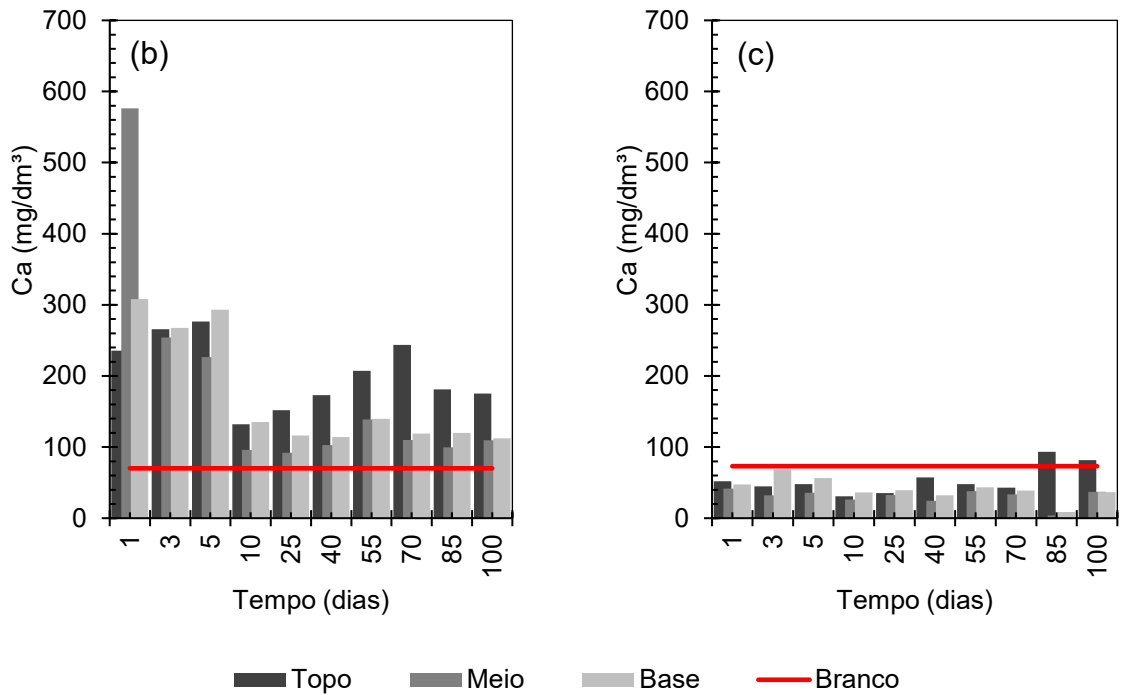


Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguçu; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca; Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos; Branco = Solo sem contaminação.

Fonte: O próprio autor.

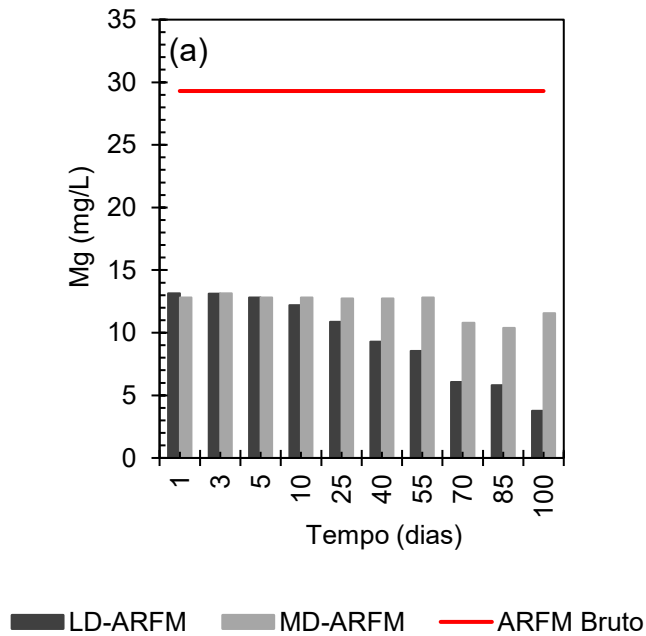
Figura 62 – Variação da concentração de Ca (a) no reservatório de ARFM, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguçu.

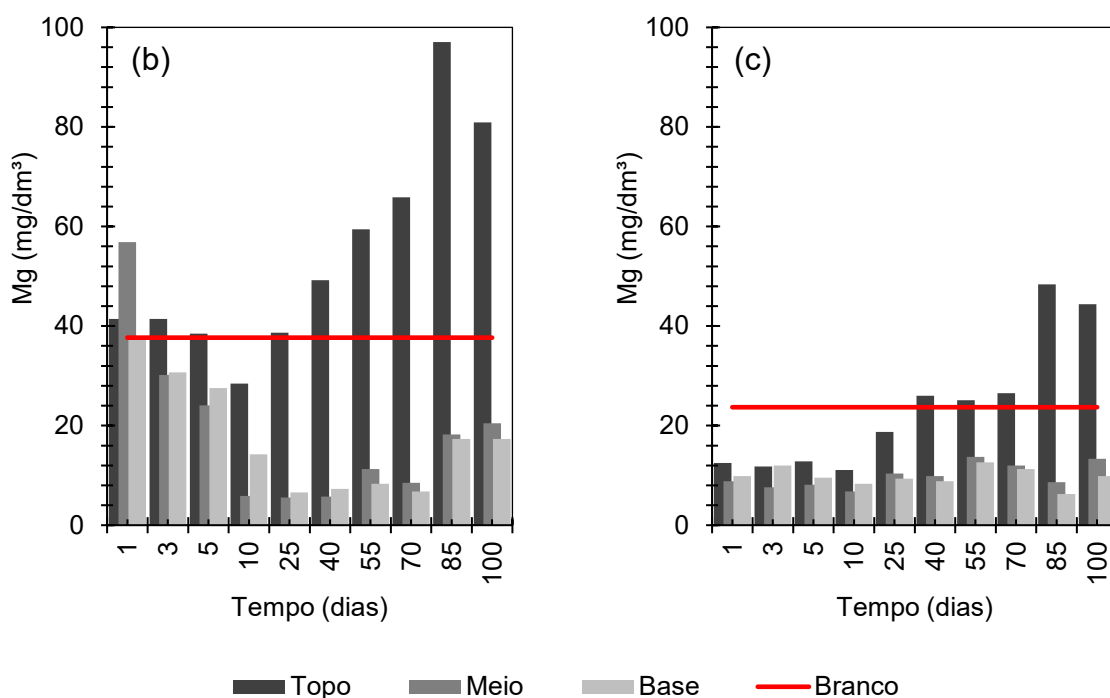




Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguçu; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca; Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos; Branco = Solo sem contaminação.
Fonte: O próprio autor.

Figura 63 – Variação da concentração de Mg (a) no reservatório de ARFM, (b) na solução do solo de Londrina e (c) na solução do solo de Mandaguçu.





Nota: LD = Londrina; MD = Mandaguaçu; ARFM = Água Residuária de Fecularia de Mandioca; Bruto = Fluido bruto, sem contato com os solos; Branco = Solo sem contaminação.

Fonte: O próprio autor.

Novamente nota-se uma nítida tendência de queda das concentrações dos quatro íons no reservatório com o tempo (Figuras 60a, 61a, 62a e 63a), com maior atenuação também quando o fluido ficou em contato com o solo de Londrina. Isso se deu pelo mesmo motivo do comportamento com o LARS, onde esse solo possui maior quantidade de fração argila e maior CTC, retendo mais contaminantes que o solo de Mandaguaçu (MÉLO *et al.*, 2006; OLIVEIRA *et al.*, 2016). Para os poucos pontos onde a concentração foi maior que da amostra bruta, ou que da leitura anterior, pode ter ocorrido também dessorção dos solos para o fluido (BARONE *et al.*, 1989; RITTER *et al.*, 2003; GABAS *et al.*, 2016).

Para 100 dias de contato, o solo de Londrina reduziu a concentração de Na, K, Ca e Mg do reservatório em 97, 96, 93 e 87%, respectivamente. Já para o solo de Mandaguaçu, essa redução foi de 39, 85, 50 e 61%, respectivamente. Isso indica novamente a maior interação do solo de Londrina com o fluido contaminante. Além disso, como as concentrações dos elementos da ARFM era bem menor que as do LARS, os solos foram mais eficazes na atenuação.

Em relação às concentrações nas soluções dos solos, pode-se notar que para o K e o Mg (Figuras 61b, 61c, 63b e 63c) houve uma tendência de aumento da concentração, sendo mais pronunciada no topo, em seguida no meio e, por fim, na

base dos corpos de prova. Esse comportamento em profundidade indica que esses elementos ficaram mais retidos próximo à interface de contato com o reservatório do fluido contaminante, sendo menos lixiviados para baixo (NASCENTES *et al.*, 2009; LACERDA *et al.*, 2014; CABRAL FILHO *et al.*, 2021).

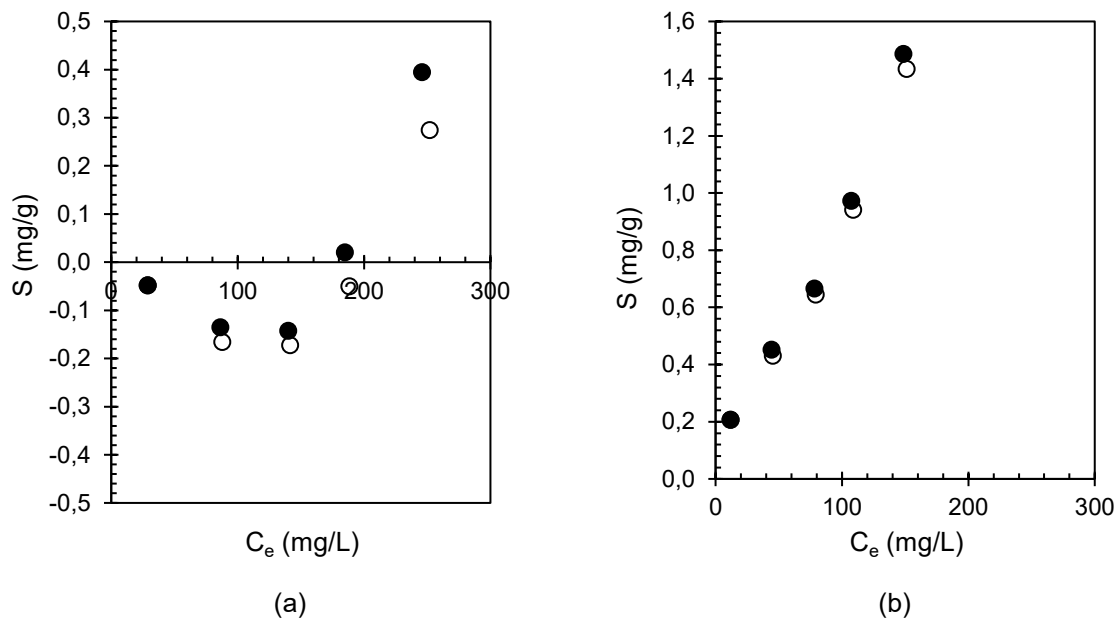
Já no caso do Na (Figuras 60b e 60c), como a concentração era pequena no fluido bruto (11,30 mg/L), a mobilidade e a retenção do elemento foram semelhantes para as três camadas dos corpos de prova, sendo mais expressivas a 85 e 100 dias de ensaio. O comportamento do Ca não foi único (Figuras 62b e 62c), com alguns casos de maiores concentrações no meio e na base ao invés do topo. Isso indica maior lixiviação e menor retenção desses elementos, justificado pelas suas menores concentrações no fluido bruto e pela competitividade do K e Mg na retenção da fração de argila dos solos (BARONE *et al.*, 1989; MÉLO, 2004; MATOS *et al.*, 2013). Neste caso também pode ter ocorrido a formação de precipitado de calcita (CaCO_3) com a reação química do Ca^{2+} com o bicarbonato (HCO_3^-), resultante da produção de CO_2 durante a degradação microbológica da matéria orgânica da ARFM (BARONE *et al.*, 1989).

Por fim, a partir da observação dos resultados apresentados, a ordem de mobilidade dos elementos analisados foi estimada em: $\text{K} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{Ca}$.

5.8 SORÇÃO (*BATCH TESTS*)

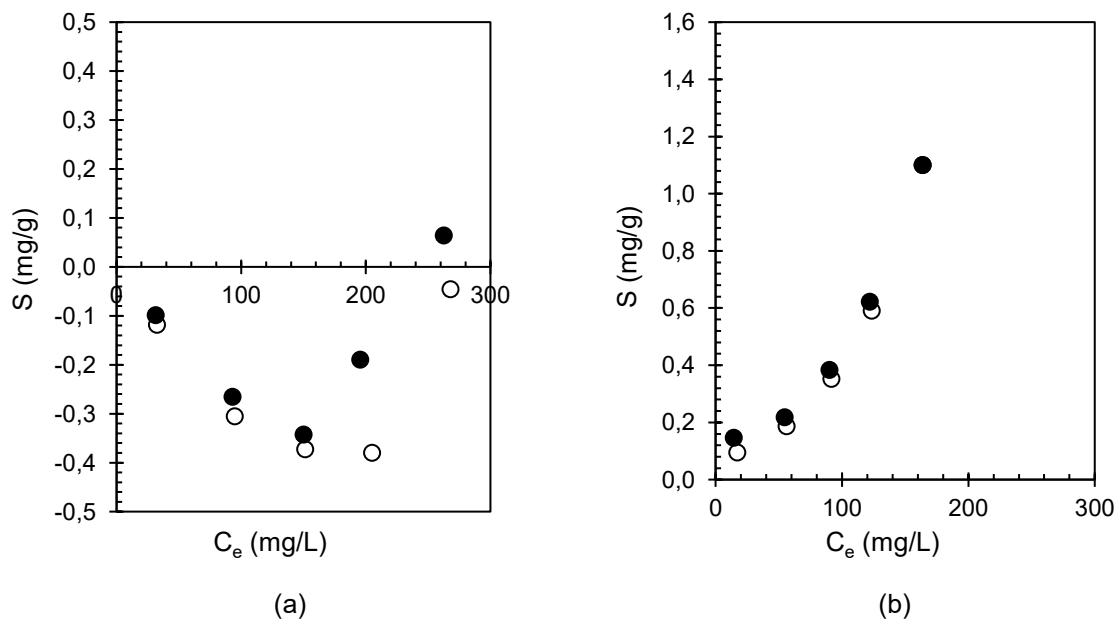
Nas Figuras 64 e 65 são apresentadas as variações de massa de contaminante (Na e K) sorvida por massa de solo (S) para as diferentes concentrações de equilíbrio (C_e) atingidas nos ensaios de sorção para os solos de Londrina e Mandaguaçu, respectivamente.

Figura 64 – Variação de S para o solo de Londrina dos contaminantes (a) Na e (b) K.



Fonte: O próprio autor.

Figura 65 – Variação de S para o solo de Mandaguaçu dos contaminantes (a) Na e (b) K.



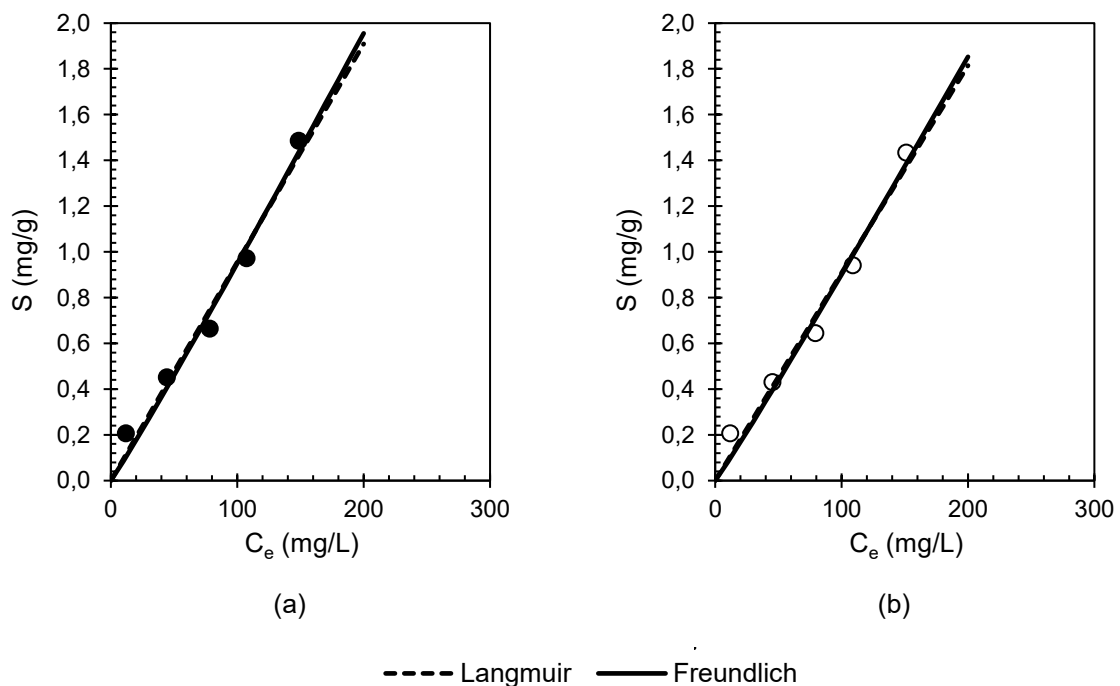
Fonte: O próprio autor.

Percebe-se que, para o Na, ambos os solos se mostraram pouco reativos, com valores negativos de sorção, comportamento semelhante ao observado por Ritter (1998). Segundo a série liotrópica, citada por Shon *et al.* (2010), o Na tende a ser menos sorvido que o K devido ao seu menor raio não hidratado (0,095 nm) e a sua menor massa atômica (23 u). Portanto, a sorção do sódio pode ter sido tão baixa a ponto de os erros intrínsecos ao processo do ensaio terem a mascarado. Esses erros incluem imprecisões da balança, das vidrarias e do equipamento fotômetro de chama usado para as leituras de concentração.

Já o K indicou um comportamento esperado conforme a série liotrópica, com maiores valores de sorção, já que seu raio não hidratado e massa atômica são maiores (0,133 nm e 39 u, respectivamente) (SHON *et al.*, 2010). Deste modo, os ajustes das isotermas de sorção foram feitos apenas para o potássio.

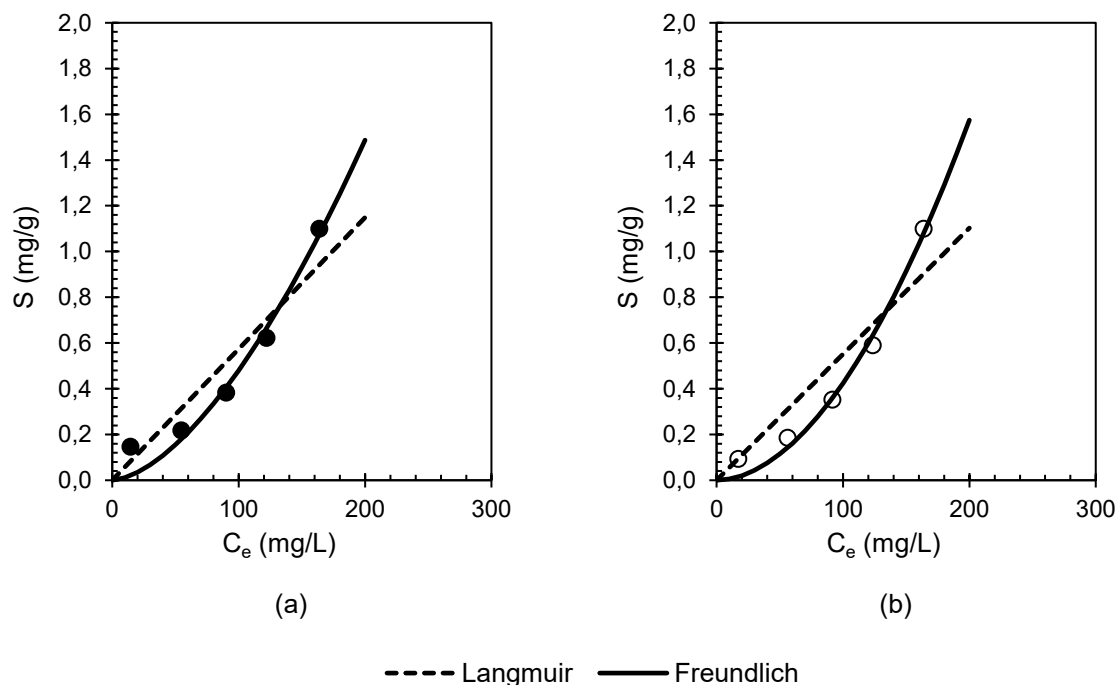
Nas Figuras 66 e 67 são apresentados os ajustes dos modelos de isotermas de sorção de Langmuir e de Freundlich para o K e na Tabela 12 estão indicados os parâmetros dos modelos obtidos destes ajustes, bem como os coeficientes de correlação (R^2).

Figura 66 – Ajustes dos modelos de sorção para o K do solo de Londrina para o pH de (a) 8,00 e (b) 3,91.



Fonte: O próprio autor.

Figura 67 – Ajustes dos modelos de sorção para o K do solo de Mandaguaçu para o pH de (a) 8,00 e (b) 3,91.



Fonte: O próprio autor.

Tabela 12 – Parâmetros de ajustes das isotermas de sorção para o potássio.

Solo	pH	Modelo					
		Langmuir			Freundlich		
		Parâmetros					
		S_m (mg/g)	b (L/mg)	R^2	K_f (mg/g)	n	R^2
Londrina	8,00	1433,49	$6,67 \times 10^{-6}$	0,97	$7,81 \times 10^{-3}$	0,96	0,97
	3,91	1353,71	$6,71 \times 10^{-6}$	0,97	$7,50 \times 10^{-3}$	0,96	0,97
Mandaguaçu	8,00	4084,53	$1,41 \times 10^{-6}$	0,86	$2,65 \times 10^{-4}$	0,61	0,95
	3,91	4965,06	$1,11 \times 10^{-6}$	0,82	$7,00 \times 10^{-5}$	0,53	0,98

Fonte: O próprio autor.

Para o solo de Londrina, onde o comportamento do potássio se mostrou quase que linear, ambos os modelos tiveram bons ajustes com o mesmo valor de R^2 . Isso indica que a massa de contaminante retida por unidade de massa do solo é proporcional à concentração de equilíbrio do contaminante na fase líquida (MOREIRA, 2008; NASCIMENTO *et al.*, 2014). Já para o solo de Mandaguaçu, o modelo de Freundlich foi o que mais se ajustou aos dados, indicando que para este solo a sorção

se dá principalmente em multicamada (RUTHVEN, 1984; DABROWSKI, 2001; BOLIGON, 2015; ATKINS *et al.*, 2018).

Considerando o modelo de Freundlich para os dois solos, o pH para o solo de Londrina não se mostrou determinante para o comportamento de sorção de potássio, com um leve favorecimento do processo para o pH básico, onde o K_f foi maior. Por outro lado, o solo de Mandaguaçu indicou uma diferença mais significativa, tendo maior sorção também para o pH básico (maior valor de n e K_f). Além disso, o solo de Londrina se mostrou mais reativo que o de Mandaguaçu, com maiores valores de n e K_f . Segundo Site (2001) e Nascimento *et al.* (2014), quanto maior o valor de n , ou seja, quanto menor o valor da relação $1/n$, mais forte a interação entre o contaminante e o solo.

Por fim, segundo a Equação 47 e os dados do Quadro 8, os valores estimados do ponto de carga zero (PCZ) para estes solos foram de 4,2 e 2,6, respectivamente (menor que o pH do LARS, de 8,00), além do ΔpH ser negativo. Isso indica que estes solos possuem maior carga superficial negativa, favorecendo a sorção de cátions como o potássio (APEEL *et al.*, 2003; NASCIMENTO *et al.*, 2014; MEURER, 2017).

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Neste capítulo são apresentadas as conclusões mais significativas obtidas neste trabalho. Além disso, são indicadas algumas sugestões para trabalhos futuros que possam ser de grande valor para a complementação desta pesquisa.

6.1 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos e nas discussões feitas, conclui-se:

- Ambos os solos possuem soluções com composição química semelhante, principalmente em relação aos elementos Ca, Na, P e Zn. O solo de Londrina apresentou um valor significativo de ferro, enquanto o de Mandaguaçu indicou alto teor de alumínio. Isso aconteceu pois ambos os solos possuem como argilomineral principal a caulinita, associada a esses elementos.
- Os fluidos LARS e ARFM possuem um caráter básico e ácido, respectivamente, com elevada DQO e DBO. O LARS tem em sua composição grande quantidade de sais, como sódio, potássio, cálcio e magnésio, enquanto a ARFM indica presença significativa de potássio e, em menor quantidade, cálcio. Essas composições atuaram de forma distinta na interação com os solos após a percolação. Além disso, as viscosidades dos dois fluidos se mostraram muito semelhantes e próximo do comportamento da água, indicando que esta propriedade teve pouca influência no comportamento de permeabilidade dos solos.
- Em relação à permeabilidade saturada com a percolação do LARS e da ARFM, observou-se uma leve tendência de queda, muito provavelmente devido à colmatação dos poros por processos físicos, químicos e microbiológicos. No geral, os valores de k_s para a percolação do LARS foram menores devido ao pH alcalino e alta concentração de sais deste fluido, corroborando a distinta interação entre os líquidos e os solos.
- Os valores médios dos k_s para cada condição resultaram em uma mesma potência (10^{-7}), mostrando que o tempo de ensaio (90 dias,

aproximadamente) não foi o suficiente para que o processo de colmatção avançasse a ponto de alterar tal potência. Por fim, os valores de $\overline{k_s}$ obtidos para ambos os fluidos enquadraram os solos como materiais de baixa permeabilidade, sendo boas opções para uso como barreiras impermeabilizantes.

- A caracterização da micro e macroporosidade confirmou a diferença estrutural entre os dois solos, onde o solo de Londrina apresentou menor porosidade e diâmetro máximo medido na Micro-CT. Os resultados indicam que o LARS causou maior desagregação da estrutura do solo de Londrina que a ARFM, diminuindo a sua porosidade e, conseqüentemente, resultando em menores valores de $\overline{k_s}$. Para o solo de Mandaguaçu os menores valores de $\overline{k_s}$ podem ser atribuídos à colmatção devido aos processos de desagregação e acúmulo de partículas e ao bioentupimento.
- A PIM indicou uma distribuição de poros bimodal dos solos, mesmo após a percolação dos fluidos. Ademais, os resultados confirmaram que após a passagem dos líquidos, o volume de poros reduziu, principalmente para o solo de Mandaguaçu, corroborando os dados obtidos pela Micro-CT.
- As imagens de MEV indicaram as diferenças microestruturais entre os dois solos devido aos diferentes graus de intemperismo, tendo o de Londrina uma microestrutura mais agregada, com formatos mais arredondados, e o de Mandaguaçu uma microestrutura mais floculada, com empilhamento de placas de argila. Após a percolação com os fluidos, as estruturas dos solos se mantiveram quase a mesma das amostras padrões
- As curvas de retenção dos solos para o LARS e para a ARFM confirmaram a tendência bimodal apresentada pela PIM. As curvas para o LARS, no geral, ficaram acima das curvas para a ARFM, para os dois solos, indicando que há maior retenção do primeiro líquido. Isso se deu pela alta concentração de sais do LARS, aumentando o valor da sucção

total para um mesmo valor de teor de umidade. O solo de Londrina indicou maiores valores de entrada de ar e o solo de Mandaguaçu indicou menores valores de teores de umidade residuais, confirmando a influência da granulometria e mineralogia do solo na retenção dos líquidos. As curvas de retenção ainda mostraram a influência do tipo de sal na composição do líquido no comportamento de retenção do solo. A ARFM, que possui menores quantidades de sódio do que de potássio, cálcio e magnésio, resultou em menores valores de entrada de ar para ambos os solos. Essa variação da composição química está diretamente ligada à sucção osmótica, interferindo na espessura da DDL, afetando o tamanho dos agregados e dos poros do solo e, conseqüentemente, a estrutura e seu comportamento de retenção.

- As curvas de condutividade hidráulica não saturada também descreveram um comportamento bimodal para o LARS e a ARFM. Houve uma redução gradual do k com o aumento da sucção, sendo que para valores baixos, o k atinge o maior valor, indicando que o solo está saturado, ou quase saturado. Para sucções mais altas, o k tendeu a zero, indicando que o solo está quase que totalmente seco. Para os dois solos, a condutividade não saturada foi maior para a água, corroborando os resultados da permeabilidade saturada.
- Nos ensaios de difusão, ambos os fluidos tiveram queda brusca da CE e da DQO logo nos primeiros dias, indicando a capacidade de depuração dos solos. O pH não mostrou forte correlação com a atenuação.
- O solo de Londrina se mostrou mais reativo, interagindo mais com os fluidos contaminantes e retendo maior quantidade de elementos. Isso se deu devido à sua maior quantidade de fração argila e à sua maior CTC. Para ambos os solos, a retenção de Na e K foram maiores no topo dos corpos de prova. Já para o Ca e Mg, com menores concentrações nos efluentes brutos, houve maior mobilidade, sendo obtidas, no geral, maiores concentrações no meio e na base. Os solos foram mais eficazes na atenuação quando estiveram em contato com a ARFM, já que este fluido possuía menores concentrações dos elementos.

- Por fim, para o LARS, a estimativa da ordem de atenuação dos elementos contaminantes pelos solos foi $\text{Na} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Ca}$. Para a ARFM, a ordem estimada foi $\text{K} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{Ca}$.
- Dos ensaios de sorção, os solos se mostraram pouco reativos para o sódio devido ao menor raio não hidratado e menor massa atômica desse elemento. Devido a este comportamento, não foi possível ajustar as isotermas.
- Para o potássio, o comportamento foi o esperado, com maior sorção pelo solo de Londrina. Para este solo, ambos os modelos de isotermas se ajustaram bem aos dados. Já para o solo de Mandaguaçu, o modelo de Freundlich obteve o melhor ajuste.
- O pH básico, próximo de 8,00, favoreceu o processo de sorção no geral, já que esse valor é maior que os valores de PCZ dos dois solos, tornando as superfícies das partículas mais carregadas negativamente, atraindo cátions, como o potássio.
- Conclui-se, por fim, que ambos os solos possuem potencial para uso como *liners*, em especial, o solo de Londrina, cuja eficiência foi maior.

6.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados e discussões deste trabalho, abaixo seguem algumas sugestões para trabalhos futuros para dar continuidade à pesquisa:

- Execução dos ensaios de permeabilidade saturada por um tempo maior (1 ano, por exemplo), para maior possibilidade de observação do processo de colmatção dos poros dos solos;
- Obtenção das curvas de retenção dos solos aos fluidos em função da sucção matricial para análise mais aprofundada da influência da sucção osmótica;
- Análise do processo de difusão de outros elementos contaminantes dos efluentes, como metais pesados, cianeto, amônia e nitrogênio;

- Análise de outros parâmetros físico-químicos dos efluentes e dos solos após os ensaios de difusão, como alcalinidade, condutividade elétrica, DBO, sólidos, carbono orgânico, dentre outros.
- Execução de ensaios de sorção para o Ca e Mg, além de outros valores de concentração de Na e K para melhor definição do comportamento sortivo dos dois solos.
- Modelagem dos dados de difusão para obtenção dos coeficientes de difusão;
- Modelagem em softwares específicos, como o SEEP/W[®] e o CTRAN/W[®], do fluxo e transporte dos contaminantes.

REFERÊNCIAS

ABOYEJI, O.S. e EIGBOKHAN, S.F. Evaluations of groundwater contamination by leachates around Olusosun open dumpsite in Lagos metropolis, southwest Nigeria. **Journal of Environmental Management**, 183 (Part 1), p. 333-341, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.002>

ABREU, R.L. **Map locator of Paraná's Londrina and Mandaguçu cities**. Wikipedia, 2006. Disponível em: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Parana_Municip_Londrina.svg e https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Parana_Municip_Mandaguacu.svg. Acessado em 16 outubro de 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil**. Brasília: ANA, 2024. 133 p.

AL-KHAFRAF, S. e HANKS, R.J. Evaluation of the filter paper method for estimating soil water potential. **Soil Science**, 117(4), p. 194-199, 1974.

ALBANO, M.B. **Uso do solo do aterro de Rio das Ostras em processos de sorção como etapa de tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.112 p.

ALLISON, L.E. Effect of microorganisms on permeability of soil under prolonged submergence. **Soil Science**, 63(6), 439-450, 1947.

ALO, B.A.; AYODELE, F.O. e ADEKANMI, J.S. Effect of abattoir wastewater on geotechnical properties of lateritic soil. **Journal of Engineering Science and Technology**, 16(3), p. 2114-2127, 2021.

ALVES, R.D.; GITIRANA JR., G.F.N. e VANAPALLI, S.K. Advances in the modeling of the soil-water characteristic curve using pore-scale analysis. **Computers**

And Geotechnics, 127, p. 103766. <https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2020.103766>

AMADI, A.A. Swelling characteristics of compacted lateritic soil–bentonite mixtures subjected to municipal waste leachate contamination. **Environmental Earth Sciences**, 70(6), p. 2437-2442, 2013. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2286-2>

AMARO, N.N.G. **Sistema composto de poliestireno: uma alternativa para tratamento de águas residuárias**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2024. 84 p.

AMERICAN ASSOCIATION OF STATE HIGHWAY AND TRANSPORTATION OFFICIALS. **M145: Classification of soil and soil-aggregate mixtures for highway construction purposes**. AASHTO, Washington D.C., 1991.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. APHA, Washington D.C., 2005. 1082 p.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D2487: Standard practice for classification of soils for engineering purposes (Unified Soil Classification System)**. ASTM, West Conshohocken, 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D4404: Standard test method for determination of pore volume and pore volume distribution of soil and rock by mercury intrusion porosimetry**. ASTM, West Conshohocken, 2018.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D4646: Standard test method for 24-h batch-type measurement of contaminant sorption by soils and sediments**. ASTM, West Conshohocken, 2016a.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D5298: Standard test method for measurement of soil potential (suction) using filter paper**. ASTM, West Conshohocken, 2016b.

ANDERSON, S.A. e HEE, B.H. Hydraulic conductivity of compacted lateritic soil with bentonita admixture. **Environmental & Engineering Geoscience**, 1(3), p. 299-312, 1995. <https://doi.org/10.2113/gseegeosci.l.3.299>

ANDREANI, C.L.; TONELLO, T.U.; MARI, A.G.; LEITE, L.C.C.; CAMPANA, H.D.; LOPES, D.D.; RODRIGUES, J.A.D. e GOMES, S.D. Impact of operational conditions on development of the hydrogen-producing microbial consortium in an AnSBBR from cassava wastewater rich in lactic acid. **International Journal of Hydrogen Energy**, 44(3), p. 1474-1482, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2018.11.155>

ANDREANI, C.L.; TORRES, D.G.B.; SCHULTZ, L.; CARVALHO, K.Q. e GOMES, S.D. Hydrogen production from cassava processing wastewater in an anaerobic fixed bed reactor with bamboo as a support material. **Engenharia Agrícola**, 35(3), p. 578-587, 2015. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n3p578-587/2015>

APPEL, C.; MA, L.Q.; RHUE, R.D. e KENNELLEY, E. Point of zero charge determination in soils and minerals via traditional methods and detection of electroacoustic mobility. **Geoderma**, 113(1-2), p. 77-93, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00316-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00316-6)

ARAK, M.S. **Aspectos relativos às propriedades dos solos porosos colapsíveis do Distrito Federal**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de Brasília. Brasília, 1997. 121 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457: Solos – Preparação de amostras para ensaios de compactação, caracterização e determinação do teor de umidade**. ABNT, Rio de Janeiro, 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6458: Grãos de**

pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. ABNT, Rio de Janeiro, 2017a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6459: Solo – Determinação do limite de liquidez.** ABNT, Rio de Janeiro, 2017b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6402: Solos e rochas – Terminologia.** ABNT, Rio de Janeiro, 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7180: Solo – Determinação do limite de plasticidade.** ABNT, Rio de Janeiro, 2016a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181: Solo – Análise granulométrica.** ABNT, Rio de Janeiro, 2016b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7182: Solo – Ensaio de compactação.** ABNT, Rio de Janeiro, 2016c.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento.** ABNT, Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos sólidos - Classificação.** ABNT, Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10318-1: Geossintéticos - Parte 1: termos e definições.** ABNT, Rio de Janeiro, 2021a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação.** ABNT, Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14545: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos à carga**

variável. ABNT, Rio de Janeiro, 2021.

ATKINS, P.; PAULA, J. e KELLER, J. **Atkins' physical chemistry.** New York: Oxford University Press, 2018. 976 p.

AZMEEN, A.; CONDIT, D.; ROSENBERG, E.; MCPECK, S.; DEENGAR, A.; SATHYAN, S.; GROVER, P. e NADLER, E. A case of catastrophic magnesium overdose. **Chest**, 160(4), p. 954-955, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chest.2021.07.889>

BAECHER, G. e CHRISTIAN, J. **Reliability and statistics in geotechnical engineering.** Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 2003. 620 p.

BAGCHI, A. **Design, construction, and monitoring of landfills.** New York: Wiley-Interscience, 2ª ed., 1994. 376 p.

BARAN, C.T. **Modelagem do transporte de contaminantes em sistemas de impermeabilização de fundo em múltiplas camadas de argila compactada e geomembrana.** Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2021. 168 p.

BARONE, F.S.; YANFUL, E.K.; QUIGLEY, R.M. e ROWE, R.K. Effect of multiple contaminant migration on diffusion and adsorption of some domestic waste contaminants in a natural clayey soil. **Canadian Geotechnical Journal**, 26(2), p. 189-198, 1989. <https://doi.org/10.1139/t89-028>

BARONE, F.S.; ROWE, R.K. e QUIGLEY, M. A laboratory estimation of diffusion and adsorption coefficients for several volatile organics in a natural clayey soil. **Journal of Contaminant Hydrology**, 10(3), p. 225-250, 1992. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(92\)90062-J](https://doi.org/10.1016/0169-7722(92)90062-J)

BASSO, J.B. **Transporte e retenção de K⁺, Cu⁺² e Cl⁻ em uma mistura compactada de solos lateríticos para uso em barreiras selantes:**

procedimentos de homogeneização da mistura e adaptações em equipamento de percolação em colunas. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003. 215 p.

BASU A. e SINHA S. Evaluation of mechanical strength and physical properties of indurated laterite with regard to in situ characterization of lateritic profile. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, 80, p. 4207-4219, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10064-021-02212-7>

BATU, V. **Applied flow and solute transport modeling in aquifers: fundamental principles and analytical and numerical methods.** Boca Raton: CRC Press, 2005. 696 p.

BENATTI, J.C.B. e MIGUEL, M.G. A proposal of structural models for colluvial and lateritic soil profile from southwestern Brazil on the basis of their collapsible behavior. **Engineering Geology**, 153, p. 1-11, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2012.11.003>

BESSER, M.L.; BRUMATTI, M. e SPISILA, A.L. **Mapa geológico e de recursos minerais do Estado do Paraná.** Programa Geologia, Mineração e Transformação Mineral, Curitiba: SGB-CPRM, 2021.

BOLIGON, J. **Produção e caracterização de carvão ativado a partir da borra de café solúvel.** Dissertação (Mestrado Profissional em Tecnologia de Alimentos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015. 87 p.

BOLONHESI, I.B.T.M.; ANDREANI, C.L.; MELO, M.R.; GOMES, S.D. e LOPES, D.D. Biomass immobilization in hydrolyzed lignocellulosic material can enhance biohydrogen production from cassava residues? **Biochemical Engineering Journal**, 190, p. 108725, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108725>

BOFF, F.E. **Avaliação do Comportamento de uma mistura compactada de**

solos lateríticos frente a soluções de Cu^{++} , K^+ e Cl^- em colunas de percolação.

Dissertação (Mestrado em Geotenia), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999. 205 p.

BOSCOV, M.E.G. **Contribuição ao projeto de contenção de resíduos perigosos utilizando solos lateríticos.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica São Paulo, São Paulo, 1997. 350 p.

BOSCOV, M.E.G. **Geotecnia Ambiental.** São Paulo: Oficina de Textos, 1ª ed, 2008. 248 p.

BOSCOV, M.E.G., HACHICH, W.C., MAHLER, C.F. e OLIVEIRA, E. Properties of a Lateritic Red Soil for Pollutant Containment. **Journal of Environmental Protection**, 2(7), p. 923-931, 2011. <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2011.27105>

BOUWER, H. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. **Hydrogeology Journal**, 10(1), p. 121-142, 2002. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>

BOVE, D.; MERELLO, S.; FRUMENTO, D.; ARNI, S.A.; ALIAKBARIAN, B e CONVERTI, A. A critical review of biological processes and technologies for landfill leachate treatment. **Chemical Engineering and Technology**, 38(12), p. 2115-2126, 2015. <https://doi.org/10.1002/ceat.201500257>

BRAGA, R.M.Q.L. **A utilização de uma camada de solo compactado como revestimento impermeabilizante de fundo de bacias de disposição de lama vermelha produzida em Barcarena-PA.** Tese (Doutorado em Geoquímica e Petrologia) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2010. 153 p.

BRANCO, L.P.; GOMES, A.T.; CARDOSO, A.S. e PEREIRA, C.S. Natural variability of shear strength in a granite residual soil from Porto. **Geotechnical and Geological Engineering**, 32, p. 911-922, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10706-014->

9768-1

BRANCO, S.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. e TUNDISI, J.G. **Água e saúde humana**. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B. e TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 241-267.

BRANDL, H. Minerals liners for hazardous waste containment. **Géotechnique**, 41(1), p. 57-65, 1992. <https://doi.org/10.1680/geot.1992.42.1.57>

BRASIL. **Portaria GM/MS Nº 888**. Ministério da Saúde, Brasília, 2021.

BREWER, R. **Fabric and mineral analysis of soils**. New York: Wiley, 1976. 482 p.

BROOKS, R.H. e COREY, A.T. **Hydraulic properties of porous media**. Fort Collins: Hydrology Papers, Colorado State University, 1964. 37 p.

BULUT R. e WRAY W.K. Free energy of water-suction-in filter papers. **Geotechnical Testing Journal**, 28(4), p. 355-364, 2005. <https://doi.org/10.1520/GTJ12307>

BURMISTER, D.M. **Principles and techniques of soil identification**. In: 29^o Annual Meeting of the Highway Research Board Held. Highway Research Board, Washington D.C., Anais, p. 402-433, 1949.

CABRAL FILHO, F.R.; VIEIRA, G.S.; CUNHA, F.N.; ALVES, D.K.M.; SOARES, F.A.L.; SANTOS, L.N.S.; TEIXEIRA, M.B.; SILVA, N.F. e CAVALCANTE, W.S.S. Cation concentrations and dynamics in the surface profile of two oxisols after the application of vinasse. **Romanian Agricultural Research**, 38, p. 259-269, 2021. [dx.doi.org/10.59665/rar3828](https://doi.org/10.59665/rar3828)

CALÇAS, D.A.N.Q.P; HAMADA, J. e GIACHETI, H. **Atenuação natural de contaminantes do chorume de aterros sanitários em solos arenosos**. In: 21^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, Anais, 2001.

CAMAPUM DE CARVALHO, J. e GITIRANA JR., G.F.N. Unsaturated soils in the context of tropical soils. **Soils and Rocks**, 44(3), p. e2021068121, 2021. <https://doi.org/10.28927/SR.2021.068121>

CAMAPUM DE CARVALHO, J; BARBOSA, M.C.; MENDONÇA, R.M.G.; FARIAS, W.M. e CARDOSO, F.B.F. **Propriedades químicas, mineralógicas e estruturais de solos naturais e compactados**. In: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JR., G.F.N.; MACHADO, S.L.; MASCARENHA, M.M.A. e SILVA FILHO, F.C. Solos não saturados no contexto geotécnico, p. 39-78. São Paulo: ABMS, 2015. 805 p.

CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GUIMARÃES, R.C. e PEREIRA, J.H.F. **Courbes de retention d'eau d'un profil d'alteration**. In: 3^o International Conference on Unsaturated Soils, ABMS, Recife, Anais, p. 289-294, 2002.

CARVALHO, M.N. **Estudo da biorremediação in situ para tratamento de solos e aquíferos contaminados com percolado de chorume**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília, 1997. 150 p.

CARVALHO, J.C.; REZENDE, L.R.; CARDOSO, F.B.F.; LUCENA, L.C.F.; GUIMARÃES, R.C. e VALENCIA, Y.G. Tropical soils highway construction: peculiarities and considerations. **Transportation Geotechnics**, 5, p. 3-19. <https://doi.org/10.1016/j.trgeo.2015.10.004>

CARVALHO, J.C.; BORGHETTI, I.A.; CARTAS, L.C.; WOICIECHOWSKI, A.L.; SOCCOL, V.T. e SOCCOL, C.R. Biorefinery integration of microalgae production into cassava processing industry: potential and perspectives. **Bioresource Technology**, 247, p. 1165-1175, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.213>

CASTIGLIONI, G.L; SILVA, F.A.; CALIARI, M. e SOARES JR., M.S. Modelagem matemática do processo de secagem da massa fibrosa de mandioca.

Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 17(9), p. 987-994, 2013.

<https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000900012>

CASTILHOS JR., A.B. **Produção de biogás e líquidos percolados em aterros sanitários**. Saneamento Ambiental. São Paulo, 1991.

CASTILHOS JR., A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G. e SILVA, J.D. **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos**. In: CASTILHOS Jr. A.B. Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequenos porte. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2003. 288 p.

CASTRO, A.P. **Influência da adição de polieletrólito no processo de floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário visando a remoção de carga orgânica recalcitrante**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012. 152 p.

CAVALCANTE, E.H.; DANZIGER, F.A.B.; GIACHETI, H.L.; COUTINHO, R.Q.; SOUZA, A.; KORMANN, A.C.M.; BELINCANTA, A.; SOUSA PINTO, C.S.; BRANCO, C.J.M.C.; FERREIRA, C.V.; CARVALHO, D.; MARINHO, F.A.M.; CINTRA, J.C.A.; DOURADO, K.C.A.; MORAES, L.S.; ALBUQUERQUE FILHO, L.H.; ALMEIDA, M.S.S.; GUTIERREZ, N.H.M.; ALBUQUERQUE, P.J.R.; CHAMECKI, P.R.; CUNHA, R.P.; TEIXEIRA, R.S.; MENEZES, S.M. e LACERDA, W.A. **Campos Experimentais Brasileiros**. In: 13º Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica - COBRAMSEG. ABMS, Curitiba, Anais, p. 1-91, 2007.

CAVALCANTE, A.L.B. e ZORNBERG, J.G. Efficient approach to solving transient unsaturated flow problems. I: Analytical solutions. **International Journal of Geomechanics**, 17(7), p. 4017013, 2017. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GM.1943-5622.0000875](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GM.1943-5622.0000875).

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. **PIB do Agronegócio no Brasil em 2023.** Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx>. CEPEA, São Paulo, 2024a. Acessado em 16 de outubro de 2024.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. **MANDIOCA/CEPEA: Produção de fécula cresce quase 30% em 2023 e alcança o maior volume em oito anos.** Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/releases/mandioca-cepea-producao-de-fecula-cresce-quase-30-em-2023-e-alcanca-o-maior-volume-em-oito-anos.aspx#:~:text=O%20levantamento%20do%20Cepea%2FAbam,do%20maior%20volume%20desde%202015>. CEPEA, São Paulo, 2024b. Acessado em 16 de outubro de 2024.

CERQUEIRA, R.C.V.; CARVALHO, M.F.; SOUSA, R.P.; MACHADO, S.L. e OLIVEIRA, I.B. Percolação de diesel e água em solo areno siltoso não saturado: uma abordagem experimental. **Geotecnia**, 147, p. 77-100, 2019. <https://doi.org/10.24849/j.geot.2019.147.06>

CETESB. **Ficha de informação toxicológica – Potássio.** São Paulo: CETESB, 2016.

CHALERMYANONT, T.; ARRYKUL, S. e CHAROENTAISSONG, N. Potential use of lateritic and marine clay soils as landfill liners to retain heavy metals. **Waste Management**, 29(1), p. 117-127, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.010>

CHAVADEJ, S.; WANGMOR, T.; MAITRIWONG, K.; CHAICHIRAWIWAT, P.; RANGSUNVIGIT, P. e INTANOO, P. Separate production of hydrogen and methane from cassava wastewater with added cassava residue under a thermophilic temperature in relation to digestibility. **Journal of Biotechnology**, 291, p. 61-71, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2018.11.015>

CHILDS, E.C. e COLLIS-GEORGE, N. The permeability of porous materials. **Proceedings of the Royal Society of London A**, 201(1066), p. 392-405, 1950.

<https://doi.org/10.1098/rspa.1950.0068>

CHRISTENSEN, T.H., KJELDSEN, P., BJERG, P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENSEN, J.B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H. e HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, 16(7-8), p. 659-718, 2001.

[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)

COLLARES, A.C.Z.B. e VILAR, O.M. **The influence of some chemical properties of soaking liquids on the collapse of tropical soils**. In: 2º Pan-American Conference on Unsaturated Soils, ISSMGE, Dallas, Anais, p. 398-407, 2017.

CONCIANI, R. **Estudos de barreiras de solo compactado para retenção de contaminantes**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2011. 138 p.

CONCIANI, W. e BARBOSA, F.M.D.R. **Differential strains caused by soaking of the soil with hot and caustic water**. In: 3º Symposium on Geotechnical Engineering Practice in the Central West Region and 6º Symposium on Tropical Soils and Erosive Processes, KCM Editora, Cuiabá, Anais, p. 178-186, 2013.

COSTA, D.B. **Transporte de metais pesados em liner de solo compactado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021. 108 p.

COSTA, P.O.S. **Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do Aterro Sanitário de Sauípe/Ba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

COSTA, W.W.M.L. **Estudo da permeabilidade em solos utilizados em**

camada de base de aterro sanitário no semiárido Paraibano. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019. 85 p.

COSTA, M.B.A. e CAVALCANTE, A.L.B. Novel approach to determine soil-water retention surface. **International Journal of Geomechanics**, 20(6), p. 4020054, 2020. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GM.1943-5622.0001684](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GM.1943-5622.0001684)

COSTA, M.B.A. e CAVALCANTE, A.L.B. Bimodal soil-water retention curve and k-function model using linear superposition. **International Journal of Geomechanics**, 21(7), p. 04021116, 2021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GM.1943-5622.000208](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GM.1943-5622.000208)

CRANK, J. e GUPTA, R.S. Isotherm migration method in two dimensions. **International Journal of Heat and Mass Transfer**, 18(9), p. 1101-1107, 1975. [https://doi.org/10.1016/0017-9310\(75\)90228-8](https://doi.org/10.1016/0017-9310(75)90228-8)

CRINI, G. e BADOT, P.M. **Sorption processes and pollution.** Besançon: Presses Universitaires de Franche-Comté, v. 489, 2010. 495 p.

CRONAN, C.S. **Ecosystem Biogeochemistry.** Cham: Springer, 2018. 203 p.

CRONEY D. e COLEMAN, J.D. Soil structure in relation to soil suction (pF). **Journal of Soil Science**, 5(1), p. 75-84, 1954. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1954.tb02177.x>

DABROWSKI, A. Adsorption – from theory to practice. **Advances in Colloid and Interface Science**, 93(1-3), p. 135-224, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(00\)00082-8](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00082-8)

DAL-CÓL, P.H.L. **Efeito da infiltração de precipitação pluvial na análise de estabilidade de taludes de um solo argiloso e um solo arenoso não saturados da região norte do Estado do Paraná.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2022. 204 p.

DAMASCENO, S.; CEREDA, M.P.; PASTORE, G.M e OLIVEIRA, J.G. Production of volatile compounds by *Geotrichum fragrans* using cassava wastewater as substrate. **Process Biochemistry**, 39(4), p. 411-414, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00097-9](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00097-9)

DANIEL, D.E. **Geotechnical practice for waste disposal**. New York: Chapman & Hall, 1993. 683 p.

DANIEL, D.E. e KOERNER, R.M. **Waste containment facilities: guidance for construction quality assurance and construction quality control of liner and cover systems**. Reston: ASCE, 2^a ed., 2007. 362 p.

DEKA, A. e SEKHARAN, S. Contaminant retention characteristics of fly ash-bentonite mixes. **Waste Management and Research**, 35(1), p. 40–46, 2017. <https://doi.org/10.1177/0734242X16670002>

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. **258-ME: Solos – Compactação em equipamento miniatura – Ensaio Mini-MCV e perda de massa por imersão – Método de ensaio**. DNIT, Brasília, 2023.

DI MAIO, C. Exposure of bentonite to salt solution: osmotic and mechanical effects. **Géotechnique**, 46(4), p. 695-707, 1996. <https://doi.org/10.1680/geot.1996.46.4.695>

DILALLO, R. e ALBERTISON, O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, 33(4), p. 356-365, 1961. <https://www.jstor.org/stable/25034391>

DUNCAN, J. Factors of safety and reliability in geotechnical engineering. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, 126(4), p. 307-316, 2000. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2000\)126:4\(307\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2000)126:4(307))

DURNER, W. **Predicting the unsaturated hydraulic conductivity using**

multi-porosity water retention curves. In: VAN GENUCHTEN, M.T., LEIJ, F.J. e LUND, L.J. Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. Riverside: University of California, 1992, p. 185–202.

ELTARABILY, M.G.A.; NEGM, A.M.; SAAVEDRA VALERIANO, O.C. e GAFAR, K. Effects of di-ammonium phosphate on hydraulic, compaction, and shear strength characteristic of sand and clay soils. **Arabian Journal of Geosciences**, 8, p. 10419-10432, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-1959-4>

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Landfill manuals: landfill site design.** Wexford: EPA, 2000. 154 p.

ETIM, R.K.; IJIMDIYA, T.S.; EBEREMU, A.O. e OSINUBI, K.J. Compatibility interaction of landfill leachate with lateritic soil bio-treated with *Bacillus megaterium*: Criterion for barrier material in municipal solid waste containment. **Cleaner Materials**, 5, p. 100110, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100110>

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 226 p.

FAILACHE, M.F. e ZUQUETTE, L.V. Geological and geotechnical land zoning for potential Hortonian overland flow in a basin in southern Brazil. **Engineering Geology**, 246, p. 107-122, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.09.032>

FALAMAKI, A., ESKANDARI, M., HOMAEE, M. e GERASHI, M. An improved multilayer compacted clay liner by adding bentonite and phosphate compound to sandy soil. **KSCE Journal of Civil Engineering**, 22(10), p. 3852–3859, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12205-018-1554-9>

FEIDEN, A. **Avaliação da eficiência de lagoas de tratamento de resíduos líquidos.** In: CEREDA, M.P. Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca. São Paulo: Fundação Cargill, 2001, v.4, cap.13, p. 186-

201.

FEIDEN, A. e CEREDA, M.P. Potencial energético do biogás gerado no tratamento de águas residuárias de feculárias em sistema piloto de biodigestão anaeróbia com separação de fases. **Energia na Agricultura**, 18(2), p. 54-66, 2003.

FERNANDES, L.A. **Mapa litoestratigráfico da parte oriental da bacia Bauru (PR, SP, MG), escala 1:1.000.000**. Boletim Paranaense de Geociências, n. 55, p. 53-66, 2004.

FERNANDES, M.A. **Estudo dos mecanismos de instabilização em um talude de solo arenoso não saturado localizado na região centro-oeste paulista**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016. 284 p.

FERNANDES JR., A.; CEREDA, M.P. Influência do tempo de retenção hidráulica (TRH) sobre a fase acidogênica da digestão anaeróbia de manipueira. **Energia na Agricultura**, 11(3), p. 1-7, 1996.

FERREIRA, J.W.S. **Comportamento mecânico de misturas solos-cimento para aplicação em pavimentos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2019. 162 p.

FRANÇA JR., P.F.; PETSCH, C.; VILLA, M.E.C.D. e MANIERI, D.D. Relato de campo sobre os aspectos físicos do terceiro planalto paranaense (Maringá aos terraços do rio Paraná). **Boletim de Geografia**, 28(2), p. 185-195, 2010. <https://doi.org/10.4025/bolgeogr.v28i2.10599>

FRANCISCA, F.M. e GLATSTEIN, D.A. Long term hydraulic conductivity of compacted soils permeated with landfill leachate. **Applied Clay Science**, 49(3), p. 187-193, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2010.05.003>

FREDLUND, D.G. How negative can pore-water pressures get? **Geotechnical**

News, 9(3), p. 44-46, 1992.

FREDLUND, D.G. e RAHARDJO, H. **Soil mechanics for unsaturated soils**. New York: John Wiley & Sons, 1993.

FREDLUND, D.G. e XING, A. Equations for the soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, 31(4), p. 521-532, 1994. <https://doi.org/10.1139/t94-061>

FREDLUND, D.G.; XING, A. e HUANG, S. Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, 31(4), p. 533-546, 1994. <https://doi.org/10.1139/t94-062>

FREEZE, R.A. e CHERRY, J.A. **Groundwater**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1979. 604 p.

FREIRE, M.B.G.S.; RUIZ, H.A.; RIBEIRO, M.R.; FERREIRA, P.A.; ALVAREZ, V.H. e FREIRE, F.J. Condutividade hidráulica de solos de Pernambuco em resposta à condutividade elétrica e RAS da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. 7(1), p. 45-52, 2003. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662003000100008>

FRENKEL, H.; LEVY, G.J. e FEY, M.V. Organic and inorganic anion effects on reference and soil clay critical flocculation concentration. **Soil Science Society of American Journal**, 56(6), p. 1762-1766, 1992. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600060018x>

FUTAI, M.M.; LACERDA, W.A. e MARTINS, A.P.S. Influence of physicochemical interactions on the mechanical behavior of tropical residual gneiss soils. **Soils and Rocks**, 38(1), p. 9-25, 2015. <https://soilsandrocks.com/sr-381009>

GABAS, S.G. **Avaliação da absorção de cádmio e chumbo em solo laterítico compactado por meio de extração sequencial**. Tese (Doutorado em

Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. 239 p.

GABAS, S.G.; SARKIS, J.E.S. e BOSCOV, M.E.G. Heavy metal diffusion and retention in a mineral barrier of compacted lateritic soil. **Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental**, 4, p. 9-22, 2014.

GALLAGE, C.; KODIKARA, J. e UCHIMURA, T. Laboratory measurement of hydraulic conductivity functions of two unsaturated sandy soils during drying and wetting processes. **Soils and Foundations**, 53(3), p. 417-430, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.sandf.2013.04.004>

GAO, Y.; CHANG, K.; XING, X.; LIANG, J.; HE, N. e MA, X. Determination of soil water hydraulic parameters from infiltration data. **Engineering Computations**, 39(2), p. 541-553, 2022. <https://doi.org/10.1108/EC-08-2020-0439>

GARG, A., REDDY, N.G., HUANG, H., BURAGOHAIN, P. e KUSHVAHA, V. Modelling contaminant transport in fly ash–bentonite composite landfill liner: Mechanism of different types of ions. **Scientific Reports**, 10(1), p. 11330, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68198-6>

GERSCOVICH, D.M.S. **Fluxo em meios porosos saturados-não saturados: modelagem numérica com aplicações ao estudo da estabilidade de encostas na cidade do Rio de Janeiro**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1994.

GERSCOVICH, D.M.S. e SAYÃO, A.S.F.J. **Evaluation of the soil-water characteristic curve equations for soils from Brazil**. In: 3º International Conference on Unsaturated Soils – UNSAT. CRC Press, Recife, Anais, 2002, p. 295-300.

GHAVAMI, M., JAVADI, S. e ZHAO, Q. **Laboratory characterization of the saturated conductivities of compacted clayorganobentonite mixtures**. In: Geo-Chicago: Sustainable Waste Management and Remediation. ASCE, Chicago, Anais,

2016. <https://doi.org/10.1061/9780784480144.045>

GILLHAM, R.W.; ROBIN, M.J.L.; DYTNYSHYN, D.J. e JOHNSTON, H.M. Diffusion of nonreactive and reactive solutes through fine-grained barrier materials. **Canadian Geotechnical Journal**, 21(3), p. 541-550, 1984. <https://doi.org/10.1139/t84-056>

GIROUD, J.P. **Granular filters and geotextile filters**. In: GeoFilters '96, Montreal, p. 565-680, 1996.

GIROUD, J.P. e BONAPARTE, R. Leakage through liners constructed with geomembrane - Part II: composite liners. **Geotextiles and Geomembranes**, 8, p. 71-111, 1989a. [https://doi.org/10.1016/0266-1144\(89\)90022-8](https://doi.org/10.1016/0266-1144(89)90022-8)

GIROUD, J.P. e BONAPARTE, R. Leakage through liners constructed with geomembrane - Part I: geomembrane liners. **Geotextiles and Geomembranes**, 8, p. 27-67, 1989b. [https://doi.org/10.1016/0266-1144\(89\)90009-5](https://doi.org/10.1016/0266-1144(89)90009-5)

GITIRANA JR., G.F.N. e FREDLUND, D.G. Soil-water characteristic curve equation with independent properties. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, 130(2), p. 209-212, 2004. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2004\)130:2\(209\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2004)130:2(209))

GITIRANA JR., G.F.N. e FREDLUND, D.G. Statistical assessment of hydraulic properties of unsaturated soils. **Soils and Rocks**, 39(1), p. 81-95, 2016. <http://dx.doi.org/10.28927/sr.391081>

GOMES, L.P. e MARTINS, F.B. **Projeto, implantação e operação de aterros sustentáveis de resíduos sólidos urbanos para municípios de pequeno porte**. In: CASTILHOS JR., A.B. e BORGES A., Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2003. 288 p.

GOMES, E.R.S.; SAMPAIO, S.C.; CORRÊA, M.M.; MÁRCIO, A.V.B.; ALVEZ,

L.F.A. e SOBRINHO, T.A. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. **Engenharia Agrícola**, 24(3), p. 557-568, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162004000300008>

GONÇALVES, F. **Interação temporal por difusão de lixiviado de resíduos sólidos urbanos com solo argilos e solo arenoso**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016. 125 p.

GONÇALVES, F.; CORREA, C.Z.; LOPES, D.D.; VENDRAME, P.R.S e TEIXEIRA, R.S. Monitoring of the process of waste landfill leachate diffusion in clay and sandy soil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 191(577), p. 1-16, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7720-9>

GONÇALVES, F.; SOUZA, C.H.U.; TAHIRA, F.S.; FERNANDES, F. e TEIXEIRA, R.S. Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. **Revista DAE**, 65(205), p. 5-14, 2017. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2016.018>

GONÇALVES, F.; ZANIN, R.F.B.; SOMERA, L.F.; OLIVEIRA, A.D.; FERREIRA, J.W.S.; BRANCO, C.J.M.C. e TEIXEIRA, R.S. **Caracterização físico-química e mineralógica de três solos do Estado do Paraná**. In: 19º Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica – COBRAMSEG. ABMS, Salvador, Anais, 2018.

GRAY, N.F. **Drinking water quality: problems and solutions**. Dublin: Cambridge University Press, 2008. 520 p.

GRIM, R.E. **Clay Mineralogy**. New York: McGraw-Hill, 1953. 384 p.

GUAN, G.S.; RAHARDJO, H. e CHOON, L.E. Shear strength equations for unsaturated soil under drying and wetting. **Journal of Geotechnical and**

Geoenvironmental Engineering, 136(4), p. 594-606, 2010.

[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0000261](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0000261)

GUARDEZI, J.S. **Análise de cálcio, potássio e sódio em águas naturais: sistema potenciométrico de multisensores**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Bragança, 2018. 74 p.

GUERRA, D.L.; SANTOS, M.R.M.C. e AIROLDI, C. Mercury adsorption on natural and organofunctionalized smectites – thermodynamics of cation removal.

Journal of Brazilian Chemical Society, 20(4), p. 594-603,

2009. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000400003>

GURJÃO, C.M.C. **Estimativa de propriedades geoambientais de camadas impermeabilizantes de solos tropicais**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2005. 257 p.

GUSMÃO, A.D.; CAMPOS, T.M.P.; NOBRE, M.M.M. e VARGAS JR., E.A. Laboratory tests for reactive barrier design. **Journal of Hazardous Materials**, 110, p.

105-112, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.02.043>

GUTIERREZ, N.H.M. **Influência de aspectos estruturais no colapso de solos do norte do Paraná**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005. 325 p.

GUTIERREZ, N.H.M.; NÓBREGA, M.T. e VILAR, O.M. Influence of the microstructure in the collapse of a residual clayey tropical soil. **Bulletin of Engineering**

Geology and the Environment, 68(1), p. 107-116, 2008.

<https://doi.org/10.1007/s10064-008-0180-z>

HAMADA, J.; CALÇAS, D.A.N.Q.P. e GIACHETI, H.L. Influência da compactação de um solo arenoso na infiltração e retenção de carga orgânica de chorume. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 9(3), p. 180-186, 2004.

<https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000300002>

HAN, Y-S.; LEE, J-Y.; MILLER, C.J. e FRANKLIN, L. Characterization of humic substances in landfill leachate and impact on the hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners. **Waste Management & Research**, 27(3), p. 233-241, 2009. <https://doi.org/10.1177/0734242X0809523>

HAN, Z.; MA, H.; SHI, G.; HE, L.; WEI, L. e SHI, Q. A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. **Science of The Total Environment**, 569(570), p. 1255-1264, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.201>

HARRISON, B.A. e BLIGHT, G.E. **The effect of filter paper and psychrometer calibration techniques on soil suction measurements**. In: 2^o International Conference on Unsaturated Soils – UNSAT. International Academic Publishers, Beijing, p. 362-367, 1998.

HASSANLOURAD, M.; HOSSEINZADE, M.; KARIMIAN, A. e KOUHPEYMA, A. Assessment of the lead and zinc contaminations on the strength and physical properties of sand mixed with kaolinite, bentonite, and zeolite fines. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, 83(250), p. 1-16, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10064-024-03756-0>

HE, Y.; HU, G.; WU, D-Y.; ZHU, K-F. e ZHANG, K-N. Contamination migration and the retention behavior of a laterite-bentonite mixture engineered barrier in a landfill. **Journal of Environmental Management**, 304, p. 114330, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114338>

HERNÁNDEZ-MENDOZA, C.E.; GARCÍA, P. e CHÁVEZ, O. Geotechnical evaluation of diesel contaminated clayey soil. **Applied Sciences**, 11(14), p. 6451, 2021. <https://doi.org/10.3390/app11146451>

HILLEL, D. **Soil Water-Physical principles and processes**. New York: Academic Press, 1971. 288 p.

HILLEL, D. **Application of soil physics**. Cambridge: Academic Press, 1980. 400 p.

HILLEL, D. **Introduction to environmental soil physics**. Cambridge: Academic Press, 2003. 498 p.

HOUSTON, S.L.; HOUSTON, W.N. e WAGNER, A.N. Laboratory filter paper suction measurements. **Geotechnical Testing Journal**, 17(2), p. 185-194, 1994. <https://doi.org/10.1520/GTJ10090J>

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO RURAL DO PARANÁ. **Paraná lidera produção nacional de mandioca com finalidade industrial**. Disponível em: <https://www.idrparana.pr.gov.br/Noticia/Parana-lidera-producao-nacional-de-mandioca-com-finalidade-industrial>. IDR-PR, Curitiba, 2023. Acessado em 16 de outubro de 2024.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. IPT, São Paulo, 2ª ed, 2000.

ISMAIL, N., FAUZI, N.F., SALEHABADI, A., LATIF, S., AWISZUS, S. e MULLER, J.. A study on biogas production from cassava peel and stem in anaerobic digestion reactor. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 19, p. 1695-1704, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03222-4>

IWAI, C.K. **Avaliação da qualidade das águas subterrâneas e do solo em áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte: aterro sanitário em valas**. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. 270 p.

JIANG, Y. e MATSUMOTO, S. Change in microstructure of clogged soil in soil

wastewater treatment under prolonged submergence. **Soil Science and Plant Nutrition**, 41(2), p. 207-213, 1995. <https://doi.org/10.1080/00380768.1995.10419577>

JUN, D.; YONGSHENG, Z.; WEIHONG, Z e MEI, H. Laboratory study on sequenced permeable reactive barrier remediation for landfill leachate-contaminated groundwater. **Journal of Hazardous Materials**, 161, p. 224-230, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.03.086>

JUSSIANI, E.I. **Influência da energia na caracterização microestrutural de rochas por microtomografia de Raios X**. Dissertação (Mestrado em Física) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012. 121 p.

JUSSIANI, E.I. **Determinação da composição química de materiais através de imagens microtomográficas**. Tese (Doutorado em Física) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016. 116 p.

JUSTUS, C.M. **Caracterização das águas superficiais e subterrâneas no alto da bacia hidrográfica do Rio São Pedro, em Faxianal - PR**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2014. 144 p.

KAEWKANNETRA, P.; CHIWES, W.; CHIU, T.Y. Treatment of cassava mill wastewater and production of electricity through microbial fuel cell technology. **Fuel**, 90(8), p. 2746-2750, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2011.03.031>

KALENDER, W.A. **Computed tomography – fundamentals, system technology, image quality, applications**. Weinheim: Wiley VCH, 2005. 306 p.

KARKUSH, M.O. e ALI, S.D. Impacts of lead nitrate contamination on the geotechnical properties of clayey soil. **Journal of Engineering Science and Technology**, 15(2), p. 1032-1045, 2020.

KAPELEWSKA, J., KOTOWSKA, U., KARPIŃSKA, J., KOWALCZUK, D.,

ARCISZEWSKA, A. e ŚWIRYDO, A. Occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of emerging organic contaminants in leachates, groundwaters and wastewaters. **Microchemical Journal**, 137, p. 292-301, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2017.11.008>

KAWAHIGASHI, F.; MENDES, M.B.; ASSUNÇÃO JÚNIOR, V.G.; GOMES, V. H.; FERNANDES, F.; HIROOKA, E.Y. e KURODA, E.K. Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 19(3), p. 235-244, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000000652>

KENG, J.C.W. e UEHARA, G. Chemistry, mineralogy, and taxonomy of oxisols and ultisols. **Proceedings, Soil and Crop Science Society of Florida**, 33, p. 119-126, 1974.

KHAN, M.I.; IRFAN, M.; AZIZ, M. e KHAN, A.H. Geotechnical characteristics of effluent contaminated cohesive soils. **Journal of Environmental Engineering and Landscap Management**, 25(1), p. 75-82, 2017. <https://doi.org/10.3846/16486897.2016.1210155>

KHODARY, S.M.; ELWAKIL, A.Z.; FUJII, M. e TAWFIK, A. Effect of hazardous industrial solid waste landfill leachate on the geotechnical properties of clay. **Arabian Journal of Geosciences**, 13(706), 2020. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-05699-8>

KHODARY, S.M.; CHIHIRO, Y. e TAWFIK, A. Geotechnical properties of hazardous landfill leachate-contaminated sand. **Arabian Journal of Geosciences**, 16(354), 2023. <https://doi.org/10.1007/s12517-023-11428-8>

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A. e CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 32(4), p. 297-

336, 2002. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>

KNOX, C.R.; SABATINI, D.A. e CANTER, L.W. **Subsurface transport and fate process**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 448 p.

KOCH, D. Bentonites as a basic material for technical base liners and site encapsulation cut-off walls. **Applied Clay Science**, 21 , p. 1-11, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(01\)00087-4](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(01)00087-4)

KUMAR, G.; BAKONYI, P.; PERIYASAMY, S.; KIM, S.H.; NEMESTÓTHY, N. e BÉLAFI-BAKÓ, K. Lignocellulose biohydrogen: practical challenges and recent progress. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 44, p. 728-737, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.01.042>

KUMAR, S.A. e SUJATHA, E.R. An appraisal of the hydro-mechanical behaviour of polysaccharides, xanthan gum, guar gum and β -glucan amended soil. **Carbohydrate Polymers**, 265, p. 118083, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2021.118083>

KUMAR, S.A. e SUJATHA, E.R. Experimental investigation on the shear strength and deformation behaviour of xanthan gum and guar gum treated clayey sand. **Geomechanics and Engineering**, 26(2), p. 101, 2021b. <https://doi.org/10.12989/gae.2021.26.2.101>

KUMMER, L.; COSMANN, N.J.; PASTORE, G.M.; SIMIQUELI, A.P.R.; MELO, V.F. e GOMES, S.D. Adsorption of copper, zinc and lead on biosurfactant produced from cassava wastewater. **African Journal of Biotechnology**, 15(5), p. 110-117, 2016. <https://doi.org/10.5897/AJB2015.14994>

LACERDA, C.V.; RITTER, E.; PIRES, J.A.C. e CASTRO, J.A. Migration of inorganic ions from the leachate of the Rio das Ostras landfill: a comparison of three different configurations of protective barriers. **Waste Management**, 34, p. 2285-2291,

2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.012>

LAKE, C.B. e ROWE, R.K. The 14-year performance of a compacted clay liner used as part of a composite liner system for a leachate lagoon. **Geotechnical and Geological Engineering**, 23, p. 657-678, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10706-004-8815-8>

LEAÑO, E.P. e BABEL, S. Effects of pretreatment methods on cassava wastewater for biohydrogen production optimization. **Renewable Energy**, 39(1), p. 339-346, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.08.030>

LEITE, A.L. **Migração de íons orgânicos em alguns solos tropicais, com ênfase nos processos de sorção e difusão molecular**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001. 274 p.

LEITE, J.C. **Avaliação de materiais inconsolidados para uso em liners**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

LEITE, J.C.; ZUQUETTE, L.V. e PARAGUASSÚ, A.B. Desenvolvimento de equipamentos para a percolação de soluções em colunas de solos compactados usados em barreiras de proteção ambiental. **Geociências**, 16, p. 609-625, 1997.

LEME, M.A.G. **Caracterização de solo utilizado no sistema de barreira impermeabilizante de base de uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013. 208 p.

LEME, M.A.G. e MIGUEL, M.G. Permeability and retention to water and leachate of a compacted soil used as liner. **Water, Air, & Soil Pollution**, 229(374), 2018. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-4001-0>

LEMOS, M.A.C.; BARAN, C.T.; CAVALCANTE, A.L.B. e PALMEIRA, E.M. A semi-analytical model of contaminant transport in barrier systems with arbitrary

numbers of layers. **Sustainability**, 15, p. 16299, 2023.
<https://doi.org/10.3390/su152316299>

LEONG, E.C. e RAHARDJO, H. **Soil-water characteristic curves of compacted residual soils**. In: 3^o International Conference on Unsaturated Soils – UNSAT. CRC Press, Recife, Anais, 2002.

LEONG, E.C., HE, L. e RAHARDJO, H. Factors affecting the filter paper method for total end matric suction measurements. **Geotechnical Testing Journal**, 25(3), p. 322-333, 2002. <https://doi.org/10.1520/GTJ11094J>

LEVY, G.J.; ROSENTHAL, A.; TARCHITZKY, J.; SHAINBERG, I. e CHEN, Y. Soil hydraulic conductivity changes caused by irrigation with reclaimed waste water. **Journal of Environmental Quality**, 28(5), 1658-1664, 1999. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800050033x>

LI, J-S.; XUE, Q.; WANG, P. e LIU, L. Influence of leachate pollution on mechanical properties of compacted clay: A case study on behaviors and mechanisms. **Engineering Geology**, 167(17), p. 128-133, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2013.10.013>

LI, P. To make the water safer. **Exposure and Health**, 12(3), p. 337–342, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12403-020-00370-9>

LI, P; KARUNANIDHI, D; SUBRAMANI, T e SRINIVASAMOORTHY, K. Sources and consequences of groundwater contamination. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, 80, p. 1-10, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00805-z>

LI, P. e WU, J. Sustainable living with risks: meeting the challenges. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, 25(1-2), p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1584030>

LI, Y-H. e GREGORY, S. Diffusion of ions in sea water and deep-sea sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 38(5), p. 703-714, 1974. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(74\)90145-8](https://doi.org/10.1016/0016-7037(74)90145-8)

LIKOS, W.J. e JAAFAR, R. Pore-scale model for water retention and fluid partitioning of partially saturated granular soil. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, 139(5), p. 724-737, 2013. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0000811](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0000811)

LIMA, F.A.L.V. **Transporte de contaminantes oriundos da água de produção da indústria petrolífera em solos areno-argilosos compactados.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2018. 255 p.

LIMA, F.A.L.V. e MACHADO, S.L. Compacted Brazilian soil hydraulic behaviour during the percolation of petroleum-produced water. **Journal of Environmental Engineering and Science**, 14(3), p. 179-191, 2019. <https://doi.org/10.1680/jenes.19.00003>

LIN, C.; GREENWALD, D. e BANIN, A. Temperature dependence of infiltration rate during large scale water recharge. **Soil Science Society of America Journal**, 67(2), p. 487-493, 2003. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.4870>

LIN, H.S.; MCLNNES, K.J.; WILDING, L.P. e HALLMARK, C.T. Macroporosity and initial moisture effects on infiltration rates in vertisols and vertic intergrades. **Soil Science**, 163(1), p. 2-8, 1998.

LING C. e ZHANG, Q. Evaluation of surface water and groundwater contamination in a MSW landfill area using hydrochemical analysis and electrical resistivity tomography: a case study in Sichuan province, Southwest China. **Environmental Monitoring and Assessment**, 189(140), p. 1-18, 2017.

<https://doi.org/10.1007/s10661-017-5832-7>

LOLLO, J.A. **Solos colapsáveis: identificação, comportamento, impactos, riscos e soluções tecnológicas**. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2008. 260 p.

LONGE, E.O. e ENEKWECHI, L.O. Investigation on potential groundwater impacts and influence of local hydrogeology on natural attenuation of leachate at a municipal landfill. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 4, p. 133-140, 2007. <https://doi.org/10.1007/BF03325971>

LORENZETTI, R.J., BARTELT-HUNT, S.L., BURNS, S.E. e SMITH, J.A. Hydraulic conductivities and effective diffusion coefficients of geosynthetic clay liners with organobentonite amendments. **Geotextiles and Geomembranes**, 23(5), p. 385-400, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2005.02.002>

LU, N. e LIKOS, W.J. **Unsaturated soil mechanics**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2004. 584 p.

LU, P.H., HE, Y., ZHANG, Z. e YE, W.M.. Predicting chemical influence on soil water retention curves with models established based on pore structure evolution of compacted clay. **Computers and Geotechnics**, 138, 104360, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2021.104360>

LUCAS, S.D.M.; PEIXOTO, G.; MOCKAITIS, G.; ZAIAT, M e GOMES, S.D. Energy recovery from agro-industrial wastewaters through biohydrogen production: Kinetic evaluation and technological feasibility. **Renewable Energy**, 75, p. 496-504, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.10.025>

LUKIANCHUKI, J.A. **Influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e na resistência ao cisalhamento de um solo arenoso utilizado como barreira impermeabilizante**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007. 150 p.

LUNA, F.J. e SCHUCHARDT, U. Argilas polarizadas – uma introdução. **Química Nova**, 22(1), p. 104-109, 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-40421999000100017>

MACAMBIRA, I.Q. **Comportamento hidráulico de alguns solos lateríticos para uso como barreira impermeável**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade São Paulo, São Carlos, 2002. 140 p.

MANGIERI, V.R.L. **Estudo das alterações de propriedades físicas e químicas decorrente da interação solo-lixiviado**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008. 169 p.

MANIKANTA, D. e UMA SHANKAR, M. Use of sawdust blended with bentonite and cement mixtures to retain diesel oil contaminants as a liner in a landfill. **Indian Geotechnical Journal**, 50, p. 485-504, 2020. <https://doi.org/10.1007/s40098-019-00378-2>

MANCHESTER, R.S.A.S.; RODRIGUES, J.L.; BOMFETI, C.A.; GONÇALVES, A.M.P.M.; CARLOS, T.M.; OTONI, T.; PINHEIRO, J.S.; COLARES, A.L.C. e BLANC, L.R. Determinação da qualidade da água de minas na área urbana do Município de Teófilo Otoni - MG - Brasil. **Revista Vozes dos Vales da UFVJM**, 3, 2013. <http://site.ufvjm.edu.br/revistamultidisciplinar/files/2011/09/Determina%c3%a7%c3%a3o-da-qualidade-da-%c3%a1gua-de-Minas-na-%c3%a1rea-urbana-do-Munic%c3%adpio-de-Te%c3%b3filo-Otoni-%e2%80%93-MG.pdf>

MARINHO, F.A.M. **Medição de sucção com o método do papel filtro**. In: 10º Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações - COBRAMSEF. ABMS, Foz do Iguaçu, Anais, p. 515-522, 1994.

MARINHO, F.A.M. e OLIVEIRA, O. M. The filter paper method revisited. **Geotechnical Testing Journal**, 29(3), p. 250-258, 2006. <https://doi.org/10.1520/GTJ14125>

MARSHALL, T.J. **Relations between water and soil**. Wallingford: Commonwealth Agricultural Bureaux, v. 86, 1959. 91 p.

MARTINEZ-BURGOS, W.J.; SYDNEY, E.B.; PAULA, D.R.; MEDEIROS, A.B.P.; CARVALHO, J.C.; SOCCOL, V.T.; VANDENBERGHE, L.P.S.; WOICIECHOWSKI, A.L. e SOCCOL, C.R. Biohydrogen production in cassava processing wastewater using microbial consortia: Process optimization and kinetic analysis of the microbial community. **Bioresource Technology**, 309, p. 123331, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123331>

MATOS, A.T.; GARIGLIO, H.A.A. e LO MONACO, P.A.V. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 17(7), p. 743-749, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000700008>

MEIER, T.R.W.; CREMONEZ, P.A.; MANIGLIA, T.C.; SAMPAIO, S.C.; TELEKEN, J.G. e SILVA, E.A. Production of biohydrogen by an anaerobic digestion process using the residual glycerol from biodiesel production as additive to cassava wastewater. **Journal of Cleaner Production**, 258, p. 120833, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120833>

MELLO, L.G. e BOSCOV, M.E.G. **Discussão da prática brasileira de disposição de resíduos à luz das tendências internacionais**. In: XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica - COBRAMSEG. ABMS, Brasília, Anais, 1998.

MÉLO, R.F.; FERREIRA, P.A.; RUIZ, H.A.; MATOS, A.T. e OLIVEIRA, L.B.

Alterações físicas e químicas em três solos tratados com água residuária de mandioca. **Irriga**, 10(4), p. 399-408, 2005.
<http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2005v10n4p399-408>

MÉLO, R.F.; FERREIRA, P.A.; MATOS, A.T.; RUIZ, H.A. e OLIVEIRA, L.B. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 10(2), p. 456-465, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000200029>

MELO, V.F.; CASTILHOS, R.M.V. e PINTO, L.F.S. **Reserva mineral do solo**. In: MELO, V.F. e ALLEONI, L.R.F., Química e mineralogia do solo - Parte 1. Viçosa: SBCS, p. 251-332, 2009.

MERAYYAN, S. e HOPE A. **The affect of municipal landfill leachate on the characterization of fluid flow through clay**. In: World Environmental and Water Resources Congress. ASCE, Kansas City, Anais, p. 2505-2519, 2009.

MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: EVANGRAF, 2017. 270 p.

MIGUEL, M.G.; BARRETO, R.P. e PEREIRA, S.Y. Analysis of aluminum, manganese, and iron adsorption for the design of a liner for retention of the acid mining drainage. **Water, Air & Soil Pollution**, 226(67), p. 1-14, 2015.
<https://doi.org/10.1007/s11270-015-2297-6>

MIGUEL, M.G.; BARRETO, R.P. e PEREIRA, S.Y. Study of a tropical soil in order to use it to retain aluminum, iron, manganese and fluoride from acid mine drainage. **Journal of Environmental Management**, 204(1), p. 563-570, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.024>

MILLER, G.A.; KHOURY, C.N.; MURALEETHARAN, K.K.; LIU, C. e KIBBEY,

T.C.G. Effects of soil skeleton deformations on hysteretic soil water characteristic curves: experiments and simulations. **Water Resources Research**, 44(5), p. 1-10, 2008. <https://doi.org/10.1029/2007WR006492>

MIRZAI, A. e YASROBI, S.S. Effect of net stress on hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Transport In Porous Media**, 95(3), p. 497-505, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11242-012-0058-1>

MIRZAI, A.; YASROBI, S.S. e KHALILI, N. **Experimental investigation of hydraulic conductivity in unsaturated compressible soils**. In: *Unsaturated Soils: Research and Applications*. Springer, Berlim, Anais, p. 205-212, 2012. https://doi.org/10.1007/978-3-642-31116-1_28

MITCHELL, J.K. **Fundamentals of soil behaviour**. New York: Wiley, 1976. 436 p.

MONDELLI, G. **Investigação geoambiental em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos utilizando a tecnologia do piezocone**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. 391 p.

MOR, S.; RAVINDRA, K; DAHIYA, R.P. e CHANDRA, A. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. **Environmental Monitoring and Assessment**, 118, p. 435-456, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-1505-7>

MOREIRA, S.A. **Adsorção de íons metálicos de efluente aquoso usando bagaço do pedúnculo de caju: estudo de batelada e coluna de leito fixo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008. 151 p.

MOTTA, E.Q. e FERREIRA, S.E.M. **Influence of percolation of contaminating fluids on the collapsibility of a compacted**. In: 7^o International

Water Meeting, Fasa, Recife, Anais, p. 1-8, 2013.

MUALEM, Y. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. **Water Resources Research**, 12(3), p. 513-522, 1976.

<https://doi.org/10.1029/WR012i003p00513>

MUGGLER, C.C.; BUURMAN, P. e VAN DOESBURG, J.D.J. Weathering trends and parent material characteristics of polygenetic oxisols from Minas Gerais, Brazil: I. Mineralogy. **Geoderma**, 138(1-2), p. 39-48, 2007.

<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.10.008>

NASCENTES, R.; AZEVEDO, I.C.A.D.; JESUS, S.C.; FONSECA NETO, F.D.; TIBANA, S.; GUIMARÃES, L.M. e PORTELINHA, F.H.M. Coeficientes de difusão de nitrato e potássio em solo fertirrigado com vinhaça. **Geotecnia**, 117, p. 43-70, 2009.

https://doi.org/10.14195/2184-8394_117_3

NASCIMENTO, R.F.; LIMA, A.C.A.; VIDAL, C.B.; MELO, D.Q. e RAULINO, G.S.C. **Adsorção – aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014. 256 p.

NEEDHAM, A.D.; SMITH, J.W.N. e GALLAGHER, E.M.G. The service life of polyethylene geomembrane barriers. **Engineering Geology**, 85, p. 82-90, 2006.

<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2005.09.030>

NG, C.W.W.; AKINNIYI, D.B.; ZHOU, C. e CHIU, C.F. Comparisons of weathered lateritic, granitic and volcanic soils: compressibility and shear strength.

Engineering Geology, 249, p. 235-240, 2019.

<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.12.029>

NG, C.W.W.; OWUSU, S.T., D.B.; ZHOU, C. e CHIU, C.F.A. Effects of sesquioxide content on stress-dependent water retention behaviour of weathered soils.

Engineering Geology, 266, p. 105455, 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2019.105455>

NGUYEN, T-B.; LIM, J.; CHOI, H. e STARK, T.D. Numerical Modeling of Diffusion for Volatile Organic Compounds through Composite Landfill Liner Systems. **KSCE Journal of Civil Engineering**, 15, p.1033-1039, 2011. <https://doi.org/10.1007/s12205-011-1293-7>

NIELSEN, D.R.; JACKSON, R.D.; CARY, J.W. e EVANS, D.D. **Soil water**. Madison: American Society of Agronomy, 1972. 175 p.

NIMMO, J.R. **Porosity and pore size distribution**. In: HILLEL, D., Encyclopedia of soils in the environment, p. 295-303, 2005. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00404-5>

NITSCHKE, P.R.; CARAMORI, P.H.; RICCE, W.S. e PINTO, L.F.D. **Atlas Climático do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2019. 216 p.

NOGAMI, J.S. e VILLIBOR, D.F. **Uma nova classificação de solos para finalidades rodoviárias**. In: 1º Simpósio Brasileiro de Solos Tropicais em Engenharia. ABMS, Rio de Janeiro, Anais, p. 30-41, 1981.

O-THONG, S.; PRASERTSAN, P.; INTRASUNGKHA, N.; DHAMWICHUKORN, S. e BIRKELAND, N.K. Improvement of biohydrogen production and treatment efficiency on palm oil mill effluent with nutrient supplementation at thermophilic condition using an anaerobic sequencing batch reactor. **Enzyme and Microbial Technology**, 41(5), p. 583-590, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2007.05.002>

OBLADEN, N.L., OBLADEN, N.T.R. e BARROS, K.R. **Guia para elaboração de projetos de aterros sanitários para resíduos sólidos urbanos – Volume II**. Paraná: CREA-PR, 2009. 64 p.

OLIVEIRA, A.C.D.G. **Bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na**

remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário em reator de leito móvel.

Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012. 130 p.

OLIVEIRA, A.D. **Avaliação numérica e analítica da infiltração de águas pluviais em perfil de solo argiloso.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023. 227 p.

OLIVEIRA, A.D.; PELAQUIM, F.G.P.; ZANIN, R.F.B.; MELO, T.R.; TAVARES FILHO, J.; ANDRELLO, A.C. e TEIXEIRA, R.S. The structure of tropical lateritic soils as an impacting factor in the shape of soil-water characteristic curves. **Soils and Rocks**, 45(2), p. 1-13, 2022. <http://dx.doi.org/10.28927/sr.2022.070521>

OLIVEIRA, A.M.P.; REBOUÇAS, C.A.M.; DIAS, N.S.; PORTELA, J.C. e DINIZ, A.A. Contamination potential of specific ions in soil treated with reject brine from desalination plants. **Revista Caatinga**, 29(3), p. 569-577, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252016v29n306rc>

OSINUBI, K.J.; MOSES, G. e LIMAN, A.S. The influence of compactive effort on compacted lateritic soil treated with cement kiln dust as hydraulic barrier material. **Geotechnical and Geological Engineering**, 33, p. 523-535, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10706-014-9837-5>

OYELAMI, C.A. e VAN ROOY, J.L. A review of the use of lateritic soils in the construction/development of sustainable housing in Africa: a geological perspective. **Journal of African Earth Sciences**, 119, p. 226-237, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2016.03.018>

OZTOPRAK, S. e PISIRICI, B. Effects of micro structure changes on the macro behaviour of Istanbul (Turkey) clays exposed to landfill leachate. **Engineering Geology**, 121(3-4), p. 110-122, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enggeo.2011.05.005>

PAIVA, R.F.P.S. e SOUZA, M.F.P. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, 34(1), e00017316, 2018. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00017316>

PAIVA NETO, J.E.; CATANI, H.A.; KÜPPER, A.; PENNA MEDINA, H.; VERDADE, F.C.; GUTMANS, M. e NASCIMENTO, A.C. Observações gerais sobre os grandes tipos de solo do estado de São Paulo. **Bragantia**, 11(7-9), p. 227-253, 1951. <https://doi.org/10.1590/S0006-87051951000300005>

PALAMULENI, L. e AKOTH, M. Physico-chemical and microbial analysis of selected borehole water in Mahikeng, South Africa. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 12(8), p. 8619-8630, 2015. <https://doi:10.3390/ijerph120808619>

PARAMESWARI, K. e MUDGAL, B.V. Geochemical investigation of groundwater contamination in Perungudi dumpsite, South India. **Arabian Journal of Geosciences**, 7, p. 1363-1371, 2014. <https://doi.org/10.1007/s12517-013-0832-6>

PAVAN, M.A.; BLOCJ, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M. e ZOCOLER, D.C. **Manual de análise química do solo**. Londrina: IAPAR, 1991.

PAZ, Y.P.L. **Solução semi-analítica para modelagem das condições inicial e de contorno aplicáveis ao ensaio de difusão pura**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015. 157 p.

PEIXOTO, R.J.; PEREIRA, J.H.F. e BEZERRA, L.M. **Superfície de estado do solo poroso colapsível do Distrito Federal (Brasil)**. In: 4º Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados. ABMS, Porto Alegre, Anais, p. 93-109, 2001.

PELAQUIM, F.G.P. **Estabilidade de taludes em solo argiloso não saturado considerando o efeito da variação pluviométrica**. Tese (Doutorado em Engenharia

Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021. 215 p.

PERDOMO, C.V. **Influência das propriedades físico-mecânicas e hídricas do solo na susceptibilidade a escorregamentos em vertente declivosa na Serra do Mar em Ubatuba, São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010. 138 p.

PEREIRA, E.M.; CHANG, H.K. e SOTO, M.A.A. Estimativa de alguns parâmetros de transporte de contaminantes para solos brasileiros. **Geociências**, 30(3), p. 383-398, 2011.

PHOON, K-K. e KULHAWY, F.H. Characterization of geotechnical variability. **Canadian Geotechnical Journal**, 36(4), p. 612-624, 1999.
<https://doi.org/10.1139/t99-038>

PIEDADE JR., C.R.C. **Análise da potencialidade de alguns solos não lateríticos para utilização em barreiras impermeáveis**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003. 124 p.

PROCHNOW, L.I.; CASARIN, V. e STIPP, S.R. **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2010. 362 p.

POTTER, H.A.B e YONG, R.N. **Waste disposal by landfill in Britain: problems, solutions and the way forward**. In: Symposium GREEN'93 – Geotechnics related to the environment. A.A. Balkema, Rotterdam, Anais, p. 167-173, 1993.
<http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=6312212>

PURWANA, Y.M. Laboratory work on total suction calibration curve for Whatman #42 filter paper. **Jurnal Riset Rekayasa Sipil**, 1(1), p. 16-24, 2017.
<https://doi.org/10.20961/jrrs.v1i1.14708>

RADCLIFFE, D. e ŠIMUNEK, J. **Soil physics with HYDRUS: modeling and applications**. Boca Raton: CRC Press, 2010. 388 p.

RAHARDJO, H.; KIM, Y. e SATYANAGA, A. Role of unsaturated soil mechanics in geotechnical engineering. **International Journal of Geo-Engineering**, 10 (8), p. 1–23, 2019. <https://doi.org/10.1186/s40703-019-0104-8>

RAHMAN, M.M.; ALIM, M.A. e SHAHJALAL M. **Permeability measurement of granular materials and development of na equation**. In: International Conference on Planning, Architecture and Civil Engineering, Rajshahi, Anais, 2017.

RAMÍREZ, A.Q.; GONZÁLEZ, Y.V. e VALENCIA, L.A.L. Efecto de los lixiviados de residuos solidos en um suelo tropical. **Dyna**, 84(203), p. 283-290, 2017. <http://dx.doi.org/10.15446/dyna.v84n203.63875>

RAO, S.M.; THYAGARAJ, T. e THOMAS, H.R. Swelling of compacted clay under osmotic gradients. **Géotechnique**, 56(10), p. 707-713, 2006. <https://doi.org/10.1680/geot.2006.56.10.707>

RAWLS, W.J.; PACHEPSKY, Y.A.; RITCHIE, J.C.; SOBECKI, T.M. e BLOODWORTH, H. Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, 116(1-2), p. 61-76, 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061\(03\)00094-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00094-6). [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00094-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00094-6)

REBELO, K.M.W. **Resistência da interface entre geomembranas e solos através do ensaio de Ring Shear**. 2003. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003. 216 p.

REICHARDT, K. **Processos de transferência no sistema solo-planta-atmosfera**. Campinas: Fundação Cargill, 1985. 445 p.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F. e MOULIN,

P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, 150(3), p. 468-493, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

RICHARDS, L.A. Capillary conduction of liquids through porous mediums. **Physics**, 1(5), p. 318-333. <https://doi.org/10.1063/1.1745010>

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C. e CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, 58(5), p. 406-411, 1986. <http://www.jstor.org/stable/25042933>

RITTER, E. **Efeito da salinidade na difusão e sorção de alguns íons inorgânicos em um solo argiloso saturado**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998. 229 p.

RITTER, E.; CAMPOS, J.C e GATTO, R.L. **Medidas do processo de contaminação da argila orgânica da barreira lateral do aterro metropolitano de Gramacho**. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, Porto Alegre, 2003.

RIVERA-RIVERA, D.M.; ESCOBEDO-URIAS, D.C.; CHIDAMBARAM, S.; RODRIGUEZ-ESPINOSA, P.F.; SUJITHA, S.B. e JONATHAN, M.P. Identifying key factors of groundwater chemistry in three diverse Landscapes of Central Mexico. **Acta Ecologica Sinica**, 41(2), p. 130-142, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.09.007>

RIZZO, R.P. e LOLLO, J.A. Capacidade de retenção de barreiras de proteção produzidas com solo arenoso estabilizado quimicamente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 11(3), p. 250-259, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000300008>

RODRIGUES, C.V.L. **Efluente e lodo gerado em processo fenton com pós-tratamento de lixiviado maduro de aterro sanitário**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021. 219 p.

RODRIGUES, R.A.; MOLINA JÚNIOR, V.E. e LOLLO, J.A. Influência dos constituintes do esgoto no colapso de um solo arenoso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 15(1), p. 29-36, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000100004>

ROMERO, E.; GENS, A. e LLORET, A. Water permeability, water retention and microstructure of unsaturated compacted Boom clay. **Engineering Geology**, 54(1-2), p. 117-127, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(99\)00067-8](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(99)00067-8)

ROWE, R.K. e BOOKER, J.R. The analysis of pollutant migration in a nonhomogeneous soil. **Géotechnique**, 34(4), p. 601-612, 1984. <https://doi.org/10.1680/geot.1984.34.4.601>

ROWE, R.K. e BOOKER, J.R. 1-D pollutant migration in soils of finite depth. **Journal of Geotechnical Engineering**, 111(4), p. 479-499, 1985. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1985\)111:4\(479\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1985)111:4(479))

ROWE, R.K.; BOOKER, J.R. e FRASER, M.J. **POLLUTEv.6 and POLLUTE-GUI User's Guide**. London: GAEA Environmental Engineering Ltd., 1994.

ROWE, R.K.; CAERS, C.J. e BARONE, F. Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using undisturbed clayey soil. **Canadian Geotechnical Journal**, 25(1), p.108-118, 1988. <https://doi.org/10.1139/t88-011>

ROWE, R.K., QUIGLEY, R.M. e BOOKER, J.R. **Clayey barrier systems for waste disposal facilities**. London: CRC Press, 1995. 404 p.

ROWE, R.K.; QUIGLEY, R.M.; BRACHMAN, R.W.I e BOOKER, J.R. **Barrier systems for waste disposal facilities**, New York: E & FN Spon, 2ª ed., 2004. 600 p.

ROY, W.R.; KRAPAC, I.G.; CHOU, S.F.J. e GRIFFIN, R.A. **Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals**. Cincinnati: EPA, Technical Resource Document, 1992. 116 p.

RUTHVEN, D.M. **Principles of adsorption and adsorption process**. New York: John Wiley & Sons, 1984. 464 p.

SÁ, I.S.; FORTES, E.; PRESTES, B.M.M.; ROQUE, D.C. e GRZEGORCZYK, V. Aspectos texturais e estruturas sedimentares de litofácies de uma seção geológica complementar da formação Goio Êre (Grupo Caiuá). **Brazilian Journal of Development**, 7(5), p. 46658-46675, 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv.v7i5.29545>

SADEGHI, H. e NASIRI, H. Hysteresis of soil water retention and shrinkage behaviour for various salt concentrations. **Géotechnique Letters**, 11(1), p. 21-29, 2021. <https://doi.org/10.1680/jgele.20.00047>

SADEGHI, H.; HEYDARI, A. e ZHOU, C. Insights into the fluid retention and shrinkage of a lean clay under the combined influence of microstructure, solute concentration and salt species. **Acta Geotechnica**, 19, p. 4855-4872, 2024. <https://doi.org/10.1007/s11440-023-02206-7>

SAFEHIAN, H.; RAJABI, A.M. e GHASEMZADEH, H. Effect of diesel-contamination on geotechnical properties of illite soil. **Engineering Geology**, 241, p. 55-63, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.04.020>

SALVADOR, J.T.; CARVALHO, T.C.. e LUCCHESI, L.A.C. Relações cálcio e magnésio presentes no solo e teores foliares de macronutrientes. **Revista Acadêmica Ciência Animal**, 9(1), p. 27-32, 2011. <https://doi.org/10.7213/cienciaanimal.v9i1.11060>

SANTOS, P.S. **Ciência e tecnologia de argilas**. São Paulo: Edgard Blücher, 1992.

SHACKELFORD, C.D. Diffusion of contaminants through waste containment barriers. **Transportation Research Record**, 1219, p.169-182, 1989.

SHACKELFORD, C.D. **Contaminant Transport**. In: DANIEL, D.E.,

Geotechnical Practice for waste Disposal. London: Chapman & Hall, 1993, p. 33-65.

SHACKELFORD, C.D. **Membrane behavior of engineered clay barriers for geoenvironmental containment: state of the art.** In: GeoCongress: State of the Art and Practice in Geotechnical Engineering. ASCE, Oakland, Anais, p. 3419-3428, 2012. <https://doi.org/10.1061/9780784412121.350>

SHACKELFORD, C.D. The ISSMGE Kerry Rowe Lecture: The role of diffusion in environmental geotechnics. **Canadian Geotechnical Journal**, 51(11), p. 1219-1242, 2014. <https://doi.org/10.1139/cgj-2013-0277>

SHACKELFORD, C.D. e ROWE, R.K. **Contaminant transport modeling.** In: 3º International Congress on Environmental Geotechnics. ICEG, Rotterdam, Anais, p. 939-956, 1998.

SHARIATMADARI, N., LASAKI, B.A.; ESHGHINEZHAD, H. e ALIDOUST, P. Effects of landfill leachate on mechanical behaviour of adjacent soil: a case study of Saravan Landfill, Rasht, Iran. **International Journal of Civil Engineering**, 16, p. 1503-1513, 2018. <https://doi.org/10.1007/s40999-018-0311-2>

SHARIATMADARI, N., SALAMI, M. e FARD, M.K. Effect of inorganic salt solutions on some geotechnical properties of soil-bentonite mixtures as barriers. **International Journal of Civil Engineering**, 9(2), p. 103-110, 2011. <https://www.sid.ir/en/Journal/ViewPaper.aspx?ID=246544>

SHON, C-S.; SAYLAK, D. e MISHRA, S.K. Combined use of calcium chloride and fly ash in road base stabilization. **Transportation Research Record**, 2186(1), p. 120-129. <https://doi.org/10.3141/2186-13>

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** Brasília: EMBRAPA, 2009. 634 p.

SILVA, J.D. **Estudo da colapsibilidade da argila porosa de Brasília pelo**

fluxo de contaminantes. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2006. 162 p.

SILVA, A.K.T.; GUIMARÃES, J.T.F.; LEMOS, V.P.L.; COSTA, M.L. e KERN, D.C. Mineralogia e geoquímica de perfis de solo com Terra Preta Arqueológica de Bom Jesus do Tocantins, sudeste da Amazônia. **Acta Amazonica**, 42, p. 477-490, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000400005>

SITE, A.D. Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants. A review. **Journal of Physical and Chemical Reference Data**, 30, p. 187-439, 2001. <https://doi.org/10.1063/1.1347984>

SIVAMANI, S.; CHANDRASEKARAM, A.P.; BALAJII, M.; SHAMUGAPRAKASH, M., HOSSEINI-BANDEGHAREI, A. e BASKAR, R. Evaluation of the potential of cassava-based residues for biofuels production. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, 17, p. 553-570, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9475-0>

SKEMPTON, A.W. **The colloidal "activity" of clays.** In: 3º International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering. Zurique: ISSMGE, Anais, p. 16-27, 1953.

SOARES, V. **Utilização de mistura de solo saprolítico com bentonita na construção de revestimento de fundo de aterros.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. 118 p.

SOUZA, R.F.C. **Migração de poluentes inorgânicos em liners compostos.** Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade São Paulo, São Carlos, 2009. 124 p.

SRIDHARAN, A., HAYASHI, S. e DU, Y.J. Discussion of “Structure characteristics and mechanical properties of kaolinite soils. I. Surface charges and structural characterizations”. **Canadian Geotechnical Journal**, 44(2), p. 241–242, 2007. <https://doi.org/10.1139/T06-133>

STUMM, W. **Chemistry of the Solid-Water Interface: Processes at the Mineral-Water Interface in Natural Systems**. New York: Wiley-Interscience, 1992. 448 p.

SU, H.; CHENG, J.; ZHOU, J.; SONG, W. e CEN, K. Improving hydrogen production from cassava starch by combination of dark and photo fermentation. **International Journal of Hydrogen Energy**, 34(4), p. 1780-1786, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2008.12.045>

SU, Z.; WU, J.; HE, X. e ELUMALAI, V. Temporal changes of groundwater quality within the groundwater depression cone and prediction of confined groundwater salinity using Grey Markov model in Yinchuan area of northwest China. **Exposure and Health**, 12, p. 447-468, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12403-020-00355-8>

TAIATELE JR., I. **Recuperação energética do biogás gerado a partir de água residuária de feculárias de mandioca: uma análise de viabilidade técnico-econômica e ambiental**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023. 150 p.

TANG, G.X.; GRAHAM, J. e FREDLUND, D.G. **Effect of osmotic suction on strength of unsaturated highly plastic clay**. In: 50^o Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Anais, vol. 2, p. 641-648, 1997.

TARCHITZKY, J.; GOLOBATI, Y.; KEREN, R. e CHEN, Y. Wastewater effects on montmorillonite suspensions and hydraulic properties of sandy soil. **Soil Science Society of America Journal**, 63(3), p. 554–560, 1999.

<https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300030018x>

TATTI, F.; PAPINI, M.P.; TORRETTA, V.; MANCINI, G.; BONI, M.R. e VIOTTI, P. Experimental and numerical evaluation of groundwater circulation wells as a remediation technology for persistent, low permeability contaminant source zones. **Journal of Contaminant Hydrology**, 222, p. 89-100, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.03.001>

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. e VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p.

TEIXEIRA, R.S.; BELINCANTA, A.; LOPES, F.F.; GUTIERREZ, N.H.M. e BRANCO, C.J.M.C. **Avaliação do colapso do solo da camada superficial da cidade de Londrina/PR**. In: 5º Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados. ABMS, São Carlos, Anais, p. 495-499, 2004.

TEIXEIRA, R.S. e PINESE, J.P.P. Potencial de utilização do estrato superior do solo laterítico da cidade de Londrina, Estado do Paraná, como material de apoio de aterros sanitários. **Acta Scientiarum Technology**, 28(1), p. 85-92, 2006. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=303226515005>

TEIXEIRA, R.S.; CAMBIER, P.; DIAS, R.D.; PINESE, J.P.P. e JAULIN-SOUBELET, A. Mobility of potentially harmful metals in latosols impacted by the municipal solid waste deposit of Londrina, Brazil. **Applied Geochemistry**, 25(1), p. 1-15, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.09.022>

THYAGARAJ, T. e SALINI, U. Effect of pure fluid osmotic suction on matric and total suctions of compacted clay. **Géotechnique**, 65(11), p. 1751-1756, 2015. <https://doi.org/10.1680/jgeot.14.P.210>

THOMÉ, A. e KNOP, A. **Migração de contaminantes no solo**. In: 2º Simpósio

Nacional Sobre o Uso da Água na Agricultura. Passo Fundo, Anais, p. 1-14, 2006.

TOLEDO, M.C.M.; OLIVEIRA, S.M.B. e MELFI A.J. **Da rocha ao solo: intemperismo e pedogênese**. In: TEIXEIRA, W.; FAIRCHILD, T.R.; TOLEDO, M.C.M. e TAIOLI, F., Desicfrando a Terra. São Paulo: IBEP Editora Nacional Conrad, 2009, p. 128-239.

TORRES, D.G.B.; LUCAS, S.D.M.; ANDREANI, C.L.; CARVALHO, K.Q.; COELHO, S.R.M. e GOMES, S.D. Hydrogen production and performance of anaerobic fixed-bed reactors using three support arrangements from cassava starch wastewater. **Engenharia Agrícola**, 37(1), p. 160-72, 2017. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v37n1p160-172/2017>

UDDIN, M.K. A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. **Chemical Engineering Journal**, 308, p. 438-462, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.029>

UMA SHANKAR, M. e MUTHUKUMAR, M. Comprehensive review of geosynthetic clay liner and compacted clay liner. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, 263 (3), p. 032026, 2017. <https://dx.doi.org/10.1088/1757-899X/263/3/032026>

USEPA. **Secondary maximum contaminant limits: a strategy for drinking water quality and consumer acceptability**. Denver: USEPA, 2015.

VAN DER RAADT, P.; FREDLUND, D.G.; CLIFTON, A.W.; KLASSEN, M.J. e JUBIEN, W.E. Soil suction measurement at several sites in Western Canada. **Transportation Research Record**, 1137, p. 24-35, 1987. <http://onlinepubs.trb.org/Onlinepubs/trr/1987/1137/1137-003.pdf>

VAN GENUCHTEN, M. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society Of America Journal**, 44(5),

p. 892-898, 1980. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

VAN IMPE, W.; MANASSERO, M. e BOUAZZA, A. **Waste disposal and containment**. In: II International Congress on Environmental Geotechnics – ICEG. SOA Report, Osaka, Anais, 50 p., 1996.

VANAPALLI, S.K.; FREDLUND, D.G.; PUFAHL, D.E. e CLIFTON, A.W. Model for the prediction of shear strength with respect to soil suction. **Canadian Geotechnical Journal**, 33(3), p. 379-392, 1996. <https://doi.org/10.1139/t96-060>

VANAPALLI, S.K.; FREDLUND, D.G. e PUFAHL, D.E. The influence of soil structure and stress history on the soil–water characteristics of a compacted till. **Géotechnique**, 49(2), p. 143-159, 1999. <https://doi.org/10.1680/geot.1999.49.2.143>

VÁSQUEZ-NOGAL, I. e HERNÁNDEZ-MENDOZA, C.E. Evaluation of the soil–water retention curve of arsenic-contaminated soil by the filter paper method. **Applied Sciences**, 12(5), p. 2610, 2022. <https://doi.org/10.3390/app12052610>

VERTEMATTI, J.C. **Manual Brasileiro de Geossintéticos**. São Paulo: Edgard Blücher, 2004. 570 p.

VIDAL, I.G. **Instalação de geomembrana: recomendações para projeto e cuidados executivos**. In: V Simpósio Brasileiro de Geossintético. ABMS, Recife, Anais, 8 p., 2007.

VINTEN, A.J.A.; MINGELGRIN, U. e YARON, B. The effect of suspended solids in wastewater on soil hydraulic conductivity: II. Vertical distribution of suspended solids. **Soil Science Society of America Journal**, 47(3), 408-412, 1983. <https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700030003x>

VOGEL, T. e CISLEROVA, M. On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the moisture retention curve. **Transport in Porous Media**, 3(1), p. 1-15, 1988. <https://doi.org/10.1007/BF00222683>

WANG, D.; WU, J.; WANG, Y. e JI, Y. Finding high-quality groundwater resources to reduce the hydatidosis incidence in the Shiqu County of Sichuan Province, China: analysis, assessment, and management. **Exposure and Health**, 12, p. 307-322, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12403-019-00314-y>

WANG, Y.H. e SIU, W.K. Structure characteristics and mechanical properties of kaolinite soils. I. Surface charges and structural characterizations. **Canadian Geotechnical Journal**, 43(6), p. 587-600, 2006. <https://doi.org/10.1139/t06-026>

WEN, K.; LI, Y.; AMINI, F. e LI, L. Impact of bacteria and urease concentration on precipitation kinetics and crystal morphology of calcium carbonate. **Acta Geotechnica**, 15, p. 17–27, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11440-019-00899-3>

WITTEVEEN, P., FERRARI, A. e LALOU, L. An experimental and constitutive investigation on the chemo-mechanical behaviour of a clay. **Géotechnique**, 63(3), p. 244-255, 2013. <https://doi.org/10.1680/geot.SIP13.P.027>

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Calcium and magnesium in drinking: public health significance**. WHO: Geneva, 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. WHO: Geneva, 2011.

XIE, H.; ZHANG, C.; SEDIGHI, M.; THOMAS, H.R. e CHEN, Y. An analytical model for diffusion of chemicals under thermal effects in semi-infinite porous media. **Computer and Geotechnics**, 69, p. 329-337, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2015.06.012>

XIE, M.; LIU, D.; TANG, Y.; FENG, M. e Yi, X. Study of the clogging properties of mixed leachate. **Polish Journal of Environmental Studies**, 29(5), p. 3409-3417, 2020. <https://doi.org/10.15244/pjoes/114257>

XIE, W-L.; LI, P.; VANAPALLI, S.K. e WANG, J-D. Prediction of the wetting-

induced collapse behaviour using the soil-water characteristic curve. **Journal of Asian Earth Sciences**, 151, p. 259-268, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jseaes.2017.11.009>

XU, P.; ZHANG, Q.; QIAN, H.; QU, W. e LI, M. Microstructure and permeability evolution of remolded loess with different dry densities under saturated seepage. **Engineering Geology**, 282, p. 105875, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2020.105875>

YONG, R.N.; MOHAMED, A.M.O. e WARKENTIM, B.P. **Principles of Contaminant Transport in Soils**. Elsevier Science: A'msterdam, 1992. 328 p.

YUAN, Y. e LEE, T.R. **Contact angle and wetting properties**. In: BRACCO, G. e HOLST B., Surface Science Techniques. Berlim: Springer, v. 51, 2013, p. 3-34. https://doi.org/10.1007/978-3-642-34243-1_1

ZANIN, R.F.B.; PADILHA, A.C.C.; PELAQUIM, F.G.P.; GUTIERREZ, N.H. e TEIXEIRA, R.S. The effect of pH and electrical conductivity of the soaking fluid on the collapse of a silty clay. **Soils and Rocks**, 44(4), p. e2021061620, 2021. <https://doi.org/10.28927/SR.2021.061620>

ZHAI, Q.; RAHARDJO, H.; SATYANAGA, A.; ZHU, Y.; DAI, G. e ZHAO, X. Estimation of wetting hydraulic conductivity function for unsaturated sandy soil. **Engineering Geology**, 285, p. 106034, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2021.106034>

ZHANG, F.; ZHAO, C.; LOURENÇO, S.D.N.; DONG, S. e JIANG, Y. Factors affecting the soil–water retention curve of Chinese loess. **Bulletin of Engineering Geology and Environment**, 80, p. 717-729, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10064-020-01959-9>

ZHANG, S., GRIP, H. e LÖVDAHL, L. Effect of soil compaction on hydraulic properties of two loess soils in China. **Soil and Tillage Research**, 90(1–2), p. 117-

125, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.08.012>

ZHAO, Y., PETH, S., HORN R.; KRÜMMELBEIN, J.; KETZER, B.; GAO, Y.; DOERNER, J.; BERNHOFER, C. e PENG, X. Modeling grazing effects on coupled water and heat fluxes in Inner Mongolia grassland. **Soil and Tillage Research**, 109(2), p. 75-86, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.04.005>

ZHAO, Y.; XUE, Q.; HUANG, F-X.; HU, X-T. e LI, J-S. Experimental study on the microstructure and mechanical behaviors of leachatepolluted compacted clay. **Environmental Earth Sciences**, 75(1006), 2016. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5816-x>

ZHU, L., LI, Y. e ZHANG, J. Sorption of organobentonites to some organic pollutants in water. **Environmental Science & Technology**, 31(5), p. 1407–1410, 1997. <https://doi.org/10.1021/es960641n>