



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**VARIAÇÕES MACRO E MICROESTRUTURAIS NA PERMEABILIDADE AO
LIXIVIADO EM CAMADA DE BASE DE ATERRO SANITÁRIO PELA
INTERAÇÃO SOLO-CONTAMINANTE**

THIAGO FERNANDES DA SILVA

CAMPINA GRANDE – PB

Setembro de 2024

THIAGO FERNANDES DA SILVA

**VARIAÇÕES MACRO E MICROESTRUTURAIS NA PERMEABILIDADE AO
LIXIVIADO EM CAMADA DE BASE DE ATERRO SANITÁRIO PELA
INTERAÇÃO SOLO-CONTAMINANTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia

Linha de pesquisa: Geotecnia Ambiental e Obras de Terra

Orientadora: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Coorientador: Prof. Dr. William de Paiva

CAMPINA GRANDE – PB

Setembro de 2024

S586v

Silva, Thiago Fernandes da.

Variações macro e microestruturais na permeabilidade ao lixiviado em camada de base de aterro sanitário pela interação solo-contaminante / Thiago Fernandes da Silva. – Campina Grande, 2024.
226 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2024.

"Orientação: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, Prof. Dr. William de Paiva".

Referências.

1. Aterro Sanitário. 2. Lixiviado. 3. Geotecnia Ambiental e Obras de Terra. 4. Permeabilidade – Camada de Base – Aterros Sanitários. 5. Bentonita. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Paiva, William de. III. Título.

CDU 628.472.3(043)

THIAGO FERNANDES DA SILVA

**VARIAÇÕES MACRO E MICROESTRUTURAIS NA PERMEABILIDADE AO
LIXIVIADO EM CAMADA DE BASE DE ATERRO SANITÁRIO PELA
INTERAÇÃO SOLO-CONTAMINANTE**

TESE APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, COMO
EXIGÊNCIA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

**Tese defendida em 18/09/2024 pela banca examinadora constituída dos seguintes
membros:**

Prof^ª. Dr^ª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

Orientadora

Prof. Dr. William de Paiva
Universidade Estadual da Paraíba - UEPB

Coorientador

Prof^ª. Dr^ª. Maria Eugênia Gimenez Boscov
Universidade de São Paulo - USP

Examinador externo

Prof. Dr. Gerson Marques dos Santos
Universidade Federal do Vale do São Francisco - UNIVASF

Examinador externo

Prof. Dr. Marcio Camargo de Melo
Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

Examinador interno



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
Rua Aprígio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**
2. **ALUNO(A): THIAGO FERNANDES DA SILVA / COMISSÃO EXAMINADORA: DR.ª VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO - PPGECA/UFMG (PRESIDENTE) - ORIENTADORA, DR. WILLIAM DE PAIVA - PPGECA/UFMG - COORIENTADOR, DR. MARCIO CAMARGO DE MELO – PPGECA/UFMG – EXAMINADOR INTERNO, DR. GERSON MARQUES DOS SANTOS - UNIVASF – EXAMINADOR EXTERNO, DR.ª MARIA EUGÊNIA GIMENEZ BOSCOV – USP - EXAMINADORA EXTERNA (PORTARIA 37/2024). / TITULO DA TESE: “VARIÇÕES MACRO E MICROESTRUTURAS NA PERMEABILIDADE AO LIXIVIADO EM CAMADA DE BASE DE ATERRO SANITÁRIO PELA INTERAÇÃO SOLO-CONTAMINANTE” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GEOTECNIA / HORA DE INICIO: 14:00 HORAS / NO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA DE PAVIMENTOS, BLOCO CT, CAMPUS SEDE DA UFMG, EM CAMPINA GRANDE, DE FORMA HÍBRIDA**
3. **EM SESSÃO REALIZADA EM FORMATO HÍBRIDO, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) ALUNO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA TESE, SENDO-LHE ATRIBUÍDO O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE TESE, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO "EM EXIGÊNCIA" PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADO”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, FLÁVIO PEREIRA DA CUNHA, SECRETÁRIO(A), ALUNO(A) E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**
4. **CAMPINA GRANDE, 18 DE SETEMBRO DE 2024.**
- 5.
6.  Documento assinado digitalmente
MARIA EUGENIA GIMENEZ BOSCOV
Data: 23/09/2024 16:38:04-0300
verifique em <https://validar.itf.gov.br>
- 7.
8. _____
9. **DR.ª MARIA EUGÊNIA GIMENEZ BOSCOV – EXAMINADORA EXTERNA**



Documento assinado eletronicamente por **THIAGO FERNANDES DA SILVA, Usuário Externo**, em 19/09/2024, às 09:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **William de Paiva, Usuário Externo**, em 19/09/2024, às 10:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VERUSCHKA ESCARIO DESSOLES MONTEIRO, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 19/09/2024, às 10:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **FLAVIO PEREIRA DA CUNHA, SECRETÁRIO (A)**, em 19/09/2024, às 15:29, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gerson Marques dos Santos, Usuário Externo**, em 20/09/2024, às 00:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MARCIO CAMARGO DE MELO, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 20/09/2024, às 09:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **4763257** e o código CRC **7B9CA256**.

Dedico

Aos meus pais, Walter e Sueli.

À minha esposa, Sabrina Almeida.

AGRADECIMENTOS

Agradecer primeiramente aos meus pais, Walter e Sueli, que, apesar de não terem formação básica concluída, sempre priorizaram o estudo dos filhos. Eles são uma fonte de amor inesgotável e a base para qualquer resultado que alcancei em minha vida.

Agradeço à minha esposa, Sabrina Almeida, minha maior incentivadora, minha melhor companhia. Que me ensina honestidade, lealdade e caráter todos os dias. Que tem compartilhado de uma rotina de tese comigo. Este trabalho tem muita renúncia nossa e que possamos colher frutos dessas batalhas, em breve.

Aos meus irmãos, Matheus e Isaac, que me ensinam a ser mais que irmãos, mas amigos e fiéis companheiros.

Aos meus sogros, Anselmo e Fátima, que me fazem compartilhar de um ambiente cheio de simplicidade, amor e respeito. Também estendendo agradecimentos ao meu cunhado Bruno e sua namorada/esposa Maria, que, do seu jeito, conseguem compartilhar momentos inesquecíveis conosco.

Agradecer especialmente à Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, por me apresentar o mundo da Geotecnia Ambiental, por me moldar como pesquisador, por todas as orientações e ensinamentos durante este trabalho e na vida, e por compartilhar tantas experiências incríveis.

Da mesma forma, agradecer ao Prof. Dr. William de Paiva. No mundo moderno da comunicação rápida, há dois tipos de pessoas: as indiferentes e as com algum nível de sensibilidade. William foi um dos responsáveis pela continuidade da minha caminhada no espaço acadêmico. Professores salvam vidas e talentos. William cumpre rigorosamente o papel de ser mais humano dentro de um ambiente extremamente competitivo.

Ao Professor Dr. Marcio Camargo de Melo, que sempre me faz evoluir um pouco mais no pensamento crítico e na busca por novos conhecimentos.

Agradecer à professora Dra. Maria Eugenia Gimenez Boscov pelas valiosas contribuições para este trabalho. O ramo da Geotecnia Ambiental tem a particularidade de produzir mulheres superpoderosas. Esta professora é uma grande referência para mim e para várias pessoas que atuam nesta área do conhecimento. Ao professor Dr. Gerson Marques dos Santos, por todas as contribuições e por nos possibilitar o passo inicial no conhecimento sobre solos não saturados, ainda lá no mestrado, além de toda gentileza e suavidade que ele tem.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA/UFCG), Adriano, Lêda, Ana Maria, Carina, Olavo e Kennedy, assim como demais professores que contribuíram de alguma maneira nesta trajetória.

Aos secretários do PPGECA Wellington e Flávio por todo acolhimento e suporte nos processos burocráticos no decorrer desse processo de doutoramento.

Aos técnicos de laboratório que me auxiliaram em diversas etapas da pesquisa, Netinho, Socorro, Daniely e Arthur.

Agradecer especialmente aos professores Ana Maria e Marcus Vinicius (CCT-UFCG) pela viabilização de todas as análises microscópicas, que não foram poucas.

Aos colegas que conheci durante minha pós-graduação (mestrado e doutorado), muitos dos quais viraram amigos e me deram suporte em várias etapas da pesquisa, como Daniela, Pablo, Claudio, Amanda, Alisson, Victor Emanuel, Daniel, Vitor Braga, Marcela, Thanyle, Esther, M^a Clara e Melissa.

Ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA-UFCG), que me ensinou, de fato, o que é pesquisa e como extrapolar os muros da universidade em busca de novos desafios.

Aos amigos antigos que, sempre que possível, estão presentes, Edson Diego, Guilherme, Egberto, Rodolfo, Bruno, Malu, Rayssa, Deco, Larissa, Thaynara, Duda, Luzinaldo, Jamerson, Tairine.

Aos colegas de trabalho na UFC (Campus Crateús), que ajudam a acreditar cada dia mais na vocação docente, Marcio, Luana, Thayres, Bruno, Emanuel e Heloína.

A todos os programas públicos em que passei e que atendem demandas sociais, como a Escola Pública, o SUS, o Bolsa família, o REUNI, a Capes, o CNPq entre outros. Se conseguimos “furar as bolhas” e vencer através da educação, assim como vários colegas de mesma realidade, é porque essas e outras políticas públicas deram certo.

De maneira geral, agradecer a todos os demais que contribuíram de forma direta ou indireta na condução deste trabalho.

“Só existe saber na invenção, na reinvenção, na busca inquieta, impaciente, permanente, que os homens fazem no mundo, com o mundo e com os outros.”

(Paulo Freire)

RESUMO

As misturas de bentonita com solos em aterros sanitários têm viabilizado a obtenção de camadas compactadas com baixa permeabilidade à água e custo reduzido. No entanto, esse solo bentonítico é altamente sensível ao contato com o lixiviado. Logo, variações na permeabilidade das camadas de solo expostos a esse líquido contaminante podem reduzir a eficiência do revestimento e permitir a migração de contaminantes para o subsolo e para os corpos hídricos. Para tal, este estudo tem como objetivo determinar o efeito da interação solo-contaminante no comportamento da permeabilidade à água e ao lixiviado em camada de base de aterro sanitário em escalas macro e microscópica. O campo experimental da pesquisa foi o Aterro Sanitário localizado no município de Campina Grande – PB – Brasil (ASCG). Foram coletados e caracterizados Solo Local (SL), Bentonita cálcica e lixiviado deste Aterro. A Bentonita foi incrementada ao SL em proporções de 5 (SB5), 10 (SB10), 15 (SB15) e 20% (SB20), em peso seco. Essas misturas de solos também foram caracterizadas e, em seguida, moldadas amostras, de acordo com os parâmetros obtidos no ensaio de compactação na energia do Proctor Normal. Foram realizados ensaios macro e microestruturais com percolação de água destilada e de lixiviado do ASCG. As curvas de retenção de água e de lixiviado das misturas foram obtidas pelo método do papel filtro. As amostras das misturas de solos foram submetidas a ensaios de permeabilidade em permeâmetro de parede flexível Triflex-2. Também foram verificados os níveis de expansão livre das camadas de solos inundadas com o fluido de interesse. Após percolação do líquido nas camadas de solos, foram extraídas amostras e levadas para ensaios de microscopia ótica e microscopia eletrônica de varredura. A partir de 10% de incremento de bentonita, os resultados mostraram que a presença de líquido contaminante nas amostras promoveu redução da sucção matricial e aumento de sucção osmótica. Este acréscimo de sucção osmótica se acentua à medida em que aumenta o percentual de bentonita na mistura. O incremento de bentonita promoveu reduções consideráveis no coeficiente de permeabilidade aos dois fluidos. Com o incremento de 20%, foi possível observar um decréscimo no coeficiente de permeabilidade à água de 33 vezes e ao lixiviado de 65 vezes, viabilizando o uso da mistura como revestimento de base. A permeabilidade ao líquido contaminante foi maior que à água em todas as amostras estudadas. Essa diferença pode ser explicada por reduções volumétricas dos argilominerais que puderam ser verificadas na expansão livre das amostras de solos em contato com o fluido contaminante. Os ensaios de microscopia comprovam que ocorreu retração da expansão dos argilominerais em contato com o percolado, reduzindo a espessura da camada dupla difusa e alterando as forças repulsivas no contato entre as partículas de argila. Isso pode ter ocasionado um rearranjo estrutural e floculação das partículas, aumentando o espaço poroso e permitindo maior fluxo em camadas de solos contaminados. No entanto, a diferença no coeficiente de permeabilidade para os dois fluidos, para essas camadas de solos, não foi considerada relevante, demonstrando viabilidade no uso da bentonita em composição com o solo da localidade. Os critérios normativos foram atendidos, assim como a sustentabilidade da solução possibilita a promoção de segurança geoambiental e redução de custos.

Palavras-chaves: aterro sanitário, camada de base, bentonita, permeabilidade, sucção, lixiviado.

ABSTRACT

Bentonite-soil mixtures in landfills have made it possible to obtain compacted layers with low water permeability and reduced cost. However, this bentonite soil is highly sensitive to contact with leachate. Therefore, variations in the permeability of soil layers exposed to this contaminant liquid can reduce the efficiency of the lining and allow the migration of contaminants to the subsoil and water bodies. To this end, this study aims to determine the effect of soil-contaminant interaction on the behavior of permeability to water and leachate in the base layer of a landfill at macro and microscopic scales. The experimental field of the research was the Sanitary Landfill located in the municipality of Campina Grande - PB - Brazil (ASCG). Local Soil (SL), Bentonite and leachate from this Landfill were collected and characterized. Bentonite was added to the SL in proportions of 5 (SB5), 10 (SB10), 15 (SB15) and 20% (SB20), in dry weight. These soil mixtures were also characterized and then samples were molded, according to the parameters obtained in the compaction test at the Normal Proctor energy. Macro and microstructural tests were performed with percolation of distilled water and leachate from the ASCG. The water and leachate retention curves of the mixtures were obtained by the filter paper method. The samples of the soil mixtures were subjected to permeability tests in a Triflex-2 flexible wall permeameter. The free swell levels of the soil layers flooded with the fluid of interest were also verified. After percolation of the liquid in the soil layers, samples were extracted and taken for optical microscopy and scanning electron microscopy tests. From a 10% increase in bentonite, the results showed that the presence of contaminant liquid in the samples promoted a reduction in matric suction and an increase in osmotic suction. This increase in osmotic suction increases as the percentage of bentonite in the mixture increases. The increase in bentonite promoted considerable reductions in the permeability coefficient to both fluids. With a 20% increase, it was possible to observe a 33-fold decrease in the permeability coefficient to water and a 65-fold decrease in the leachate permeability coefficient, enabling the use of the mixture as a base coating. The permeability to the contaminant liquid was greater than to water in all samples studied. This difference can be explained by volumetric reductions of the clay minerals that could be verified in the free swell of the soil samples in contact with the contaminant fluid. Microscopy tests show that there was a retraction in the expansion of clay minerals in contact with the percolate, reducing the thickness of the diffuse double layer and altering the repulsive forces in contact between the clay particles. This may have caused structural rearrangement and flocculation of the particles, increasing the pore space and allowing greater flow in contaminated soil layers. However, the difference in the permeability coefficient for the two fluids, for these soil layers, was not considered relevant, demonstrating the viability of using bentonite in composition with the local soil. The normative criteria were met, and the sustainability of the solution enables the promotion of geoenvironmental safety and cost reduction.

Keywords: landfill, base liners, bentonite, permeability, suction, leachate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Configurações de revestimentos em camada de base de aterros sanitários	28
Figura 2 – Tipos de barreiras secundárias de camadas de base.....	29
Figura 3 – Configurações de camada de revestimento de base de aterros sanitários das principais legislações do mundo.....	32
Figura 4 – Método tradicional para determinar a zona admissível de camadas de base de aterros sanitários	33
Figura 5 – Metodologia para determinação da zona admissível: (a) curva de compactação para diferentes energias de compactação; (b) determinação da condutividade hidráulica para diferentes energias de compactação; (c) plotagem da curva de compactação com pontos de condutividade hidráulica aceitáveis; (d) zona modificada conforme condicionantes adicionais	35
Figura 6 – Zona admissível baseada em critérios de permeabilidade, contração e resistência ao cisalhamento.	36
Figura 7 – Efeito da compactação na estrutura interna do solo.....	41
Figura 8 – Relação da umidade com condutividade hidráulica e massa específica seca para várias energias de compactação.....	42
Figura 9 – Representação de misturas de Areia-Bentonita na condição de compactação (não saturada).....	47
Figura 10 – Curva característica típica de um solo com zonas de saturação.....	47
Figura 11 – Curvas características típicas de água no solo com as principais características: a) curva unimodal; b) curva bimodal.....	48
Figura 12 – Estrutura dos poros do solo: a) solos unimodais, b) solos bimodais.....	49
Figura 13 – Curva de histerese de uma argila	50
Figura 14 – Tipos de fluxos do solo com o papel filtro.....	52
Figura 15 – Exemplo de função do coeficiente de permeabilidade do solo não saturado para areia de duna e solo residual granulítico	54
Figura 16 – Mecanismo de efeito da umidade na rigidez máxima e densidade seca máxima .	57
Figura 17 – a) Obtenção da curva característica obtida por diferentes técnicas; b) resistência a compressão não confinada em condições não saturadas	58
Figura 18 – Curvas de retenção das vias de secagem do lixiviado e água, plotado por dados empíricos e ajustado pelo modelo de van Genuchten (1980).....	59
Figura 19 – Curvas de coeficiente de permeabilidade não saturada versus sucção, para água e lixiviado.....	60
Figura 20 – Organização dos argilominerais da montmorilonita em camadas de tetraedro de sílica e octaedro de alumínio ou magnésio, formando uma estrutura 2:1	63
Figura 21 – Natureza da bentonita: a) sódica; b) cálcica.....	63
Figura 22 - Superfícies basais de partículas de montmorilonita com fluxo pelos vazios.....	64
Figura 23 – Esquema da distribuição de cargas na vizinhança de uma partícula carregada e os respectivos potenciais associados à dupla camada elétrica na interface sólido-líquido.....	65
Figura 24 – Energia potencial (V) de interação partícula-partícula em função da distância (d) de separação entre duas partículas coloidais	65

Figura 25 – Variação da espessura da camada dupla: a) em relação à concentração eletrolítica; b) em relação à energia potencial e à constante dielétrica.....	66
Figura 26 – Variação da espessura da camada dupla difusa em função do fluido intersticial .	71
Figura 27 – Resultados da condutividade hidráulica de GCLs com água e com soluções de CaCl ₂	74
Figura 28 – Influência do tempo na condutividade hidráulica de amostras de solo compactado: a) permeadas por água destilada; b) permeadas por lixiviado.....	75
Figura 29 – Variação do coeficiente de permeabilidade de argilas com o tempo para variados níveis de contaminação.....	76
Figura 30 – Variação de parâmetros geotécnicos de camadas de argila compactada percoladas por água de torneira e solução de CaCl ₂ : a) condutividade hidráulica; b) porosidade.....	77
Figura 31 – Expansão volumétrica em bentonitas sódicas com diferentes soluções em variadas concentrações.....	79
Figura 32 – Correlações entre a expansão livre de amostras de GCL: a) pela variação de concentração de CaCl ₂ ; b) pela variação na condutividade hidráulica.....	80
Figura 33 – Expansão livre de bentonitas sódicas expostas a soluções de diferentes concentrações: a) expansão em relação à força iônica; b) comparação da expansão entre NB e MSB.....	80
Figura 34 – Relação entre expansão livre e condutividade hidráulica de bentonitas	81
Figura 35 – Efeito da química da água na expansão dos poros das amostras de solo.....	81
Figura 36 – Expansão livre das bentonitas A e B em várias concentrações de NaCl e CaCl ₂ .	82
Figura 37 – Resultados experimentais obtidos em GCL: a) expansão livre para diferentes fluidos; b) relação entre condutividade hidráulica e expansão.....	83
Figura 38 – Condutividade hidráulica e expansão livre para as diversas amostras sob condições de saturação	84
Figura 39 – Relação entre pressão de expansão e concentração da solução de NaCl para solos em diferentes massas específicas.....	84
Figura 40 – Mudanças de altura das amostras de solo com o tempo para diferentes fluidos: a) água destilada; b) água de torneira; c) lixiviado.....	85
Figura 41 – Formas de associação em suspensões de argilas: a) dispersa; b) agregada; c) face-aresta floclada e dispersa; d) aresta-aresta floclada e dispersa; e) face-aresta floclada e agregada; f) aresta-aresta floclada e agregada; g) face-aresta e face-face floclada e agregada	87
Figura 42 – Esquema dos arranjos elementares de partículas: (a) Interação entre partículas de argila elementar; (b) Interação individual de partículas de silte ou areia; (c) Interação de grupos de argilas; (d) Interação entre partículas de silte ou areia envolvidas por partículas; (e) Interação entre partículas parcialmente discernível.....	87
Figura 43 – Estrutura de solos com diferentes índices de vazios mostrando macroporos e microporos.....	88
Figura 44 – Análise de amostra de solo em Microscópio Eletrônico de Varredura Ambiental com aumento de: a) 250 vezes; b) 1000 vezes	88
Figura 45 – Equipamento de MEV utilizado nesta pesquisa.....	89
Figura 46 – Equipamento de MO utilizado nesta pesquisa	90

Figura 47 – Imagens de MEV para argilas contaminadas por lixiviado (2000 x): a) sem lixiviado (água destilada); b) 50% de lixiviado; c) 100% de lixiviado	91
Figura 48 – Imagens de MEV de argilas indeformadas (2000 x) com diferentes tempos de contaminação por lixiviado de aterro de RSU: a) 15 dias; b) 30 dias; c) 60 dias; d) 90 dias...	91
Figura 49 – Imagem de MEV de argila em testes antes e depois do contato com lixiviado: a) amostra natural (1600 x); b) amostra contaminada (1600 x); c) amostra natural (5000 x); d) amostra contaminada (5000 x)	92
Figura 50 – Imagens obtidas em MEV para camadas de argila: a) não contaminada; b) contaminada por lixiviado de aterro sanitário	93
Figura 51 – Microrganismos presentes em amostras de solo: a) identificados na saída do fluido em microscópio ótico; b) imagem de MEV de amostra percolada por lixiviado	93
Figura 52 – Etapas metodológicas da pesquisa	95
Figura 53 – Mapeamento das células sanitárias do ASCG.....	97
Figura 54 –Esquema de uma seção transversal S1 do ASCG	98
Figura 55 – Execução da camada de base do ASCG: a) compactação e nivelamento da camada; b) execução de rasgos para instalação de drenos horizontais; c) drenos horizontais (tubo PEAD envolto em britas e drenos verticais (tubo PEAD envolto em pedra rachão)	98
Figura 56 – Fluxograma das etapas de coleta de amostras em campo e caracterização dos materiais	99
Figura 57 – Solos utilizados na camada de base do ASCG.....	100
Figura 58 – Lagoas de Tratamento de Lixiviado do ASCG e ponto de coleta do lixiviado ..	102
Figura 59 – Ensaio no viscosímetro Cannon-Fenske em função da temperatura: a) colocação do líquido no capilar; b) líquido posicionado no fundo do tubo capilar; c) aplicação de sucção para ascender o líquido no tubo capilar mais fino; d) medição de tempo de caimento no tubo capilar; e) controle de temperatura do ensaio.	103
Figura 60 – Fluxograma de planejamento dos experimentos	104
Figura 61 – Mistura de solo local e bentonita	104
Figura 62 – Ensaio de compactação <i>Proctor</i> Normal realizado para moldagem dos corpos de prova: a) características do cilindro e soquete utilizados; b) compactação de amostras de solo; c) configuração das amostras de solo	105
Figura 63 – Corpos de prova moldados: a) identificação da amostra de solo; b) isolamento com plástico filme; c) vedação com papel alumínio.	106
Figura 64 – Fluxograma de planejamento dos experimentos	106
Figura 65 – Corpos de prova de solos utilizados nos ensaios de curva de retenção: a) talhamento de anel cilíndrico em corpo de prova de solo; b) amostras de solos em processo de saturação por capilaridade com lixiviado e com água.	107
Figura 66 – Procedimento do ensaio de sucção pelo método do papel filtro: a) solo em contato com o papel filtro e envolvido por plástico filme; b) colocação de esponja no contato papel-solo; c) envolvimento de camadas de isolamento de plástico filme; d) isolamento com papel alumínio e identificação da amostra; e) colocação de amostras de solo em caixa de isopor com isolamento térmico; f) caixas com amostras de solo em repouso.....	108
Figura 67 – Esquema do ensaio de papel filtro para obtenção da sucção matricial e sucção total	109

Figura 68 – Permeâmetro de parede flexível <i>Tri-flex 2</i> : a) painel e câmara do aparelho; b) utilização de cilindros de inox para passagem de lixiviado pela amostra de solo.....	111
Figura 69 – Esquema ilustrativo do painel de comandos utilizados no permeâmetro <i>Tri-flex 2</i>	113
Figura 70 – Ensaio de expansão livre: a) esquema do procedimento de expansão com drenagem livre em célula edométrica; b) célula de adensamento automatizado para medições de expansão.....	115
Figura 71 – Ensaio realizado em Microscópio Ótico para amostras de solo compactação após percolação de líquido.....	116
Figura 72 – Ensaio realizado em Microscópio Eletrônico de Varredura para amostras de solo compactação após percolação de líquido: a) metalização das amostras de solo compactado com ouro; b) processamento e obtenção de imagens.	116
Figura 73 – Curvas de distribuição granulométrica das amostras SL, B, SB5, SB10, SB15 e SB20	119
Figura 74 – Variação dos limites de consistência e do Índice de Atividade com o incremento de bentonita nas amostras de solo.....	120
Figura 75 – Curvas de compactação para SL, B, SB5, SB10, SB15 e SB20	122
Figura 76 – Comportamento do peso específico seco das amostras de solo pelo incremento de bentonita nas misturas de solos	123
Figura 77 – Relação entre CTC e pH com o incremento de Bentonita no Solo Local.....	125
Figura 78 – Resultados dos ensaios de DRX para amostras de: a) Solo Local e b) Bentonita	127
Figura 79 – Variação da viscosidade de fluidos pela temperatura	131
Figura 80 – Curvas de retenção de água no solo para sucção total e matricial: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20	134
Figura 81 – Curvas de retenção de lixiviado no solo para sucção total e matricial: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20.....	135
Figura 82 – Curvas de retenção de água e lixiviado no solo para sucção total: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20	137
Figura 83 – Curvas de retenção de água e lixiviado no solo para sucção matricial: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20.....	138
Figura 84 – Relação entre entrada de ar (para água e para lixiviado) nas amostras de solo compactado, limites de consistência e umidade ótima a partir do incremento de bentonita..	140
Figura 85 – Resultados de permeabilidade saturada para água e para lixiviado das misturas SL, SB5, SB10, SB15 e SB20	143
Figura 86 – Comportamento da permeabilidade para água e para lixiviado pela alteração de parâmetros de compactação dos solos	145
Figura 87 – Variação da taxa de permeabilidade pelo incremento de bentonita.....	147
Figura 88 – Condutividade hidráulica não saturada das amostras de solo compactado percoladas por água e lixiviado versus sucção total: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20	151
Figura 89 – Variação de altura das amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 em ensaio de expansão livre em célula edométrica inundada: a) com água; b) com lixiviado.....	158

Figura 90 - Expansão livre das amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 inundadas com água e com lixiviado	158
Figura 91 – Variação da expansão livre e permeabilidade com água e com lixiviado pelo incremento de bentonita na amostra	161
Figura 92 – Imagens obtidas em MO com ampliação de 50 vezes para as amostras de solos: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L.	165
Figura 93 – Imagens obtidas em MO com ampliação de 100 vezes para as amostras de solos: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L.	167
Figura 94 – Imagens obtidas em MEV com ampliação de 500 vezes para as amostras de solos: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L.....	169
Figura 95 – Imagens obtidas em MEV com ampliação de 1.000 vezes para as amostras de solos: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L	170
Figura 96 – Resultados do processamento no ImageJ de contraste de imagens obtidas em MEV para determinação da porosidade das amostras: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L	173

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tempo de equilíbrio para medições de sucção total.....	52
Tabela 2 – Resumo das características geotécnicas do SL, B, SB5, SB10, SB15 e SB20.....	118
Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos dos solos SL e B e misturas SB5, SB10, SB15 e SB20	124
Tabela 4 – Óxidos predominantes nas amostras de solo de solo, obtida pelo EDX.....	126
Tabela 5 – Parâmetros físico-químicos do lixiviado do ASCG	128
Tabela 6 – Parâmetros dos modelos de sucção total e matricial que apresentaram melhor ajuste.....	132
Tabela 7 – Comparação da umidade volumétrica para água e lixiviado para valores de sucção matricial iguais	139
Tabela 8 – Tensão de sucção necessária para alcançar a condutividade hidráulica requerida para as amostras SL, SB5, SB10 e SB15.....	153

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Comparações entre CCL e GCL em camadas de base	30
Quadro 2 – Equações típicas de ajustes de curvas de retenção	50
Quadro 3 – Métodos diretos e indiretos para medição da sucção	51
Quadro 4 – Equações de função de permeabilidade de solos em condições não saturadas	53
Quadro 5 – Estudos de variação de permeabilidade pela interação solo-contaminante.....	72
Quadro 6 – Ensaio de caracterização geotécnica, físico-química e mineralógica dos solos estudados	101

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANM – Agência Nacional Mineral
APHA - American Public Health Association
ASCG – Aterro Sanitário em Campina Grande
ASTM – American Society for Testing and Materials
B – Bentonita
CCL – Compacted Clay Liner
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH – Clay High compressibility
CL – Clay Low compressibility
CP – Corpo de Prova
DQO – Demanda Química de Oxigênio
DRX – Difração de Raios-X
EDX – Fluorescência de Raios-X
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EUA – Estados Unidos da América
g – unidade de medida em gramas
GCL – Geosynthetic Clay Liner
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IP – Índice de Plasticidade
 k_A – Coeficiente de permeabilidade à água
 k_L – Coeficiente de permeabilidade ao lixiviado
LGA – Laboratório de Geotecnia Ambiental
LL – Limite de Liquidez
LP – Limite de Plasticidade
m – unidade de metro
 m^3 - unidade de metro cúbico
MEV – Microscopia Eletrônica de Varredura
MO – Microscopia Ótica
N – unidade de medida de força denominada Newton
NBR – Norma Brasileira
OH – Organic Horizont

PB – Paraíba

pH – Potencial Hidrogeniônico

R² - Coeficiente de determinação

RIMA – Relatório de Impacto ao meio ambiente

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SB5 – Solo Local com incremento de 5% de Bentonita

SB10 – Solo Local com incremento de 10% de Bentonita

SB15 – Solo Local com incremento de 15% de Bentonita

SB20 – Solo Local com incremento de 20% de Bentonita

SC – *Sand Clay*

SL – Solo Local

SUDENE – Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste

UFMG – Universidade Federal de Campina Grande

USEPA – United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	24	
2 OBJETIVOS	26	
2.1 OBJETIVO GERAL	26	
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26	
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27	
3.1 CAMADAS DE REVESTIMENTO DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS.....	27	
3.1.1 Configurações de camadas de base	27	
3.1.2 Normas técnicas e estudos para camadas de base de aterros sanitários	31	
3.2 PERMEABILIDADE EM CAMADA DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS.....	39	
3.2.1 Fatores que influenciam na permeabilidade à água dos solos.....	39	
3.2.2 Ensaios para determinação da permeabilidade.....	43	
3.3	SOLOS NÃO SATURADOS EM CAMADAS DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS.....	45
3.3.1 Revisão de conceitos da Mecânica dos Solos Não Saturados	45	
3.3.2 Coeficiente de permeabilidade de solos na condição não saturada.....	53	
3.3.3 Pesquisas de solos não saturados em camada de base de solos compactado	55	
3.4 SOLOS ENRIQUECIDOS COM BENTONITA EM CAMADAS DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS	61	
3.5 INTERAÇÃO SOLO-CONTAMINANTE E AS VARIAÇÕES DE PARÂMETROS GEOTÉCNICOS.....	69	
3.5.1 Alterações na permeabilidade de solos para diferentes líquidos.....	71	
3.5.2 Alterações na expansão dos solos	78	
3.6 ANÁLISES MICROSCÓPICAS EM CAMADAS DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS.....	86	
4 METODOLOGIA.....	95	
4.1 CAMPO EXPERIMENTAL.....	96	
4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS	99	
4.2.1 Solos	99	
4.2.2 Lixiviado	102	
4.3 PLANEJAMENTO E PREPARAÇÃO DOS EXPERIMENTOS.....	103	
4.4 EXECUÇÃO E ANÁLISE DOS EXPERIMENTOS.....	106	

4.4.1 Ensaio macroestruturais	106
4.4.1.1 Curva de retenção de água e lixiviado no solo	107
4.4.1.2 Ensaio de permeabilidade à água e ao lixiviado	111
4.4.1.3 Ensaio de expansão livre	114
4.4.2 Ensaio microestruturais	115
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	118
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS	118
5.1.1 Solos e misturas	118
5.1.2 Lixiviado	127
5.2 EXECUÇÃO E ANÁLISE DOS EXPERIMENTOS	131
5.2.1 Ensaio macroestruturais	132
5.2.1.1 Curva de retenção de água e de lixiviado no solo	132
5.2.1.2 Ensaio de permeabilidade à água e ao lixiviado	142
5.2.1.3 Ensaio de expansão livre	157
5.2.2 Ensaio microestruturais	163
6 CONCLUSÕES.....	175
6.1 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	176
REFERÊNCIAS	178
APÊNDICE A – RESULTADOS EXPERIMENTAIS	199
APÊNDICE B – AJUSTE DE CURVAS DE RETENÇÃO DE ÁGUA E DE LIXIVIADO	219
APÊNDICE C – PARÂMETROS DE ANÁLISE ESTATÍSTICA DE AJUSTE DOS DADOS AOS MODELOS DE CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA E DE LIXIVIADO	223

1 INTRODUÇÃO

A mistura de bentonita com solos de jazidas próximas a aterros sanitários tem viabilizado a execução de camadas de revestimento de base (*Compacted Clay Liners* ou *CCL*) com baixos coeficientes de permeabilidade à água e custo reduzido quando comparados a soluções com geossintéticos. Esta solução pode fornecer segurança ambiental e sustentabilidade em virtude da adoção de materiais naturais regionais. No entanto, quando o revestimento de base é composto com esse solo bentonítico, a variação de parâmetros geotécnicos pelo contato com o lixiviado do aterro sanitário apresenta um papel revelante no desempenho do *CCL*.

A elevação no coeficiente de permeabilidade das camadas de revestimento devido ao contato com o lixiviado pode permitir a migração de contaminantes para o subsolo e para os corpos hídricos circundantes. Em regiões semiáridas, que apresentam percolado com viscosidade mais elevada e com maior potencial poluidor (Ghiasinejad *et al.*, 2020; Abunama *et al.*, 2021), é imprescindível o controle deste parâmetro geotécnico. Depois de executada a camada e iniciada a operação do aterro, correções de falhas por alterações de percolação nesses revestimentos são custosas e, muitas vezes, inviáveis.

Então, surge a problemática de determinar, de forma mais abrangente e integrada, como a interação solo-contaminante afeta a permeabilidade dos *CCL* compostos com bentonita utilizados como revestimento de base de aterro sanitário. Essa verificação é uma tarefa complexa, sobretudo, devido à ampla variabilidade nas características dos materiais envolvidos.

A maioria dos pesquisadores investigaram a influência da interação solo-contaminante com fluidos de características padronizadas, como água ou soluções químicas. Young Jo *et al.* (2004), Mishra *et al.* (2005), Wang *et al.* (2019) e Keerthana e Arnepalli (2022) analisaram o desempenho de revestimentos argilosos expostos a soluções inorgânicas, seja com variação da concentração da solução, da valência catiônica e de características do pH. Por outro lado, Anderson *et al.* (1985), Foreman e Daniel (1986), Ruhl e Daniel (1997), Ishimore *et al.* (2020) e Gao e Liu (2022) investigaram barreiras de solos expostas a líquidos orgânicos. Os resultados indicam que essas soluções alteraram os parâmetros geotécnicos dessas camadas.

Apesar da importância desses estudos, poucos pesquisadores analisaram a influência do lixiviado de aterros sanitários, sobretudo de regiões semiáridas, no dimensionamento de revestimentos de base de solos locais enriquecidos com bentonita. As pesquisas anteriores têm apresentado limitações em fornecer uma compreensão abrangente e detalhada das alterações

macro e microestruturais da permeabilidade pela interação solo-contaminante. Muitos estudos focaram-se apenas em aspectos isolados ou não consideraram adequadamente a influência dos contaminantes em parâmetros geotécnicos, como permeabilidade, expansão e sucção, resultando em lacunas no conhecimento que limitam a capacidade de prever e mitigar problemas geoambientais. Wan *et al.* (2022) afirmam que este ainda é um problema sem resposta padronizada, pois, a alteração das propriedades do *CCL* é resultado de efeitos combinados de múltiplos fatores. Essa complexidade e periculosidade na manipulação dos ensaios tem limitado os estudos específicos com este líquido contaminante em diversas localidades do mundo.

Então, o ineditismo deste trabalho consiste na determinação dos efeitos da interação entre um solo local compactado enriquecido com bentonita e lixiviado de aterro sanitário, ambos oriundos de região semiárida brasileira, no comportamento da permeabilidade de *CCL*. O incremento do solo bentonítico se justifica devido a ampla disponibilidade desse material na região de estudo. Este trabalho busca analisar a adequação de misturas de um solo local com bentonita cálcica em várias proporções para uso em revestimento de base sob condições saturadas e não saturadas, simulando o comportamento dessa camada integrada à zona vadosa de regiões semiáridas. Foram considerados aspectos como permeabilidade, sucção, expansão e microscopia para um fluido padrão (água destilada) e para um lixiviado de aterro sanitário.

A principal contribuição desta pesquisa consiste no estabelecimento do comportamento saturado e não saturado da permeabilidade ao lixiviado de *CCL* enriquecido com bentonita utilizado em aterro sanitário. As análises também possibilitam direcionamentos para técnicas de projeto, construção e operação dessas camadas, bem como orientar a seleção de novos materiais. Além do mais, há lacunas normativas que levem em consideração a percolação desse líquido contaminante em camadas de solo compactado, podendo este trabalho servir de referencial bibliográfico para suporte de normas e diretrizes de *CCL* sob condições similares.

Esta pesquisa se apresenta como um passo importante para o avanço do conhecimento científico na região, com impactos positivos tanto para a academia quanto para a sociedade. O uso de materiais com grande disponibilidade local, como a bentonita, possibilita segurança geoambiental e redução de custos na execução desses revestimentos. Portanto, a promoção de práticas geotécnicas seguras e sustentáveis na execução de camadas de base de aterros sanitários são essenciais para proteger o meio ambiente e a saúde pública.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Determinar o efeito da interação solo-contaminante no comportamento da permeabilidade à água e ao lixiviado em camada de base de aterro sanitário em escalas macro e microscópica.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estabelecer a influência do incremento de bentonita na caracterização geotécnica das misturas de solos;
- Correlacionar o efeito do contaminante com a variação da permeabilidade à água e ao lixiviado em camadas de solos compactados, sob condições saturadas e não saturadas;
- Definir como a expansividade afeta a permeabilidade à água e ao lixiviado em camadas de solos compactados;
- Identificar como o comportamento microestrutural da camada é afetado pelo contato com o lixiviado.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo traz uma revisão bibliográfica dos conteúdos teóricos que serviram de base para o desenvolvimento deste trabalho. Alguns conceitos necessários para o estudo em camada de base de aterros sanitários foram revisitados e realizadas pesquisas sobre temas da literatura técnico-científica no âmbito dos seguintes tópicos: camadas de base de aterros sanitários (tipos, composições e normas técnicas), permeabilidade de solos compactados, solos enriquecidos com bentonita, interação solo-contaminante e alterações nos parâmetros geotécnicos e análises microestruturais em solos contaminados.

3.1 CAMADAS DE REVESTIMENTO DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS

A camada de base de aterros sanitários deve ser capaz de impedir o fluxo advectivo do percolado para camadas subjacentes de solo, aquíferos e rios circundantes, além de apresentar capacidade de minimizar a migração de poluentes por difusão, com alta capacidade de adsorção e retardamento das substâncias poluentes, ser compatível com o contaminante e ter capacidade de suporte com baixa deformação (Boscov, 2008; Sarsby, 2013).

As camadas de base ou *liners* devem ser robustas, duráveis, resistentes a ataques químicos e perfurações. Podem ser constituídas de diversos materiais, como camadas minerais (argilas, bentonitas, zeólitas, vermiculitas), geossintéticos ou uma combinação destas (Sharma e Lewis, 1994; Boscov, 2008). No tópico 3.1.1 são demonstradas as configurações típicas de execução de camadas de base de aterros sanitários.

3.1.1 Configurações de camadas de base

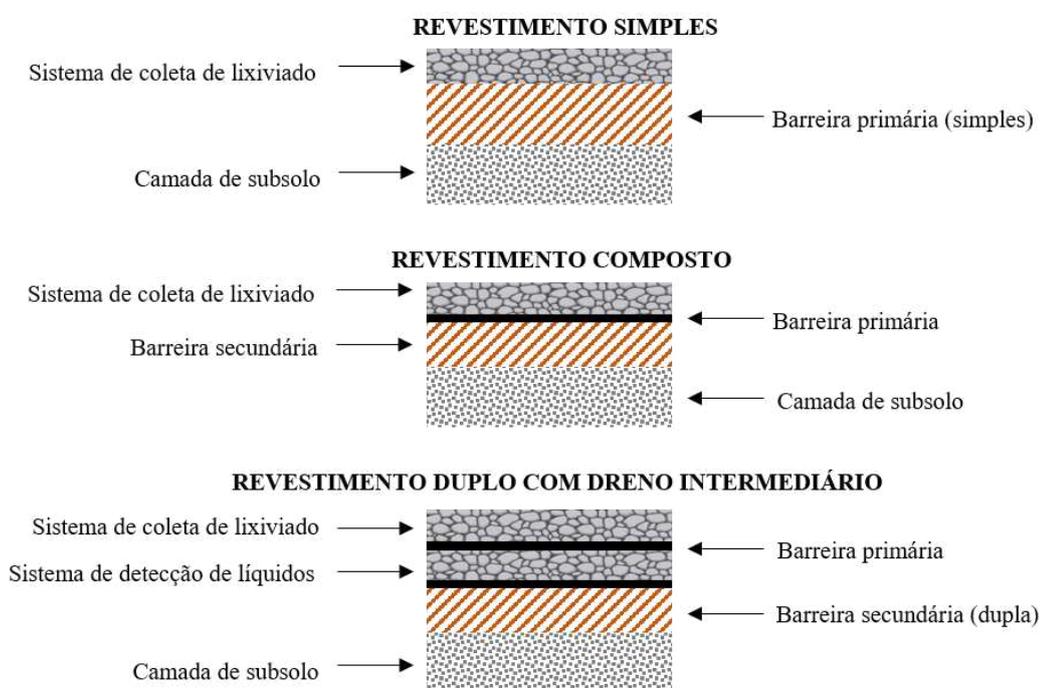
De acordo com Sarsby (2013), os revestimentos de base de aterros sanitários podem ser compostos de diversas maneiras, como ilustrado na Figura 1, a depender do tipo de resíduo aterrado e da segurança ambiental requerida, sendo estes:

- Revestimento simples – compreende uma única barreira primária, normalmente coberta por um sistema de coleta de lixiviado. Utilizado em situações de baixa sensibilidade à poluição e resíduos não perigosos;
- Revestimento composto com barreiras primária e secundária – barreiras geralmente executadas de materiais diferentes, colocadas em contato íntimo entre si. Normalmente, uma geomembrana primária é colocada acima de uma barreira mineral secundária de

baixa permeabilidade. Um dreno de lixiviado é colocado acima da barreira primária. Esse tipo de revestimento combina as vantagens dos dois materiais e é comumente usado em situações de sensibilidade média a alta e resíduos com maior potencial tóxico que a camada descrita anteriormente;

- Revestimento duplo com dreno intermediário – sua execução e uso é similar ao descrito no segundo tipo de camada, porém, há uma camada de drenagem com elevada permeabilidade entre esses revestimentos para monitorar e remover líquidos ou gases entre as barreiras.

Figura 1 – Configurações de revestimentos em camada de base de aterros sanitários

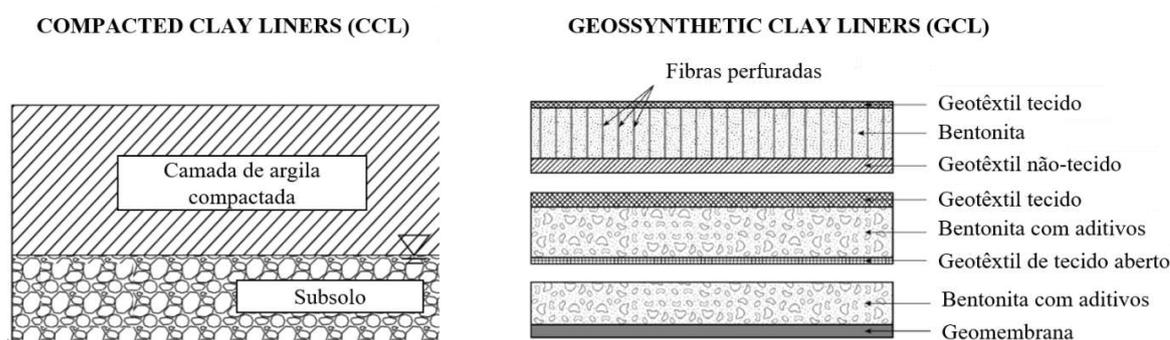


Fonte: adaptado de Sarsby (2013).

Daniel e Koerner (2007), Boscov (2008), Sarsby (2013), Meier e Shackelford (2017) e Benson *et al.* (2018) descrevem que os revestimentos simples em aterros sanitários podem fazer uso de Geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), Camadas de Argila Compactada (*Compacted Clay Liner* ou *CCL*) ou Geocompostos bentoníticos (*Geosynthetic Clay Liner* ou *GCL*), como ilustrado na Figura 2. Os sistemas compostos fazem uso de combinações destas técnicas. Geralmente, o sistema composto é formado por Geomembrana e *CCL* ou *GCL*. Essa classificação é amplamente utilizada na literatura científica mundial.

O *CCL* é composto por uma camada de solo compactado, com ou sem adição de bentonita, que apresente baixo coeficiente de permeabilidade e esteja isento de imperfeições, como trincas, falhas ou qualquer descontinuidade que propicie surgimento de caminhos preferenciais de fluxo. O *GCL* pode ser composto por uma camada fina de bentonita sódica associada a uma ou mais geomembrana ou geotêxtil, solidificados por aderência mecânica ou química. Estes últimos apresentam coeficiente de permeabilidade da ordem de 10^{-10} e 10^{-12} m/s.

Figura 2 – Tipos de barreiras secundárias de camadas de base



Fonte: adaptado de Sarsby (2013).

Sistemas de revestimento compostos de solo compactado e geomembranas podem apresentar coeficiente de permeabilidade até cem vezes menor que os sistemas simples. Apesar de parecerem mais seguros, em sistemas compostos, diversos autores apontam que a fragilidade se encontra na interface entre a membrana e o solo compactado. Nesse espaço, a resistência pode ser muito reduzida, possibilitando o aparecimento de planos de ruptura, além de que a presença de fluxo nessa interface pode aumentar a pressão neutra e reduzir a adesão entre os materiais, inclusive, pode ocorrer a degradação da membrana em função de ataques químicos, reduzindo ainda mais a resistência do conjunto. Além do mais, furos e rugas sobre a camada de solo compactada podem facilitar o fluxo de contaminantes (Shackelford, 1993a; Simpson, 1995; Pasqualini *et al.*, 2002).

O Quadro 1 elenca comparações de características hidromecânicas entre os tipos de revestimentos de base. Como indicado por USEPA (1993), o *CCL* tem seu processo executivo por compactação em camadas de solo, sendo que este deve obedecer a um coeficiente de permeabilidade mínimo de 10^{-9} m/s. Tal construção pode ser lenta devido ao preparo das camadas para espessura de projeto e compactação por etapas, em umidades acima da ótima.

Essas camadas dificilmente são perfuradas acidentalmente, porém, necessitam de proteção após sua construção, pois a exposição aos agentes climáticos pode ocasionar fissuras e trincas. São essencialmente inertes e há longa experiência técnica de sua aplicação em camadas de contenção de resíduos.

Quadro 1 – Comparações entre CCL e GCL em camadas de base

Características	CCL	GCL
Materiais	Solos naturais ou misturas com bentonita	Bentonita, adesivos, geotêxtil e geomembrana
Processo construtivo	A construção é relativamente lenta devido à quantidade de material a ser colocado	A instalação é um processo relativamente simples, mas é necessária uma preparação significativa do terreno com antecedência e cuidado especial com a selagem das juntas
Espessura	Normalmente 600 mm	Normalmente 20 a 40 mm
Coeficiente de permeabilidade	1×10^{-9} m/s	5×10^{-11} m/s
Teor de umidade durante a construção	Geralmente compactado 2% acima da umidade ótima	Inicialmente seca e, durante todo processo construtivo não pode ser umedecida
Danos por punção	Dificilmente é perfurado acidentalmente	Muito vulnerável. Necessária camada de proteção
Suscetibilidade aos efeitos climáticos	Pode desidratar e trincar após a construção se não for protegido	Não sofrem dessecação por já serem colocados secos
Disponibilidade	Nem sempre é possível encontrar jazidas disponíveis com as características requeridas, sobretudo por serem necessárias grandes quantidades	A depender da localidade, pode ser transportado com relativa facilidade
Estabilidade no longo prazo	Essencialmente inerte	Pode se tornar quebradiço devido a interações químicas
Experiência de uso	Usada por muitos anos	Boa experiência
Custo	Quando há jazidas disponíveis na região, apresenta custo baixo	Custo elevado em relação à CCL

Fonte: adaptado de Sarsby (2013).

Nem sempre são encontradas jazidas próximas com características requeridas para CCL e, neste caso, é essencial o uso de GCL, que é comercialmente obtido, e tem um processo de aplicação relativamente simples após preparação do terreno. O GCL apresenta menor coeficiente de permeabilidade, porém, pode apresentar furos difíceis de detectar, que permitem caminhos preferenciais de fluxo. No entanto, testes de estanqueidade para detecção de furos após a execução já têm sido amplamente utilizados. A compatibilidade química do geossintético com o lixiviado do aterro sanitário deve ser testada, de modo a garantir estabilidade e resistência a ataques químicos. Sua utilização vem sendo cada vez mais difundida em aplicações ambientais (Sarsby, 2013).

Além dos fatores elencados no Quadro 1, o uso de GCL para impermeabilização podem apresentar um custo relativamente mais alto quando comparado ao CCL, sobretudo em regiões com disponibilidade de solos com baixos coeficientes de permeabilidade. Além do mais, para uso do CCL, deve haver condições hidrogeológicas e climáticas adequadas, como no caso do Semiárido, onde as camadas de solos não saturados geralmente são espessas, o nível de água é profundo e há solos com alta capacidade de retenção de poluentes. A região desta pesquisa, por exemplo, apresenta abundante disponibilidade de solo bentonítico e demais materiais para aterros, além das demais características citadas, não sendo necessário uso de GCL, desde que controlados todos os parâmetros geotécnicos na execução das camadas.

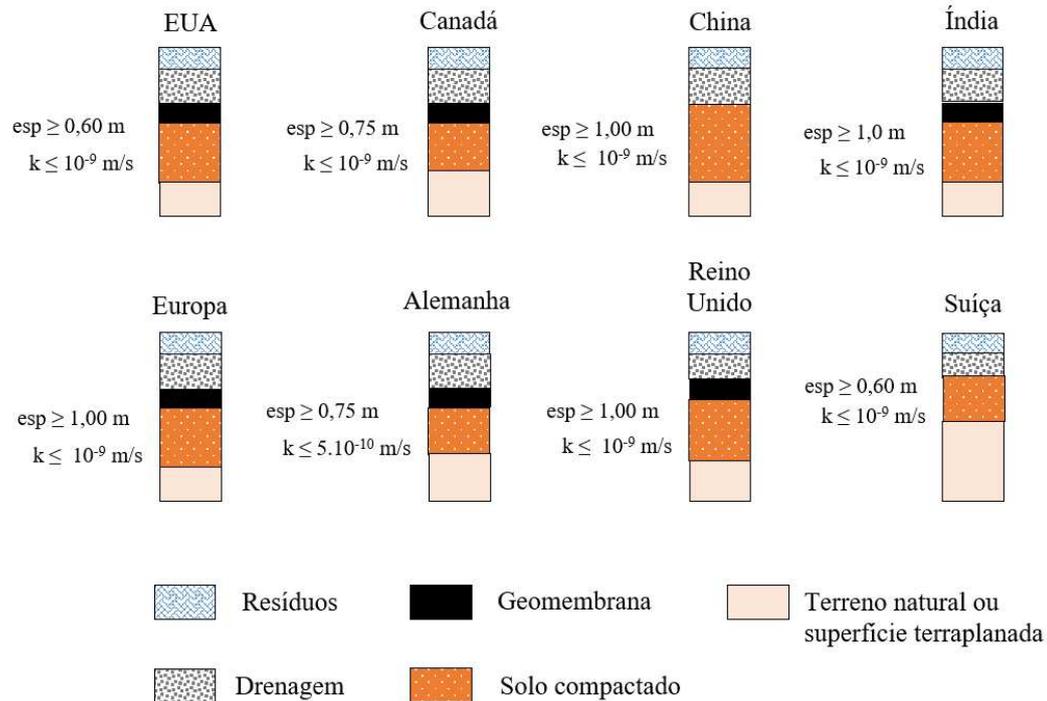
Quando não é possível obter jazidas com as características sugeridas, pode-se fazer uso de aditivos que reduzem a permeabilidade da CCL. O incremento de bentonita, por exemplo, tem sido um dos mais adotados, sobretudo em locais com jazidas disponíveis em regiões próximas. Alguns dos principais estudos de incremento desta argila expansiva encontram-se na Seção 3.4 deste trabalho.

3.1.2 Normas técnicas e estudos para camadas de base de aterros sanitários

Em geral, camadas de base de aterros sanitários são dimensionadas para atender a critérios de permeabilidade à água, garantindo percolação em níveis muito baixos nessa camada. Em virtude da heterogeneidade do percolado de aterros, a água ainda é o líquido usual em ensaios para projeto de *liners*.

A maioria das normas internacionais exige que a camada de base de aterro de resíduos sólidos urbanos seja constituída por uma geomembrana sobrejacente a uma camada de solo argiloso compactado com permeabilidade à água inferior a 10^{-9} m/s (Bosco, 2008). A Figura 3 mostra as configurações adotadas por alguns países da Europa, América do Norte e Ásia. Em geral, as camadas de solo adotadas exigem uma permeabilidade na ordem de grandeza descrita anteriormente, com exceção da Alemanha, que adota um coeficiente de permeabilidade da ordem de 10^{-10} m/s. A Suíça e a China não exigem uso de revestimentos com geomembrana em suas respectivas legislações.

Figura 3 – Configurações de camada de revestimento de base de aterros sanitários das principais legislações do mundo



Fonte: próprio autor e adaptações de Ferrari (2005)

A normatização brasileira para aterros de resíduos não perigosos não apresenta exigências de permeabilidade de camadas de solos compactados. A única citação é que é desejável que a geologia do local apresente um depósito natural, extenso e homogêneo de materiais com coeficiente de permeabilidade inferiores a 10^{-8} m/s e zona não saturada de espessura maior que 3 m (ABNT, 1997). Apesar desse valor normativo, não há descrição de outras características necessárias à camada, deixando uma lacuna sobre restrições e situações de inconformidades no desempenho das camadas de base.

Já CETESB (1993) sugere que a impermeabilização de base de aterros de resíduos sólidos industriais com camadas de argila compactada devem ter as seguintes características:

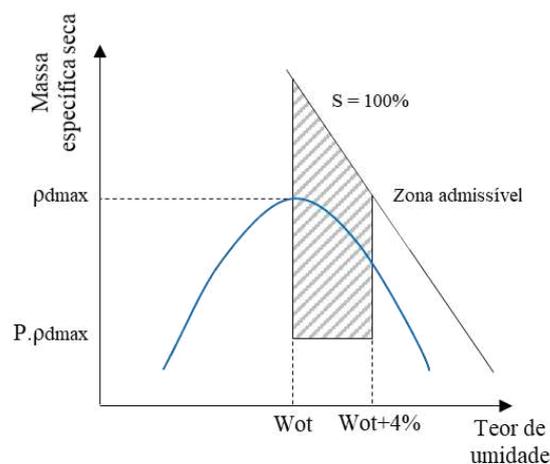
- Classificação unificada: CL, CH, SC ou OH;
- Porcentagem de solos passantes na peneira #200 maior que 30%;
- $LP \geq 30\%$ e $IP \geq 15\%$;
- $pH \geq 7$;
- $k \leq 10^{-9}$ m/s;
- camadas executadas com, no máximo 20 cm de espessura;

- grau de compactação mínimo de 95% quando comparado com a curva de compactação Proctor Normal;
- umidade na execução em torno da umidade ótimo obtida pela curva de compactação Proctor Normal.

Como descrito por Boscov (2008), o coeficiente de permeabilidade de 10^{-9} m/s, amplamente utilizado nas normativas e literatura internacional, é resultado dos estudos desenvolvidos por Potter e Young (1993), que aplicaram a Lei de Darcy para percolação sob gradiente hidráulico unitário em uma camada de impermeabilização de 1 metro de espessura. Com isso, foi possível verificar que o percolado demora no mínimo 30 anos para atravessar essa camada, tempo em que esse líquido não seria mais poluente. Este critério é questionável, pois, há vários mecanismos de transporte de poluentes atuando e as características do solo e do lixiviado influenciam no processo de percolação pela camada de base. Essas considerações, apesar de aceitas, não são aplicáveis a todos os aterros sanitários.

Além dos critérios de permeabilidade, comum nas descrições de normas e procedimentos operacionais, outras condições podem ser analisadas nas camadas de solo compactado, como desenvolvido por diversos pesquisadores. Daniel e Benson (1990) relataram que os projetos tradicionais dessas camadas geralmente utilizavam um intervalo de umidade e massa específica mínima (ρ_{\min}), denominado de zona admissível, como mostrado na Figura 4.

Figura 4 – Método tradicional para determinar a zona admissível de camadas de base de aterros sanitários



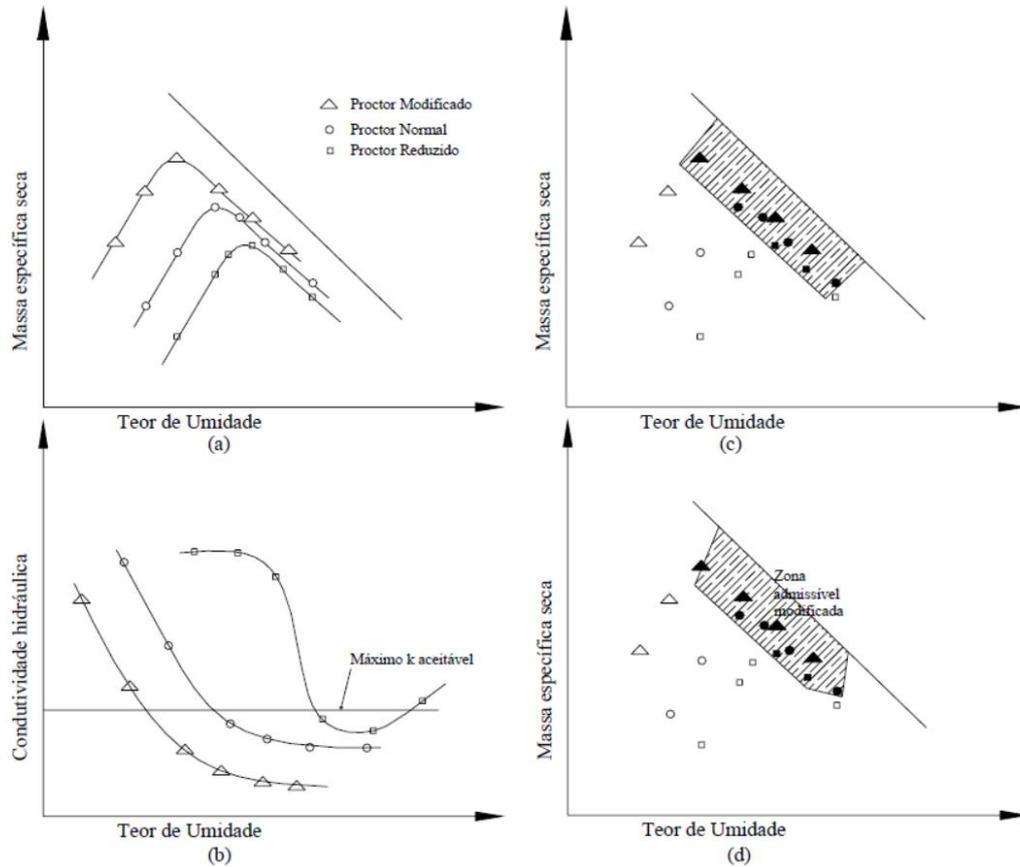
Fonte: adaptado de Daniel e Benson (1990)

O valor de ρ_{dmin} é igual a um valor P multiplicado pela massa específica seca máxima (ρ_{dmax}) da camada. Esse valor P é relatado por Hermann e Elsbury (1987) como sendo 95% de ρ_{dmax} para compactação Proctor normal e de 90% de ρ_{dmax} para compactação Proctor modificado. Com isso, é possível obter um nível mínimo de massa específica para reduzir efeitos de compressibilidade em camadas compactadas. A umidade deve estar em uma zona entre 0 e 4% acima do teor ótimo. Até os anos 90, esse critério foi aceito e praticado de forma empírica na engenharia.

Então, estudos em *CCL* foram desenvolvidos por Daniel e Benson (1990) com dados de Mitchell *et al.* (1965) e Boutwell e Edges (1989) para testar os métodos tradicionais aplicados à época. Os autores perceberam deficiências no método. Algumas amostras de solo atenderam a área admissível estabelecida, porém, apresentaram condutividade hidráulica superior a 10^{-9} m/s, que é um valor limite estabelecido para camadas impermeabilizantes. Então, ensaios de permeabilidade foram incluídos e foi realizada a recomendação de uma nova metodologia para zona admissível:

- I. Compactar o solo em laboratório com procedimento de compactação Proctor modificado, normal e reduzido, para desenvolver as curvas de compactação, com aproximadamente cinco ou seis pontos em cada energia, como mostrado na Figura 5a.
- II. Os solos compactados devem ser permeados para determinar a condutividade hidráulica de cada amostra de solo. É necessário garantir que os procedimentos de permeação estão corretos, com detalhamento do grau de saturação e tensão confinante. Os dados de condutividade devem ser plotados em função da umidade de moldagem (Figura 5b).
- III. Pontos com condutividade hidráulica maior que o valor aceitável ($>10^{-9}$ m/s) devem ser plotados com símbolos diferenciados, de forma a permitir desenhar uma região que abrange os dados que representam os resultados dos testes que atendem ou excedem os critérios de projeto (Figura 5c e 5d).
- IV. A zona admissível deve ser modificada baseada em outras considerações, como resistência ao cisalhamento, atrito interfacial com uma membrana, considerações de retração e expansão, preocupação com fissuras, quando ocorre o assentamento, construtibilidade ou práticas locais.

Figura 5 – Metodologia para determinação da zona admissível: (a) curva de compactação para diferentes energias de compactação; (b) determinação da condutividade hidráulicas para diferentes energias de compactação; (c) plotagem da curva de compactação com pontos de condutividade hidráulica aceitáveis; (d) zona modificada conforme condicionantes adicionais

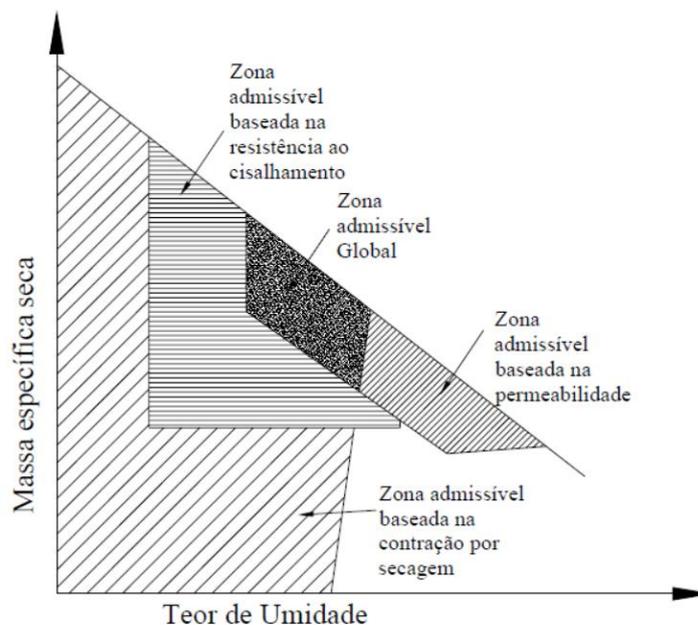


Fonte: Daniel e Benson (1990)

Apesar de considerarem o fator de condutividade hidráulica, Daniel e Benson (1990) deixaram em aberto metodologias de incremento de outras características das camadas, como a resistência ao cisalhamento e a contração do solo. Tais informações são complementadas por estudos de Daniel e Wu (1993), que estudaram camadas de argila compactadas no Texas (EUA), que apresenta clima mais árido. Os autores buscaram definir, para essas camadas compactadas, faixas de umidade e massa específica seca nas quais os corpos de prova teriam baixa condutividade hidráulica, mínimo potencial de retração, após secagem e resistência ao cisalhamento adequada. Os autores perceberam que as amostras úmidas de solo compactado sofreram grande contração após secagem. Eles sugerem que a umidade da camada seja próxima à ótima, atendendo ao objetivo de baixa condutividade hidráulica e mínimo potencial de retração. O peso específico dessa camada deve estar situado acima de 96 a 98% do valor máximo estabelecido para a energia modificada para atender aos três objetivos (Figura 6).

Trata-se de uma abordagem relevante para a área, amplamente aceita na literatura atual, sobretudo nesta pesquisa, pois as considerações sobre o aparecimento de fissuras por dessecação influenciam diretamente no desempenho de camada de base de solo compactado.

Figura 6 – Zona admissível baseada em critérios de permeabilidade, contração e resistência ao cisalhamento.



Fonte: Daniel e Wu (1993)

Com o desenvolvimento de pesquisas em campos experimentais, percebeu-se que as camadas de base de solos compactados deviam atender, não apenas a critérios de permeabilidade, resistência ao cisalhamento e contração, mas também ao comportamento de membrana. Esse comportamento em argilas é evidenciado pela passagem controlada de solutos através de camadas de solo ou pelo movimento de líquido de menor concentração para maior concentração de soluto (Shackelford, 2012). A restrição de soluções eletrolíticas contendo íons inorgânicos, especificamente ânions e cátions, ocorre quando os tamanhos dos poros são suficientemente pequenos, de modo que a repulsão eletrostática dos íons resulta da interação de campos elétricos associados às camadas duplas difusas de partículas de argila adjacentes (Fritz, 1986). Assim, essas camadas apresentam capacidade de restringir a migração de contaminantes aquosos, como os presentes no lixiviado de aterros sanitários, sendo denominadas de membranas semipermeáveis.

Neste sentido, alguns autores como Yeo *et al.* (2005) e Kang e Shackelford (2010) estudaram o comportamento de misturas de solo argiloso com adição de 5% de bentonita sódica (peso seco) quanto aos aspectos de condutividade hidráulica e potencial para comportamento de membrana. Foram estabelecidas diversas concentrações de Cloreto de Potássio (KCl) sob condições controladas em permeâmetros de paredes flexíveis. Os resultados sugerem que as argilas estudadas atendem aos critérios de permeabilidade para uso em CCL, porém, naturalmente, não tendem a se comportar como membranas semipermeáveis, a menos que esta seja incrementada com bentonita ou contenha em sua composição argilominerais esmectíticos. Para Kang e Shackelford (2010), a eficiência da membrana corrigida com bentonita chegou a apresentar eficiência de 97,3% na retenção de uma das soluções estudadas.

Boscov *et al.* (2011) investigaram o uso de uma argila laterítica do Estado de São Paulo como CCL de um local de disposição de resíduos. Foram realizados ensaios de permeabilidade, testes indiretos de compatibilidade (limites de consistência), adsorção e difusão de seis metais em amostras de solo compactado. Os autores verificaram que estes solos apresentam coeficiente de permeabilidade abaixo de 10^{-9} m/s. Foi mostrado que a permeabilidade depende da umidade de moldagem e do grau de compactação das amostras de solos, podendo apresentar até 3 ordens de grandeza nas faixas de compactação com GC entre 95 e 100%. Os resultados desta pesquisa reforçam a necessidade de controle rígido dos parâmetros de compactação dos solos.

Zanon *et al.* (2014) também testaram a permeabilidade de solos lateríticos com camada de revestimento de base de um aterro sanitário em processo de recuperação. As amostras de solos foram percoladas com água e com lixiviado. Quando comparadas às amostras de solo em condições naturais, as amostras compactadas com Proctor normal apresentaram uma redução no coeficiente de permeabilidade de $1 \cdot 10^{-6}$ a $5 \cdot 10^{-9}$ m/s para percolação com lixiviado. Esse coeficiente continuou reduzindo pelo efeito do entupimento dos poros. Os autores afirmam que o coeficiente de permeabilidade à água e ao lixiviado não variam consideravelmente, sendo o valor do líquido contaminado inferior ao da água. Além do mais, o uso de gradiente hidráulico elevado pode evitar a obstrução dos poros, no entanto, pode apresentar influências significativas na advecção e dispersão da infiltração de lixiviado pelo revestimento.

Morandini e Leite (2012) utilizaram solos tropicais com bentonita em barreiras de contenção de contaminantes, analisando a condutividade hidráulica e compatibilidade com diferentes soluções químicas. A partir da caracterização do solo, pode-se perceber significativas alterações pelo incremento de bentonita na plasticidade, capacidade de troca catiônica e

expansão livre. Além do mais, foram verificados decréscimos de permeabilidade com aumento da proporção de bentonita e pressão de confinamento. A compatibilidade com as soluções testadas mostrou redução significativa da plasticidade das amostras de solo, sobretudo para soluções salinas. Quando se acresceu bentonita, percebeu-se redução na compatibilidade dessas amostras de solos para os fluidos percolantes.

Ozcoban *et al.* (2013) investigaram a influência da energia de compactação e das propriedades de um lixiviado real permeado na condutividade hidráulica de uma barreira de solo compactado. Foram testados corpos de prova compactados com energia Proctor normal e Proctor modificado, assim como realizadas medições de características do fluido percolante, como demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal total, fósforo total entre outros parâmetros. Verificaram que a camada de solo, quando percolada, desenvolvia um biofilme, que é formado nos poros do solo, e causando a obstrução pela deposição dos sólidos em suspensão do lixiviado. A formação dessa película vem sendo estudada por diversos autores e também pode ser um parâmetro de projeto para uso de solos em aterros. O entupimento dos poros (colmatção) é um fenômeno comumente verificado em sistemas de drenagem, podendo inclusive elevar o nível de líquidos contaminantes no interior da célula e, conseqüentemente, reduzir a estabilidade dos taludes.

Como se percebe, diversos estudos estão sendo desenvolvidos para incrementar novos critérios às camadas de solo compactado de aterros sanitários. Apesar de não ser o foco deste trabalho, espera-se que, em breve, haja a inclusão de critérios gerais relativos a outras formas de fluxo do contaminante além do advectivo, como a difusão e o efeito de membrana. Embora avanços significativos tenham sido feitos em termos de compreensão do comportamento de membrana semipermeável em barreiras de argila compactada, avanços adicionais são necessários antes que o comportamento de membrana possa ser usado no projeto de barreiras de argila.

Além da função de estanqueidade da camada de base, Sarsby (2013) diz que esta deve permanecer estável e operar de forma eficiente durante a vida útil do aterro, inclusive ser compatível com o lixiviado. As normas e procedimentos operacionais não fazem alusão ao lixiviado, sobretudo devido à sua heterogeneidade e complexidade. A referência da permeabilidade à água é importante no sentido de garantir simplicidade e agilidade nas análises, porém, não retrata o real comportamento da camada. Nesse sentido, é extremamente importante

conhecer as características desse líquido contaminado percolante para desenvolver projetos de aterros sanitários.

3.2 PERMEABILIDADE EM CAMADA DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS

O fluxo de líquidos através de camadas de base de aterros sanitários ocorre predominantemente por dois mecanismos: advecção e difusão. No fluxo advectivo, uma determinada quantidade de líquido é deslocada sob um gradiente hidráulico. No fluxo difusivo, ocorrem fenômenos físico-químicos pelos quais os produtos são transportados como resultado de um gradiente de concentração químico (Sarsby, 2013).

O fluxo advectivo da camada de base, foco desta pesquisa, é caracterizado pelo coeficiente de permeabilidade para o fluido estudado, que na literatura, algumas vezes, é adotado como condutividade hidráulica. Há de se distinguir tais conceitos, sobretudo no campo de estudo da Geotecnia. De acordo com Olson e Daniel (1981) e Daniel e Trautwein (1994), a permeabilidade de um fluido diz respeito à capacidade de percolação desse fluido em um meio poroso, levando em consideração as propriedades do material (porosidade, vazios e tortuosidade dos caminhos de fluxo) e do fluido percolante. Quando se fala no termo permeabilidade intrínseca, leva-se em consideração apenas as características do meio poroso, sem considerar as características do fluido. Já a condutividade hidráulica, termo bastante utilizado para águas subterrâneas, tem relação com a aplicação da Lei de Darcy para condutos com fluxo contínuo e área de seção definida, que fluem através dele e do próprio meio em regime laminar.

O conhecimento do coeficiente de permeabilidade dos solos pode ser realizado por meio de correlações empíricas com propriedades físicas dos solos, porém, tendo em vista a diversidade de fatores que afetam este valor, não é ideal utilizar tais estimativas, sobretudo em problemas ligados à contaminação do meio ambiente. Para tal, ensaios de laboratório, com controle das condições de contorno, são indicados para conhecimento das propriedades hidráulicas das camadas de solo compactado.

3.2.1 Fatores que influenciam na permeabilidade à água dos solos

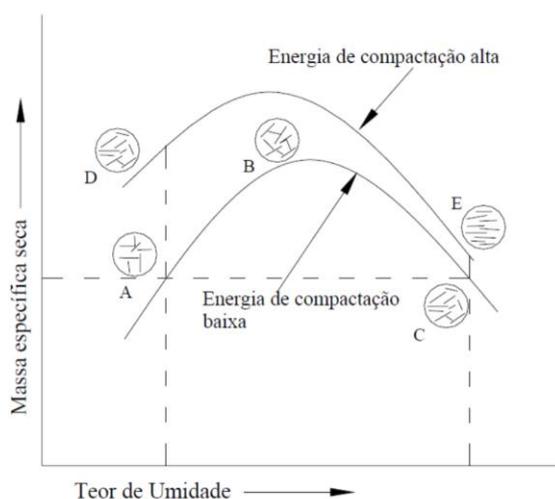
As camadas de solos compactados utilizadas para impermeabilização, seja em aterros sanitários ou em recuperação de áreas degradadas, têm sido alvo de diversas pesquisas ao longo dos últimos anos.

Lambe (1958) afirma que a condutividade hidráulica dos solos compactados é função da estrutura dos solos, da composição granulométrica e mineralógica, dos limites de consistência dos solos e da natureza do fluido percolante. Lambe e Whitman (1969) demonstraram que a maior influência sobre a condutividade hidráulica é devida à fração fina do solo. Porém, há de se considerar que a distribuição da faixa granulométrica do solo deve ser de tal maneira, que não ocorra arraste dessas partículas finas em virtude das forças de percolação. Esses solos devem apresentar essa estabilidade interna, caso contrário, a condutividade hidráulica pode aumentar de maneira significativa.

Outro fator importante na permeabilidade à água dos solos é a mineralogia. A predominância de montmorilonita, em um solo como a bentonita, por exemplo, reduz sua permeabilidade quando comparado a um solo com presença de caulinita ou illita. Isso foi demonstrado por Mesri e Olson (1971), que testaram argilas com predominância desses 3 argilominerais. Os autores perceberam diferenças significativas de coeficiente de permeabilidade de acordo com o tipo de partícula presente. Em solos montmoriloníticos, foi possível verificar permeabilidades da ordem de 10^{-13} m/s e caulíníticos em torno de 10^{-8} m/s. Acontece que, este primeiro argilomineral apresenta características que permitem tal redução, como a elevada superfície específica das partículas, alta capacidade de troca catiônica e maior capacidade de retenção de água e cátions intercambiáveis entre as partículas com estrutura 2:1 (2 folhas de sílica: 1 folha de gibsite entre as folhas de sílica). Essa capacidade de retenção de água da montmorilonita permite ao solo um potencial de expansão bem maior, quando comparado aos demais argilominerais. As camadas de caulinita apresentam camadas firmemente empacotadas, que dificultam a passagem de água, justificando a baixa capacidade de expansão.

A energia e umidade aplicadas no processo de compactação da camada também influenciam no coeficiente de permeabilidade das camadas de solos. Os menores valores dessa permeabilidade podem ser alcançados quando se realiza compactação próxima ou acima da umidade ótima, ou quando é aumentada a energia de compactação. Como mostrado na Figura 7, esse comportamento pode ser dado em função do arranjo das partículas na curva de compactação dos solos.

Figura 7 – Efeito da compactação na estrutura interna do solo



Fonte: Lambe e Whitman (1969)

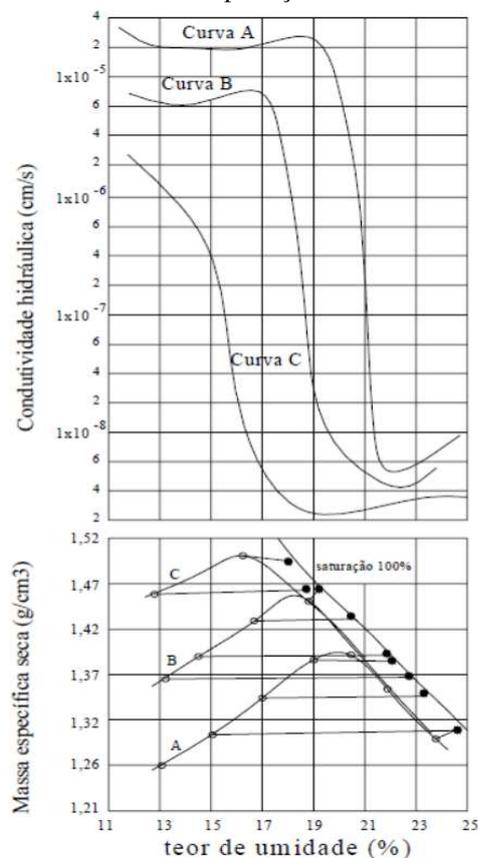
Lambe e Whitman (1969) explicam que, quando no ramo seco, a estrutura interna desses solos se apresenta flocoada, sobretudo em virtude da ausência de lubrificação suficiente para permitir a acomodação das partículas e reduzir os vazios do solo. Então, o arranjo das partículas permite que os canalículos do solo se interliguem de maneira direta e permita mais facilidade na saída de fluidos. No ramo úmido, as partículas apresentam uma estrutura dispersa, com maior tortuosidade nos caminhos de fluxo e, conseqüentemente, o coeficiente de permeabilidade nas camadas de solo é reduzido. Isto também pode ser verificado com o aumento da energia de compactação. Em geral, solos com estrutura interna flocoada apresentam maior permeabilidade que solos com estrutura dispersa.

Outra explicação, investigada por Olsen (1962), é que a permeabilidade pode ser controlada entendendo as redes de poros do solo. As partículas de argila formam conjuntos que são unidos firmemente para formar um torrão maior. Existem, então, duas redes de vazios na massa de solo: uma rede resultado de grandes poros interagregados (entre torrões) e uma rede de poros pequenos intra-agregados (dentro dos torrões). O tamanho dos poros dentro de um torrão é muito menor do que aqueles entre eles. Com umidades abaixo da ótima, definida na curva de compactação, esses torrões são duros e difíceis de unir, resultando em macroporos intercoloidais. Além do mais, baixas umidades permitem uma elevada sucção nas partículas de argila, fortalecendo as ligações intra-granulares. Com umidade acima da ótima, esses torrões são macios e plásticos, e ocorre redução dessa sucção, permitindo diminuição e dispersão dos vazios, com caminhos de fluxo tortuosos. Elsbury *et al.* (1990) confirmaram que a redução

desses espaços intercoloidais diminui a permeabilidade em laboratório em várias ordens de magnitude. Esse efeito é muito importante em revestimentos de argila.

Mitchell *et al.* (1965) também investigaram a influência da umidade de compactação na condutividade hidráulica em camada de solo compactado (Figura 8). No ramo seco, percebe-se que o coeficiente de permeabilidade da camada de solo compactado é praticamente constante em função do teor de umidade de compactação até a umidade ótima. Observa-se uma redução brusca desse coeficiente quando a umidade fica próxima da umidade ótima, atingindo menores valores no ramo úmido. Esse comportamento corroborou os estudos de Lambe e Whitman (1969). Mitchell *et al.* (1965) também observaram que, quando se aumenta a energia de compactação, a redução da condutividade hidráulica é da ordem de 100 vezes nos pontos de umidade ótima.

Figura 8 – Relação da umidade com condutividade hidráulica e massa específica seca para várias energias de compactação.



Fonte: Mitchell *et al.* (1965)

O grau de saturação é outro fator de influência na permeabilidade dos solos. Olson e Daniel (1981) verificaram um comportamento de aumento dessa permeabilidade quando se aumenta a saturação de argilas compactadas. Tal aumento se dá em função de que, a presença de ar ocluído nos vazios do solo funciona como barramentos, que impedem a passagem de água por aquele espaço, aumentando os caminhos de fluxo e reduzindo assim a permeabilidade. Quanto mais saturado o solo, menos ar presente, e, conseqüentemente, maior a facilidade de escoamento do líquido no interior do solo. A maior saturação corresponde à maior permeabilidade à água do solo.

É importante que seja analisado também o comportamento do coeficiente de permeabilidade ao lixiviado das camadas de solos compactados quando expostas ao líquido contaminante com o passar do tempo, a compatibilidade dessa camada com o percolado, bem como características microestruturais e coloidais (Morandini, 2014).

Verifica-se, portanto, que, diversos fatores podem influenciar na permeabilidade de camadas de solos compactados, sendo seus efeitos complexos e de difícil previsão, sobretudo quando o lixiviado é o líquido percolante. Neste processo, pode ocorrer lixiviação de elementos sólidos do solo e/ou precipitação de substâncias neoformadas.

Percebe-se que diversas características físico-químicas, não apenas do solo, mas do seu arranjo estrutural (compactação) e do fluido percolante, são essenciais para compreensão do comportamento da permeabilidade desses solos compactados. A permeabilidade ao lixiviado de camadas de solos compactados em *liners* de aterros sanitários pode aumentar ou diminuir, a depender das características geotécnicas da camada e físico-químicas do fluido, sendo recomendável realizar ensaios para determinação das variáveis dessas camadas antes e depois da percolação do fluido.

No caso específico desta pesquisa, onde se utilizou bentonita para melhorar as propriedades impermeabilizantes das camadas de solo compactados em *liners*, torna-se essencial entender o comportamento geotécnico dessas camadas, de acordo com o incremento de bentonita em sua composição.

3.2.2 Ensaios para determinação da permeabilidade

O coeficiente de permeabilidade à água dos solos pode ser obtido com uso de permeômetros de parede rígida ou de parede flexível, assim como no ensaio de adensamento.

Nos permeâmetros de parede rígida, os ensaios podem ser divididos em carga constante ou variável, com métodos de ensaio descritos pelas NBR 13.292/2021 (ABNT, 2021a) e NBR 14.545/2021 (ABNT, 2021b), respectivamente. Esses ensaios são simples e fáceis de configurar, apresentando limitações, como a dificuldade de saturação, a possibilidade de caminhos preferenciais pelas laterais entre o corpo de prova e o molde cilíndrico, além da limitação de controle do gradiente hidráulico para valores mais elevados, dificultando simulações reais de campo.

Os ensaios realizados em permeâmetros de parede flexível são configurados como um ensaio triaxial drenado, com uso de uma tensão de confinamento, porém, sem uso de tensão desviadora. O procedimento do ensaio de parede flexível é normatizado pela ASTM D5084a (ASTM, 2016). É composto por uma câmara triaxial, que possui, em seu interior, um corpo de prova envolto em uma membrana de borracha, e suas extremidades posicionadas entre pedras porosas. Essa tensão de confinamento garante que haverá contato íntimo entre a membrana e o solo, reduzindo possibilidades de fluxos preferenciais pelas laterais do corpo de prova. Após a aplicação da confinante, pode-se realizar o ensaio em duas etapas: saturação e ensaio de permeabilidade propriamente dito.

Como a amostra de solo está contida numa membrana sob pressão externa, pode-se aplicar pressões internas (contrapressão) pelo sistema de drenagem para dissolver o ar presente, garantindo que haja saturação da amostra, sendo uma das grandes vantagens dos ensaios em permeâmetros de parede flexível. Esse procedimento de incrementos de pressões confinantes e interna é conhecido como saturação por contrapressão. Com isso, o ar encontrado ocluso no solo pode ser dissolvido na água, em um processo que pode demorar tempos variáveis, a depender do tipo de solo e do estado de compactação.

Após a saturação completa, é possível conhecer a permeabilidade do solo no seu estado saturado, sendo considerada a situação de maior fluxo através do corpo de prova. O gradiente hidráulico é então ajustado no equipamento, a depender do valor de permeabilidade esperado para o solo, conforme descrito na ASTM D5084a (ASTM, 2016).

Com ensaio em permeâmetro flexível pode-se obter baixos valores de permeabilidade em corpos de prova num espaço de tempo razoavelmente reduzido. O permeâmetro Triflex-2, da ELE International Soil Test®, pode ser utilizado para ensaios de parede flexível para conhecimento da permeabilidade dos solos para qualquer tipo de fluido percolante, como será

adotado nesta pesquisa. As situações de campo podem ser simuladas no aparelho para diferentes níveis de tensão aplicada.

Em solos tropicais compactados, a influência do gradiente hidráulico e da tensão confinante podem ser pouco significativas na determinação da permeabilidade. Boscov (2004) verificou que a permeabilidade de um silte saprolítico de granito compactado com energia normal variou dentro da ordem de grandeza de 10^{-8} m/s, mesmo tendo uma variação de gradiente hidráulico de 30 a 100 e tensão confinante de 40 a 150 kPa. Acontece que, o processo de compactação resulta em uma tensão de pré-adensamento superior aos valores dessa amostra de solo confinada em campo (Boscov, 2008).

Para obtenção do coeficiente de permeabilidade ao lixiviado em solos compactados, diversos fatores podem influenciar na sua composição, sobretudo em sistemas ambientais, onde a quantidade de variáveis são extensas e complexas.

3.3 SOLOS NÃO SATURADOS EM CAMADAS DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS

3.3.1 Revisão de conceitos da Mecânica dos Solos Não Saturados

A Mecânica dos Solos Clássica, com bases teóricas nas experimentações de Terzaghi, considera o solo em seu estado saturado. No entanto, esta situação não ocorre em diversas regiões do mundo, sobretudo nas de clima tropical. Fredlund e Rahardjo (1993) afirmam que os solos encontrados na natureza apresentam uma estrutura multifásica, com partículas sólidas, água, ar e uma membrana contrátil de interface. Essa membrana ou película contrátil está intimamente relacionada com as tensões de sucção presentes nos solos.

Essa sucção depende dos potenciais de energia no fluxo de água que ocorrem em solos nas zonas não saturadas. Camapum de Carvalho *et al.* (2023) afirmam que os principais potenciais de água intersticial no solo podem ser obtidos pela soma dos fatores da Equação 1.

$$\Psi_{\text{total}} = \Psi_{\text{temp}} + \Psi_z + \Psi_{\text{cin}} + \Psi_p + \Psi_{\text{pn}} + \Psi_m + \Psi_{\text{osm}} \quad (1)$$

Onde: Ψ_{total} é o potencial total de água no solo, Ψ_{temp} é o potencial térmico, Ψ_z é o potencial de posição ou gravitacional; Ψ_{cin} é o potencial cinético, Ψ_p é o potencial de pressão de água, Ψ_{pn} é o potencial matricial, Ψ_m é o potencial pneumático e Ψ_{osm} é potencial osmótico.

O conceito de sucção foi desenvolvido por físicos dos solos no início dos anos 1900, mas, anos depois, foi aperfeiçoado e modelos foram apresentados para caracterizar diversos comportamentos dos solos. No caso de amostras de solo compactadas, ensaiadas em laboratório

e percoladas por fluidos com temperatura constante, rotineiramente, os potenciais mais relevantes são o potencial matricial e osmótico. Então, a sucção (ou sucção total) de um solo é composta por dois componentes primários, denominados de sucção matricial e osmótica (Fredlund e Rahardjo, 1993).

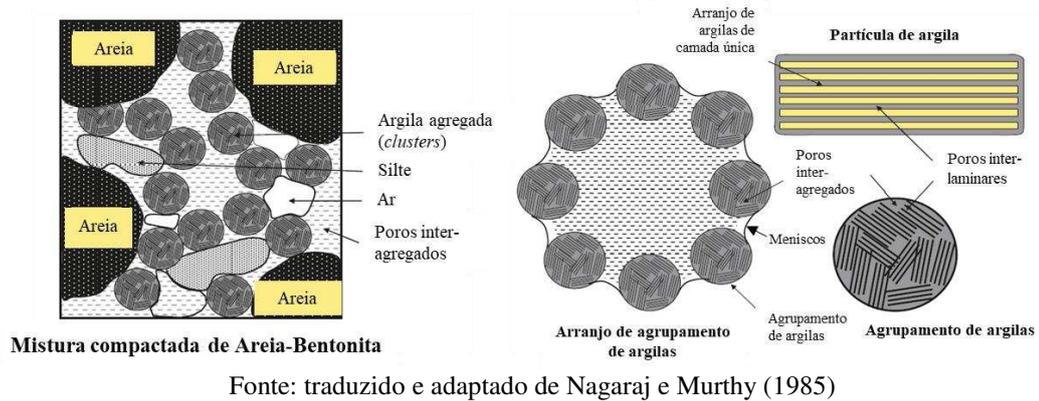
A componente matricial está ligada à interface ar-água (tensão superficial), que dá origem ao fenômeno capilar no solo. É definida por Fredlund e Rahardjo (1993) como a diferença de pressão do ar e de água nos poros do solo. Pulat *et al.* (2014) afirmam que a sucção mátrica também é influenciada pela capacidade de adsorção dos solos. Quando solos expansivos apresentam baixos valores de saturação, as forças de hidratação dominam o fenômeno expansivo dos solos devido aos cátions trocáveis na superfície da argila. Com o aumento da umidade na camada, essas forças estão satisfeitas e promovem a expansão interlamelar entre os argilominerais presentes (Yong, 1999).

Já a componente osmótica está relacionada às características do fluido percolante, como concentração iônica e pH. Por esta razão, esta componente independe da umidade, mas da concentração de íons presentes e sua interação com a estrutura do solo (Bulut *et al.*, 2001; Rao e Shivananda, 2005). Essa sucção tende a aumentar sua importância quando se elevam as concentrações salinas do fluido presente nos poros do solo (Pulat *et al.*, 2014).

A sucção pode atuar no comportamento de misturas de areia bentonita modificando o estado de tensão dos solos e causando forças adicionais de ligação nos contatos interpartículas. Em solos compactados com incremento de bentonita para uso em CCL de aterros sanitários, essas misturas geralmente se encontram no estado de saturação abaixo de 100%, em arranjos similares ao ilustrado na Figura 9. Portanto, além dos fatores de umidade de compactação e peso específico seco, a sucção desempenha um papel essencial no comportamento dessas misturas (Agus *et al.*, 2010).

A água presente nos solos pode estar armazenada nos macroporos ou nos microporos. A água presente na macroestrutura se apresenta na forma livre ou em meniscos capilares, onde a tensão preponderante está relacionada com a capilaridade do solo. Já na microestrutura, a água se encontra na forma adsorvida, na qual são mantidas pelas ligações físico-químicas na interação sólido-fluidos (Queiroz, 2015).

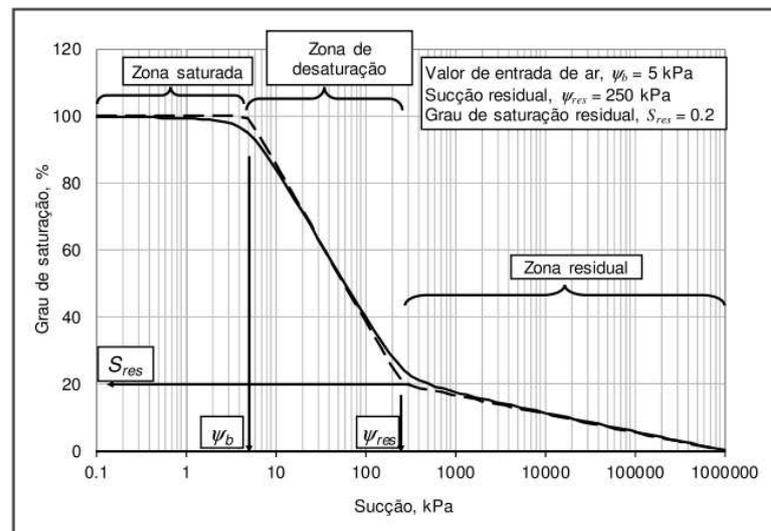
Figura 9 – Representação de misturas de Areia-Bentonita na condição de compactação (não saturada)



Como já afirmado, a sucção em um solo varia de acordo com a saturação, tendendo a zero quando a camada se encontra com saturação total. Essa relação entre a sucção e a quantidade de água no solo é expressa por uma curva de retenção (ou curva característica) de água no solo. Essa quantidade de água pode ser expressa em umidade gravimétrica, umidade volumétrica ou grau de saturação.

Fredlund (2006) afirma que a curva de retenção apresenta propriedades essenciais para implementação prática dos solos não saturados na engenharia geotécnica. Essas curvas apresentam um formato típico, como pode ser visto na Figura 10. A conformação da curva característica demarca zonas de sucção para as diversas condições de saturação das camadas de solos.

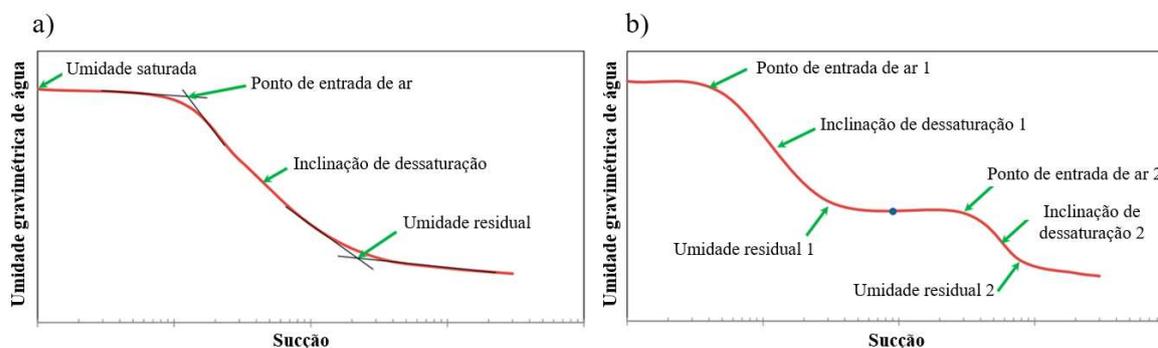
Figura 10 – Curva característica típica de um solo com zonas de saturação



Inicialmente, tem-se a zona saturada ($S=100\%$), que geralmente apresenta baixos valores de sucção, e são mantidas até um valor chamado de ponto de entrada de ar (Ψ_b), que demarca uma zona de transição ou dessaturação. O valor de Ψ_b representa a máxima sucção que os maiores poros do material são capazes de suportar sem serem drenados (Camapum de Carvalho et al. (2023)). Na zona de dessaturação ocorre um decaimento acentuado no grau de saturação até o valor de uma sucção residual (Ψ_{res}), que marca o início da zona residual. A Ψ_{res} representa uma zona onde a remoção de água exige sucções expressivas e correspondem a um grau de saturação residual (S_{res}).

Diversos fatores influenciam no comportamento das curvas de retenção, como a distribuição granulométrica do solo, a mineralogia, a estrutura do solo, a histerese, a temperatura e características físico-químicas dos fluidos. Essas curvas podem se apresentar de maneira unimodal ou bimodal, como mostrado na Figura 11. Nas curvas unimodais, há apenas um ponto de entrada de ar e uma zona de dessaturação. Já a curva bimodal apresenta dois pontos de entrada de ar e duas zonas de dessaturação. Isso se deve ao fato de que os solos podem possuir uma, duas ou mais faixas de tamanho de poros, a depender da estrutura formada, influenciando diretamente na forma da curva (Camapum de Carvalho et al. (2023)).

Figura 11 – Curvas características típicas de água no solo com as principais características: a) curva unimodal; b) curva bimodal

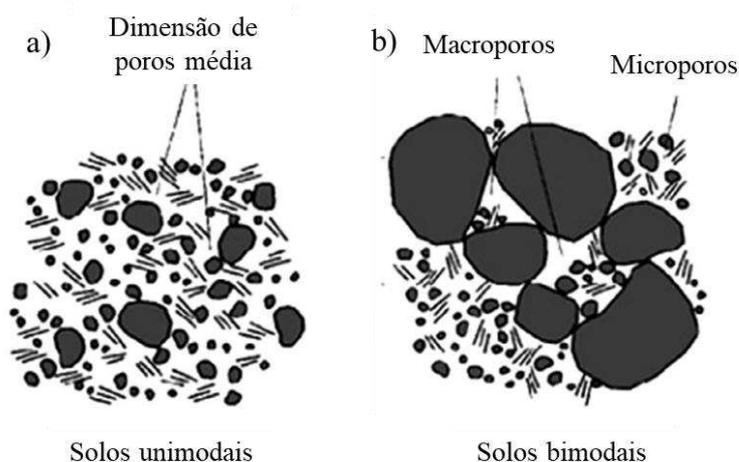


Fonte: traduzido de Elkady *et al.* (2015)

O formato unimodal ou bimodal das curvas está relacionado com a forma de organização dos macroporos e microporos nos solos (Figura 12). Esses poros são constituídos de interligações aleatoriamente distribuídas (Brutsaert 1966; Fredlund *et al.*, 1994). A forma de organização das partículas, e conseqüente distribuição dos tamanhos dos poros, leva a maior ou menor facilidade de drenagem de água dos vazios. Em solos unimodais (Figura 12a), há uma distribuição média de poros com dimensões aproximadas, que levam à formação da curva

unimodal da Figura 11a. Nos solos bimodais (Figura 12b), a redução de saturação atinge mais rapidamente os macroporos, formando o primeiro degrau da curva apresentada na Figura 11b. Em seguida, quando da continuidade de queda de umidade, os microporos são acessados, necessitando de maiores tensões de sucção para desfazer da umidade. Pesquisas experimentais comprovam a dependência do formato da curva característica em relação a distribuição do tamanho dos poros (Burger e Shackelford, 2001; Zhang e Chen, 2005; Casini *et al.*, 2012).

Figura 12 – Estrutura dos poros do solo: a) solos unimodais, b) solos bimodais

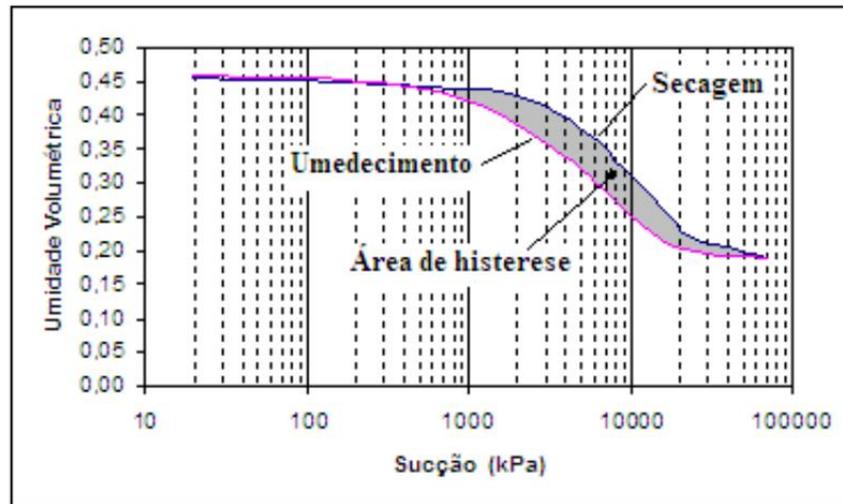


Fonte: Zhang e Chen (2005)

Marinho (2005) afirma que, nos solos compactados, há predominância de solos com estruturas unimodais. Quando plotadas com eixo de sucção logarítmica, a maioria das curvas de retenção de água nos solos tem formato em S, influenciado pela distribuição dos poros do material, estrutura e adsorção. No entanto, tal fato deve ser verificado estatisticamente para cada tipo de solo ensaiado.

Nas curvas de retenção é importante também atentar ao fenômeno de histerese, que ocorre devido a presença de ar no solo, à distribuição não uniforme dos tamanhos dos vazios e à alteração da estrutura pela contração ou expansão. Acontece que a conformação dessa curva apresenta um aumento da sucção com a redução da saturação (ou da umidade) no sentido de secagem da amostra (trecho de secagem), como pode ser visto na Figura 13. No entanto, se esta mesma amostra for ensaiada aumentando a saturação (trecho de umedecimento), essa conformação muda. A região demarcada entre essas duas curvas é chamada de histerese.

Figura 13 – Curva de histerese de uma argila



Fonte: Santos (2008)

As curvas de retenção são obtidas por equações de ajustes testadas por diversos autores, que podem ser vistas no Quadro 2. A partir dos dados experimentais, deve-se realizar uma calibração com os parâmetros de ajustes para cada equação, de modo que o erro seja minimizado.

Quadro 2 – Equações típicas de ajustes de curvas de retenção

Autores	Equação	Parâmetros de ajuste
Gardner (1956)	$\theta_n = \frac{1}{(1 + \alpha \cdot \Psi^n)}$	α e n
Brooks e Corey (1964)	$\theta_n = 1 \quad \Psi \leq \Psi_b$	Ψ_b e λ_{bc}
	$\theta_n = \left(\frac{\Psi}{\Psi_b}\right)^{-\lambda_{bc}} \quad \Psi > \Psi_b$	
Brutsaert (1966)	$\theta_n = \frac{1}{\left[1 + \left(\frac{\Psi}{\Psi_b}\right)^n\right]}$	Ψ_b e n
van Genuchten (1980)	$\theta_n = \frac{1}{\left[1 + (\alpha \cdot \Psi^n)\right]^m}$	α , n e m
McKee e Bumb (1987)	$\theta_n = \frac{1}{\left[1 + \exp\left(\frac{\alpha - \Psi}{n}\right)\right]}$	α e n
Fredlund <i>et al.</i> (1994)	$\theta_n = \frac{1}{\ln\left[e + \left(\frac{\Psi}{\alpha}\right)^n\right]^m}$	α , n e m

Os modelos de curvas de retenção geralmente adotam as equações em termos de umidade volumétrica até o valor residual, sendo o fator Θ_n determinado pela Equação 2.

$$\Theta_n = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}} \quad (2)$$

Onde: Θ_n é o teor de umidade volumétrica normalizado, θ_{sat} é o teor de umidade volumétrica do material na condição saturada e θ_{res} é o teor de umidade volumétrica residual.

Na literatura técnica, há várias maneiras para determinar a sucção nos solos, seja em laboratório ou em campo. As principais técnicas podem ser vistas no Quadro 3. Cada técnica é aplicável para situações específicas de campo/laboratório e apresenta os tipos de componentes medidos e faixas de medição. Como são medidas muito sensíveis e susceptíveis a erros, cuidados devem ser tomados para cada técnica.

Quadro 3 – Métodos diretos e indiretos para medição da sucção

Método/ técnica	Componente de sucção medido	Faixa de medição	Cuidados
Placa de sucção	Matricial	0 a 100 kPa	Controle de temperatura, principalmente para baixas sucções.
Tensiômetro	Matricial Total	0 a 1 MPa	Na escolha da pedra porosa, tem que se levar em conta o diâmetro dos poros. Limitado uso em clima semiárido. Tempo de resposta.
Célula de pressão	Matricial	0 a 20 Mpa	Controle de temperatura. Tempo de equilíbrio para baixa umidade pode ser muito grande
Dessecador a vácuo	Total	3,2 a 100 Mpa	Controle de temperatura. A superfície da solução deve ser grande para acelerar o processo de transferência de umidade
Psicrômetro	Total	1 a 8 MPa	Sensível à variação de temperatura. Requer longo tempo de equilíbrio
Papel filtro	Matricial Total	0 a 29 MPa	Pesagem em balança muito sensível. Tempo de pesagem. Tratamento do papel contra fungos.

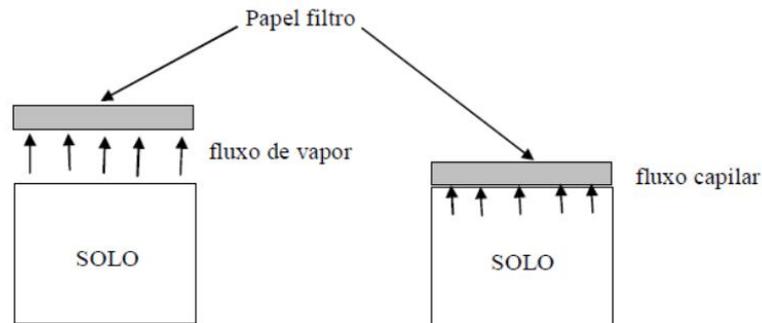
Fonte: Camapum de Carvalho *et al.* (2023), Marinho (1994)

A técnica utilizada nesta pesquisa foi a do papel filtro, logo, esta foi explorada de forma mais detalhada nesta revisão. O método do papel filtro consiste em colocar um papel filtro calibrado em contato direto ou indireto com uma amostra do solo, realizado em ambiente controlado para manutenção das condições de equilíbrio. É considerada a técnica mais simples, barata e amplamente utilizada para medir sucções totais e matriciais nos solos (Deka *et al.*, 1995; Bulut *et al.*, 2001; Marinho, 2005).

Os métodos para medição da sucção dos solos pela técnica do papel filtro foram aperfeiçoados e popularizados por estudos de Marinho (1994). Como ilustrado na Figura 14,

no contato direto entre o papel filtro e o solo, o equilíbrio é alcançado por forças capilares presentes na superfície de contato. Nesta condição, há a medição de sucção matricial, com tempo mínimo de contato isolado de 7 dias.

Figura 14 – Tipos de fluxos do solo com o papel filtro



Fonte: Marinho (1994)

Na situação de espaçamento entre o papel e a amostra de solo, o equilíbrio ocorre por fluxo de vapor, sendo medida a sucção total, pois, para moléculas de água se equilibrarem entre o papel e o solo, devem ser vencidas forças capilares e osmóticas. Esse processo deve obedecer a um tempo mínimo de equilíbrio de 15 dias, no entanto, variável para várias faixas de umidade, conforme recomendações descritas na Tabela 1. Quando não há concentração salina considerável, as forças osmóticas tendem a ser irrelevantes.

Tabela 1 – Tempo de equilíbrio para medições de sucção total

Nível de sucção (kPa)	Tempo de equilíbrio (dias)
0 – 100	> 30
100 – 250	30
250 – 1000	15
1000 – 29000	7

Fonte: Marinho (1994)

Os papéis rotineiramente usados nos ensaios para obtenção da curva característica são chamados de quantitativos de alta pureza, dentro os quais os mais utilizados são do tipo Whatman nº 42 ou Schleicher e Schuell nº 589. Esses papéis apresentam alta sensibilidade à umidade e são calibrados por absorção de umidade, como a realizada por Chandler *et al.* (1992) ou por ASTM D4829-21 (ASTM, 2021). No entanto, deve-se tomar muito cuidado durante o processo de equilíbrio para garantir que o papel apresenta a maior superfície possível de contato com o solo.

3.3.2 Coeficiente de permeabilidade de solos na condição não saturada

O coeficiente de permeabilidade em condições não saturadas (k_{nsat}) pode ser estimado considerando a quantidade de água presente no solo por meio da curva característica. Essa relação é conhecida como função de permeabilidade não saturada e é proporcional ao volume de vazios disponível para o fluxo. Fredlund (1976) afirma que k_{nsat} é função do índice de vazios, grau de saturação e/ou teor de umidade volumétrico.

A determinação experimental de k_{nsat} é complexa e exige equipamentos especiais que demandam tempo e altos custos (Fredlund e Rahardjo, 1993). Para tal, pode-se fazer o uso de relações indiretas entre a curva de retenção e o coeficiente de permeabilidade dos solos na condição saturada. O Quadro 4 mostra algumas relações possíveis de serem adotadas.

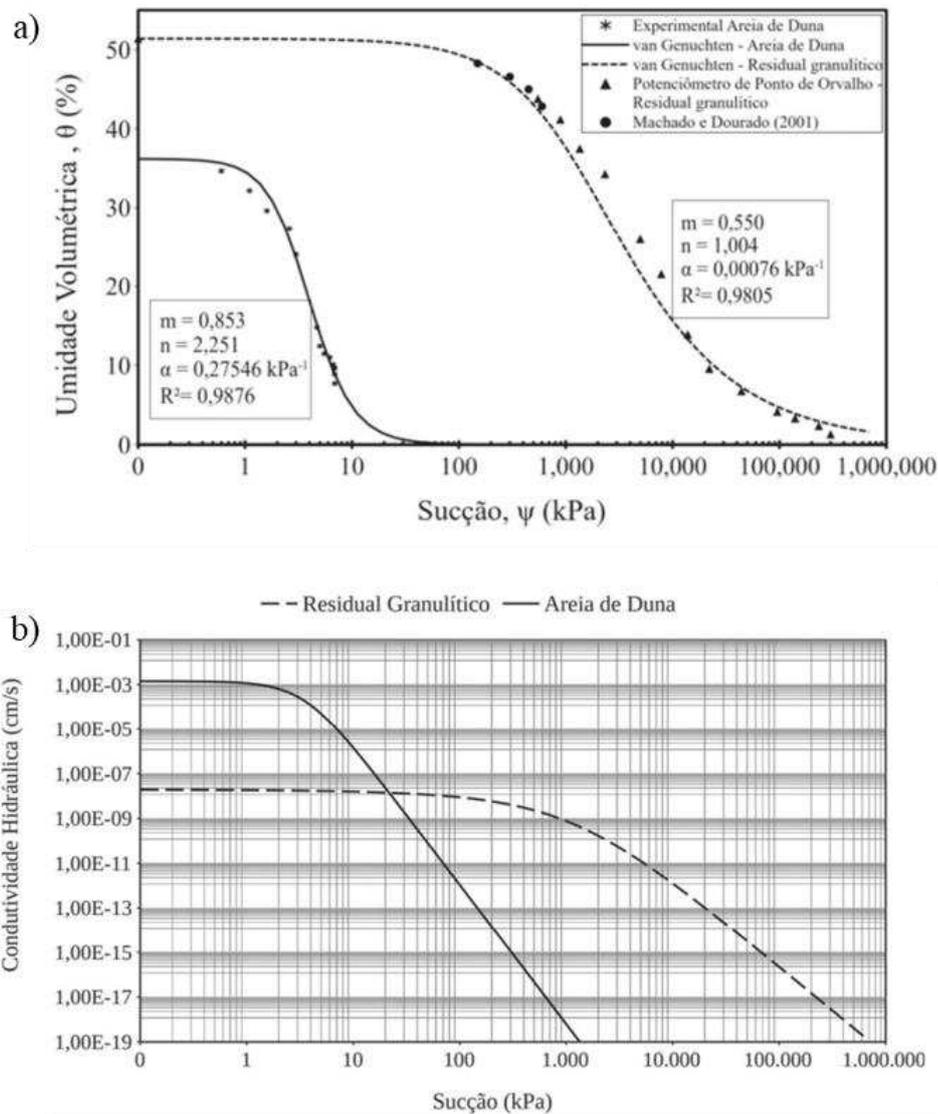
Quadro 4 – Equações de função de permeabilidade de solos em condições não saturadas

Modelo	Equação	Variáveis
Gardner (1958)	$k = \frac{k_{sat}}{1 + \alpha \left(\frac{\Psi}{\gamma_w g}\right)^n}$	Ψ = sucção α e n = parâmetros de ajuste g = aceleração da gravidade
Arbhabhira e Kridakorn (1968)	$k = \frac{k_{sat}}{\left(\frac{\Psi}{\Psi_h}\right)^{n'} + 1}$	Ψ = sucção Ψ_h = sucção de entrada de ar n' = parâmetros de ajuste
Davidson et al. (1969)	$k = k_{sat} e^{(\beta(\theta - \theta_s))}$	θ_s = teor de umidade volumétrica saturada β = parâmetro de ajuste
Campbell (1974)	$k = k_{sat} \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^{2b+\beta}$	θ_s = teor de umidade volumétrica saturada b e β = parâmetros de ajuste
Van Genuchten (1980)	$k(S_e) = k_{sat} \cdot S_e^{1/2} \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m}\right)^m\right]^2$ $S_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}}$	θ_r e θ_s = teor de umidade volumétrica residual e saturada S_e = grau de saturação no solo m = parâmetro de ajuste $l = 0,5$
Vanapalli e Lobbezoo (2002)	$k_{rel} \approx 10^{(7,9 \cdot \log S \gamma)}$ $\gamma = 14,08(IP)^2 + 9,4(IP) + 0,75$	$k_{rel} = k/k_{sat}$ S = grau de saturação IP = índice de plasticidade

Fonte: ABMS (2023)

A Figura 15 apresenta curvas de retenção e de coeficiente de permeabilidade de uma areia uniforme e de um solo argiloso residual de embasamento cristalino obtidas por Lobo (2022) para a região de Salvador (Bahia). Os ajustes das curvas foram realizados pelas equações propostas por van Genuchten (1980). Lobo (2022) afirma que grãos menores resultam em poros menores, ampliando a sucção dos solos. Percebe-se que há um decaimento da taxa de fluxo dos solos pelo aumento da sucção.

Figura 15 – Exemplo de função do coeficiente de permeabilidade do solo não saturado para areia de duna e solo residual granulítico



Fonte: Lobo (2022)

Os modelos preditivos dos autores apresentados têm limitações e podem trazer diversos erros devido à extrapolação dos valores. McCartney e Parks (2009) verificaram que os erros podem variar entre 1 a 4 ordens de grandeza, com as maiores discrepâncias no trecho de menor umidade. Logo, esses modelos devem ser utilizados com cautela, sendo preferível a utilização de métodos diretos para cálculo do coeficiente de permeabilidade dos solos. No entanto, estes métodos diretos exigem o uso de equipamentos de elevado custo e que demandam tempo considerável na realização dos experimentos. Então, as estimativas de coeficiente de permeabilidade na condição não saturada cumprem uma função importante na previsão do comportamento de camadas de solos compactados submetidos a fluxo.

3.3.3 Pesquisas de solos não saturados em camada de base de solos compactado

As pesquisas em solos não saturados são relativamente recentes e abordam conhecimentos em fase de consolidação. Lu (2020) afirma que, no último meio século, a mecânica dos solos não saturados emergiu com uma rápida profusão para explicar fenômenos não resolvidos pela mecânica dos solos clássica. No estudo dos solos em contato com líquidos contaminados sob a condição abaixo da saturação completa, a complexidade é aumentada significativamente, pois, há diversos fluxos acoplados que podem interferir nos resultados. No entanto, alguns avanços experimentais podem ser constatados.

Agus *et al.* (2010) investigaram as características de sucção de misturas de areia e bentonita para uso em barreiras de aterros sanitário. A argila expansiva foi classificada como argila de alta plasticidade (CH) de natureza cálcica e a areia foi classificada como areia mal graduada (SP). Foram realizadas misturas com 30, 50 e 70% de adição bentonita (base de massa seca). A sucção total foi medida pelas técnicas do papel filtro, psicrômetro, sensor de ponto de orvalho e higrômetro de espelho resfriado. Também foram medidas sucções matriciais pela primeira técnica. Os resultados mais precisos para sucção total foram obtidos pela técnica do higrômetro resfriado na faixa de medição das amostras (200 a 30.000 kPa). Para medição da sucção matricial, a técnica utilizada é apontada como inadequada para captar os componentes das forças sortivas. Os autores concluíram que a sucção depende principalmente da umidade e do teor de bentonita. Apesar da utilização de várias técnicas, estes autores não comprovaram o comportamento real da camada, pois, é essencial conhecer estas misturas em contato com o líquido contaminante de acordo com as características do local de aplicação.

Pulat *et al.* (2014) analisaram o efeito da mineralogia dos solos e da química de fluidos no comportamento da sucção total e matricial e da expansão de amostras. Os solos ensaiados

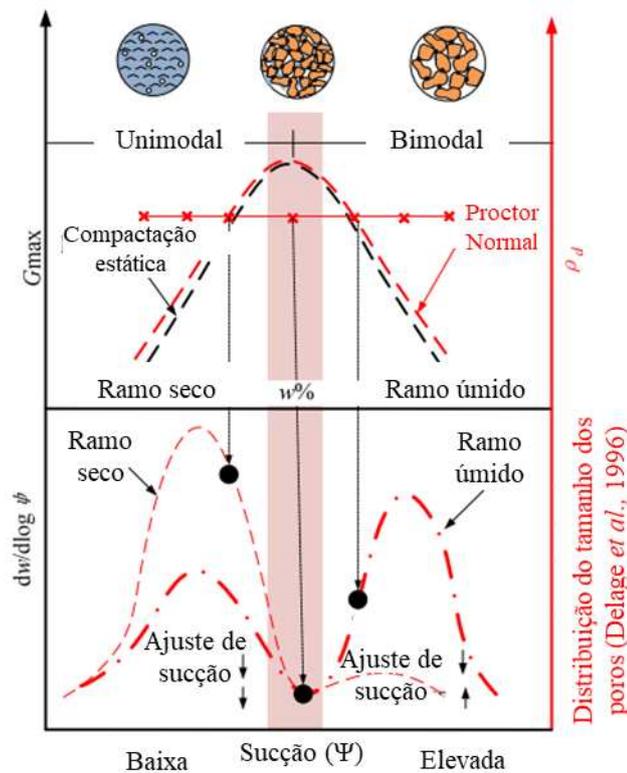
foram bentonita, caulinita e zeólita, expostos à água destilada e soluções salinas (NaCl, CaCl₂ e água do mar). Os valores de sucção total foram semelhantes para as amostras na presença de água destilada. Com água do mar, esses valores aumentaram significativamente, sobretudo para a bentonita que elevou essa sucção em mais de 50% quando comparada com água destilada. Já para sucção matricial, as amostras de bentonita não apresentaram diferenças significativas, reforçando a importância da sucção osmótica para este solo. Os autores afirmam que a química do fluido não influenciou nos parâmetros de expansão das amostras caulínicas e da zeólita, no entanto, sendo significativa para a bentonita. No entanto, não foi possível estimar essa expansividade pelos parâmetros de sucção. Os materiais ensaiados apresentam naturezas e comportamentos geotécnicos distintos. Entende-se que, para propor uma estimativa de correlação da expansividade com a sucção, outros parâmetros dos solos e fluidos, como consistência, relações granulométricas, viscosidade e pH, deveriam ser usados na análise.

Elkady *et al.* (2015) discutiram os efeitos da influência do teor de argila e do estado de compactação nas curvas características de misturas de areia e argila expansiva. Amostras de solo foram compactadas na umidade ótima e nos ramos seco e úmido ($\pm 3\%$) e os ensaios para obtenção das curvas utilizaram a técnica de translação de eixos. Os resultados indicam um aumento na capacidade de retenção com o aumento do teor de argila, refletindo também no aumento do ponto de entrada de ar e na umidade residual da curva característica. Para sucção matricial de 100 kPa, por exemplo, para os incrementos de argila de 10, 30 e 60%, foram verificadas umidades gravimétricas de 10, 19 e 28%, respectivamente. Os autores explicam que o acréscimo de argila promoveu um aumento na formação de microporos. As curvas de retenção se mostraram duas formas: unimodal e bimodal. A primeira forma se mostrou predominante em amostras com baixo teor de argila e compactadas no ramo úmido. A segunda forma foi predominante em solos compactados no ramo seco e na umidade ótima. Todos os resultados de sucção foram obtidos com água destilada.

Zhang *et al.* (2017) variaram a umidade de amostras de solos de plasticidade alta e baixa para analisar o comportamento da densidade, sucção e rigidez das amostras. As sucções totais foram medidas em uma câmara de sensor de orvalho. Os autores sugerem um modelo conceitual (Figura 16) em que há uma organização unimodal das partículas no ramo seco e bimodal no ramo úmido das amostras estudadas. Acontece que, como se trata de solos argilosos, os microporos dominam a estrutura de rigidez do solo. No ramo seco, essa umidade não é suficiente para promover o umedecimento interpartículas. Com o aumento da umidade, esses

microporos são gradualmente saturados e precisam de elevadas sucções para extrair água dos mesmos. Para amostras de solo do tipo CL, na umidade de 15%, a sucção foi 1.700 kPa com compactação dinâmica e 2.000 kPa com compactação estática. Já para amostras CH, a sucção nesta mesma umidade foi de 4.000 para 7.000 kPa, respectivamente. Os autores concluíram que as sucções de amostras compactadas estaticamente são maiores quando comparadas à compactação dinâmica, aumentando expressivamente com o aumento da plasticidade.

Figura 16 – Mecanismo de efeito da umidade na rigidez máxima e densidade seca máxima



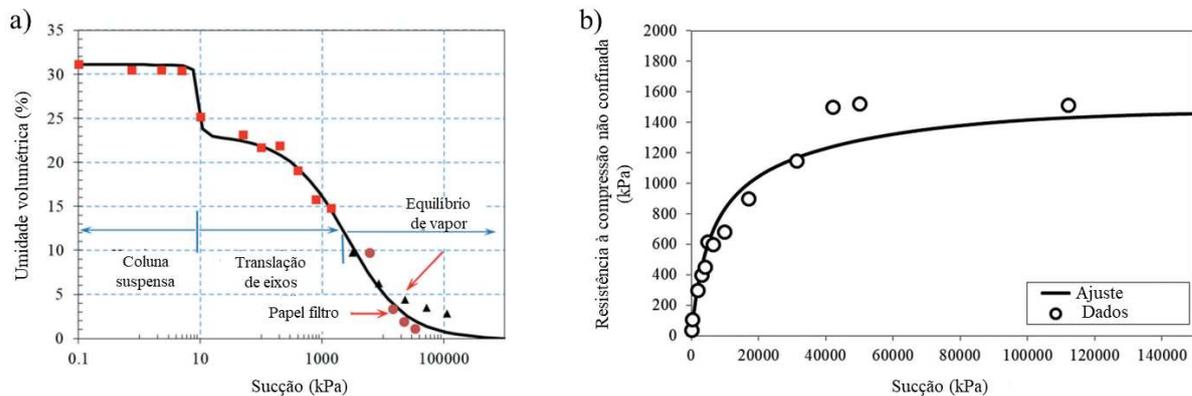
Fonte: modificado de Zhang *et al.* (2017)

Lang *et al.* (2019) verificaram as pressões de expansão e sucção total de bentonitas ricas em cálcio e magnésio para isolamento de resíduos nucleares. Para tal, foram realizados ensaios de pressão de expansão com volume constante e sucção total com higrômetros de espelho resfriado. Sete amostras de bentonita com massas específicas variadas foram expostas a água deionizada e soluções de CaCl_2 em várias concentrações. Os autores verificaram que a sucção total da bentonita foi afetada pela densidade seca de compactação e pela concentração de sal do fluido. Foi verificado um aumento de sucção total pelo aumento da concentração salina, explicado com um aumento da sucção osmótica nos macroporos do solo. A sucção total da

bentonita foi quase igual à pressão de expansão com água percolante. No entanto, esta sucção foi significativamente maior que a pressão de expansão para soluções salinas.

Al-Mahbashi e Dafalla (2019) avaliaram a resistência ao cisalhamento de uma mistura de areia uniforme e argila expansiva na condição não saturada. Essa mistura foi preparada com 15% de material argiloso, compactada de acordo com Proctor normal, e a curva característica foi determinada pela combinação de diferentes técnicas (translação de eixos, coluna suspensa, papel filtro em contato e equilíbrio de vapor), como pode ser visto na Figura 17a. Os ensaios de resistência foram realizados por cisalhamento direto e compressão não confinada. Foram utilizadas relações de Vanapalli *et al.* (1999) e Vanapalli *et al.* (2000) para estimar a resistência ao cisalhamento sob condições não saturadas. Os resultados de resistência mostraram um aumento não linear com a sucção até um valor máximo próximo ao estado residual (Figura 17b). Esse método se apresenta bastante interessante para estimar a resistência ao cisalhamento de solos nas condições não saturadas, no entanto, a montagem da curva por diferentes métodos exige cuidados na manipulação de cada técnica. Essas relações promovem uma forma eficiente e rápida de previsão de parâmetros geotécnicos quando comparados com ensaios de resistência não saturados, que demandam equipamentos sofisticados e grande tempo de execução.

Figura 17 – a) Obtenção da curva característica obtida por diferentes técnicas; b) resistência a compressão não confinada em condições não saturadas

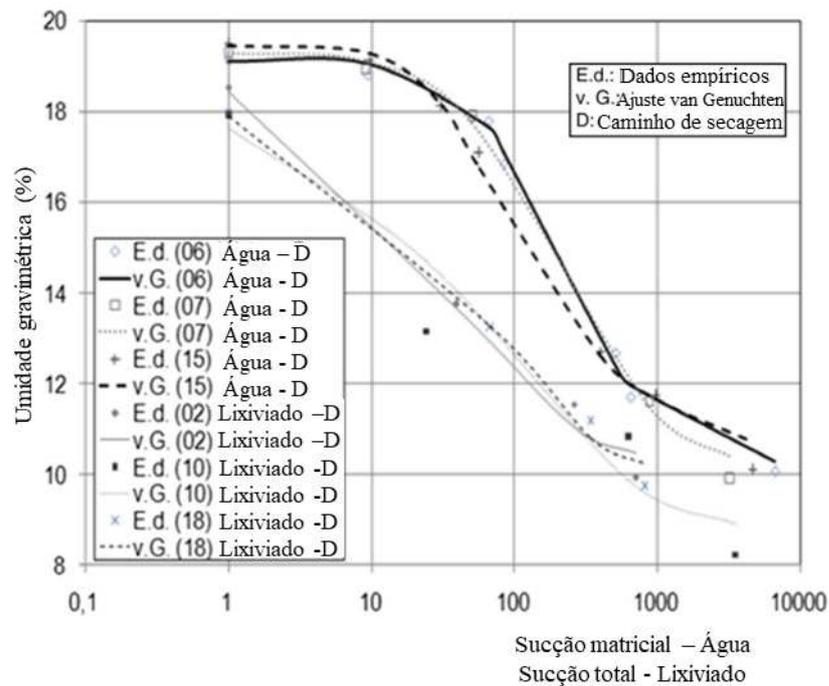


Fonte: modificado de Al-Mahbashi e Dafalla (2019)

Pesquisas de solos em condições não saturadas em contato com lixiviado *in natura* são escassas. Leme e Miguel (2018) apresentaram resultados significativamente interessantes sobre a permeabilidade e retenção de água em solos utilizados como *liner* de célula experimental. Foram medidas sucções totais (para o lixiviado) e matriciais (para a água) em camadas de uma mesma argila (CL). As curvas de retenção foram ajustadas de acordo com van Genuchten

(1980), apresentaram formato unimodal e podem ser vistas na Figura 18. Verificou-se que o lixiviado em contato com o solo causou uma diminuição da inclinação da curva de retenção. A retenção de lixiviado do solo se mostrou inferior à da água para o mesmo teor de umidade. Os autores indicam uma diminuição da sucção, promovendo aumento de permeabilidade da camada mineral em contato com o líquido contaminante. Na via de secagem, para o mesmo valor de sucção, o solo apresentou maior retenção de água destilada do que de lixiviado. Na via de umedecimento se observou o contrário. Os resultados indicam que o lixiviado tem efeito na retenção diferente do da água.

Figura 18 – Curvas de retenção das vias de secagem do lixiviado e água, plotado por dados empíricos e ajustado pelo modelo de van Genuchten (1980)

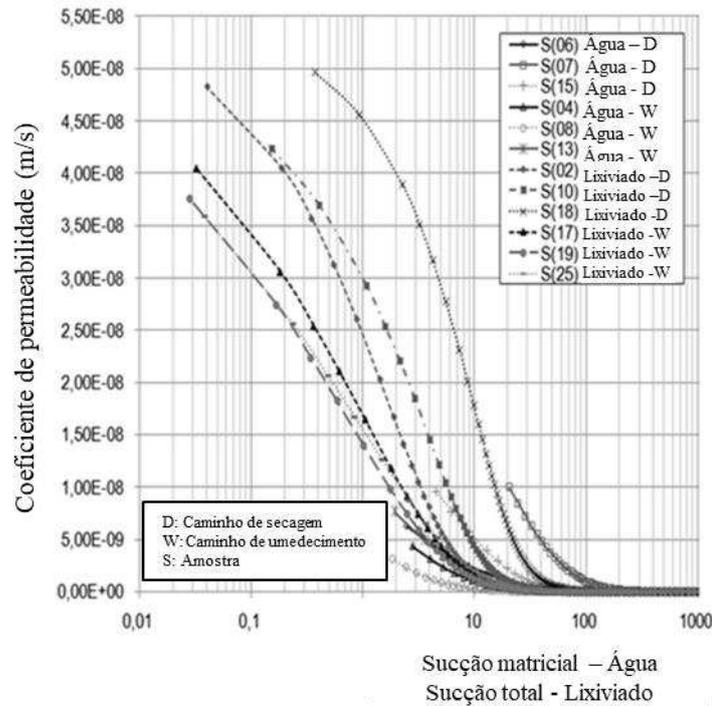


Fonte: modificado de Leme e Miguel (2018)

Leme e Miguel (2018) também simularam o comportamento do coeficiente de permeabilidade de solos em condições não saturadas, de acordo com van Genuchten (1980), a partir das curvas características para água e para lixiviado (Figura 19). Estes autores concluíram que a permeabilidade não saturada apresentou menores valores para a água do que para o lixiviado para a mesma sucção. Também foi detectada a presença de microrganismos nos solos a partir da sexta semana de ensaios. Este trabalho apresenta resultados muito interessantes, no entanto, foram realizados ensaios com apenas um tipo de solo, que não era expansivo, como no caso desta pesquisa. Além do mais, os autores desprezaram qualquer influência da sucção

osmótica, não se provando a irrelevância quantitativa dessa sucção nem a ausência de sais dissolvidos neste líquido.

Figura 19 – Curvas de coeficiente de permeabilidade não saturada versus sucção, para água e lixiviado



Fonte: modificado de Leme e Miguel (2018)

González *et al.* (2022) utilizaram métodos laboratoriais para previsão de variação de parâmetros geotécnicos (caracterização geotécnica, estrutura, sucção e resistência ao cisalhamento) expostos a lixiviado de RSU. Os estudos utilizaram amostras indeformadas de solos expostas ao líquido contaminante. Os ensaios de sucção foram realizados com papel filtro em contato com o solo. As curvas de retenção mostram que a sucção matricial de amostras contaminadas diminui nos poros intermediários e aumenta nos macro e microporos quando comparados com amostras naturais (sem contaminação). Apesar das verificações apontadas, o estudo não fez análise da sucção osmótica que é altamente influenciada pela físico-química do fluido percolante.

Os estudos de solos não saturados estão na fase de evolução das aplicações práticas em diversos setores das engenharias. No entanto, esta área é ampla e complexa, pois envolve os diversos processos físicos de fluxo de água, de transferência de calor, de fluxo elétrico e de transporte químico (Lu e Likos, 2004). Alguns desafios práticos elencados por Lu (2020) ainda

persistem, como o método e o controle da medição de sucção, a heterogeneidade das propriedades do solo, medições em situações extremas (faixas de sucção alta e baixa) e previsão de propriedades geotécnicas em diversas condições de aplicação (resistência, colapso, deformação, fluxo etc).

As análises não saturadas em camadas de solos compactados utilizados em aterros sanitários podem ser verificadas de duas maneiras principais: o impacto da contaminação por lixiviado na sucção total e matricial dos solos e a consequência na alteração de propriedades geotécnicas, como permeabilidade e resistência ao cisalhamento. A possibilidade de migração de pluma de contaminação pela zona não saturada pode ser um problema sério e de difícil detecção. Não é por acaso que as normas exigem um distanciamento mínimo da estrutura de aterramento em relação aos corpos hídricos. No entanto, mesmo em regiões sem presença de lençol freático ou rio próximo, há possibilidade de contaminação do subsolo da região.

3.4 SOLOS ENRIQUECIDOS COM BENTONITA EM CAMADAS DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS

A bentonita é um material particulado extremamente fino, obtido de alterações de cinzas vulcânicas. Muitas vezes chamado de solo bentonítico, seu nome vem da primeira jazida descoberta, localizada em Fort Benton no Estado de Wyoming (EUA). São solos amplamente utilizados para impermeabilização de superfícies, aglomerantes de areia para fundição, pelletização de minérios de ferro, em perfuração de poços de petróleo, como mineral estético e farmacêutico, aglomerante para produtos cerâmicos, entre outros (Santos, 1989).

A bentonita exerce um papel essencial no comportamento hidráulico e adsorptivo da CCL. No entanto, a sua elevada expansividade, compressibilidade e retração por dessecação, associada ao baixo peso específico e reduzida resistência ao cisalhamento, não permitem sua utilização como material único de construção de CCL, mas como aditivo misturado a outros solos. A areia melhora diversas propriedades geotécnicas das camadas de solo compactado, como peso específico seco máximo, retração e resistência ao cisalhamento. O solo arenoso funciona como garantidor da estabilidade volumétrica na mistura (Srikanth e Mishra, 2016).

O Estado da Paraíba é o maior produtor nacional de bentonita, responsável por 74,4% da produção interna bruta (ANM, 2018). Tal fato, aliado à grande disponibilidade de solos arenosos na mesma região, viabiliza o desenvolvimento de estudos para uso em liners de aterros sanitários. Para isso, é necessário compreender seu comportamento e como este material tem

sido utilizado no desenvolvimento de camadas de base de aterros sanitários nas diversas partes do mundo.

Os solos bentoníticos apresentam particularidades nos comportamentos de sucção, permeabilidade, compressibilidade e resistência ao cisalhamento, pois são extremamente sensíveis ao teor de umidade. São conhecidos por serem física e quimicamente instáveis, pois, podem absorver ou liberar água, apresentando consequentes expansões ou contrações, respectivamente (Pusch, 2015).

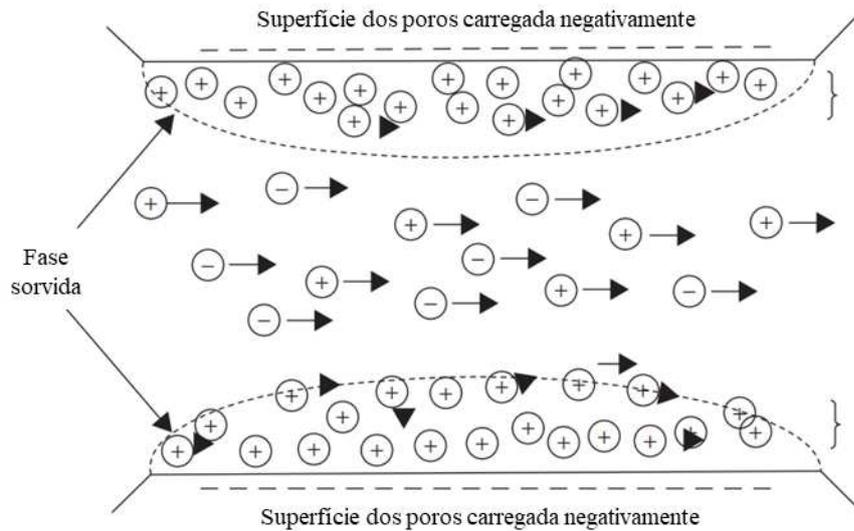
Este material expansivo possui a montmorilonita como argilomineral predominante na sua estrutura, que se caracteriza por apresentar partículas muito finas (1 nm de espessura e 100 nm de dimensão longitudinal), com elevada carga superficial, alta capacidade de troca catiônica, elevada superfície específica e alta capacidade expansiva quando na presença de água. (Grim, 1968; Santos, 1989).

Apesar do resultado macroscópico da expansão de argilominerais, os fenômenos que acontecem são microestruturais. De acordo com Laird (2006), existem 6 processos que controlam a expansão de esmectitas saturadas com cátions alcalinos em sistemas aquosos, que são: expansão cristalina, expansão de camada dupla, formação e dissolução de argilominerais, desmixagem de cátions, expansão de co-volume e expansão browniana. No entanto, a melhor forma de compreensão desse argilomineral é por meio da química coloidal.

A montmorilonita é um argilomineral da família das esmectitas, que apresenta estrutura em folhas do tipo 2:1 (tetraedro de sílica:octaedro de alumínio ou magnésio), como pode ser visto na Figura 20. A ligação entre as camadas ocorre por íons de O^{2+} e O^{2-} dos arranjos tetraédricos. Essas folhas são agrupadas em lamelas e dependem de forças coesivas, que podem ser da água e de íons intercambiáveis. Esses arranjos são frágeis e altamente expansivos para permitir a entrada de água (Santos, 1989).

fluxo. No estado seco, a absorção de umidade pela argila é mantida por cátions no espaço interlamelar e em contato com o oxigênio. A expansão interlamelar pela sorção de água é determinada pela carga de superfície, pelos cátions trocáveis, pelas propriedades do fluido e pelo tamanho da partícula (Pusch e Yong, 2006). Na secagem, esses microporos são os últimos a liberar água, mobilizando a sucção capilar para reter o máximo de água possível.

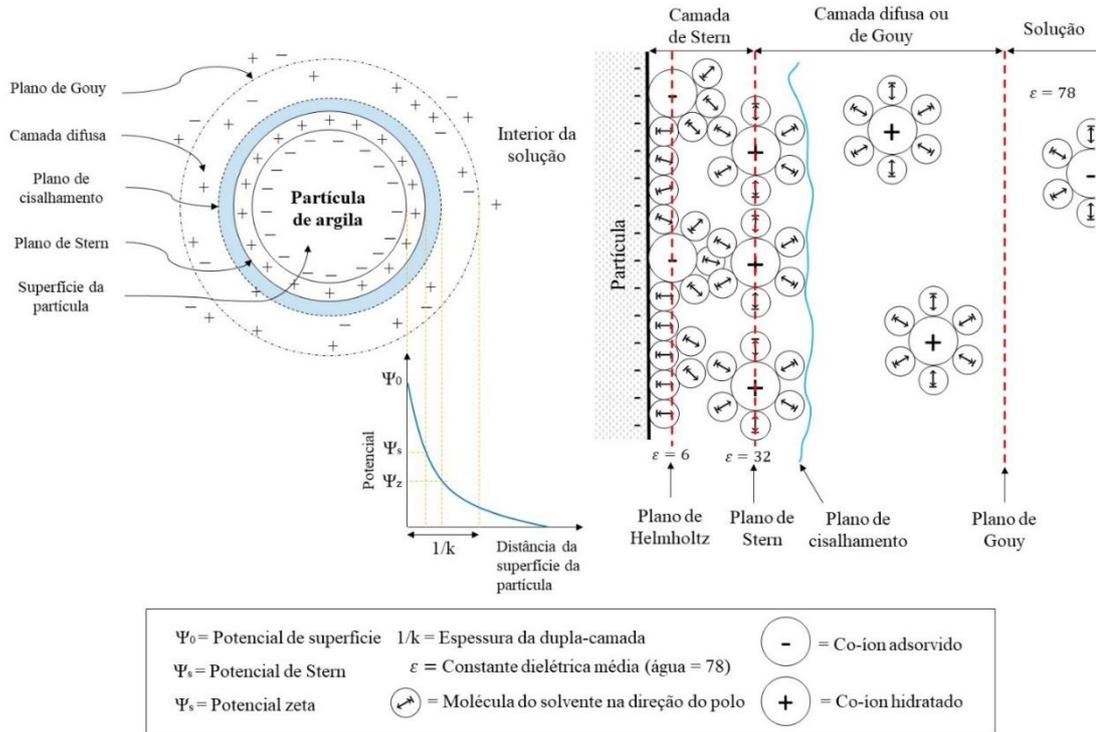
Figura 22 - Superfícies basais de partículas de montmorilonita com fluxo pelos vazios



Fonte: modificado de Pusch (2015)

Esse processo que ocorre na superfície do argilomineral é melhor explicado observando o modelo de camada dupla de distribuição de água no entorno de partículas argilosas, também chamado de camada dupla difusa (*Diffuse Double Layer* ou *DDL*), que pode ser visto na Figura 23. A primeira camada é constituída por moléculas de água e íons dissolvidos, que estão fortemente atraídos pelas partículas sólidas e não participam do fluxo, sendo delimitada pelo plano de Stern. Na segunda camada, chamada de difusa, são encontrados íons e cátions que interagem com o campo elétrico, sendo limitado pelo plano de Gouy. A partir desse plano, a água se encontra livre e ocorre o processo de fluxo (ABMS, 2023).

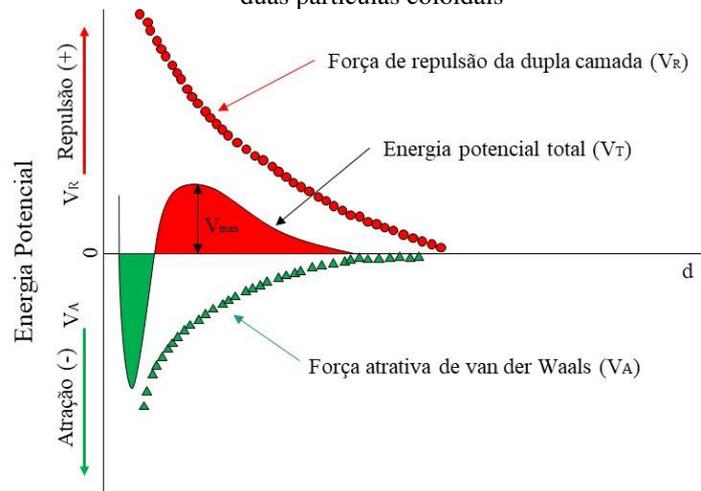
Figura 23 – Esquema da distribuição de cargas na vizinhança de uma partícula carregada e os respectivos potenciais associados à dupla camada elétrica na interface sólido-líquido



Fonte: modificado de Jafelicci Junior e Varanda (1999)

Como pode ser visto na Figura 24, os cátions e ânions presentes na camada difusa interagem com o campo elétrico, promovendo variações na energia potencial, sobretudo pelas forças de repulsão e pelas forças de *van der Waals*. A concentração de cátions próximas à superfície dos argilominerais é maior que próximo ao limite do plano de Gouy, promovendo gradientes que podem promover atração de água para dentro da camada dupla ou expulsando cátions para fora.

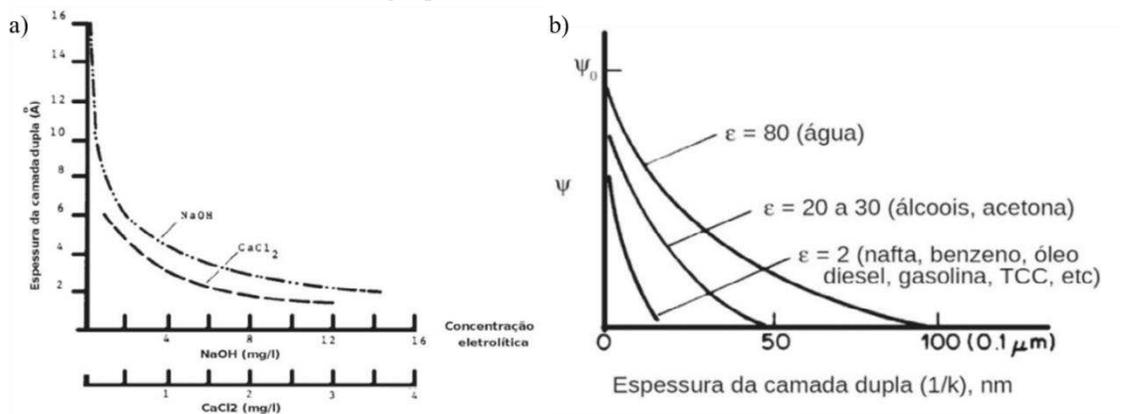
Figura 24 – Energia potencial (V) de interação partícula-partícula em função da distância (d) de separação entre duas partículas coloidais



Fonte: modificado de Jafelicci Junior e Varanda (1999)

A espessura dessa camada dupla será função da concentração eletrolítica no entorno das partículas (Figura 25a) e da polaridade média dos fluidos intersticiais (Figura 25b). A espessura da camada dupla diminui pelo aumento da concentração dos eletrólitos, assim como pelo aumento da valência catiônica. A polaridade tem relação direta com a constante dielétrica do fluido (ϵ). Solos argilosos em contato com fluidos que apresentam essa constante menor que a da água apresentam menor espessura da camada dupla.

Figura 25 – Variação da espessura da camada dupla: a) em relação à concentração eletrolítica; b) em relação à energia potencial e à constante dielétrica



Fonte: ABMS (2023)

Para superfícies de partículas com cargas permanentes, a equação de Gouy-Chapman (Equação 3) descreve a relação entre densidade de carga superficial, potencial de superfície, valência dos cátions e concentração eletrolítica da solução.

$$\text{espessura} = \sqrt{\frac{\epsilon k T}{8 \pi n e^2 v^2}} \quad (3)$$

Onde: k = constante de Boltzmann; ϵ = constante dielétrica; T = temperatura; e = carga eletrônica; n = concentração eletrolítica; v = valência do cátion.

Como já afirmado, as argilas bentoníticas são quimicamente instáveis e mudam de comportamento se as condições do ambiente forem alteradas. Várias pesquisas com diferentes fluidos foram realizadas para analisar o comportamento geotécnico de camadas com presença de bentonita.

Hoeks *et al.* (1987) utilizaram um permeâmetro de parede rígida para testar a permeabilidade de camada de solo composto com bentonita a um lixiviado de características

físico-químicas conhecidas. Eles verificaram que essa permeabilidade diminui com tempo em virtude do inchamento do material bentonítico. Os autores chegaram a coeficientes de permeabilidade ao lixiviado em torno de 10^{-10} m/s para misturas com 5% de acréscimo de bentonita. Esse valor é suficiente, de acordo com estudos e normativas internacionais, para fornecer estanqueidade e segurança ambiental a camadas de base de aterros sanitários.

Kenney *et al.* (1992) testaram a permeabilidade de misturas de areia-bentonita com diferentes fluidos. Os autores concluíram que, para baixas permeabilidades, é necessária a continuidade na estrutura interna da bentonita, com preenchimento de vazios do solo. Isso é possível com dimensionamento adequado do incremento de solo bentonítico na mistura. Também foi obtido que, para percentuais em torno de 20% desse incremento, foi possível obter estabilidade estrutural na camada de solo compactado.

Barreiras ambientais com uso de bentonita e seu comportamento para a engenharia também foram objeto de estudo de Stewart *et al.* (2003). Os autores apresentaram dados relativos à expansão e à condutividade hidráulica de camadas de solo com incremento bentonita. Os autores propuseram um modelo em que a expansão de misturas com bentonita podem seguir dois comportamentos: abaixo de uma tensão limite, a bentonita presente na mistura apresentou expansão que permitiu a separação dos grãos de areia, reduzindo o índice de vazios e suportando toda tensão aplicada; acima dessa tensão, há uma estrutura formada de partículas de areia que suporta maior parte da tensão aplicada.

Em solos tropicais, estudos desenvolvidos por Morandini e Leite (2015) afirmam que estes solos apresentam grande potencial para serem utilizados como CCL em aterros de resíduos, desde que atendam aos requisitos de baixa condutividade hidráulica, alta capacidade de retenção de contaminantes e desempenho no longo prazo. O autor testou o incremento de bentonita nas proporções 3, 6, 9 e 12 % (em peso seco) para alcançar tais requisitos. Os solos locais testados foram classificados como lateríticos, transicionais e não lateríticos. Os resultados mostram que esse incremento resultou em diminuição da permeabilidade e aumento da capacidade de troca catiônica. Como exemplo, o incremento na mistura de 12% de solo bentonítico com tensão confinante de 80 kPa resultou em valores de k que variaram na ordem de 10^{-10} a 10^{-12} m/s. Os autores observaram que os solos lateríticos exigiram maior teor de bentonita que os demais solos estudados para alcançar o mesmo valor de k . Isso pode ser explicado devido ao processo de laterização intensiva, que resulta em agregação de partículas e aumento da permeabilidade intrínseca do solo.

Meier e Shackelford (2017) testaram o comportamento de barreira semipermeável de contenção de resíduos com uso de misturas de uma areia mal graduada com bentonita, sendo este último correspondente a 15% da massa total da mistura. Os corpos de prova foram moldados com energia de Proctor Normal, com umidade ótima 12,2% e massa específica seca máxima de 17,4 kN/m³, alcançando 99% de grau de compactação. Os líquidos permeados foram: água de torneira, água deionizada e soluções em várias concentrações com potássio clorídrico. Os ensaios foram conduzidos em células de paredes rígidas com controle de drenagens. Foram obtidos índices de eficiência de barreira semipermeável das membranas quando percolados pelos fluidos descritos. Verificou-se que as membranas apresentaram eficiências de mesma magnitude, com baixa permeabilidade (inferior a 10⁻⁹ m/s), demonstrando ser adequada para uso em camadas de contenção de aterros. Este é o primeiro estudo que mediu essa eficiência para areia-bentonita se comportando como membranas semipermeáveis com contenção de contaminantes da fase aquosa. Os autores não variaram o teor de bentonita para verificar se o comportamento é similar, sobretudo porque o incremento desse solo fino modifica as propriedades da camada em virtude da sua alta capacidade de troca catiônica.

Middelhoff *et al.* (2020) utilizaram misturas de argila destorroada e bentonita sódica para camada de base de contenção de rejeitos radioativos. O trabalho buscou avaliar o impacto combinado das variações nas propriedades dos materiais e nas condições ambientais, com particularidade à distribuição do tamanho dos grãos, à densidade seca e à química da solução saturante, na pressão de expansão das misturas. O ajuste da distribuição granulométrica pelo incremento da bentonita empregada melhorou o comportamento de compactação e, por sua vez, o comportamento de expansão das misturas. A água presente nos poros está exclusivamente ligada às fases minerais expansivas; a porosidade da fração de fases minerais inertes é tão baixa que as fases minerais expansivas ocupam todo o espaço dos macroporos quando expandem; e a compactação do material só causa uma redução no espaço macroestrutural. O incremento de 30% de bentonita ao solo argiloso permitiu uma redução na massa específica seca máxima de 1,83 para 1,57 g/cm³ para o Proctor normal, enquanto que a umidade ótima variou de 16,6 para 24,5%. Isso é devido ao empacotamento que as partículas de finos da bentonita fazem com as demais partículas de solos.

Estudos de desempenho de acréscimos de bentonita em camada de base de aterros sanitários também foram desenvolvidos por Silva *et al.* (2024) em permeâmetro de parede rígida com carga variável. Utilizou-se um planejamento fatorial com dois níveis e três fatores.

As variáveis independentes (fatores controláveis) foram: acréscimo de bentonita, umidade e energia de compactação nas misturas. Especificamente para a bentonita, esses níveis variaram de 10 a 30% de acréscimo. Já a variável dependente foi o coeficiente de permeabilidade à água para as camadas estudadas. Foram realizados dois delineamentos: composto central (superfície plana) e composto central rotacional (superfície com curvatura). Obtiveram-se modelos para cada delineamento, com bons níveis de ajuste, sendo mais eficiente o modelo com superfície plana. Com isso, foi possível verificar os níveis ótimos das variáveis independentes, atendendo a recomendações de ABNT (1997) e USEPA (1993). Apesar de apresentar modelos constitutivos testados, não se estudou a expansão das diversas misturas, nem os corpos de prova foram submetidos a diversas condições de confinamento para simular situações reais. Este Aterro é objeto de estudo desta pesquisa e tem vários estudos em desenvolvimento para compreender o comportamento da camada de base, podendo preencher eventuais lacunas de conhecimento em aterros localizados no semiárido brasileiro.

Então, percebe-se que o incremento de bentonita nas misturas com areia (ou algum solo local adequado) pode viabilizar a execução de CCL de aterros sanitários. Pelos motivos elencados pelos diversos autores citados, a literatura técnica tende a chamar essa mistura de solo local (ou de jazida próxima) com essa argila expansiva de solo enriquecido com bentonita.

Portanto, sabendo da elevada capacidade de desempenho em liners advindos do uso da bentonita, tanto no aspecto impermeabilizante quanto no comportamento de membrana, sobretudo para atendimento aos aspectos normativos e de segurança do meio ambiente, deve-se buscar meios de verificação do comportamento dessas camadas, testando o uso de modelagem que leve em conta todas as variáveis envolvidas no processo de obtenção da permeabilidade ao lixiviado. Tal fato pode antecipar problemas de desempenho e possibilitar a correção de eventuais falhas que possam surgir.

3.5 INTERAÇÃO SOLO-CONTAMINANTE E AS VARIAÇÕES DE PARÂMETROS GEOTÉCNICOS

O lixiviado de aterros sanitários é um líquido complexo, que apresenta uma enorme variabilidade de parâmetros físico-químicos. Entre os diversos fatores que influenciam na quantificação e na qualidade de lixiviado gerado em aterros de RSU, pode-se citar: a fase de decomposição dos resíduos, a quantidade de matéria orgânica dos resíduos, as características e tamanho dos resíduos, as condições climáticas/meteorológicas, o estado de compactação e

umidade da massa de resíduos sólidos, a vida útil do aterro, a forma de operação do aterro, condições dos sistemas de drenagem interna (lixiviado) e externa (águas pluviais) e as configurações de camadas de solos utilizados na cobertura e na base das Células Sanitárias (Kjelsen *et al.*, 2002; Lange e Amaral, 2009).

O lixiviado, em geral, apresenta elevadas concentrações de matéria orgânica, compostos inorgânicos (sais de cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfatos, cloretos), metais pesados (cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco), substâncias xenobióticas e uma diversidade de microrganismos (Ogundiran e Afolabi, 2008; Mannarino *et al.*, 2011; Oller *et al.*, 2011).

Em locais com elevada pluviosidade, há tendência de geração de um volume maior de lixiviado, tendo em vista uma maior quantidade de água infiltrada no maciço sanitário. No caso da região em estudo, a geração de lixiviado se dá num ambiente do semiárido brasileiro, com precipitação pluviométrica inferior a 800 mm ao ano, índice de aridez de *Thornthwaite* igual ou inferior a 0,50 e percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60% (SUDENE, 2017). Tais condições permitem aos aterros localizados nestas regiões, baixos volumes de produção de lixiviado, porém, extremamente poluentes, sobretudo em virtude da baixa diluição dos seus componentes no meio líquido.

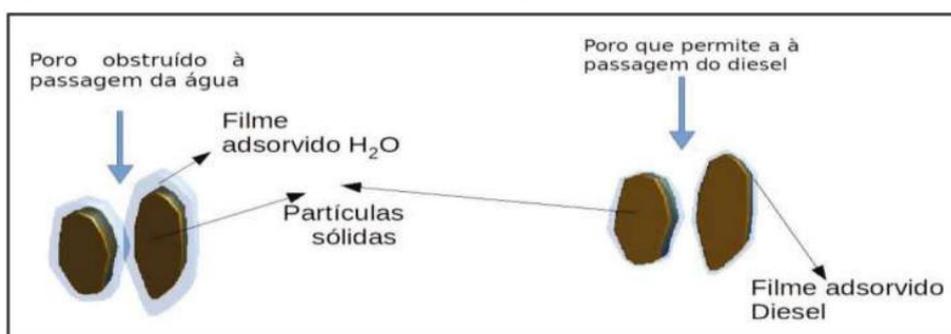
Por esse elevado potencial poluidor do lixiviado, oriundo das diversas substâncias presentes em sua composição, a camada de base de aterros sanitários deve ser projetada e executada observando todos os critérios técnicos descrito na Seção 3.1.2 (Normas técnicas e estudos para camada de base de aterros sanitários), assim como estudos de caso similares, tendo em vista a heterogeneidade na composição desse líquido e as variações ambientais impostas por fatores climáticos locais.

O projeto de estruturas de revestimento executadas na base de aterros sanitários exige que o material apresente constância de propriedades durante toda sua vida útil. Porém, nem sempre é possível atender a essa exigência, sobretudo quando há líquidos com características físico-químicas extremamente diferentes da água, como o lixiviado desses aterros. Sarsby (2013) e Meier e Shackelford (2017) afirmam que devem ser realizados ensaios de compatibilidade entre as camadas de solo e o líquido, no entanto, muitas vezes esses ensaios são realizados de maneira indireta, por meio de alterações de limites de consistência ou de características granulométricas. Entende-se que as camadas do material devem ser expostas diretamente ao contaminante e mensurados os parâmetros geotécnicos de interesse.

Complementarmente, podem ser solicitadas novas verificações, como ensaios mineralógicos, químicos, biológicos e/ou microscópicos.

Geralmente, a maior parte das alterações dos parâmetros geotécnicos está ligada ao efeito da redução na expansão da camada dupla difusa dos argilominerais (Figura 26). A polaridade do líquido em contato com as partículas minerais é essencial para os processos de interação na interface sólido-líquido. Líquidos apolares apresentam pouca atração para a superfície eletricamente desbalanceada dos argilominerais, resultando na redução da espessura da camada dupla difusa. A conformação da estrutura do solo é influenciada pelas forças elétricas de repulsão, que apresentam impactos na floculação e dispersão das camadas.

Figura 26 – Variação da espessura da camada dupla difusa em função do fluido intersticial



Fonte: ABMS (2023)

Por sua vez, a espessura da *DDL* é dependente da temperatura, da constante dielétrica do fluido, da concentração eletrolítica da solução e da valência dos cátions presentes. Estudos de Mitchell *et al.* (1965), Shackelford (1993b) e Rowe (1995) já apontavam que a presença de produtos químicos promovia alterações na estrutura dos solos. De forma mais rara, em condições extremas de acidez ou alcalinidade, pode acontecer dissolução de argilominerais do solo.

Deve ser verificado como a alteração desse material natural em contato com um líquido contaminante impacta nas propriedades geotécnicas, ou seja, se ela corre risco ou não de perder sua funcionalidade. Para tal, pode-se analisar o efeito da interação solo contaminante nas diversas propriedades de permeabilidade e expansão dos solos.

3.5.1 Alterações na permeabilidade de solos para diferentes líquidos

Nesta Seção são discutidas pesquisas que analisaram a influência da natureza do fluido intersticial na permeabilidade à água, ao lixiviado e a diversas soluções percoladas em camadas

de solos compactados utilizados em aterros sanitários. Vale lembrar que essa permeabilidade é o principal parâmetro utilizado no dimensionamento das camadas de revestimento de aterros sanitários.

O excesso de cargas elétricas na superfície dos argilominerais presentes nas *CCL* com bentonita faz com que haja intensa atividade com o fluido percolante, propiciando a ocorrência de fenômenos químicos e elétricos. Esses minerais apresentam grande superfície específica e elevada capacidade de troca catiônica, amplificando as reações quimioelétricas. Todos os fenômenos descritos têm impacto direto nos valores de coeficiente permeabilidade dos solos percolados por fluidos diferentes da água.

Mesri e Olson (1971) afirmam que a diferença de polaridade entre a água e os líquidos permeantes é um dos principais fatores que explicam alterações na permeabilidade do solo. Essa polaridade, como já explicada na Seção 3.4, está relacionada com a constante dielétrica dos solos. O valor dessa constante para a água é um valor adimensional próximo de 80. A maioria dos líquidos contaminantes possuem valores de constante dielétrica muito abaixo desse valor (ABMS, 2023). Portanto, nem sempre o desempenho hidráulico destas camadas será satisfatório quando em contato com fluidos diferentes da água.

Os estudos de camadas de solo compactado com variados fluidos foram investigados por diversos autores até os anos 90, como pode ser visto no Quadro 5. No entanto, não foi possível verificar uma uniformidade de achados nos experimentos. Na sua grande maioria, os autores não encontraram efeitos significativos pela percolação de líquido contaminante ou soluções nas camadas de solo.

Quadro 5 – Estudos de variação de permeabilidade pela interação solo-contaminante

Fonte	Solo	Permeante	Aparelho utilizado	Conclusões
Griffin et al. (1976)	Solo argiloso	Lixiviado	Permeâmetro de parede rígida	Diminuição da permeabilidade em comparação com a água
Brown e Anderson (1983)	Solo argiloso	Água seguida por líquidos orgânicos	Permeâmetro de parede rígida	Produtos químicos orgânicos aumentaram a permeabilidade
Daniel e Lijstrand (1984)	Argila	Lixiviado	Permeâmetro de parede rígida	Não foram verificados efeitos significativos
Acar et al. (1985)	Caulinita	Fluidos orgânicos em variadas concentrações	Permeâmetro de parede flexível	Os testes com soluções em baixas concentrações reduziram ligeiramente a permeabilidade
Lentz et al. (1985)	Caulinita e mistura caulinita-bentonita	Ácido clorídrico, água de torneira e hidróxido de sódio	Célula triaxial e Permeâmetro de parede rígida	Não foram verificados efeitos significativos

Mitchell e Madsen (1987)	Argila	Produtos químicos	Revisão de literatura	Altas concentrações de hidrocarbonetos solúveis em água podem causar grandes aumentos na permeabilidade
Brunelle et al. (1987)	Argila	Lixiviado	Permeâmetro de parede flexível e célula edométrica	O lixiviado apresentou pouco efeito na variação da permeabilidade
Hoeks et al. (1987)	Mistura de bentonita e solo arenoso	Lixiviado e água destilada	Permeâmetro de parede flexível	As camadas percoladas por lixiviado de aterro são 10 a 100 vezes mais permeáveis do que à água limpa
Fang e Evans (1988)	Solo argiloso	Lixiviado e água de torneira	Permeâmetro de parede rígida	Não foram verificados efeitos significativos

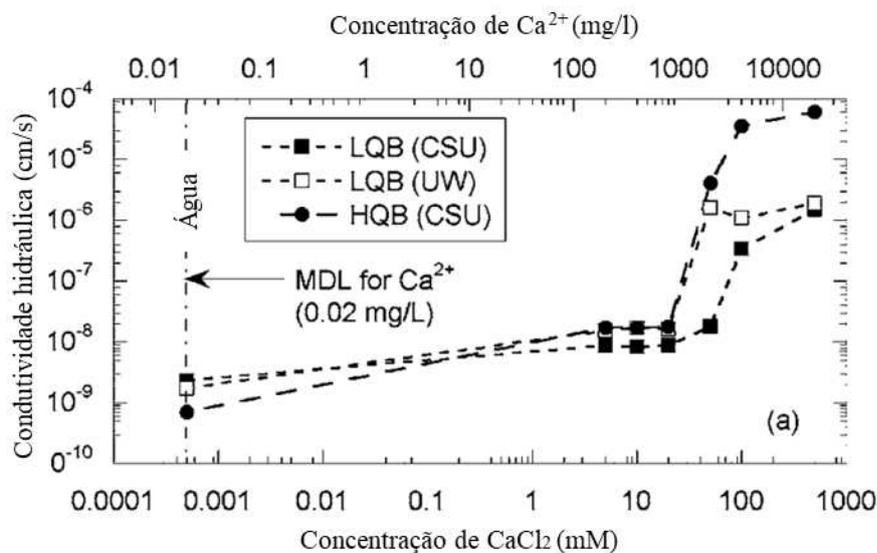
Fonte: modificado de Sarsby (2003)

A necessidade iminente de estudar revestimentos de solos compactados para uso em aterros sanitários, aliada à evolução das técnicas de medição de condutividade hidráulica para diferentes fluidos e ao desenvolvimento de novos materiais, ajudaram a entender a interação solo-fluido. Estudos de Daniel e Benson (1990) marcaram uma nova época nas medições experimentais de *CCL*, com aperfeiçoamento de técnicas experimentais e equipamentos mais modernos.

Kenney *et al.* (1992) investigaram a variação da permeabilidade para diversos fluidos e como a química desses influenciaram no fluxo. Os autores perceberam pequenos aumentos na permeabilidade quando a camada foi percolada por uma solução salina forte em relação à água pura, sugerindo que a estrutura interna da mistura foi pouco influenciada pela mudança no sistema químico do fluido.

Stewart *et al.* (2003) descreveram modelos para prever a condutividade hidráulica e a expansão das misturas sujeitos a água destilada e várias soluções salinas. Dois fatores afetam essa expansão: a concentração iônica da solução presente nos poros e a estrutura da bentonita após a compactação. O aumento da concentração citada suprime o componente de dupla camada difusa presente na expansão. Os modelos testados apresentaram bons ajustes aos dados experimentais.

Lee *et al.* (2005) determinaram a condutividade hidráulica de duas bentonitas utilizadas em GCL a partir da percolação de água deionizada e de uma solução de CaCl_2 em variadas concentrações. A Figura 27 mostra que o aumento na concentração da solução promoveu aumento dessa condutividade. A partir de concentrações de 20 mM, a permeabilidade do solo cresce significativamente, apresentando riscos de não atender ao desempenho necessário para a camada.

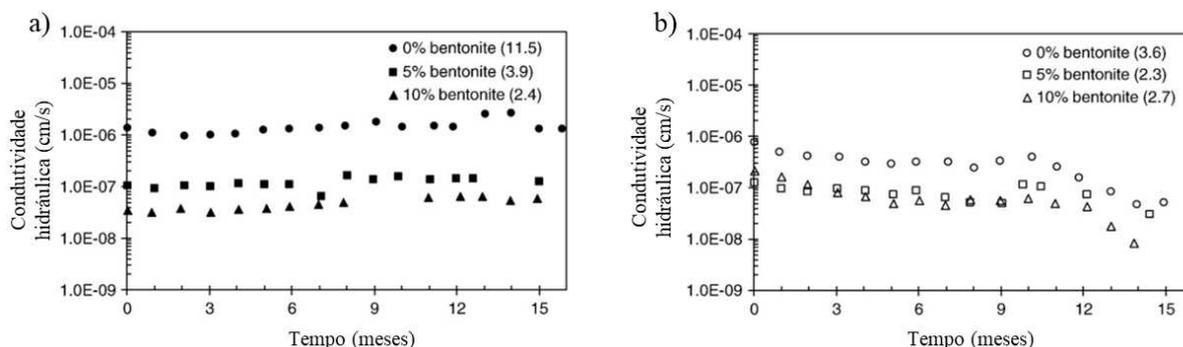
Figura 27 – Resultados da condutividade hidráulica de GCLs com água e com soluções de CaCl_2 

Fonte: modificado de Lee *et al.* (2005)

Nayak *et al.* (2007) avaliaram o efeito da contaminação em características de compactação e de condutividade hidráulica de solos lateríticos. Os corpos de prova de solos foram contaminados com 5, 10 e 20% de lixiviado (em peso), para avaliar o grau de contaminação. Os resultados indicaram que houve redução no peso específico seco máximo e aumento na condutividade hidráulica das amostras contaminadas. Para amostras com contaminação até 10% não foram percebidos danos relevantes. No entanto, para 20% de contaminação, ocorreu um aumento de 50% na condutividade hidráulica das amostras. Os autores indicam que as mudanças não são significativas, no entanto, caso o solo apresente valores de permeabilidade próximos ao limite, isso pode causar sérios riscos ambientais nos locais de aplicação.

Francisca e Glatstein (2010) apresentaram estudos relevantes no comportamento de longo prazo de solos compactados permeados por lixiviado de aterros sanitários. O estudo avaliou a influência de interações biológicas, físicas e químicas na percolação de lixiviado por camadas com incrementos de bentonita variáveis. A permeabilidade foi medida com água destilada, lixiviado de aterro e solução nutritiva. Como pode ser visualizada na Figura 28, os autores verificaram que a condutividade hidráulica apresentou redução significativa com o tempo quando o lixiviado percolou. Esse fato foi menos relevante para a água. Os autores encontraram colônias de microrganismos, que podem ter reduzido a permeabilidade.

Figura 28 – Influência do tempo na condutividade hidráulica de amostras de solo compactado: a) permeadas por água destilada; b) permeadas por lixiviado



Fonte: modificado de Francisca e Glatstein (2010)

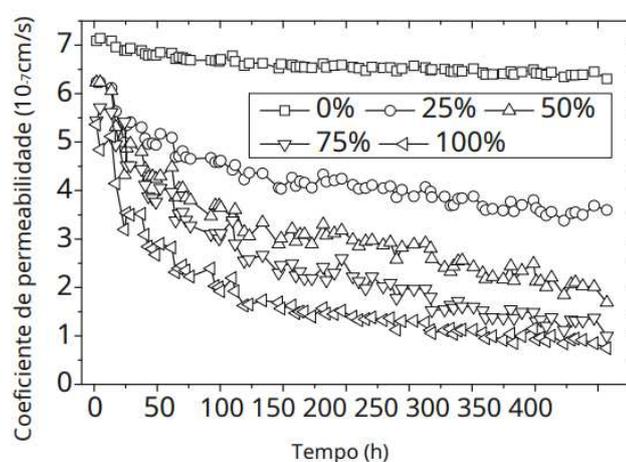
Resultados similares foram obtidos por Ozcoban *et al.* (2013). Estes autores investigaram a influência da energia de compactação e das propriedades do lixiviado de aterros sanitários na condutividade hidráulica e na capacidade de atenuação natural. Os autores mostraram que a condutividade hidráulica pela percolação de lixiviado diminuiu 23 vezes em relação à percolação com água deionizada, tanto para o Proctor Normal quanto para o Modificado. Foram sugeridos o entupimento bacteriano e sólidos em suspensão como causadores dessa alteração.

Du *et al.* (2015) analisaram o impacto da contaminação em solos compactados obtidos de mistura de argila caulínica e bentonita (cálcica) na permeabilidade dos solos. Os testes foram realizados em edômetro com amostras contaminadas por chumbo em várias concentrações. Os resultados mostraram que o nível de concentração de contaminante e o teor de bentonita são fatores determinantes no comportamento hidráulico. O aumento máximo de permeabilidade nas amostras contaminadas foi de 50 vezes em relação aos aterros sem contaminação. Para baixas concentrações de chumbo (60 mmol/L), o limite regulamentar de 1.10^{-9} m/s é atendido. No entanto, para níveis superiores a 120 mmol/L, esse limite é excedido.

Dutta e Mishra (2015) estudaram o efeito da solução salina e da composição mineralógica em duas bentonitas compactadas. Foram realizados ensaios de limites de consistência, expansão livre, pressão de expansão e condutividade hidráulica para diferentes concentrações de soluções de NaCl e CaCl₂. Os resultados confirmam que a condutividade hidráulica aumentou quando a concentração salina foi aumentada. Os resultados também mostram que o efeito do sal nas bentonitas depende do tipo e concentração do sal e da condição inicial de compactação da amostra. Os efeitos mais danosos são verificados em bentonitas de melhor qualidade, ou seja, a que apresenta maior quantidade de montmorilonita.

O comportamento hidromecânico de argilas compactadas contaminadas também investigadas por Zhao *et al.* (2016). Foram realizados ensaios de permeabilidade em argilas poluídas com diferentes concentrações de lixiviado. Como pode ser visto na Figura 29, os resultados indicaram que a permeabilidade dos solos contaminados foi sendo reduzida com o tempo. Quanto maior o nível de contaminação, maior foi a redução desse parâmetro. Os autores explicam que o lixiviado apresentou impacto apenas nos microporos do solo, no entanto, reduzindo os macroporos, que respondem majoritariamente pelo fluxo de líquido na camada.

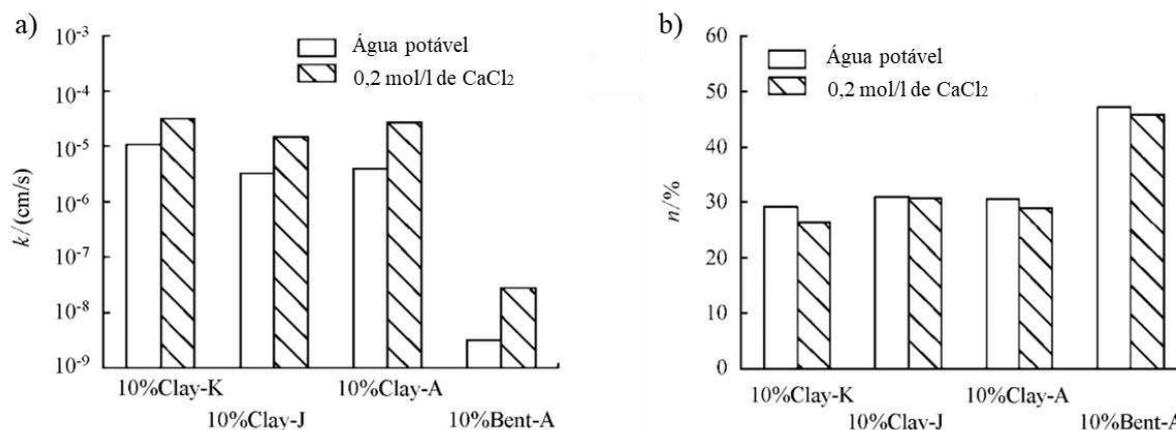
Figura 29 – Variação do coeficiente de permeabilidade de argilas com o tempo para variados níveis de contaminação



Fonte: Zhao *et al.* (2016)

Wang *et al.* (2019) estudaram a condutividade hidráulica de paredes *cut-off* com incremento de bentonita permeadas por água de torneira e por solução de CaCl_2 . Como pode ser visto na Figura 30a, os resultados mostram que há elevação na condutividade hidráulica de todas as amostras de solo percoladas por solução de CaCl_2 em relação à água. A elevação de k do lixiviado se apresentou em diferentes graus em comparação com a água, não ultrapassando uma relação de 10 vezes. Verificou-se que a porosidade apresentou reduções leves, mas suficientes para elevar a permeabilidade das camadas (Figura 30b).

Figura 30 – Variação de parâmetros geotécnicos de camadas de argila compactada percoladas por água de torneira e solução de CaCl_2 : a) condutividade hidráulica; b) porosidade



Fonte: Wang *et al.* (2019)

Middelhoff *et al.* (2020) avaliaram o impacto combinado de propriedades de misturas de areia-bentonita na pressão de expansão das misturas sob variação química da solução saturante. As pressões de expansão das misturas foram menos afetadas pelas soluções salinas e alcalinas empregadas do que aquelas da argila triturada. Os fluidos testados apresentaram pouca ou nenhuma influência na pressão de expansão. Em geral, isso pode ser causado pela baixa força iônica das soluções empregadas, que variou de 87 a 105 mmol/L. Porém, percebe-se que essa interação química foi pouco explorada ou insuficiente para dar melhores respostas. Além do mais, os autores não investigaram como essas expansões se comportam com o tempo de deposição de resíduos, sobretudo por serem radioativos.

Misturas de areia-bentonita e zeólita-bentonita também foram percoladas por lixiviado de aterro sanitário por Durukan e Bařari (2021). Os valores de condutividade hidráulica foram determinados como $3 \cdot 10^{-10}$ m/s e $7 \cdot 10^{-11}$ m/s para misturas areia-bentonita e zeólita-bentonita, respectivamente. A primeira mistura foi mais bem-sucedida na absorção de Ca, Mg, Fe e Mn. Já a segunda mistura apresentou melhor desempenho na absorção de Ba, Ti, Cr, As, S e Na. As condutividades hidráulicas de ambas as misturas de solo foram consideradas baixas o suficiente para atuar como revestimento. A mistura zeólita-bentonita se mostrou mais eficiente em termos de condutividade hidráulica e estabilidade química.

Então, percebe-se que o efeito da interação solo-contaminante na permeabilidade de solos argilosos compactados não é um assunto que apresenta uniformidade de comportamento. O aumento na concentração catiônica ou na valência de cátions no lixiviado diminui a espessura da DDL, promovendo menor expansão dos argilominerais e fazendo com que a argila flocule e aumente a permeabilidade. Por outro lado, a presença de sólidos em suspensão, assim como a

presença de microrganismos podem promover redução dessa permeabilidade, sobretudo quando da presença de nutrientes orgânicos no lixiviado.

Devido aos problemas envolvendo líquidos contaminados complexos, como o lixiviado, muitos estudos isolam certos componentes químicos para tentar explicar variações nas propriedades geotécnicas de *CCL*. Porém, as camadas executadas em aterros apresentam contato direto com o percolado dos aterros. Khodary *et al.* (2018) afirmam que a permeabilidade do solo depende principalmente das características do lixiviado do aterro e das características da *CCL*. A composição físico-química desse líquido contaminante é extremamente variável em todo mundo, podendo conter uma ampla gama de cátions de múltiplas valências, que podem competir na interação com o solo.

Portanto, deve-se dar preferência à realização de ensaios diretos (medição do coeficiente de permeabilidade de líquido contaminante pela camada de solo) para que possíveis alterações de propriedades sejam verificadas. No entanto, sabe-se que, nem sempre, há disponibilidade de equipamentos que propiciem o isolamento do lixiviado para passar apenas na amostra, sem contaminar todo o sistema. Esse líquido contaminante pode atingir as peças de aço e/ou cobre e provocar corrosão. Esse é um desafio na adaptação de permeâmetros que pode ser resolvido, como demonstra esta pesquisa.

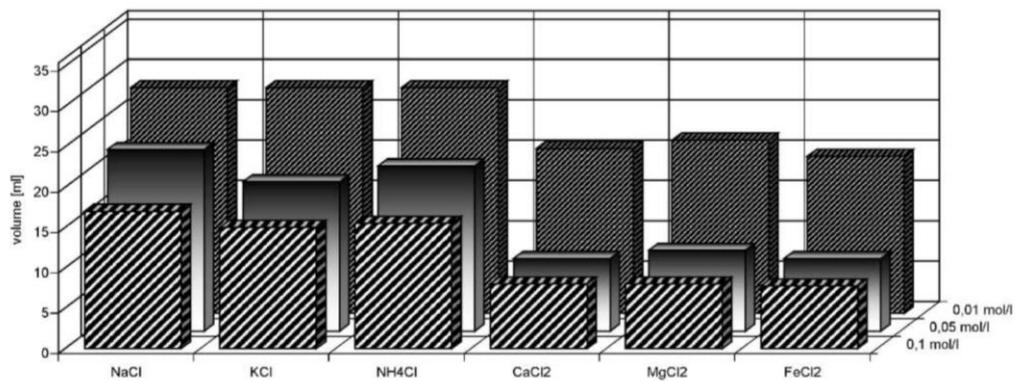
3.5.2 Alterações na expansão dos solos

O fenômeno da variação volumétrica em *CCL* pela interação com contaminantes tem impactos diretos na permeabilidade das camadas. Acontece que, quando a expansão é diminuída pela presença de contaminantes, os poros do solo não são preenchidos, promovendo aumento de permeabilidade dessas camadas. Quando a expansão é satisfatória, ocorre o contrário, com redução da permeabilidade das camadas.

Omidi *et al.* (1996) ressaltaram a importância da areia na composição com solos argilosos. Estes autores estudaram o efeito da fissuração do solo com e sem adição de 30% de solo arenoso em uma argila. Os resultados mostraram que solos argilosos com mais de 11% de retração volumétrica podem aumentar consideravelmente a condutividade hidráulica, expondo o ambiente a riscos de vazamento. Esse problema de estabilização volumétrica foi corrigido com a adição da matriz arenosa. Portanto, entende-se que o solo argiloso tem a função de vedação dos poros menores, assim como a areia apresenta função de fornecer estabilidade volumétrica para a mistura.

Diversos estudos também foram desenvolvidos buscando analisar o impacto desta expansão em amostras de solos compactados. Egloffstein (2001) analisou a expansão volumétrica de amostras de bentonita sódica expostas a diferentes soluções salinas, variando cátions monovalentes e divalentes, em diferentes concentrações (Figura 31). O autor observou que cátions divalentes promoviam menor expansão nas amostras. Além do mais, o aumento na concentração de cada solução também promoveu redução de volume das amostras. Foi possível concluir que os fluidos orgânicos reduziam a expansão em virtude da contração da camada dupla difusa.

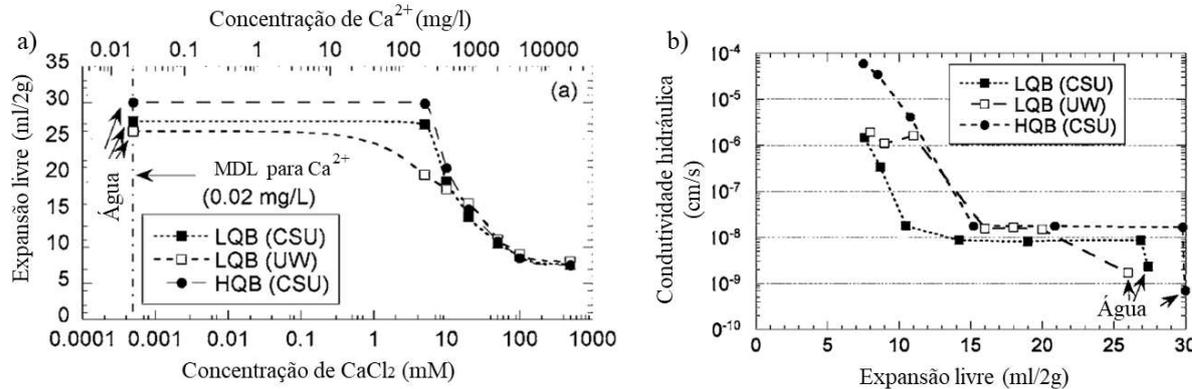
Figura 31 – Expansão volumétrica em bentonitas sódicas com diferentes soluções em variadas concentrações



Fonte: Egloffstein (2001)

Estudos de Lee *et al.* (2005) analisaram a correlação entre a expansão e condutividade hidráulica de duas bentonitas sódicas utilizadas em GCL. As amostras de solo foram percoladas por água deionizada e por CaCl₂ em variadas concentrações. O aumento da concentração da solução promoveu redução da expansão livre das amostras estudadas (Figura 32a). Percebeu-se que, até faixas de valores de 10 mM de concentração de CaCl₂, as amostras não apresentaram redução drástica de volume. Para valores de expansão abaixo de 25 ml/2g, houve um aumento significativo da condutividade hidráulica (Figura 32b). Acontece que a expansão menor que esse valor não foi suficiente para promover a redução de vazios.

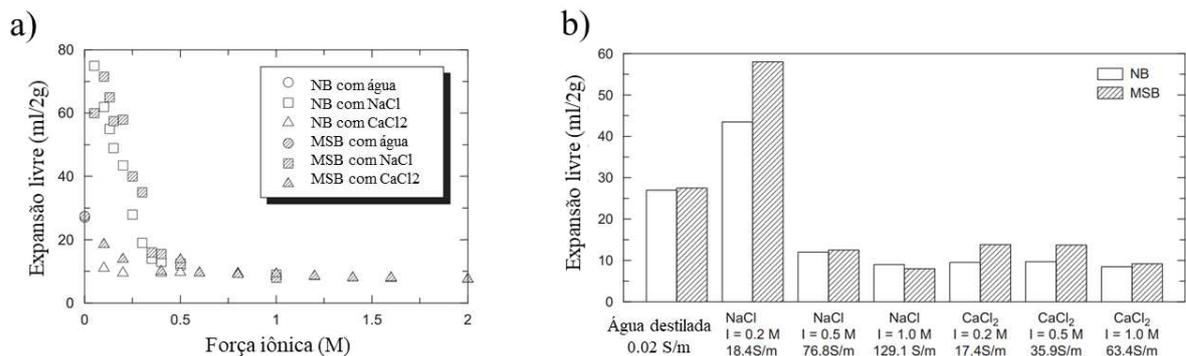
Figura 32 – Correlações entre a expansão livre de amostras de GCL: a) pela variação de concentração de CaCl_2 ; b) pela variação na condutividade hidráulica



Fonte: modificado de Lee *et al.* (2005)

Katsumi *et al.* (2008) analisaram a expansão livre em duas bentonitas expostas a água e diferentes soluções. A sigla NB refere-se a uma bentonita sódica natural e a MSB a uma bentonita comercial. Pode ser verificado na Figura 33a que a expansão livre reduz exponencialmente a medida que a força iônica aumenta. Esse valor torna-se praticamente constante quando ultrapassa 0,5 M. Soluções eletrolíticas com elevada força iônica apresentam aumento de volume reduzido. Na Figura 33b, percebe-se que a expansão diminui com o aumento da concentração da solução. Essa expansão apresentou menores valores para soluções de CaCl_2 , como já esperado.

Figura 33 – Expansão livre de bentonitas sódicas expostas a soluções de diferentes concentrações: a) expansão em relação à força iônica; b) comparação da expansão entre NB e MSB

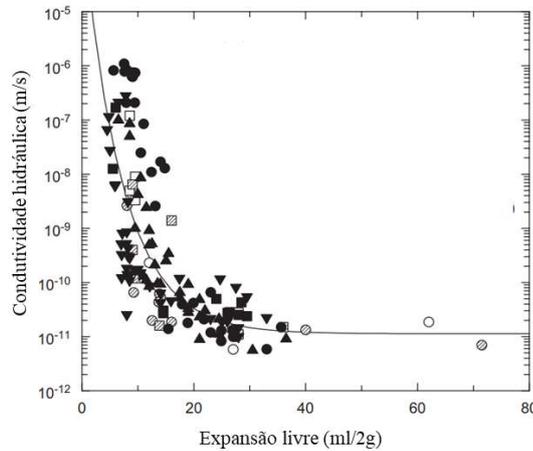


Fonte: Katsumi *et al.* (2008)

De modo similar a Lee *et al.* (2005), estudos de Katsumi *et al.* (2008) investigaram os efeitos da expansão na condutividade hidráulica de bentonitas. Os autores afirmam que essa condutividade pode ser dada em função da expansão das amostras, independente do tipo e da

concentração da solução (Figura 34). As camadas apresentaram um excelente desempenho quando a expansão livre foi maior que 20 mL/2g, com coeficientes na ordem de 10^{-11} m/s.

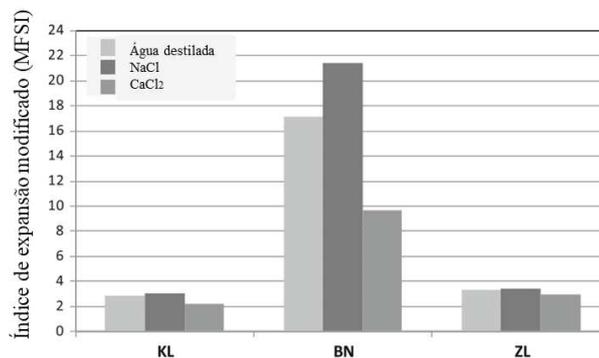
Figura 34 – Relação entre expansão livre e condutividade hidráulica de bentonitas



Fonte: Katsumi *et al.* (2008)

Estudos de Pulat *et al.* (2014) determinaram a mudança de volume de solos expostos à água destilada e a soluções salinas (NaCl e CaCl₂). Os solos ensaiados foram bentoníticos (BN), caulíníticos (KL) e zeolíticos (ZL). Na Figura 35 pode ser visto que os maiores valores de expansão foram obtidos na presença de NaCl em todas as amostras de solos, assim como os menores valores foram para CaCl₂. Os autores concluem que a química do fluido não teve efeito significativo no índice de expansão dos solos caulíníticos e zeolíticos. Porém, para solos bentoníticos, a retração da expansão na presença de CaCl₂ foi bem significativa.

Figura 35 – Efeito da química da água na expansão dos poros das amostras de solo

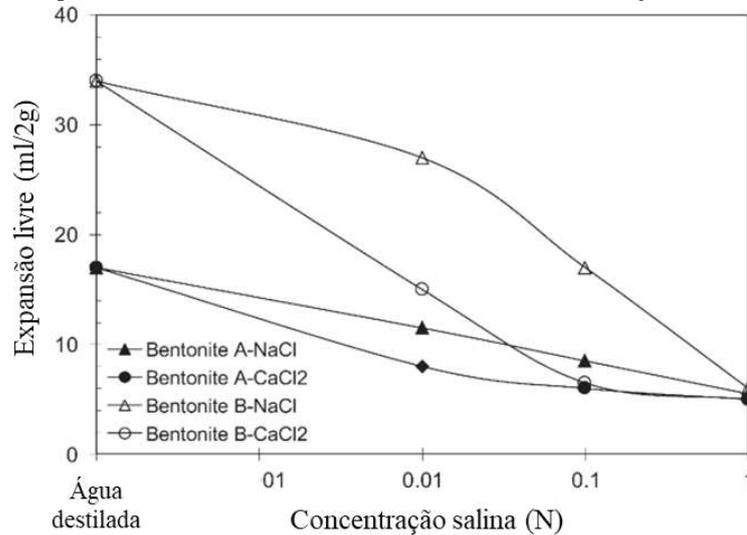


Fonte: Pulat *et al.* (2014)

Dutta e Mishra (2015) analisaram o efeito da solução salina e da composição mineralógica de duas bentonitas compactadas na expansão livre. Os resultados podem ser

visualizados na Figura 36 e confirmam que o aumento da concentração salina, tanto para NaCl quanto para CaCl_2 , promoveu a redução na expansão das amostras de solo.

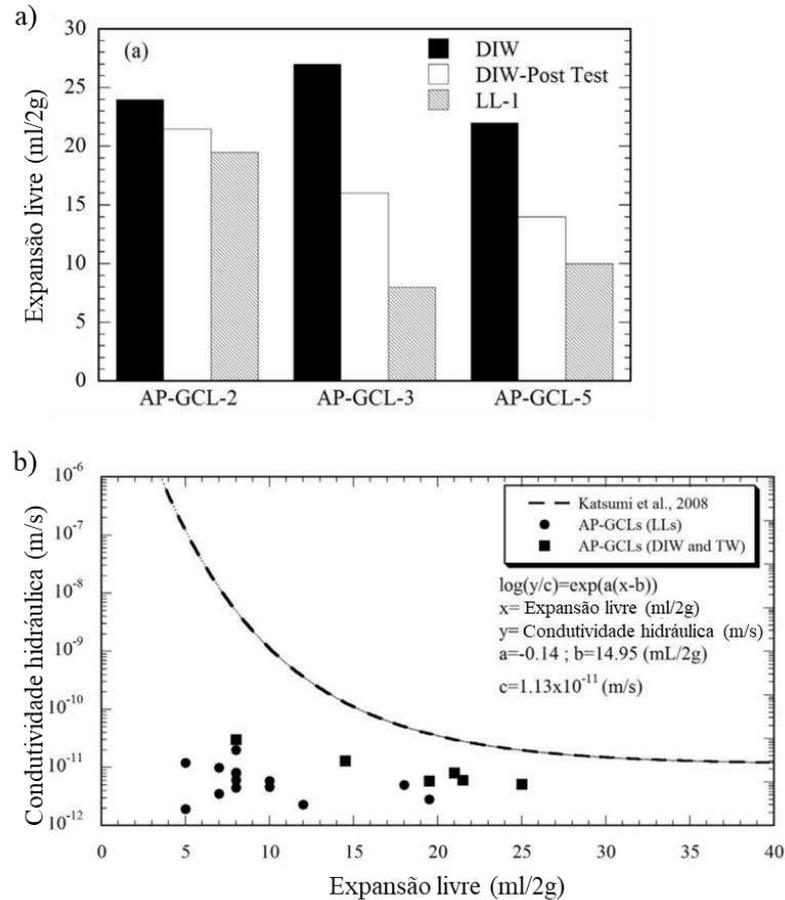
Figura 36 – Expansão livre das bentonitas A e B em várias concentrações de NaCl e CaCl_2



Fonte: Dutta e Mishra (2015)

Ören e Akar (2016) investigaram a expansão livre e condutividade hidráulica de bentonitas de empresas da Turquia. Essas amostras de solo foram colocadas em contato com água deionizada (DIW), água de torneira e lixiviado de aterro (LL). Como pode ser visto na Figura 37a, os volumes de expansão diminuíram quando o fluido poroso foi alterado de água para lixiviado. A Figura 37b mostra que os resultados de condutividade hidráulica do lixiviado se apresentaram muito próximos aos encontrados para a água. Foi percebido um comportamento diferente de Katsumi *et al.* (2008) na relação de condutividade hidráulica e expansão livre. Os autores justificam que a aplicação de tensões efetivas maiores no permeâmetro podem ter influenciado no resultado desta última análise.

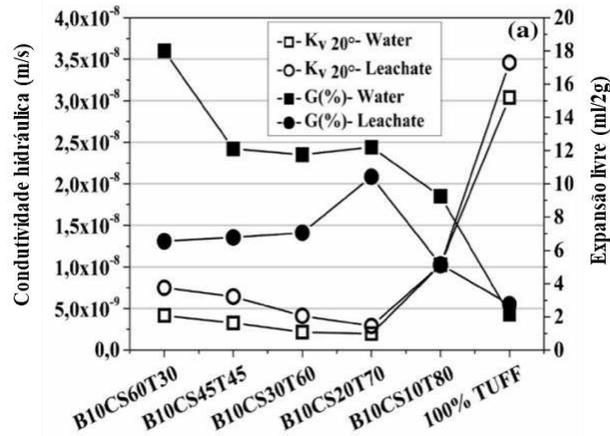
Figura 37 – Resultados experimentais obtidos em GCL: a) expansão livre para diferentes fluidos; b) relação entre condutividade hidráulica e expansão



Fonte: Ören e Akar (2016)

Os experimentos de Demdoum *et al.* (2017) foram realizados em *CCL* com percolação de água e lixiviado de aterro sanitário e medidas as respectivas expansões livre dos solos. Essas camadas foram obtidas pela mistura de bentonita (B), areia calcária (CS) e turfa (T) em variadas proporções. Os ensaios foram realizados em permeômetros de parede flexível e por meio de um edômetro. Como pode ser visto na Figura 38, o aumento identificado na condutividade das amostras de solo acontece devido à redução na expansão da amostra, justificado pelo aumento do percentual de turfa na mistura.

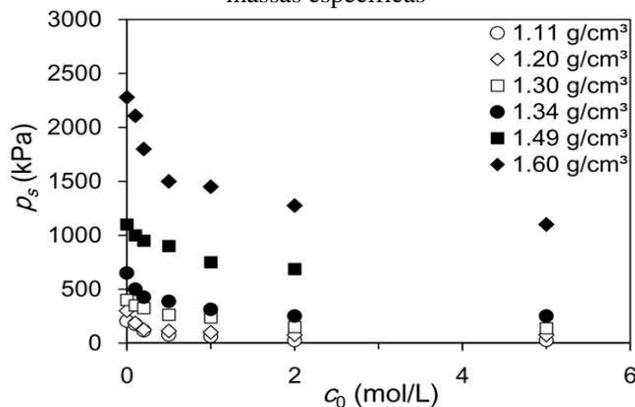
Figura 38 – Condutividade hidráulica e expansão livre para as diversas amostras sob condições de saturação



Fonte: Demdoum *et al.* (2017)

No processo expansivo de solos bentoníticos, a pressão de expansão desenvolvida é um parâmetro importante de ser analisado. No umedecimento desses solos, surgem tensões intergranulares devido a forças capilares e osmóticas, como discutido na Seção 3.4. Ma *et al.* (2019) realizaram uma abordagem empírica para determinar a mudança na pressão de expansão de amostras de solos expansivos infiltrados por soluções salinas em variadas concentrações. Como pode ser visto na Figura 39, a pressão ensaiada diminui a medida que a concentração salina é aumentada. Esse fenômeno apresenta efeito mais significativo quando a massa específica das amostras é maior, pois as partículas estão mais próximas, favorecendo o efeito das pressões superficiais interpartículas.

Figura 39 – Relação entre pressão de expansão e concentração da solução de NaCl para solos em diferentes massas específicas

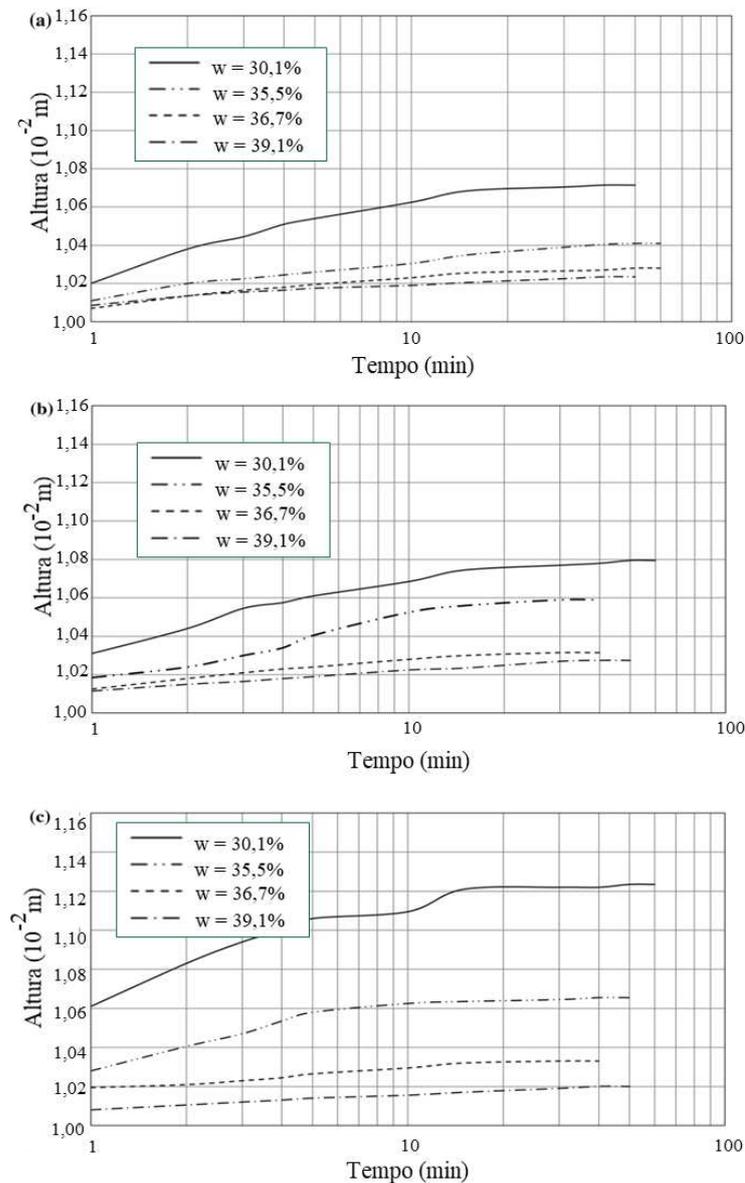


Fonte: Ma *et al.* (2019)

Pesquisas recentes têm utilizado incremento de materiais alternativos para reduzir o impacto do lixiviado na expansão das amostras de solo utilizadas em base de aterros sanitários.

Dąbska e Léthel (2021) investigaram o potencial de expansão de logo de estação de tratamento de água para aplicação em *CCL*. Os ensaios foram realizados em células edométricas com água destilada, água de torneira e lixiviado de aterro sanitário. Os resultados podem ser vistos na Figura 40. Percebe-se que o índice de expansão é significativamente influenciado pela umidade inicial e pela química do líquido. Valores de expansão de maior magnitude foram identificados para amostras em contato com lixiviado, sobretudo quando a umidade compactação foi superior à umidade ótima. Os autores indicam que o uso de lodo com umidade entre $w_{ótima} + 2\%$ e $w_{ótima} + 4\%$ pode fornecer bons resultados para aplicação desse material em *CCL* de aterros.

Figura 40 – Mudanças de altura das amostras de solo com o tempo para diferentes fluidos: a) água destilada; b) água de torneira; c) lixiviado



Fonte: Dąbska e Léthel (2021)

O uso de materiais alternativos, que reduzam essa retração das amostras de solo é uma tendência que pode ser uma excelente solução em virtude da interação solo-contaminante em camadas de revestimento de argila compactada. O uso de lodos, geopolímeros e resíduos diversos têm apontado numa perspectiva que forneça mais segurança estrutural e sustentável em camadas de base de aterros sanitários.

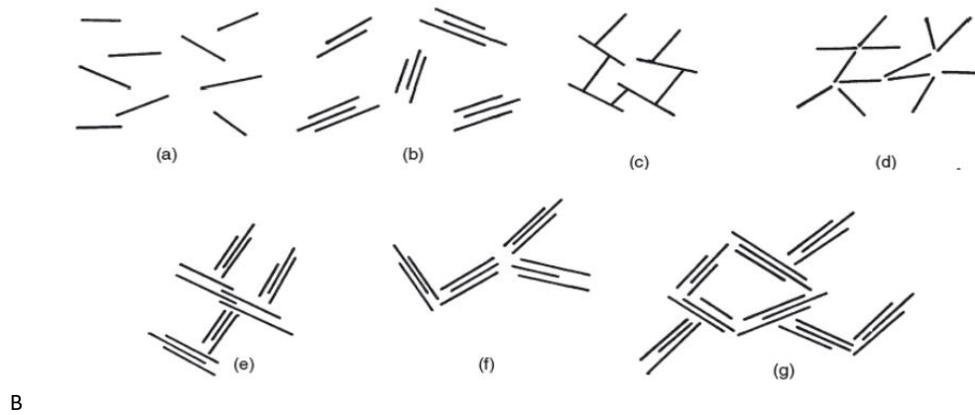
Percebe-se que há uma relação entre as características de expansão dos solos pela presença de líquidos contaminantes. Essa interação tem como resultado a menor expansão de argilominerais pela retração da camada dupla, refletindo em características macroscópicas, como a expansão volumétrica. Portanto, é essencial para o dimensionamento de CCL de aterros sanitários a realização de estudos de compatibilidade direta por medição da expansão de solos em contato com líquidos contaminantes do próprio empreendimento.

3.6 ANÁLISES MICROSCÓPICAS EM CAMADAS DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS

A interação solo-contaminante, que ocorre na microestrutura do solo, afeta diretamente o comportamento macroestrutural de camadas de solos utilizados no revestimento de aterros sanitários (Saba *et al.*, 2014). Com o avanço tecnológico, as áreas geoambientais têm se utilizado de técnicas das Ciências dos Materiais para explicar fenômenos decorrentes desses processos físico-químicos na interface dos argilominerais do solo, dentre os quais, as análises de microscopia.

Alguns conceitos são fundamentais de serem uniformizados neste trabalho. A estrutura de solos envolve múltiplos efeitos combinados. Como esquematizado na Figura 41 por van Olphen (1977), os grupos de partículas argilosas podem ser encontrados de maneira dispersa, agregada, floculada ou defloculada em suspensões. O autor afirma que o arranjo de partículas e poros interconectados é chamado de fábrica do solo.

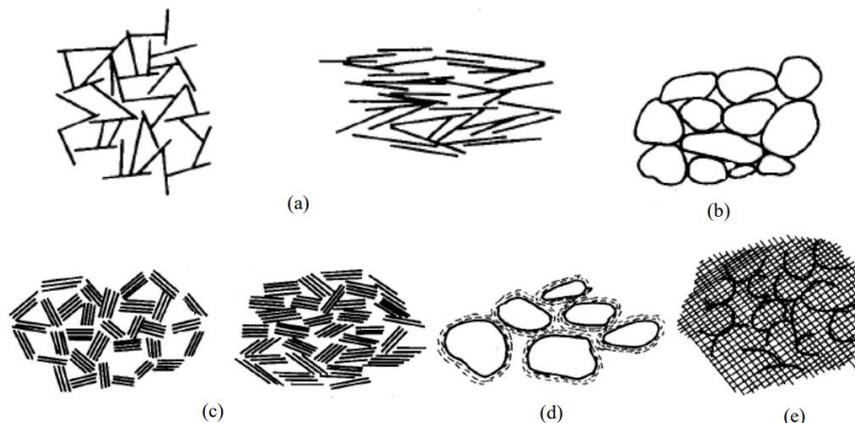
Figura 41 – Formas de associação em suspensões de argilas: a) dispersa; b) agregada; c) face-aresta flokulada e dispersa; d) aresta-aresta flokulada e dispersa; e) face-aresta flokulada e agregada; f) aresta-aresta flokulada e agregada; g) face-aresta e face-face flokulada e agregada



Fonte: van Olphen (1977)

No entanto, as partículas estão nos solos em diversos tamanhos e formas, de maneira segregada, em grupos ou em arranjos, como pode ser visto na Figura 42. A formação de organização dessa estrutura de partículas sólidas e vazios comanda todas as características macroestruturais dos solos, como permeabilidade, compressibilidade e resistência ao cisalhamento.

Figura 42 – Esquema dos arranjos elementares de partículas: (a) Interação entre partículas de argila elementar; (b) Interação individual de partículas de silte ou areia; (c) Interação de grupos de argilas; (d) Interação entre partículas de silte ou areia envolvidas por partículas; (e) Interação entre partículas parcialmente discernível

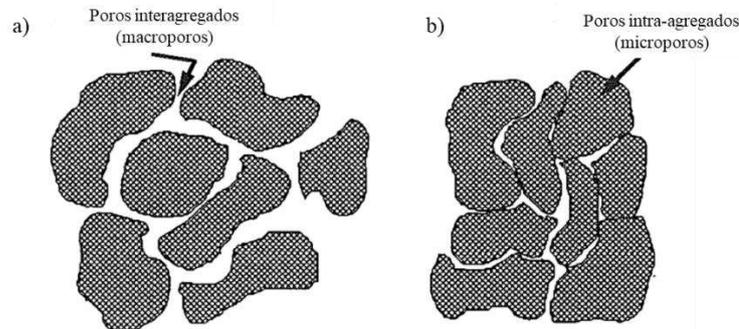


Fonte: Collins e MacGown (1974)

De acordo com Olsen (1962), a maior parte do fluxo de água ocorre em espaços porosos maiores localizados entre aglomerados de argila. Esses espaços maiores são denominados de macroporos ou espaços interagregados. Os espaços menores, dentro dos aglomerados de solos,

são chamados de microporos ou espaços intra-agregados (Figura 43). De acordo com Romero (1999), a dimensão que separa os macroporos dos microporos é 300 nm.

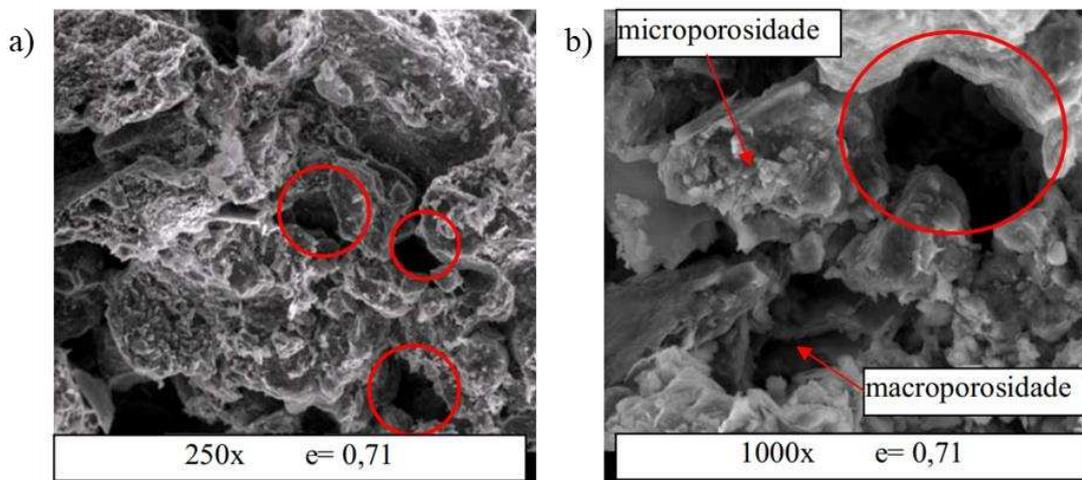
Figura 43 – Estrutura de solos com diferentes índices de vazios mostrando macroporos e microporos



Fonte: Olsen (1962)

Recentemente, diversas técnicas microscópicas vêm sendo realizadas para visualizar os efeitos de variações de condições de contorno em parâmetros geotécnicos. Essas técnicas visam mapear o comportamento dos macro e microporos dos solos sobre estas condições. As análises mais utilizadas são a Microscopia Ótica (MO) e a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV). Como pode ser visto na Figura 44, Mascarenha (2008) utilizou a MEV para identificação do comportamento estrutural, hidráulico e mecânico de solos sob condições não saturadas. Com isso, tem sido possível visualizar justificativas claras da variação micro no comportamento macroestrutural dos parâmetros geotécnicos dos solos.

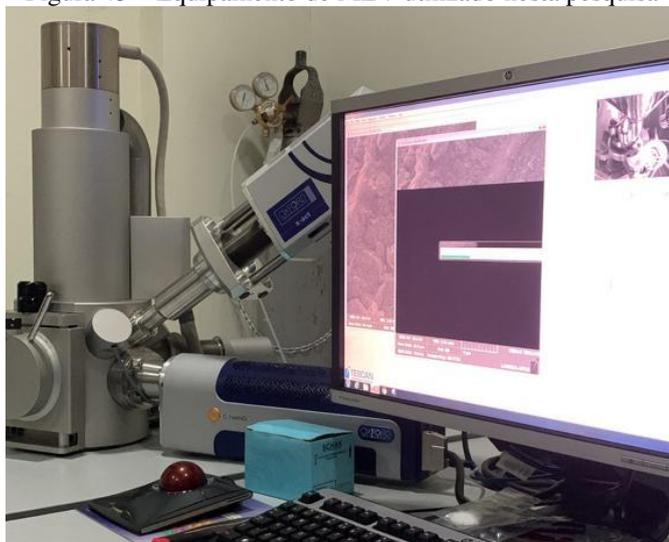
Figura 44 – Análise de amostra de solo em Microscópio Eletrônico de Varredura Ambiental com aumento de: a) 250 vezes; b) 1000 vezes



Fonte: Mascarenha (2008)

A análise com MEV é qualitativa com base em imagens de pequenas amostras do solo. O funcionamento do equipamento (Figura 45) é baseado na emissão de feixes de elétrons que incidem na superfície da amostra. Parte dos feixes são refletidos e coletados por um detector. As imagens são geradas pelas interações inelásticas de elétrons secundários e elásticas entre os elétrons retroespalhados com a amostra (ABMS, 2023). As imagens fornecidas apresentam elevada capacidade de ampliação e qualidade nos contrastes. Quando acoplados com um analisador de energia dispersa (EDS), permitem identificar a composição mineral das amostras.

Figura 45 – Equipamento de MEV utilizado nesta pesquisa



Fonte: próprio autor

Diversos cuidados são necessários para obtenção de boas imagens, como secagem prévia, preparação da superfície, metalização das amostras de solo e posicionamento adequado no equipamento. A metalização é necessária na maioria dos equipamentos para gerar uma superfície de atração dos elétrons, e, geralmente, é realizada por ouro de elevada pureza.

A técnica de MO faz uso de lentes com variadas capacidades de ampliação e envia fotografias para um computador acoplado (Figura 46). Pode-se fazer o uso de luz direta nas amostras para melhorar a visualização da superfície. A grande vantagem desta técnica é que o corpo de prova pode ser levado diretamente após o ensaio geotécnico para o microscópio, sem necessidade de secagem ou preparação prévia. A única necessidade é definir a superfície de visualização e deixá-la mais regular possível.

Figura 46 – Equipamento de MO utilizado nesta pesquisa

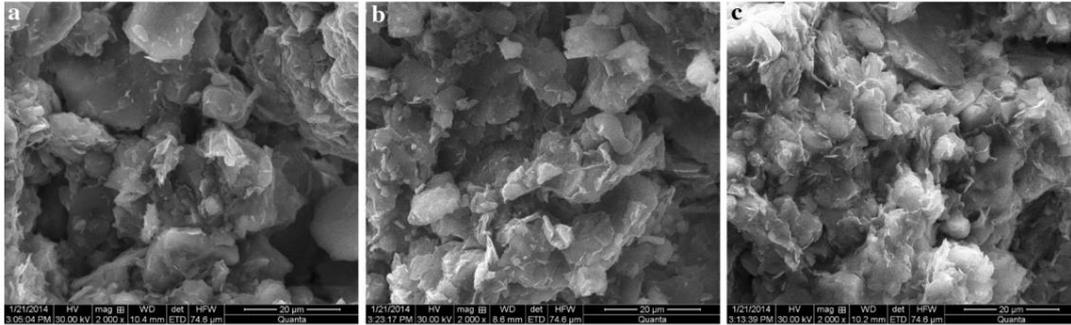


Fonte: próprio autor

Essas técnicas são relativamente recentes, mas vem sendo cada vez mais adotadas nos estudos avançados de solos para entender o comportamento geotécnico do material. Diversos estudos para obtenção de imagens pelas técnicas de MO e MEV em *CCL* de aterros sanitários têm sido realizados recentemente, dentre os quais destacamos os que seguem.

Zhao *et al.* (2016) investigaram as características microestruturais de argilas compactadas poluídas por lixiviado de aterros sanitários. Os níveis de concentração de lixiviado variaram entre 0 e 100%. Na Figura 47a, pode-se perceber boa conectividade entre os agregados. Já para as amostras contaminadas de solo (Figura 47b,c), os agregados maiores e os poros da argila diminuíram e os agregados menores aumentaram. Os autores descobriram, por meio de análise quantitativa com processamento de imagens, que o lixiviado promove a quebra de agregados maiores, transformando-os em agregados menores.

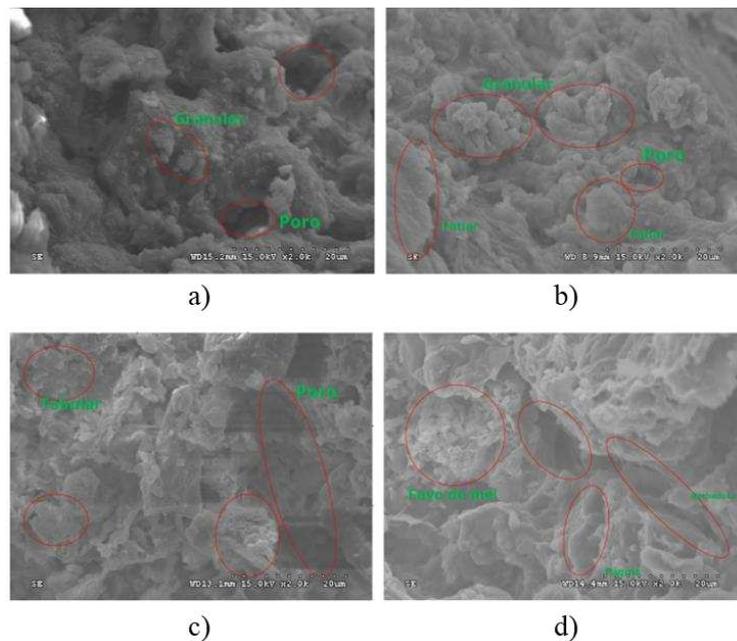
Figura 47 – Imagens de MEV para argilas contaminadas por lixiviado (2000 x): a) sem lixiviado (água destilada); b) 50% de lixiviado; c) 100% de lixiviado



Fonte: Zhao *et al.* (2016)

Estudos microestruturais de Xu *et al.* (2019) para argilas indeformadas expostas à ação de lixiviado de aterro sanitário indicaram que aconteceu corrosão de algumas estruturas. Como pode ser visto na Figura 48, a superfície do solo começou a formar poros em formato de treliças desiguais e interligadas. As formas de contato entre as partículas foram alteradas, passando de uma estrutura agregada para contato aresta-face e lateral-face. Essa estrutura vai se modificando para floculação em até 90 dias de contaminação por lixiviado. O tamanho das partículas apresentou tendência de redução, com aparecimento de fissuras nas amostras. Isso pode ser explicado por um colapso da rede cristalina ou alteração na composição dos argilominerais.

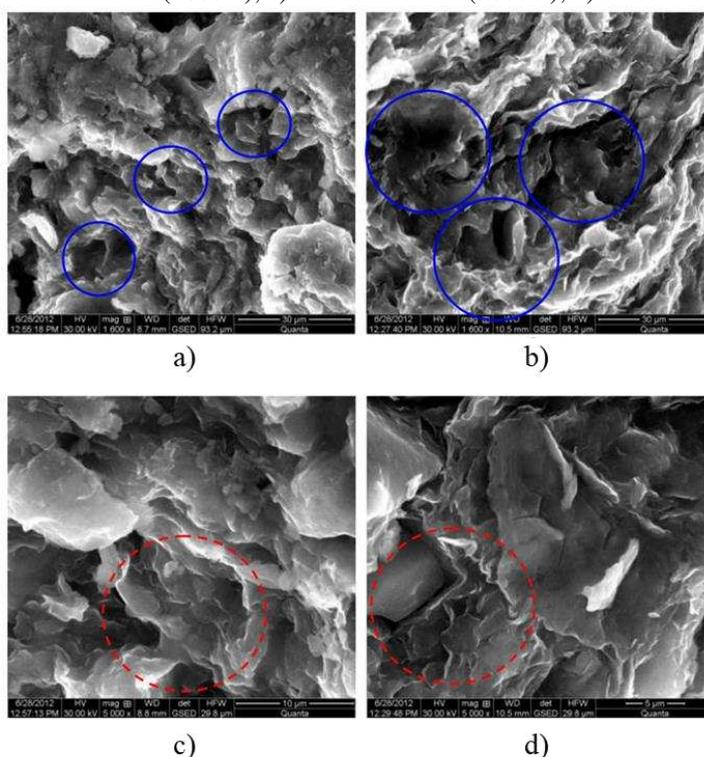
Figura 48 – Imagens de MEV de argilas indeformadas (2000 x) com diferentes tempos de contaminação por lixiviado de aterro de RSU: a) 15 dias; b) 30 dias; c) 60 dias; d) 90 dias



Fonte: Xu *et al.* (2019)

Hou *et al.* (2019) estudaram a microestrutura de argilas indeformadas contaminadas por lixiviado de aterro de RSU em diferentes temperaturas. Como pode ser visto na Figura 49, foi percebido que os poros do solo apresentaram corrosão pelo contato com o lixiviado, aumentando o raio médio dos macroporos. O processo de corrosão observado deu origem a novos materiais dentro do solo, como o cloro-aluminato de cálcio, gerado pela reação química do lixiviado com a argila.

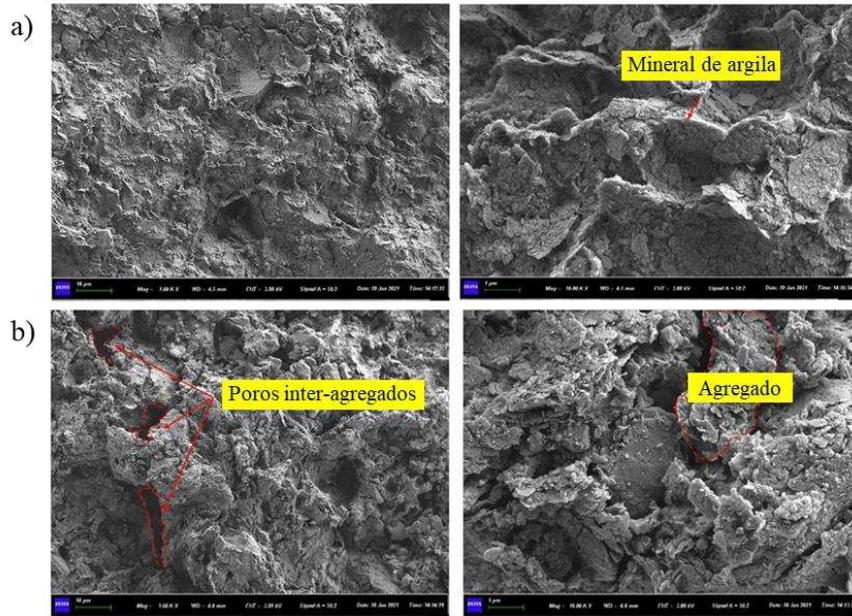
Figura 49 – Imagem de MEV de argila em testes antes e depois do contato com lixiviado: a) amostra natural (1600 x); b) amostra contaminada (1600 x); c) amostra natural (5000 x); d) amostra contaminada (5000 x)



Fonte: Hou *et al.* (2019)

Wan *et al.* (2022) analisaram a MEV de amostras de argila em contato com lixiviado de aterro sanitário por 20 anos. Essas amostras foram comparadas com amostras do mesmo solo em condições não contaminadas. A argila não contaminada possui uma estrutura densa com argilominerais lamelares (Figura 50a). Após interação com lixiviado (Figura 50b), a microestrutura desse solo desenvolveu uma estrutura solta, aumentando os macroporos e promovendo maior conectividade entre os poros. Os autores apontam que a interação com lixiviado levou à redução da quantidade de argilominerais e à compressão da camada dupla difusa.

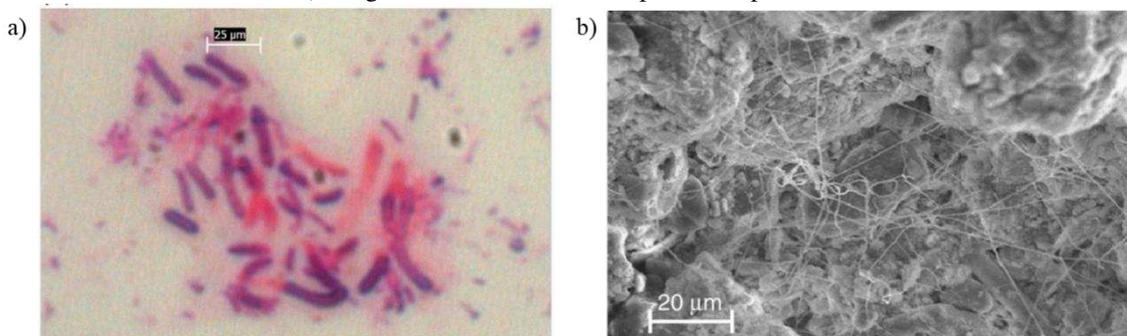
Figura 50 – Imagens obtidas em MEV para camadas de argila: a) não contaminada; b) contaminada por lixiviado de aterro sanitário



Fonte: modificado de Wan *et al.* (2022)

Ensaios microscópicos também são essencialmente importantes para identificação de colônias de microrganismos. Francisca e Glatstein (2010) detectaram que a presença de matéria orgânica no fluido contaminante promoveu crescimento de microrganismos, que acarretaram o entupimento dos poros dos solos. A literatura chama esse fenômeno de formação de biofilme ou bioentupimento. Foram encontradas colônias de exopolissacarídeos microbianos (EPS), que podem ser vistas na Figura 51a. A atividade dessas colônias promove a formação de estruturas de filamentos dentro dos poros do solo (Figura 51b).

Figura 51 – Microrganismos presentes em amostras de solo: a) identificados na saída do fluido em microscópio ótico; b) imagem de MEV de amostra percolada por lixiviado



Fonte: Francisca e Glatstein (2010)

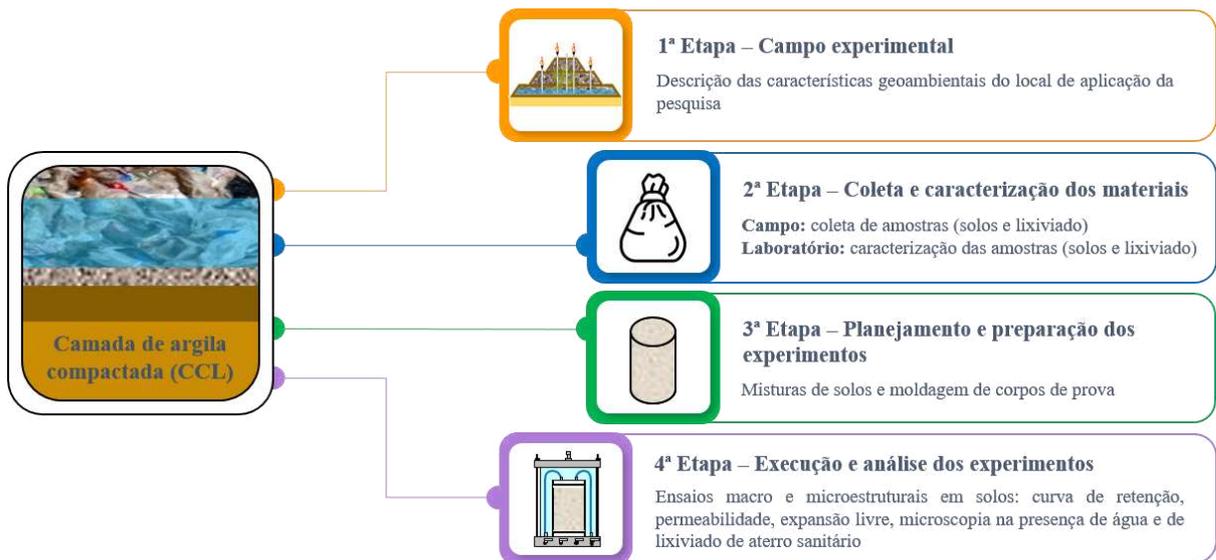
Existem diversas outras técnicas de análises microestruturais em solos, como reflectometria (óptica e do domínio do tempo), medições com infravermelho, tomografias (de raios-X ou computadorizada), porosimetria por intrusão de mercúrio ou gás, microscopia eletrônica de transmissão, no entanto, nesta revisão foram abordadas com detalhes as técnicas adotadas na metodologia deste trabalho.

Portanto, percebe-se que, com o avanço das técnicas de medição e análise microscópicas, pode-se identificar padrões de fissuração, redução de partículas minerais, variações nos tamanhos dos poros, ataque químico do contaminante nas partículas, eventuais alterações estruturais entre outros aspectos inerentes à interface solo-contaminante. Essas análises são essenciais para compreender o efeito do contato solo-contaminante em camadas de base de aterros sanitários.

4 METODOLOGIA

A metodologia desta pesquisa foi desenvolvida para camada de base de solo compactado de aterro sanitário. Como pode ser visto na Figura 52, este trabalho está compreendido em 4 etapas principais. A primeira corresponde à descrição das características geotécnicas, ambientais e operacionais do campo experimental de aplicação da pesquisa. Na segunda fase, estão descritas as etapas de coleta e caracterização dos materiais (solos e lixiviado). Na terceira etapa, foram descritos os procedimentos de mistura e homogeneização dos solos, bem como processos de moldagem dos corpos de prova, simulando *CCL*. Na última etapa, estão descritos os métodos de execução e análises dos ensaios macro e microestruturais (curva de retenção, permeabilidade, expansão livre, microscopia) dessas camadas em contato com água e com lixiviado.

Figura 52 – Etapas metodológicas da pesquisa



Fonte: próprio autor.

Os ensaios realizados e análise dos parâmetros seguem simulações de situações reais em camadas de base de aterros sanitários, reproduzidas em laboratório, com desenvolvimento de processos físicos de mistura, umedecimento e compactação de solos. Esses processos podem ser replicados em qualquer camada de revestimento de aterro sanitário com características semelhantes.

4.1 CAMPO EXPERIMENTAL

Esta pesquisa foi aplicada em materiais utilizados na camada de revestimento de base de solo compactado do Aterro Sanitário localizado no município de Campina Grande-PB (ASCG), Estado da Paraíba (Brasil).

O município sede do ASCG possui uma população estimada de 419.379 habitantes (IBGE, 2022), está localizado na região do agreste paraibano (semiárido brasileiro), a 550 m de altitude em relação ao nível do mar sobre o Planalto da Borborema. Apresenta um clima tropical chuvoso, com verão seco e precipitação média anual de 800 mm. A temperatura média anual é de 28,5° C e a umidade relativa do ar na zona urbana varia de 60 a 80% (AESAs, 2020).

O ASCG está distante 10 km do perímetro urbano de Campina Grande, sendo localizado no Distrito de Catolé de Boa Vista. Segundo RIMA (2010), após realização de 21 sondagens em poços de inspeção, não foi localizado nível de lençol freático a pelo menos 30 m de profundidade. Este Aterro está em funcionamento desde julho de 2015, recebendo atualmente 731 toneladas de RSU por dia, provenientes de 63 municípios dos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte.

O método de execução deste Aterro foi de alteamento em áreas, com Células Sanitárias que possuem estrutural piramidal. Inicialmente, foram executadas quatro Células de 100 x 100 m, que foram unidas, formando a Célula 1 (Figura 53). O revestimento de base desta primeira execução foi construído com solo compactado, perfazendo uma área de aproximadamente 220 m x 220 m. Essa camada de revestimento foi obtida pela mistura de solos da região do próprio Aterro (Solo Local) com bentonita, na proporção 4:1 (Solo Local: Bentonita) em volume de material solto. A camada finalizada apresentou espessura média que variou de 0,60 a 1,00 m.

Figura 53 – Mapeamento das células sanitárias do ASCG

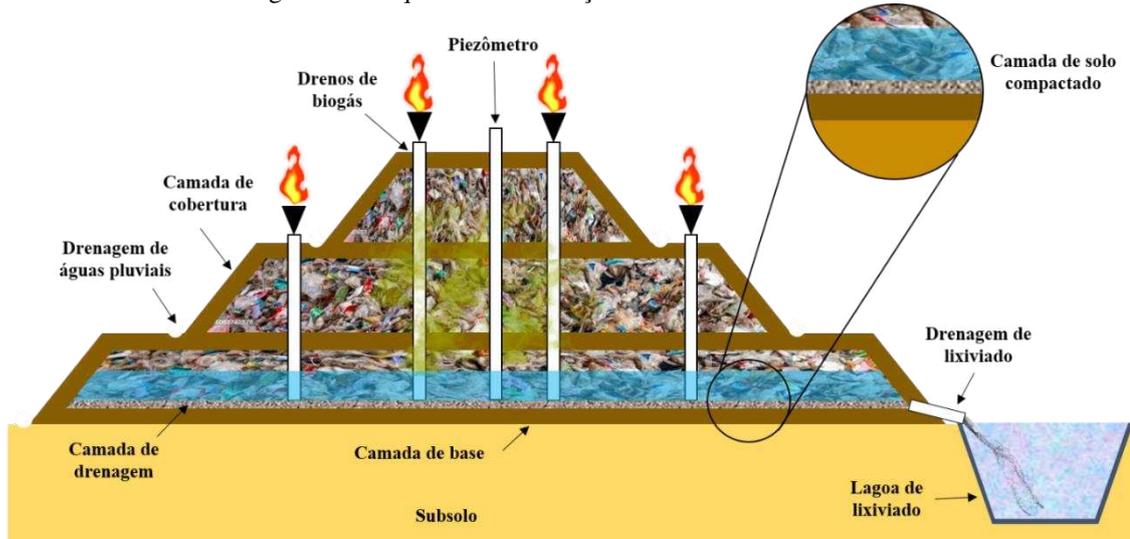


Fonte: adaptado de Google Earth (2022)

As camadas de revestimento de base das Células Sanitárias 2 e 3 foram executadas posteriormente. A Célula 2 foi construída com os mesmos materiais e métodos usados na Célula 1. No entanto, a execução da Célula 3 foi diferente. Nesta última, foi realizado um nivelamento na área com aterro de solo compactado, sobreposto por uma geomembrana de PEAD de 1,5 mm de espessura (texturizada em uma das faces), geotêxtil não tecido e camada de solo de proteção (espessura de 0,30 m). A Célula 3 está em operação atualmente. A junção entre as 3 Células Sanitárias, no seu formato final, formará uma grande Macrocélula, com base de 460 m x 220 m, alcançando níveis de 45 m de altura no seu último platô.

Esta pesquisa foi conduzida para simular camadas de solo compactado de misturas de solo local e bentonita, como as utilizadas nas Células 1 e 2, em contato com lixiviado do próprio ASCG. A Figura 54 apresenta o esquema de uma seção transversal S1 demarcada na Figura 53. O isolamento do revestimento de base é realizado com solos compactados de baixa permeabilidade à água. Vale ressaltar que não foi detectado nível de lençol freático a pelo menos 30 metros abaixo do revestimento, há presença rochas a pequenas profundidades, elevada disponibilidade de bentonita em região próxima do Aterro e as legislações ambientais nacional e local não exigem uso de geomembrana, justificando a escolha de *CCL* para este caso.

Figura 54 –Esquema de uma seção transversal S1 do ASCG



Fonte: próprio autor.

Sobre a camada de base foi construído um sistema de drenagem de lixiviado (Figura 55), em formato “espinha de peixe”, com uso de britas de 25 mm e tubos de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) perfurados de 100 (drenos secundários) e 150 mm (drenos primários), que coletam os líquidos contaminantes do interior das Células para 4 lagoas de lixiviado. Essas lagoas foram construídas com uso de geomembrana tipo PEAD de 2 mm de espessura e permitem que o lixiviado seja armazenado para posterior tratamento, sendo utilizado também para recirculação nas células sanitárias, tendo em vista os longos períodos de estiagem na região.

Figura 55 – Execução da camada de base do ASCG: a) compactação e nivelamento da camada; b) execução de rasgos para instalação de drenos horizontais; c) drenos horizontais (tubo PEAD envolto em britas e drenos verticais (tubo PEAD envolto em pedra rachão)



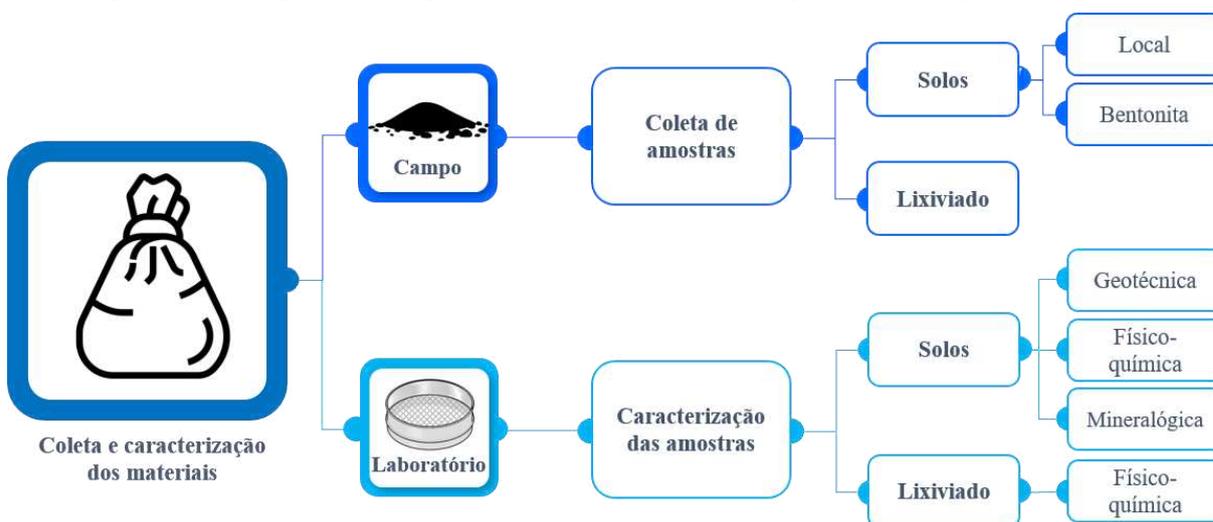
Fonte: GGA (2021)

O ASCG tem seu monitoramento geoambiental realizado diariamente pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal da Campina Grande (UFCG) desde março de 2016. Trata-se de um Aterro Sanitário de direito privado e este monitoramento foi viabilizado por meio de um Acordo de Parceria celebrado entre a UFCG e a empresa Ecosolo Gestão Ambiental de Resíduos Ltda, com interveniência do Parque Tecnológico da Paraíba. O trabalho técnico de monitoramento geoambiental é realizado por uma equipe multidisciplinar, que envolve professores, pesquisadores e alunos de graduação e pós-graduação (mestrado e doutorado) dos cursos de Engenharia Civil, Engenharia Sanitária e Ambiental, Engenharia Química, Engenharia Elétrica e Biologia da UFCG, UEPB e UFPB.

4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS

Nesta primeira etapa da pesquisa (Figura 56), os materiais utilizados foram coletados no ASCG e levados para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) da UFCG. Foram retiradas amostras deformadas de solos e lixiviado *in natura*, e acondicionados no laboratório, para garantia da preservação das condições de coleta. O detalhamento das formas de coleta e caracterização desses materiais foram discriminados nas Seções 4.2.1 e 4.2.2, seguindo recomendações técnicas de órgãos normativos e/ou ambientais pertinentes a cada caso.

Figura 56 – Fluxograma das etapas de coleta de amostras em campo e caracterização dos materiais



Fonte: próprio autor.

4.2.1 Solos

Foram utilizados dois tipos de solos na confecção das camadas experimentais de base: Solo Local (SL) do próprio Aterro em estudo (Distrito de Catolé de Boa Vista-Campina Grande-

PB) e uma Bentonita (B), oriunda de jazidas localizadas no município de Boa Vista-PB. Vale ressaltar que, este último município é o maior produtor nacional de bentonita, distante apenas 25 km do ASCG. Os solos estavam dispostos em áreas próximas à execução do revestimento de base das células sanitárias, como pode ser visto na Figura 57, e foram coletados em sacos de nylon de 20 kg cada, devidamente identificados e levados ao LGA.

Figura 57 – Solos utilizados na camada de base do ASCG



Fonte: GGA (2020)

O SL apresenta-se como um material de comportamento arenoso, verificado preliminarmente de forma tátil-visual. A partir da adição de bentonita a este solo arenoso, pode-se obter uma camada que reduza consideravelmente o coeficiente de permeabilidade do revestimento de base. Isso se deve ao fato de que, além dos solos bentoníticos serem finos o suficiente para reduzir a porosidade da mistura, a bentonita, quando umedecida, pode expandir várias vezes em relação ao seu volume inicial.

Os solos utilizados nesta pesquisa foram caracterizados separadamente, tendo em vista compreender sua gênese, classificação e entender comportamentos típicos. Os ensaios de caracterização realizados e seus métodos de ensaio estão discriminados no Quadro 6.

Quadro 6 – Ensaio de caracterização geotécnica, físico-química e mineralógica dos solos estudados

Caracterização	Ensaio	Referência do ensaio
Geotécnica	Preparação de amostras	NBR 6457 (ABNT, 2016a)
	Massa específica dos grãos	NBR 6458 (ABNT, 2016b)
	Análise granulométrica	NBR 7181 (ABNT, 2016e)
	Limite de liquidez (LL)	NBR 6459 (ABNT, 2016c)
	Limite de plasticidade (LP)	NBR 7180 (ABNT, 2016d)
	Compactação	NBR 7182 (ABNT, 2016f)
Físico-química	Potencial hidrogeniônico (pH)	EMBRAPA (2017)
	Matéria orgânica	EMBRAPA (2017)
	Capacidade de troca catiônica (CTC)	EMBRAPA (2017)
Mineralógica	Difratometria de Raios-X (DRX)	-
	Espectroscopia por energia dispersiva de raios X (EDX)	-

Em relação aos ensaios citados no Quadro 4, para caracterização da bentonita, algumas adaptações de procedimentos descritos pelas normas foram realizadas, sobretudo devido ao processo expansivo do material e consequente inviabilização de alguns métodos experimentais convencionais, conforme descrito por Camargo (2012):

- Análise granulométrica:
 - Os ensaios foram realizados em analisadores de tamanho das partículas por difração a *laser* da marca *Malvern Instruments*® (modelo *Mastersizer 2000*);
- Massa específica dos grãos:
 - Foram utilizados 15 g, ao invés de 50 g;
 - O tempo de repouso foi de uma semana completa.

O tempo de repouso de uma semana se fez necessário em virtude de satisfazer as condições de hidratação completa de solos bentoníticos. Além do mais, a redução do material se deu em virtude de que este solo apresenta elevada expansividade.

Os ensaios de caracterização química (EDX) e mineralógica (DRX) foram realizados para SL e B. A EDX mostra quantitativamente a presença dos óxidos nas amostras de solo. Especificamente em relação à bentonita, pode-se verificar o caráter sódico ou cálcico da amostra. Estes ensaios foram conduzidos em espectrofotômetro de fluorescência de Raios-X

por energia dispersiva (modelo EDX-720 – *Shimadzu*). A DRX fornece difratogramas em formato de picos a partir dos quais os minerais presentes no solo podem ser determinados. O aparelho foi um difratograma (modelo XRD-7000 – *Shimadzu*), com radiação $\text{CuK}\alpha$, tensão de 40 kV, corrente de 30 mA, varredura de $2^\circ < 2\theta < 30^\circ$ e $\lambda = 1,54\text{\AA}$. Ambos foram realizados no Laboratório de Caracterização de Materiais da UFCG.

As misturas de solos, seguindo as porcentagens descritas na seção 4.3.1, também foram devidamente caracterizadas junto aos solos puros. Assim, foi possível analisar a influência do incremento de bentonita nas diversas camadas experimentais idealizadas.

4.2.2 Lixiviado

O lixiviado utilizado nessa pesquisa foi extraído diretamente do tubo de descarga proveniente da Lagoa de Tratamento de Lixiviado nº 01 (LTL 01), que pode ser visto na Figura 58. Este ponto de drenagem recebe líquidos da Célula 1, que se encontra com operação finalizada. A vazão do ponto de coleta em março de 2023 foi de 37 metros cúbicos por dia.

Figura 58 – Lagoas de Tratamento de Lixiviado do ASCG e ponto de coleta do lixiviado



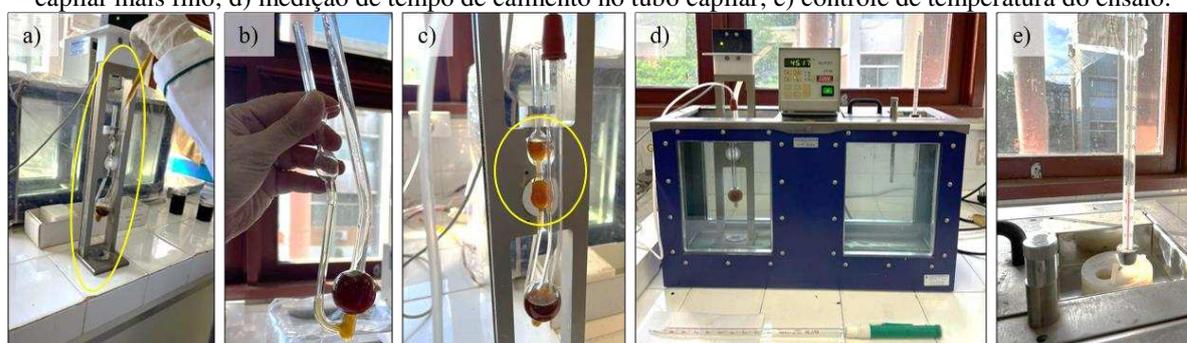
Fonte: adaptado de GGA (2023)

As amostras de lixiviado foram coletadas e armazenadas em frasco higienizado e estéril, conforme orientações de CETESB (2011), e mantido em condições de conservação (caixa térmica) até chegar ao LGA, onde foram realizados ensaios de caracterização físico-química. Os ensaios de turbidez, pH, alcalinidade total, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e

sólidos totais e sólidos voláteis foram realizados no LGA, de acordo com procedimentos recomendados por APHA (2017).

A viscosidade dinâmica dos fluidos percolantes foi obtida por meio de ensaio com Viscosímetro Ostwald/Cannon-Fenske, conforme descrito em Carvalho (2015) e recomendações de ASTM (2021). Os ensaios foram realizados no Laboratório de Engenharia Eletroquímica (LEEQ) da UFCG. Inicialmente, foram colocados 10 ml do fluido, filtrado e em temperatura ambiente (23°C), no fundo do reservatório de um tubo capilar, pelo acesso de maior diâmetro com auxílio de uma pipeta (Figuras 59a e 59b).

Figura 59 – Ensaio no viscosímetro Cannon-Fenske em função da temperatura: a) colocação do líquido no capilar; b) líquido posicionado no fundo do tubo capilar; c) aplicação de sucção para ascender o líquido no tubo capilar mais fino; d) medição de tempo de caimento no tubo capilar; e) controle de temperatura do ensaio.



Fonte: próprio autor.

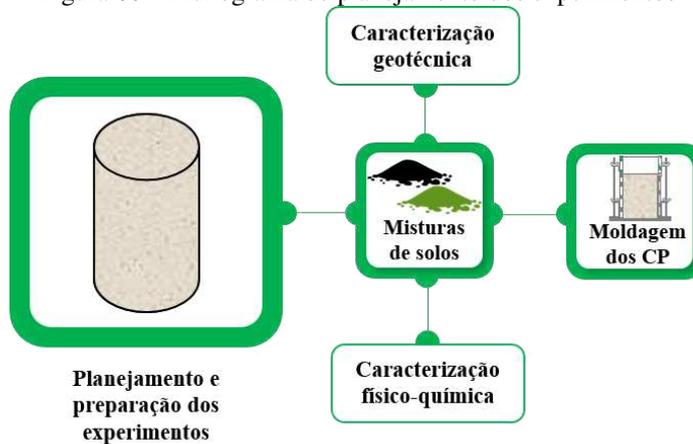
Em seguida, aplicou-se uma pressão de sucção no tubo de menor diâmetro, para que o líquido ascendesse até a marca superior desse tubo (Figura 64c). Após retirada dessa pressão, o fluido escoou por gravidade, cruzando outra marca inferior. A medida do tempo de escoamento é realizada com auxílio de um painel automático, que realiza de 3 a 5 leituras, para obter uma média dos valores (Figura 64d). A viscosidade é obtida pela relação entre o tempo de escoamento do fluido estudado e de um fluido padrão (água destilada). Variou-se a temperatura do fluido por meio de processo de banho-maria (Figura 64e). Foram obtidas as viscosidades para variadas temperaturas, visando estabelecer uma equação que simule o comportamento aproximado desse parâmetro.

4.3 PLANEJAMENTO E PREPARAÇÃO DOS EXPERIMENTOS

Para o desenvolvimento de camadas de base de aterros sanitários foram realizadas misturas de solo local e bentonita. Essas misturas tiveram suas caracterizações geotécnica e físico-química realizadas conforme procedimentos descritos no item 4.2.1. Então, corpos de

prova para as amostras de solo foram compactadas em duplicatas e submetidas a diversos ensaios para analisar características macro e microestruturais, como descrito na Figura 60.

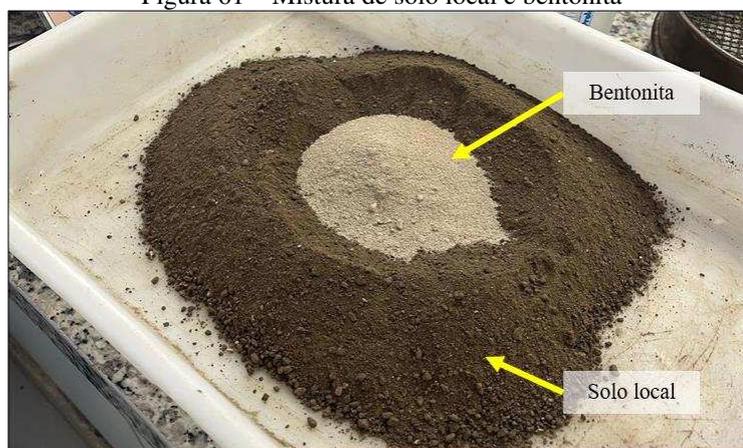
Figura 60 – Fluxograma de planejamento dos experimentos



Fonte: próprio autor.

As misturas de solos realizadas neste estudo visaram simular o que é praticado em uma obra de execução de *CCL*. Investigou-se o comportamento do material sem incremento de bentonita (solo local) avançando experimentalmente de 5 em 5%, em massa seca, até o valor máximo de 20%. Esse valor máximo é próximo ao percentual ótimo de bentonita obtido dos estudos realizados por Silva (2017) para este mesmo Aterro. De acordo com Komine e Ogata (1999), o teor de 5 a 20% de bentonita adicionada em areias apresenta considerável redução da condutividade hidráulica, o que não é verificado para maiores valores. As misturas foram realizadas manualmente na umidade higroscópica (Figura 61), até a homogeneização dos materiais, e caracterizadas individualmente.

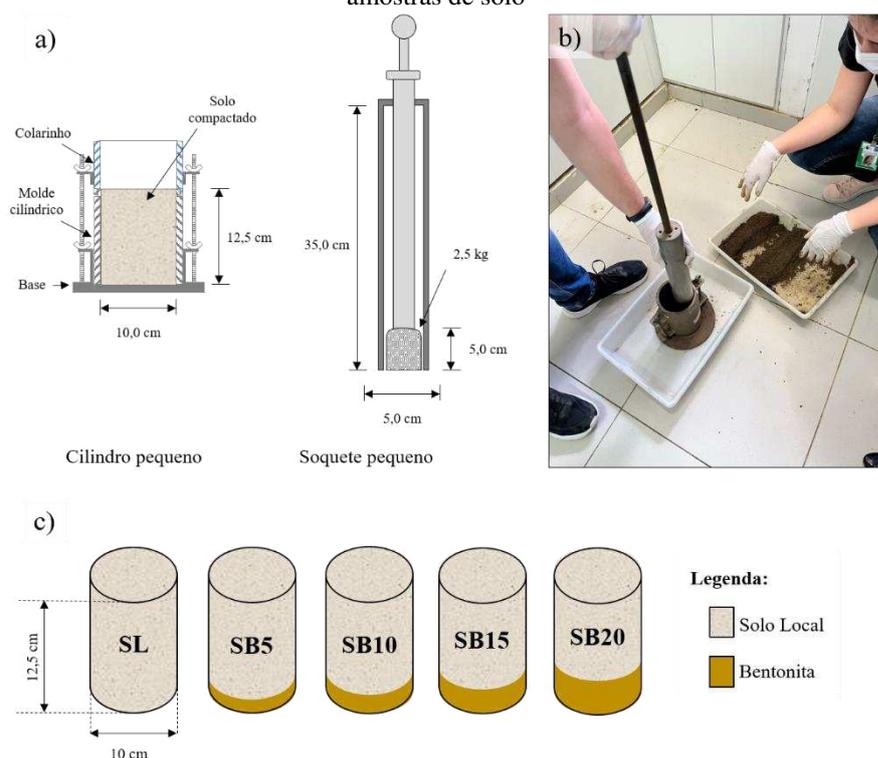
Figura 61 – Mistura de solo local e bentonita



Fonte: próprio autor.

Os corpos de prova (CP) utilizados para simular as camadas experimentais de revestimento de base apresentaram as dimensões ilustradas na Figura 62a, seguindo as recomendações de ABNT (2016f). Os CP foram moldados utilizando-se a energia *Proctor* Normal, com cilindro e soquetes pequenos (Figura 62b), e foram nomeados como Solo Local (SL), Solo Local + 5% Bentonita (SB5), Solo Local + 10% Bentonita (SB10), Solo Local + 15% Bentonita (SB15) e Solo Local + 20% Bentonita (SB20), conforme esquematizado na Figura 62c. As amostras foram moldadas na umidade ótima (w_{ot}) obtida no ensaio de compactação *Proctor* normal, assim como o máximo valor do peso específico seco (γ_{dmax}), obedecendo um grau de compactação mínimo de 95%, conforme indicações de CETESB (1993) e Morandini e Leite (2015) para execução de CCL.

Figura 62 – Ensaio de compactação *Proctor* Normal realizado para moldagem dos corpos de prova: a) características do cilindro e soquete utilizados; b) compactação de amostras de solo; c) configuração das amostras de solo



Fonte: próprio autor com adaptações de ABNT (2016f)

Após finalizado o processo de compactação, as amostras de solo foram retiradas do molde em um extrator de amostras, identificadas e conservadas em plástico filme e papel alumínio (Figura 63) até o momento do ensaio, tendo em vista evitar perdas de umidade do material compactado. Cada amostra foi levada para realização dos ensaios macro e microestruturas com os dois fluidos (água e lixiviado).

Figura 63 – Corpos de prova moldados: a) identificação da amostra de solo; b) isolamento com plástico filme; c) vedação com papel alumínio.

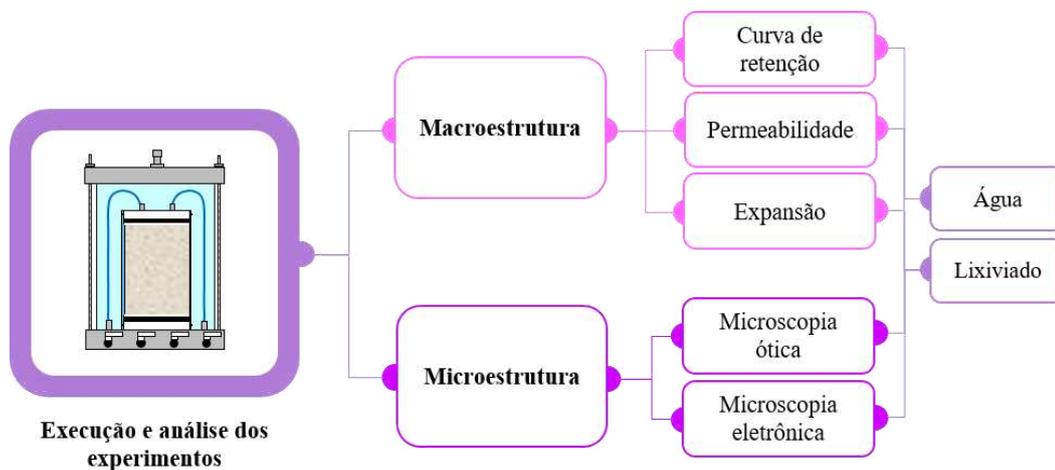


Fonte: próprio autor.

4.4 EXECUÇÃO E ANÁLISE DOS EXPERIMENTOS

Os experimentos para verificação de parâmetros macroestruturais (curva de retenção, permeabilidade e expansão) e microestruturais (microscopias ótica e eletrônica de varredura) de camadas de solo em contato com água destilada e com lixiviado de Aterro Sanitário foram realizados nas amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 (Figura 64).

Figura 64 – Fluxograma de planejamento dos experimentos



4.4.1 Ensaios macroestruturais

Foram realizados ensaios de curva de retenção, permeabilidade e expansão dos solos nas amostras de solos compactados SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 quando percoladas por água destilada e por lixiviado de aterro sanitário. Esses ensaios são essenciais para o dimensionamento de camadas de solos compactados utilizados nestes empreendimentos.

4.4.1.1 Curva de retenção de água e lixiviado no solo

Os ensaios para conhecimento da curva de retenção (ou curva característica) de água e lixiviado nos CP foram realizados por meio de método do papel filtro, seguindo procedimentos descritos pela Norma ASTM D5298 (ASTM, 2016b) e por Marinho (1994), assim como recomendações de Santos (2015). O método é baseado na absorção e equilíbrio de umidade entre a amostra de solo e um papel filtro calibrado (Whatmann nº 42) e pode ser realizado tanto para sucção matricial quanto para sucção total. Os ensaios foram realizados no LGA.

Inicialmente, as amostras de solos de cada mistura foram moldadas e corpos de prova menores em anéis cilíndricos de inox de 2 cm de altura por 7 cm de diâmetro foram talhados do CP (Figura 65a). Em seguida, essas amostras foram posicionadas em um recipiente metálico e postas em contato com o líquido de interesse (água ou lixiviado), para saturação por capilaridade (Figura 65b). Foi colocada uma esponja drenante no fundo das amostras, para que o solo tivesse contato direto com o líquido e não com o fundo do recipiente. As amostras foram deixadas em repouso até que fosse verificada a ascensão de umidade na capa superior da amostra. Com os dados da umidade de moldagem de cada mistura, das massas da amostra antes e depois do processo de saturação e da massa específica dos grãos, é possível calcular o nível de saturação das amostras, de acordo com índices físicos do solo.

Figura 65 – Corpos de prova de solos utilizados nos ensaios de curva de retenção: a) talhamento de anel cilíndrico em corpo de prova de solo; b) amostras de solos em processo de saturação por capilaridade com lixiviado e com água.



Fonte: próprio autor.

Após verificação do grau de saturação, as amostras de solos foram colocadas cuidadosamente em contato com o papel filtro e envolvidas com plástico filme (Figura 66a). Na segunda volta do envolvimento do plástico, utilizou-se uma esponja para garantir que o solo

estaria em contato com o papel durante todo o processo (Figura 66b). Foram promovidas 7 voltas no plástico, de modo que haja isolamento completo, evitando a fuga de umidade (Figura 66c). Os materiais foram, então, envolvidos em uma camada de papel alumínio, para permitir identificação da amostra e isolar de qualquer incidência de luz que possa influenciar nos resultados (Figura 66d). As amostras foram colocadas numa caixa de isopor revestida de papel alumínio para aumentar o isolamento do ambiente externo e evitar perdas de umidade nas amostras (Figura 66e). Finalmente, foram deixadas em repouso (Figura 66f) por períodos determinados para cada tipo de sucção.

Figura 66 – Procedimento do ensaio de sucção pelo método do papel filtro: a) solo em contato com o papel filtro e envolvido por plástico filme; b) colocação de esponja no contato papel-solo; c) envolvimento de camadas de isolamento de plástico filme; d) isolamento com papel alumínio e identificação da amostra; e) colocação de amostras de solo em caixa de isopor com isolamento térmico; f) caixas com amostras de solo em repouso.



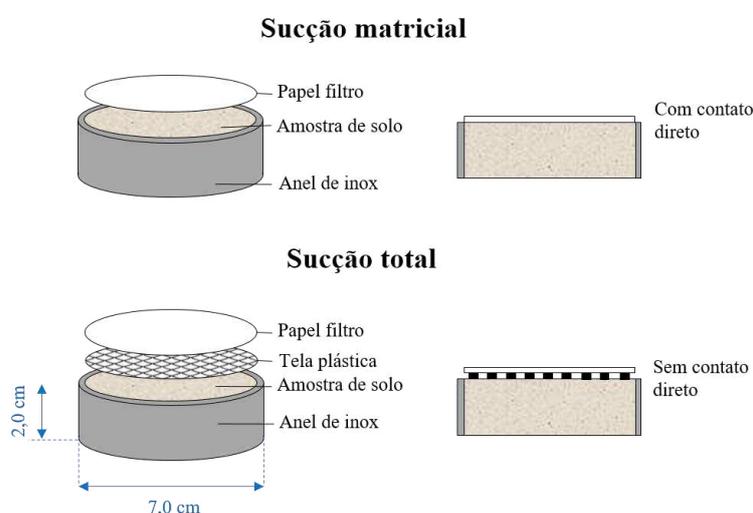
Fonte: próprio autor.

Ao final deste período, as amostras de solo foram abertas, o papel filtro foi extraído cuidadosamente e rapidamente pesado em balança analítica com precisão de 0,0001 g. Este papel foi levado à estufa para secagem por 24 horas. A amostra também foi pesada para aferição da umidade atual da amostra com uso de índices físicos. Depois de obtidos pesos, a amostra foi deixada em secagem ao ar livre para caminhamento descendente da umidade na curva

característica do solo. Ao se chegar à massa requerida, um novo papel filtro foi colocado e deixado em repouso, para equilíbrio entre às superfícies, reiniciando o processo apresentado na Figura 65.

Como pode ser visto no esquema da Figura 67, para a sucção matricial, o papel filtro foi colocado em contato direto com o solo e deixado em repouso por, no mínimo, 7 dias consecutivos. Já para obtenção da sucção total, foi utilizada uma tela separadora que não permita o contato direto do solo com o papel e o tempo de repouso mínimo foi de 15 dias, conforme recomendações de Marinho (1994).

Figura 67 – Esquema do ensaio de papel filtro para obtenção da sucção matricial e sucção total



Fonte: adaptado de Marinho (1994)

Por meio da umidade extraída na secagem do papel filtro Whatman nº 42 em cada retirada descrita no procedimento experimental, é possível obter a sucção do solo por meio das Equações 4 e 5, conforme ASTM D5298 (ASTM, 2016b).

$$P/w \leq 45,3\%: \quad S = 10^{(5,327 - 0,0779 \cdot w)} \quad (4)$$

$$P/w > 45,3\%: \quad S = 10^{(2,412 - 0,0135 \cdot w)} \quad (5)$$

Sendo: w – umidade do papel; S – sucção obtida pelo equilíbrio do papel com o solo.

De posse de todos os pontos de sucção obtidos pela secagem do papel filtro e da umidade do solo correspondente a cada ponto de sucção, pode-se montar a curva característica para cada amostra de solo, tanto para sucção total quanto matricial.

Para o ajuste das curvas características de retenção de umidade foram utilizadas as equações de Gardner (1956), Van Genuchten (1980) e Fredlund *et al.* (1994), que estão descritas nas Equações 6, 7 e 8, respectivamente.

$$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{(1 + \alpha\psi^n)} \quad (6)$$

$$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{[1 + (\alpha\psi^n)]^m} \quad (7)$$

$$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{\left\{ \ln \left[e + \left(\frac{\psi}{a} \right)^n \right] \right\}^m} \quad (8)$$

Sendo: θ = umidade volumétrica do solo ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$); θ_{Res} = umidade volumétrica residual do solo ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$); θ_{Sat} = umidade volumétrica saturada do solo ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$); ψ = sucção matricial do solo (kPa); α, m, n = parâmetros de calibração da equação.

A seleção do modelo que apresentou melhor ajuste das curvas características foi realizada por meio de critérios estatísticos, como utilizado por Legates e McCabe Jr (1999), Sinha e Wang (2008), Tizpa *et al.* (2015), Fard *et al.* (2018) e Oliveira Filho *et al.* (2020). Os critérios selecionados estão descritos nas Equações 9, 10, 11 e 12.

- i. Coeficiente de determinação (R^2)

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{P}_i)^2} \quad (9)$$

- ii. Erro quadrático médio (EQM)

$$EQM = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{n} \quad (10)$$

- iii. Coeficiente de eficiência (E)

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (11)$$

- iv. Índice de concordância (IC)

$$IC = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad (12)$$

Sendo: n é número de observações, O_i é o valor observado (experimentais), P_i é o valor predito (modelagem), \bar{O} é a média dos valores observados (experimentais) e \bar{P} é a média dos valores preditos (modelagem).

Foram escolhidos diversos critérios para análise de ajustes de modelos em virtude de limitações admitidas pela influência de *outliers*, que podem estar presentes nos modelos adotados. Esses pontos, que fogem da normalidade, podem causar anomalias nos resultados

obtidos e enviar a análise. Os dados foram processados com auxílio do *Microsoft Office Excel*© 2013, utilizando a ferramenta *Solver* para a calibração dos modelos. Assim, foi possível a verificação do comportamento da sucção no processo de interação do solo com água e com lixiviado.

4.4.1.2 Ensaios de permeabilidade à água e ao lixiviado

Os ensaios de permeabilidade à água e ao lixiviado foram realizados em permeâmetro de parede flexível do tipo *Tri-Flex 2*, da *ELE International Incorporation/ Soil Test* (Figura 68). Este equipamento permite controlar as tensões (confinante e axiais) aplicadas no solo, aperfeiçoar o processo de saturação com uso de contrapressão, evitar formação de caminhos preferenciais de fluxo pelas paredes do molde e acelerar o processo de percolação de fluidos pela amostra de solo. Assim, tornou-se possível a obtenção de baixos valores de permeabilidade com tempo reduzido de ensaio. Os ensaios foram realizados no LGA.

Figura 68 – Permeâmetro de parede flexível *Tri-flex 2*: a) painel e câmara do aparelho; b) utilização de cilindros de inox para passagem de lixiviado pela amostra de solo



Fonte: próprio autor.

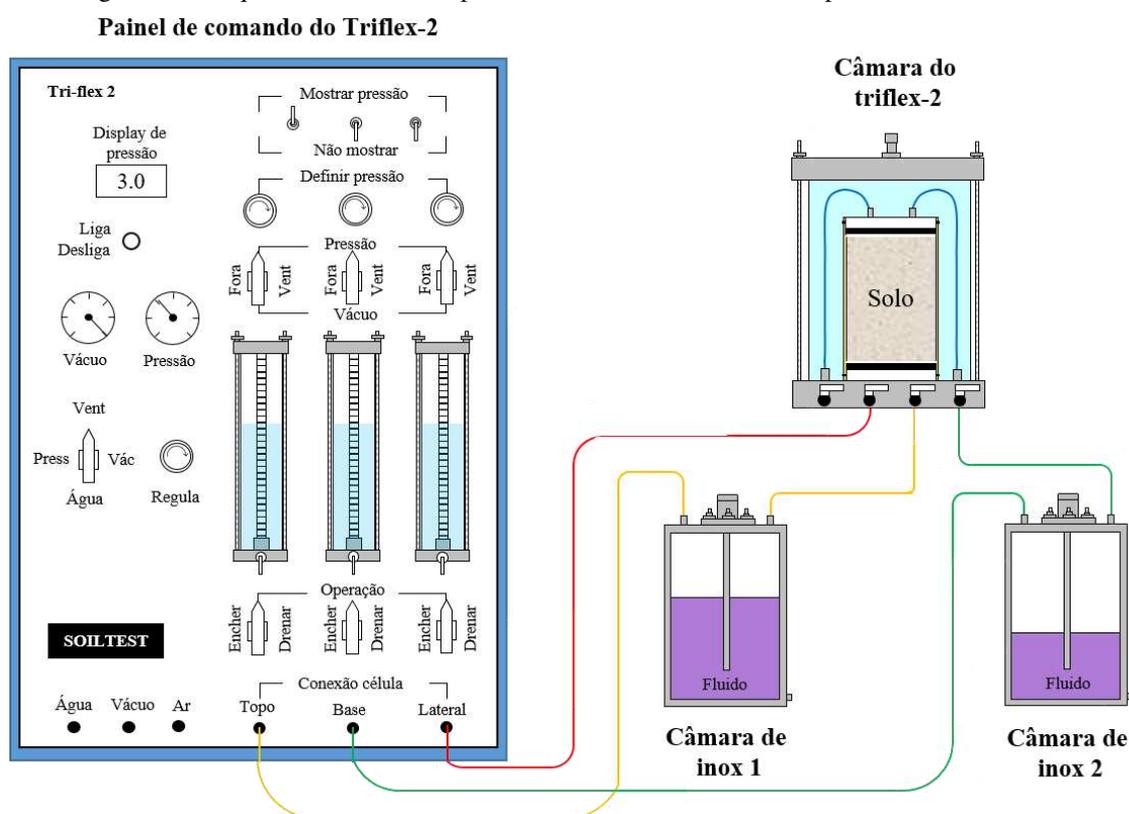
Os ensaios seguiram recomendações da Norma ASTM D-5084 (ASTM, 2016), com adaptações dos procedimentos adotados por Zanon (2014), Santos (2015) e Costa (2019), em temperatura controlada de $20 \pm 1^\circ\text{C}$. Os líquidos permeantes foram água destilada e lixiviado *in natura* do ASCG, com caracterizações físico-químicas previamente estabelecidas. O percolado foi armazenado em tanques de aço inox (Figura 68b), para minimizar possíveis reações químicas pela incidência de luz. Os CP foram confinados com aplicação de gradientes de pressão, conforme recomendado por ASTM (2016).

Os ensaios de permeabilidade à água e ao lixiviado foram divididos em duas etapas sequenciadas: aplicação das pressões confinantes/saturação do CP e percolação de fluidos de interesse. Os procedimentos deste ensaio, seguindo comandos expostos na Figura 69, foram os seguintes:

- i. Etapa 1 – Pressões confinantes/saturação do corpo de prova
 - Colocou-se um conjunto de pedras porosas e papéis filtros na base e no topo do CP;
 - Posicionou-se uma tampa de acrílico na parte superior do CP, onde foram conectadas as mangueiras de drenagem;
 - O CP foi encamisado com membrana de látex e ligas de borrachas, evitando contato com a água confinante;
 - Inseriu-se a célula de acrílico e tampa no conjunto na câmara do aparelho e foram realizadas as vedações por meio de parafusos rosqueados por porcas borboleta;
 - Conectou-se a câmara do Tri-flex ao painel de comando e inseriu-se água até atingir sua capacidade máxima, evitando bolhas de ar na superfície;
 - Aplicou-se a pressão confinante (lateral) de 7 psi (48,7 kPa), extraíndo ar das pedras porosas e tubulações, até que visualmente as bolhas cessem;
 - Encheram-se as buretas de operação até o nível desejado e foi realizada a desaeração dessas buretas, removendo entrada de ar;
 - Para saturação das amostras de solo percoladas por água, foi utilizado o comando do próprio painel, com pressão aplicada da base para o topo, estabelecendo um fluxo de água ascendente e conseqüente expulsão das bolhas de ar presentes no CP;
 - Para saturação das amostras de solo percoladas com lixiviado, duas câmaras auxiliares de aço inox foram utilizadas, onde a primeira armazena o líquido utilizado no ensaio e a segunda recebe o líquido percolado pela amostra. Foram aplicadas pressões no primeiro tanque, que promoveram a saturação dos espaços vazios do solo com lixiviado por contrapressão, com direção de fluxo de forma ascendente;
 - O corpo de prova foi considerado saturado, para qualquer dos fluidos, quando o volume que entra pela base é o mesmo que sai pelo topo, com aplicação de um gradiente de pressão constante de 30 kPa;

- Com a saturação completa, foram fechadas as válvulas de topo e de base. Aguardou-se, pelo menos, 24 h para promover a hidratação da amostra em contato com o fluido. Após isso, foi possível iniciar a segunda etapa com o líquido de interesse.
- ii. Etapa 2 – Percolação de líquidos
- Conforme recomendações de ASTM (2016), aplicou-se um gradiente de fluxo descendente de 30 kPa, de forma a simular infiltração do líquido na camada;
 - Abriam-se as válvulas de topo e de base da célula, medindo o tempo para percolação de um volume de líquido pré-determinado;
 - ASTM (2016) recomenda que sejam obtidos, pelo menos, quatro valores consecutivos de condutividade hidráulica, num intervalo de tempo em que a relação entre a vazão de entrada e de saída seja de 0,75 e 1,25 para permeabilidades com valores maiores ou iguais a 1.10^{-10} m/s, e de 0,50 a 1,50 para permeabilidades com valores inferiores a 1.10^{-10} m/s.

Figura 69 – Esquema ilustrativo do painel de comandos utilizados no permeâmetro Tri-flex 2.



Fonte: próprio autor.

Para utilização do lixiviado nos ensaios laboratoriais, tendo em vista a garantia da integridade dos equipamentos, este foi passado em papel filtro para remover sólidos em suspensão, que poderiam levar os vazios do corpo de prova à colmatção ou ainda aderir às paredes dos tubos utilizados.

Graficamente, a permeabilidade em função do tempo não deve mostrar tendência ascendente ou descendente. O coeficiente de permeabilidade à água (k_A) ou ao lixiviado (k_L) do CP foi calculado de acordo com a Equação 13.

$$k_{A,L} = \frac{V \times L}{P_B \times A \times t} \quad (33)$$

Sendo: $k_{A,L}$ – coeficiente de permeabilidade à água ou ao lixiviado da camada de solo (cm/s); V – volume do fluido de t_1 para t_2 (cm³); L – comprimento do corpo de prova (cm); P_B – diferença de pressão entre a base e o topo (psi); A – área da amostra (cm²); t = tempo de percolação.

Para o conhecimento do comportamento da permeabilidade de cada camada de solo compactado para os líquidos estudados na condição não saturada, foi utilizada a Equação de van Genuchten (1980), com parâmetros apresentados nas equações 14 e 15.

$$k(S_e) = k_{sat} \cdot S_e^{1/2} \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (44)$$

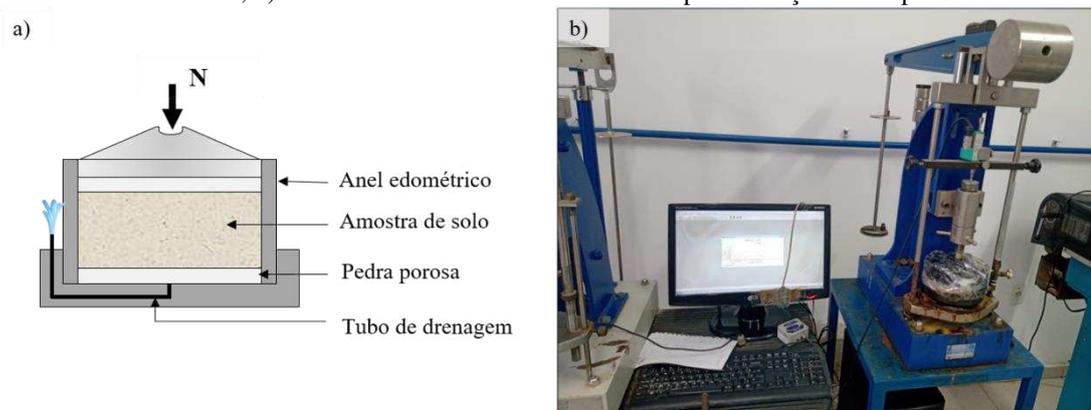
$$S_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}} \quad (15)$$

Sendo: $k(S_e)$ = permeabilidade para o grau de saturação S_e ; S_e = grau de saturação do solo; m = parâmetro de ajuste da equação.

4.4.1.3 Ensaio de expansão livre

A expansão dos solos com adição de bentonita pode acarretar o aparecimento de trincas e fissuras, que podem provocar caminhos preferenciais de fluxo. Para tal, foram realizados ensaios de expansão livre em célula edométrica automatizada (Figura 70), seguindo recomendações do Método B da Norma ASTM D-4546 (ASTM, 2021). Os ensaios foram realizados no LGA.

Figura 70 – Ensaio de expansão livre: a) esquema do procedimento de expansão com drenagem livre em célula edométrica; b) célula de adensamento automatizado para medições de expansão.



Fonte: próprio autor.

As amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 foram ensaiadas, com aplicação de tensão axial de assentamento (1 kPa), conforme recomendadas por ASTM (2021). Após 5 minutos de assentamento da carga, a célula edométrica foi inundada com o fluido de interesse (água ou lixiviado) e foram realizadas leituras da expansão da amostra na célula de adensamento automatizado (Figura 69b) até a constância dos dados. A temperatura ambiente do ensaio foi controlada em 20° C durante a realização do ensaio. A expansão livre corresponde à variação na altura da amostra de solo durante o ensaio, sendo calculado pela equação 16.

$$\varepsilon_L = \frac{\Delta H}{H_i} \cdot 100 \quad (16)$$

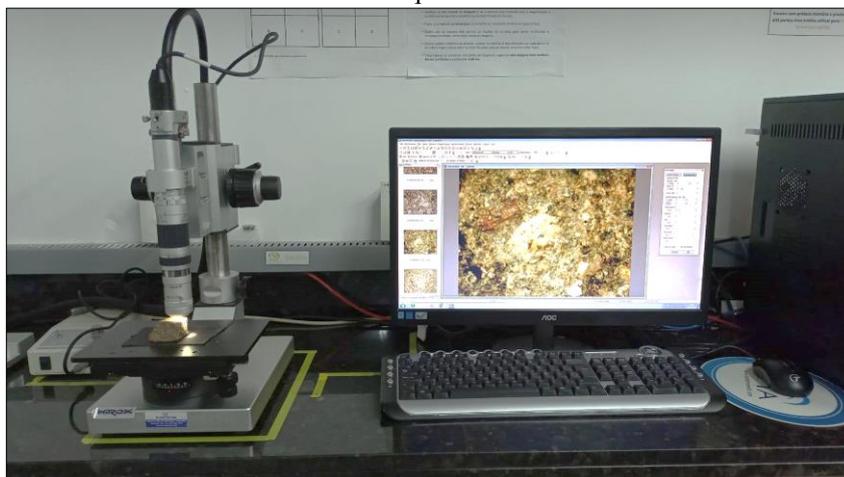
Sendo: ε_L – expansão livre; ΔH – variação de altura do corpo de prova; H_i – altura inicial do corpo de prova.

4.4.2 Ensaios microestruturais

A realização de ensaios microscópicos é essencial para entender como as alterações microestruturais podem afetar parâmetros macroestruturais (permeabilidade, expansão, etc), convencionalmente utilizados. Foram realizadas análises em dois tipos de equipamentos: Microscópio Ótico (MO) e Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV). As imagens foram obtidas em variadas escalas nas amostras de solos compactados SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 quando percoladas por água destilada e por lixiviado de aterro sanitário.

Os ensaios de Microscopia Ótica em amostras de solo compactado, após percolação do fluido de interesse, foram realizados no Laboratório de Avaliação e Desenvolvimento de Biomateriais do Nordeste (CERTBIO) da UFCG. O equipamento utilizado (Figura 71) foi um Microscópio da marca *Hirox*, modelo *KH-1300*, com registro de imagens coloridas com ampliações da ordem de 6, 12, 18, 30, 48, 50 e 100 vezes.

Figura 71 – Ensaio realizado em Microscópio Ótico para amostras de solo compactação após percolação de líquido



Fonte: próprio autor.

Os ensaios de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) foram realizados no Laboratório de Microscopia da Unidade Acadêmica de Engenharia Mecânica (UAEM) da UFCG. O equipamento utilizado foi um Microscópio Eletrônico da marca *Tescan*, modelo *Vega3*, que pode ser visto na Figura 72. Este utiliza um canhão de feixes de elétrons para fazer o mapeamento da estrutura dos materiais. Detectores de elétrons retroespalhados e elétrons secundários geram imagens digitais de alta resolução que possibilitam a identificação de características microestruturais (Gonzalez, Ramirez e Valencia, 2022).

Figura 72 – Ensaio realizado em Microscópio Eletrônico de Varredura para amostras de solo compactação após percolação de líquido: a) metalização das amostras de solo compactado com ouro; b) processamento e obtenção de imagens.



Fonte: próprio autor.

Como pode ser visto na Figura 72a, para promover a atração e a dissipação dos elétrons nas amostras de solo compactado, estas foram metalizadas a vácuo no equipamento SC-701 *Quick Coater*, do Laboratório de Caracterização de Materiais da Unidade Acadêmica de Engenharia de Materiais (UAEMA). Essa camada superficial foi metalizada em ouro (camada condutora eletrônica) com espessura de 5 a 20 μm . O processo de obtenção das imagens foi realizado para ampliações da ordem de 100, 300, 500, 1000, 2000, 5000, 10.000 e 20.000 vezes.

Com as imagens registradas no MO e MEV foi possível verificar qualitativamente, em escala reduzida (da ordem de micrometros), a interação solo-contaminante com identificação da macro e microestrutura, de possíveis ataques químicos na estrutura do solo, da orientação e organização das partículas, formação dos poros, direção de fissuras, expansão dos argilominerais entre outros aspectos.

Para análises quantitativas, as porosidades das amostras de solos foram obtidas com auxílio do *software ImageJ (Bharti Airtel Ltda©)*. As imagens são processadas no software em ambiente Java, que permitem calcular valores de pixels e áreas e manipulam características de contraste, nitidez, suavização, detecção de borda e filtragem mediana.

Os dois ensaios atuam de forma complementar, com escalas de ampliação e padrão de cores distintos. Alguns detalhes, que não foram possíveis verificar por meio da MO foram complementarmente detalhados por meio da MEV.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo foram detalhados e discutidos os resultados dos ensaios realizados em camadas de solos compactados utilizados em Aterro Sanitário. A Seção 5.1 traz a caracterização dos materiais (solos, misturas de solos e lixiviado) com o objetivo de compreender comportamentos típicos nessas camadas de solos. Na Seção 5.2, constam resultados das análises macro (curva de retenção, permeabilidade e expansão) e microestruturais nessas camadas de solo.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS

5.1.1 Solos e misturas

Nesta seção, os solos utilizados nesta pesquisa (Solo Local e Bentonita) foram caracterizados, assim como as misturas SB5, SB10, SB15 e SB20. Foram realizados ensaios de análise granulométrica, massa específica dos grãos de solo, limites de liquidez e de plasticidade, curvas de compactação, pH, CTC e aspectos mineralógicos dos solos.

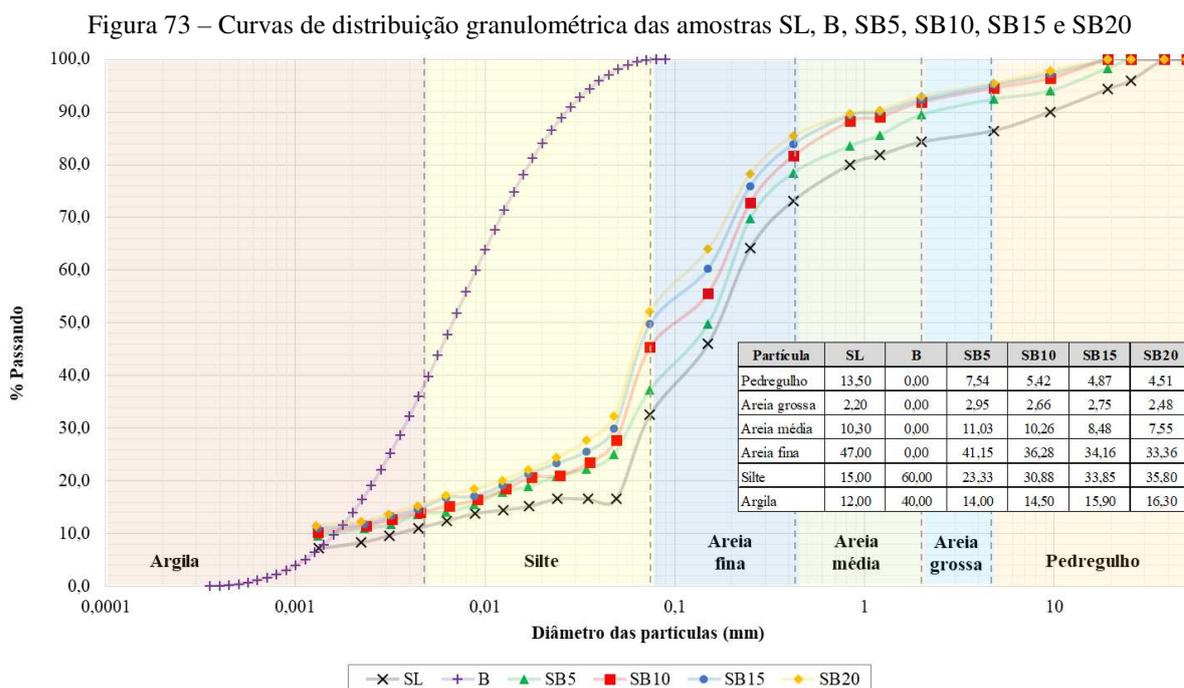
Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros geotécnicos da caracterização dos solos e das misturas estudadas. O SL foi identificado como não-plástico, de predominância arenosa e com pouca capacidade de retenção de água higroscópica. Já a B, ao contrário do solo arenoso, é um material altamente plástico (IP = 121%), com elevada capacidade de retenção de umidade.

Tabela 2 – Resumo das características geotécnicas do SL, B, SB5, SB10, SB15 e SB20

Parâmetros geotécnicos	SL	B	SB5	SB10	SB15	SB20
Umidade higroscópica	2,37	9,30	2,79	2,82	2,88	2,92
Massa específica dos grãos (g/cm ³)	2,67	2,42	2,66	2,65	2,62	2,60
Limite de liquidez	20	180	22	24	28	35
Limite de plasticidade	-	59	18	17	19	23
Índice de Plasticidade	NP	121	4	7	9	12
Classificação SUCS	SM	CH	SM	SM	SM	ML

Com o aumento do percentual de bentonita nas misturas, percebe-se que SB5, SB10, SB15 e SB20 apresentaram incrementos nos valores de liquidez e de plasticidade, sobretudo em virtude do aumento de solos de granulação fina nas amostras. Além do mais, também foi verificado crescimento na umidade higroscópica das misturas, demonstrando que o incremento de bentonita aumentou a capacidade de retenção de água.

As curvas de distribuição granulométrica dos solos e das misturas podem ser visualizadas na Figura 73. O percentual de areia do SL é de aproximadamente 60%, enquanto que a bentonita apresenta apenas partículas de silte e argila. O percentual de areia é reduzido à medida que há o incremento de bentonita nas misturas. Percebe-se um deslocamento da curva granulométrica do SL da direita para a esquerda na direção de B, ou seja, há elevação do percentual de solos finos nas amostras de solos.



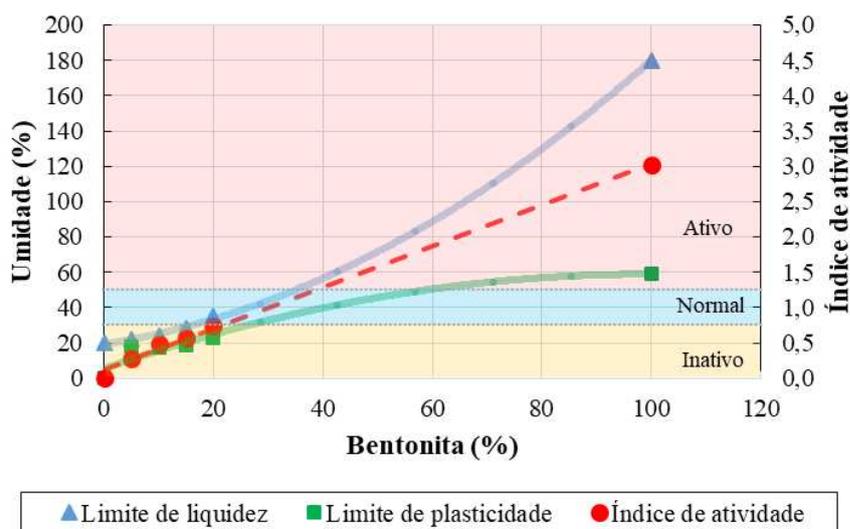
Fonte: próprio autor

Com os dados da Tabela 2 e informações obtidas na Figura 78, pode-se identificar os solos pelo Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS). Foi obtido que o SL é uma areia siltosa mal graduada (SM) e a B é uma argila de alta compressibilidade (CH). Com a mistura de SL e B, percebe-se que há alteração na classificação do solo para o incremento percentual de 20% de bentonita, mudando a classificação para uma silte de baixa compressibilidade (ML).

A Figura 74 ilustra que a variação dos limites de consistência (limites de liquidez e plasticidade) seguem comportamento de equação parabólica do segundo grau a partir do incremento de Bentonita na amostra, com concavidades distintas. Esse comportamento gráfico foi similar ao observado nos estudos de Proia *et al.* (2016), que verificaram que o limite de plasticidade apresentava crescimento com comportamento convexo. Evidencia-se que o

comportamento plástico das misturas é fortemente influenciado pelo limite de liquidez, com baixa variação do limite de plasticidade. No entanto, o incremento de B possibilitou o desenvolvimento de plasticidade nas amostras, saindo de um estado não plástico para índices de plasticidade que variaram de 4 a 12%.

Figura 74 – Variação dos limites de consistência e do Índice de Atividade com o incremento de bentonita nas amostras de solo



Fonte: próprio autor

A Figura 74 ainda sugere uma relação de crescimento do Índice de Atividade (IA) das amostras de solo com o incremento de B. Segundo Pinto (2008), o SL pode ser enquadrado como inativo ($IA < 0,75$). Já o solo bentonítico apresenta IA igual a 3,02 e é apontado como solo ativo, ou seja, a plasticidade dessa bentonita em relação à porcentagem de grãos de argila do mesmo material apresenta forte influência no comportamento da massa de solo. As amostras SB5, SB10 e SB15 foram classificadas como inativas. No entanto, a SB20 apresentou atividade normal.

A realização de misturas utilizando solos locais com materiais finos, como a bentonita, tem sido uma prática amplamente adotada. Taheri *et al.* (2018) misturaram areia e bentonita para testar alterações em parâmetros geotécnicos. O índice de plasticidade da bentonita foi de 282%, sendo classificada como uma argila de elevada plasticidade (CH). O material arenoso foi classificado com areia mal graduada (SP). O percentual adotado pelos autores foi de 80% de areia e 20% de bentonita, similar ao limite máximo adotado nesta pesquisa. Para esta proporção, foram percebidas alterações de parâmetros, como os índices de plasticidade e a

classificação dos solos. O material resultante da mistura de solos indicado foi classificado como uma areia argilosa bem graduada.

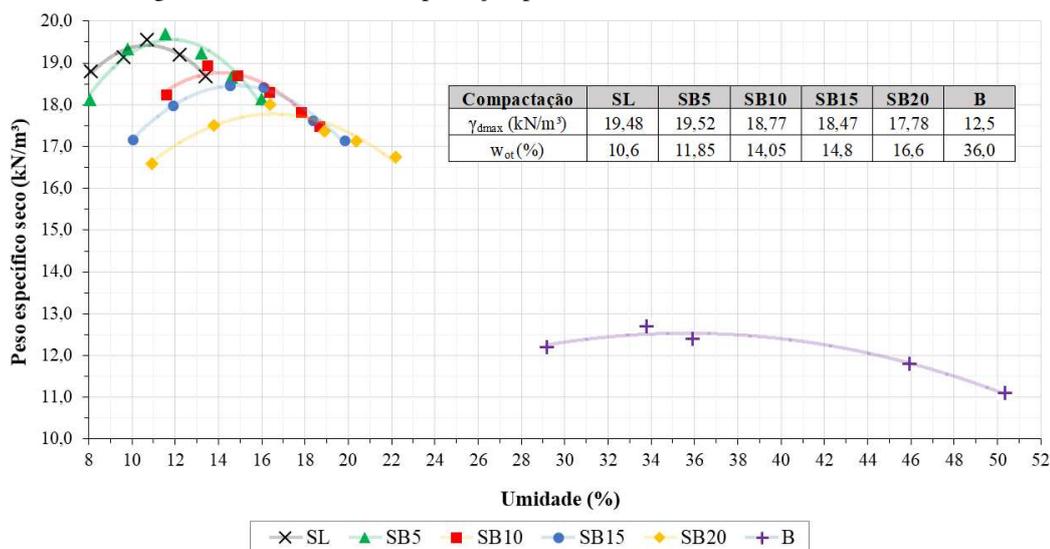
De forma similar, Wang *et al.* (2023) testaram misturas de 1 areia e 3 solos argilosos, constituídos por caulinita, por ilita e por montmorilonita, para uso em camadas de impermeabilização de aterros sanitários em proporções que variaram de 10 a 50% de incremento de argila. O fluido utilizado no ensaio foi água deionizada. Foi possível constatar que todas as amostras de solos apresentaram resultados satisfatórios de redução da permeabilidade pelo incremento de solo argiloso, apresentando valores inferiores a 10^{-9} m/s, demonstrando viabilidade nas misturas de solos.

Hoeks *et al.* (1987) afirmam que incrementos de solos com elevado teor de finos, como a bentonita, podem ser importantes para melhorar o desempenho da CCL. Essa medida pode garantir a sustentabilidade da solução em locais onde não há disponibilidade de jazidas que atendam aos regulamentos normativos. Além de reduzir a condutividade hidráulica, a adição de bentonita aumenta a capacidade de sorção dos solos (Shackelford *et al.*, 2000).

Como as camadas estudadas nesta pesquisa são formadas por dois solos que tem propriedades físicas e mecânicas distintas, a mistura destes materiais, em variadas proporções, combina características vantajosas de ambos para a execução dos CCL, como permeabilidade, compressibilidade, resistência e compatibilidade química.

As características de compactação dos solos podem ser visualizadas na Figura 75. O SL apresenta peso específico seco máximo maior do que a B. O valor de γ_{dmax} para a Bentonita foi bastante reduzido em relação aos demais solos, assim como sua umidade ótima foi consideravelmente superior, o que pode ser explicado pela alta capacidade de retenção de água dos argilominerais presentes neste solo. Para as misturas SB5 percebeu-se um leve aumento do peso específico, seguido de queda gradativa nos valores de γ_{dmax} para SB10, SB15 e SB20, respectivamente. Também se verificou um aumento na umidade necessária para propiciar os respectivos pesos específicos. Os resultados experimentais indicam que, à medida que se acrescenta bentonita, ocorre um espriamento nas curvas de compactação dos solos.

Figura 75 – Curvas de compactação para SL, B, SB5, SB10, SB15 e SB20

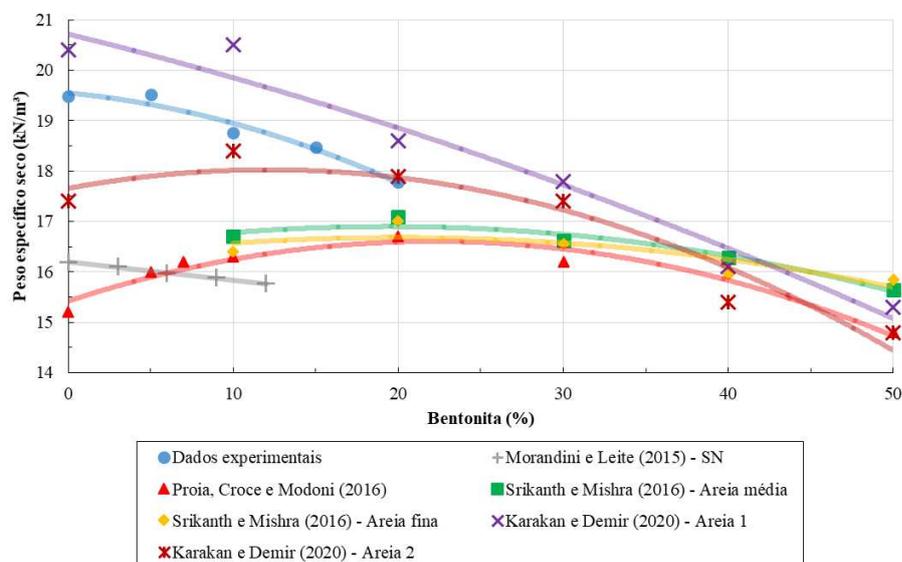


Fonte: próprio autor

As tendências de alteração do peso específico seco pelo incremento de bentonita podem variar, a depender das características granulométricas do solo local presente na mistura, como pode ser visto na Figura 76. Proia *et al.* (2016) misturaram areia do Sudeste da Itália com bentonita obtida na Ilha de Milos (Grécia), de características similares às utilizadas nesta pesquisa. Os resultados experimentais das curvas de compactação mostraram que houve um crescimento inicial do peso específico da mistura (para porcentagens de bentonita entre 5 a 7%) e depois um decaimento. Fato similar foi observado por Srikanth e Mishra (2016), que também misturaram bentonita com dois tipos de areias, separadamente. As misturas dos dois materiais propiciaram uma elevação suave de peso específico com queda deste parâmetro pelo avanço no incremento de solo bentonítico.

Nos estudos de Karakan e Demir (2020), também foram adicionados solos bentoníticos em areias típicas da região. A Areia 1, citada na Figura 76, tratava-se de um solo SP (areia mal graduada) e a Areia 2 de um solo SW (areia bem graduada). O comportamento do peso específico seco pelo incremento de bentonita das amostras de solo também mostrou um crescimento inicial (até 10% de Bentonita adicionada), com posterior queda.

Figura 76 – Comportamento do peso específico seco das amostras de solo pelo incremento de bentonita nas misturas de solos



Fonte: próprio autor

Os estudos de Morandini e Leite (2015) apresentaram comportamento do peso específico seco levemente divergente dos resultados experimentais desta pesquisa. Estes autores misturaram solos tropicais não lateríticos (SN) com bentonita, em proporções de 3, 6, 9 e 12%, em peso seco. Quando se acrescentou solo bentonítico, verificou-se uma redução linear do peso específico e elevação da umidade ótima, com deslocamento e espraiamento da curva de compactação. No entanto, esse comportamento de linearidade foi pouco visto em misturas de areia e bentonita utilizadas em CCL. Os resultados destes autores apresentaram comportamento semelhante às misturas de silte e bentonita ensaiadas por Boscov *et al.* (2009), que apresentaram redução do peso específico de 17,8 para 17,2 kN/m³ pelo incremento de 5% de bentonita com Proctor modificado.

Os solos arenosos utilizados por Proia *et al.* (2016), Srikanth e Mishra (2016) e Karakan e Demir (2020), assim como o SL desta pesquisa, apresentaram distribuição granulométrica predominantemente arenosa. O incremento inicial de bentonita, em todos os casos, proporcionou um leve aumento do peso específico pelo preenchimento dos vazios do solo. No entanto, quando maiores percentuais de bentonita foram adicionados, estes vazios estavam preenchidos parcialmente, o que ocasionou redução da massa específica das amostras de solo e retenção de água nos solos argilosos expansivos. Além do mais, o incremento deste solo expansivo proporcionou aumento da plasticidade das amostras de solo, conduzindo a maiores umidades para lubrificação das partículas.

Alguns autores sugerem que as camadas compactadas devem ser executadas com adição de água acima da umidade ótima. Morandini e Leite (2015) estabelecem esse valor em 2% acima da w_{ot} , enquanto Srikanth e Mishra (2016) experimentaram esse aumento em $\pm 5\%$. Os autores argumentam que, no ramo úmido, o arranjo das partículas é dispersa, permitindo aumento dos percursos de fluxo, que podem reduzir a permeabilidade da camada. Já Thankam *et al.* (2017) e Falamaki *et al.* (2018) utilizaram a umidade ótima do solo como parâmetro de moldagem dos corpos de prova. Tendo em vista que este estudo visa simular, em laboratório, processos executivos de CCL do ASCG, todas as amostras de solo ensaiadas foram conduzidas seguindo parâmetros de umidade ótima e peso específico seco máximo.

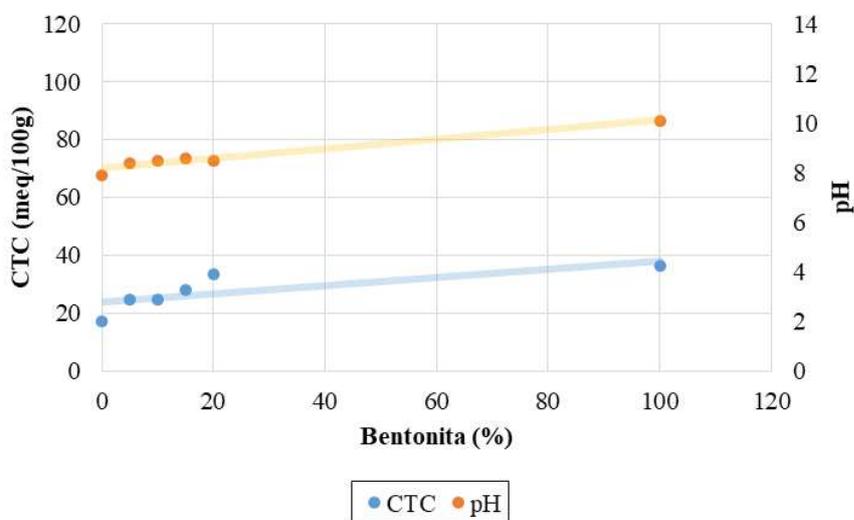
Os parâmetros físico-químicos dos solos e misturas estudados encontram-se dispostos na Tabela 3. Os valores de pH variaram de 7,90 a 10,10, desde o Solo Local até a Bentonita, respectivamente. Para as misturas SB5, SB10, SB15 e SB20, este último parâmetro variou pouco, ficando em torno de 8,5. A matéria orgânica e a CTC do solo bentonítico foram maiores que as do SL, o que já era esperado tendo em vista a natureza do material coletado *in situ*.

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos dos solos SL e B e misturas SB5, SB10, SB15 e SB20

Parâmetros	SL	B	SB5	SB10	SB15	SB20
pH (25° C)	7,90	10,10	8,40	8,50	8,60	8,50
Matéria orgânica (%)	3,77	7,23	5,36	4,41	4,31	4,31
CTC (meq/100g)	17,30	36,30	24,76	24,61	28,15	33,67

Os valores apresentados na Tabela 3 foram plotados na Figura 77. É possível verificar que pode haver alguma correlação entre o incremento de bentonita e o pH do solo, assim como entre o mesmo incremento e a CTC. O coeficiente de correlação de Spearman para as duas correlações foram de 0,90 e 0,94, respectivamente. No entanto, essa afirmação só poderia ser confirmada se valores intermediários de pH e CTC para incrementos de bentonita entre 20 e 100% fossem testados, não sendo o foco desta pesquisa.

Figura 77 – Relação entre CTC e pH com o incremento de Bentonita no Solo Local



Fonte: próprio autor

Os valores de pH, tanto de SL quanto de B, foram próximos aos obtidos por Taheri *et al.* (2018) para areia e bentonita utilizadas em camadas de impermeabilização de solos compactados. Para Nayak *et al.* (2007), o pH do solo arenoso variou de 4 a 5, sendo que estes autores trabalharam com solos lateríticos, diferente dos solos deste trabalho. O valor do pH de B ficou próximo ao intervalo observado por Eid *et al.* (2009), que variou entre 9,2 e 9,9, assim como do valor observado por Demdoun *et al.* (2017) que foi de 9,5 a 10,5.

A bentonita estudada por Morandini e Leite (2015) apresentou valores de CTC que chegaram a 99,4 meq/100g, bastante superior ao utilizado nesta pesquisa. No entanto, a fração de argila do material estudado pelo autor anteriormente citado era de 91%, com IP de 592%, sinalizando uma bentonita sódica, altamente expansiva e com elevada capacidade de adsorção de íons. Já o solo bentonítico estudado por Taheri *et al.* (2018) apresentou CTC de 41,3 meq/100g, levemente superior ao valor do solo utilizado nesta pesquisa. A caracterização geotécnica do solo utilizado por Taheri *et al.* (2018) indica um solo com IP de 282%, sendo o solo classificado como CH.

A caracterização físico-química dos óxidos presentes no Solo Local e na Bentonita podem ser vistos na Tabela 4. O SL apresenta predominância de Óxido de Sílica e Alumínio, tal qual B. A proporção de SiO₂ para Al₂O₃ para o solo bentonítico foi de 2,99, estando enquadrado na taxa recomendada por Decarreau *et al.* (1992) para este tipo de solo, que vai de 2,0 a 5,5. Há valores mais elevados de Óxido de Ferro para a amostra de solo bentonítico, mostrando um perfil de intemperismo diferente do SL.

Tabela 4 – Óxidos predominantes nas amostras de solo de solo, obtida pelo EDX

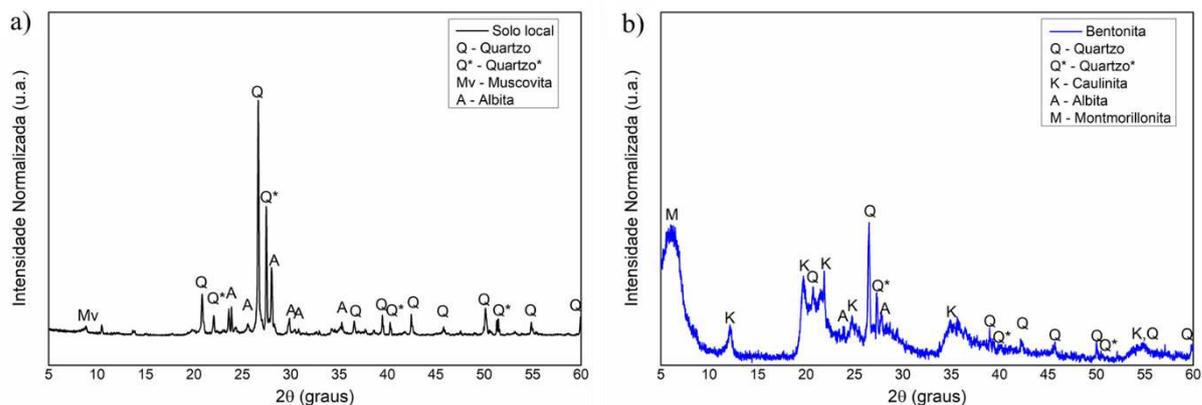
Óxidos	%	
	Solo Local	Bentonita
SiO ₂	62,71	61,61
Al ₂ O ₃	20,23	20,58
Fe ₂ O ₃	5,41	9,68
K ₂ O	4,76	1,26
CaO	2,43	1,31
MgO	1,59	2,73
TiO ₂	1,26	1,08
Na ₂ O	0,95	-

Pelos valores apresentados na Tabela 23, percebe-se que a amostra de Bentonita é Cálctica, ou seja, apresenta moderada capacidade de expansão e retenção de umidade. Essas informações confirmam a caracterização geotécnica inicial do solo. Vale salientar que este material utilizado nesta pesquisa foi obtido diretamente da jazida, apresentando apenas o processo de extração natural e beneficiamento por moagem, não passando por nenhum processo químico de transformação dos óxidos. Seu uso é viabilizado pela elevada disponibilidade na região e pela proximidade do Aterro objeto deste estudo.

Apesar da Bentonita Cálctica apresentar menor expansão em relação à Sódica, diversos estudos utilizam materiais bentoníticos similares aos utilizados nesta pesquisa. Proia, Croce e Modoni (2016) obtiveram percentuais de Óxido de Cálcio nos solos amostrados em torno de 3%. Esse mesmo parâmetro em estudos de Rashid *et al.* (2021) foram de 7,63%. Os valores dos óxidos podem ser altamente influenciados pelo grau de pureza dos solos. Como os materiais coletados foram extraídos diretamente no ASCG, estes podem ter sofrido com o carreamento de outros materiais finos da própria localidade, que podem justificar os elevados valores de óxidos de magnésio e ferro.

Em relação à composição mineralógica dos solos, a Figura 78 ilustra os resultados dos ensaios de DRX realizados para SL e B. Para a amostra SL, foram identificados picos cristalográficos que indicam a presença de quartzo, muscovita e albita no solo, típico de solos arenosos. Já em relação à Bentonita, foi possível obter uma composição de quartzo, caulinita, albita e montmorilonita. A presença desse último argilomineral na amostra de B é que possibilita fenômenos de retenção de água, expansão das partículas e consequente redução dos vazios do solo.

Figura 78 – Resultados dos ensaios de DRX para amostras de: a) Solo Local e b) Bentonita



Fonte: próprio autor

Portanto, o Solo Local isoladamente não apresenta características geotécnicas preliminares ideais para uso em CCL. No entanto, a proporção adequada de incremento de Bentonita possibilita o uso para o fim proposto neste trabalho. No percentual de 20%, verificou-se uma alteração na classificação geotécnica, que pode viabilizar tecnicamente o CCL de Aterro Sanitário. Este equilíbrio entre os dois materiais, no entanto, não é simples, tendo em vista que devem ser testadas características hidráulicas e mecânicas das camadas experimentais sobre situações saturadas e não saturadas. Tendo em vista que, pelas características geotécnicas, físico-químicas e mineralógicas mencionadas até aqui, há viabilidade técnica no uso da bentonita incrementada ao solo local, foram testados aspectos de sucção, permeabilidade e expansão nas camadas de solos.

5.1.2 Lixiviado

Nesta seção, o lixiviado obtido da decomposição de resíduos sólidos urbanos do ASCG foram caracterizados. Os parâmetros obtidos nas análises físico-químicas do lixiviado do ASCG, utilizado nos ensaios hidromecânicos com as camadas de solos compactadas constam na Tabela 5. O ASCG tem aproximadamente 8 anos de início de operação. De acordo com as características físico-químicas obtidas do lixiviado, o referido Aterro se encontra na fase metanogênica de biodegradação dos RSU.

Segundo Tchobanoglous *et al.* (1993), pelo tempo de início do depósito de resíduos, este Aterro não se enquadra nem como aterro novo nem como antigo, sendo considerado intermediário. No entanto, não há uma homogeneidade na idade dos resíduos depositados neste empreendimento. Há células com resíduos novos e outras células com resíduos mais antigos.

Tabela 5 – Parâmetros físico-químicos do lixiviado do ASCG

Parâmetro	Valor
Sólidos totais (ST) (mg.L ⁻¹)	14.500,00
Sólidos voláteis (SV) (mg.L ⁻¹)	4.800,00
pH	8,16
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	8.500,00
Ácidos voláteis (mg.L ⁻¹)	1.350,00
Demanda química de oxigênio (mgO ₂ .L ⁻¹)	12.253,00
Nitrogênio amoniacal total (mgN.L ⁻¹)	1.477,00

Os ST e SV do lixiviado do ASCG apresentaram valores de 14.500 e 4.800 mg.L⁻¹, respectivamente. Esses valores estão próximos dos valores medianos apresentados por Farias (2023), que estudou e modelou o comportamento dos parâmetros do lixiviado do ASCG. Os valores de ST e SV também se enquadram em valores obtidos por Souto e Povinelli (2007), que determinaram faixas de concentração destes parâmetros em lixiviados de aterros sanitários brasileiros. Estes últimos autores afirmam que o valor de ST varia de 3.200 a 21.900 mg.L⁻¹, enquanto o valor de SV varia de 2.100 a 14.500 mg.L⁻¹.

Quando comparado a regiões com características semelhantes, os valores de ST e SV foram próximos aos obtidos por Morais *et al.* (2018), que verificaram os parâmetros físico-químicos do lixiviado da cidade de Caruaru – PE. Percebe-se que estes valores elevados demonstram grande influência da matéria orgânica presente. Como novas camadas de resíduos têm sido depositadas diariamente no ASCG, a lixiviação de materiais tem sido uma prática constante.

O valor do pH do lixiviado, medido em março de 2023, foi de 8,16, considerado alcalino. Esse valor se apresenta condizente com a fase de biodegradação dos resíduos sólidos urbanos presentes, como descrito por Tchobanoglous *et al.* (1993) e Pazoki e Ghasemzadeh (2020). Silva (2022) obteve que o valor médio do pH para o ASCG foi de 8,25±0,37, próximo ao valor obtido nesta pesquisa. Farias (2023) afirma que a faixa de variação histórica do pH do ASCG foi de 7 a 9, com valor mínimo de 7,06 em julho de 2017 (3º ano do início de operação), valor máximo de 8,86 em novembro de 2019 (5º ano) e média de 8,18. O valor atual do pH, mais elevado e próximo do valor máximo, confirma a atuação da fase metanogênica no Aterro. Silva (2022) afirma que, à medida que os aterros sofrem o processo de envelhecimento, os níveis de pH do líquido passam de ácidos para básicos, sobretudo devido ao processo de digestão anaeróbia no interior do maciço sanitário.

Show *et al.* (2019) realizaram uma revisão bibliográfica e encontraram valores de pH variando de 7,5 a 9,0 para lixiviados de aterros com idade intermediária, variando entre 10 e 20 anos, enquadrados na fase metanogênica. Farias (2023) indica que o processo de biodegradação de RSU na célula do Aterro se dá de maneira acelerada, sobretudo pela composição dos resíduos e pelas condições meteorológicas da região semiárida em que o Aterro está implantado. Ferreira (2010) confirma que lixiviados com pH acima de 8,0 caracterizam Aterros com estágio avançado de degradação.

O pH do lixiviado utilizado nesta pesquisa pode promover alterações físico-químicas nas amostras de solo de solo (Hasan *et al.*, 2013; Matsumoto *et al.*, 2018). Como explicado por Sonon *et al.* (2017), em pH baixo, cargas positivas podem emergir em superfícies minerais e reter ânions como cloreto e sulfato, enquanto que, para $\text{pH} \geq 7,0$, as interfaces dos argilominerais são ocupadas por cátions. À medida que o pH aumenta, os íons H^+ tendem a ser liberados no lixiviado, aumentando a carga das partículas de solo, possibilitando a floculação das amostras. Alterações nessas partículas de solo devido às mudanças nos íons podem afetar a condutividade hidráulica do solo (Das e Sobhan, 2013).

A alcalinidade total apresentou valor de $8.500 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Este valor encontra-se na faixa descrita por Souto e Povinelli (2007) para aterros brasileiros, que varia de 750 a $11.400 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, assim como na faixa descrita por Souto (2009) para aterros na fase metanogênica, que variou entre 125 e $20.200 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$. Silva (2022) obteve que a média dos valores de AT para o ASCG foi de $7.560,19 \pm 2,143,24 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, próximo dos valores obtidos nesta pesquisa. Esse parâmetro apresenta elevada variabilidade e tem significativa importância na manutenção do equilíbrio de diversos processos da fase de biodegradação anaeróbia dos RSU, como a decomposição da matéria orgânica, atividade respiratória de microorganismos, precipitação de metais pesados e capacidade de neutralização de ácidos (Melo, 2003; Farias *et al.*, 2020).

Com relação à DQO, foi obtido um valor de $12.253 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, que é considerado bastante elevado (Souto e Povinelli, 2007). Este valor ficou próximo à média da DQO obtida por Silva (2022) e Farias (2023) para lixiviado do ASCG. Apesar da DQO apresentar picos na fase ácida, esse valor tem se mantido alto, mesmo estando na fase metanogênica, conforme apontado por Silva (2022), em virtude da continuidade da operação do referido Aterro, pois, diariamente, novas camadas de resíduos com elevado teor de matéria orgânica são depositadas, contribuindo para crescimento e manutenção dos níveis de DQO. Além do mais, uma prática

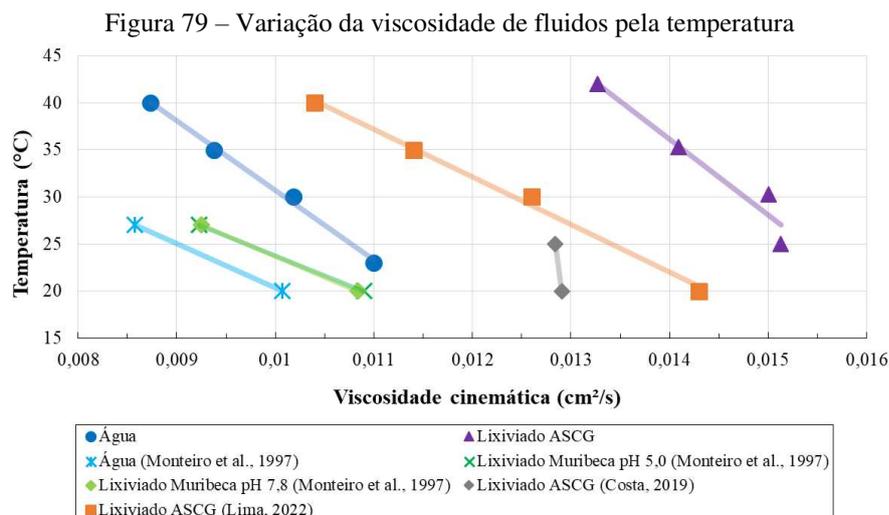
recorrente neste Aterro é a recirculação de lixiviado, que eleva os níveis de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados no sistema.

Renou *et al.* (2008), Ziyang *et al.* (2009), Zhao *et al.* (2019) e Show *et al.* (2019) afirmam que a DQO tende a decair ao longo do tempo de aterramento, devido à estabilização da matéria orgânica dos RSU. No entanto, com novas camadas depositadas nas diversas frentes de operação do Aterro recentemente e com a recirculação frequente do lixiviado, ainda não se verificou decaimento deste parâmetro.

A concentração de Nitrogênio Amoniacal Total no lixiviado do ASCG foi de 1.477 mgN.L⁻¹, próximo ao valor médio apresentado por Farias (2023). Silva (2022) também obteve resultados para o NAT do ASCG, que variaram entre 1.839,57±450,00 mgN.L⁻¹. Kjeldsen *et al.* (2002) indicam que os valores de NAT em líquidos contaminantes de aterros sanitários podem variar de 50 a 2.200 mgN.L⁻¹. Esses valores elevados de NAT indicam que o líquido possui alto potencial de contaminação ao meio ambiente e à saúde da população. Os níveis apontados direcionam para que o lixiviado seja tratado por processos físico-químicos, como o *air stripping*, conforme indicado por Gomes *et al.* (2022).

Como pode ser visto na Figura 79, à medida que se aumenta a temperatura, há redução da viscosidade do lixiviado do ASCG utilizado nesta pesquisa. Os ensaios indicam que o lixiviado se comporta como um fluido newtoniano. Este comportamento foi similar ao verificado por Costa (2019) e Lima (2022), que também utilizaram lixiviado *in natura* do ASCG para percolação em amostras de solos compactados. Em outros aterros, esta verificação também se confirma e independe do valor do pH, como identificado por Monteiro *et al.* (1997).

A viscosidade da água destilada, utilizada nesta pesquisa, também apresentou comportamento de redução da viscosidade com a elevação de temperatura. No entanto, esta viscosidade se apresentou menor que a do lixiviado. Acontece que o fluido contaminante apresenta em sua composição matéria orgânica, sólidos em suspensão, metais pesados e outras substâncias, que propiciam maior dificuldade de passagem pelos poros do solo. No entanto, quando o fluido passa pelos vazios entre os grãos, sobretudo em camadas que contenham apreciável teor de finos, ocorre um processo de interação entre o solo e líquido percolante. No caso desta pesquisa, a bentonita contém argilominerais expansivos, que em contato com o líquido, sofrem um processo de hidratação e consequente expansão.



Fonte: próprio autor

Alterações na viscosidade podem aumentar o fluxo dos contaminantes no interior das camadas de solo, tendo em vista que as CCL estão expostas a elevadas temperaturas em virtude da atividade microbiológica em ambiente anaeróbico (Aldaef e Rayhani, 2014). Além do mais, Romero *et al.* (2001) e Romero *et al.* (2005) afirmam que a temperatura também influencia na sucção dos solos. Foi observado experimentalmente que, para baixos valores de umidade com nível de sucção constante, o aumento de temperatura resultou na diminuição dessa umidade. No entanto, para umidade constante, descobriu-se que a sucção diminuía quando a temperatura aumentava. Isso foi atribuído à dependência da tensão superficial em relação à temperatura, pois, a tensão superficial depende diretamente da viscosidade do fluido. Então, baseado nas características físico-químicas dos fluidos (água destilada e lixiviado), foi possível investigar vários aspectos ligados à interação solo-contaminante e às características macro e microestruturais das camadas de solos compactados, que serão abordadas nas seções 5.2 e 5.3.

5.2 EXECUÇÃO E ANÁLISE DOS EXPERIMENTOS

Após a moldagem dos corpos de prova, que simulam camadas de base de solo compactado utilizadas em Aterro Sanitário, foram realizados ensaios de curva de retenção, permeabilidade e expansão com água e com lixiviado, que constam descritos e analisados na Seção 5.2.1. Com a finalização dos ensaios de permeabilidade à água e ao lixiviado, as amostras de solos foram levadas para ensaios microscópicos (MO e MEV), que serão descritas na Seção 5.2.2.

5.2.1 Ensaios macroestruturais

5.2.1.1 Curva de retenção de água e de lixiviado no solo

Os dados experimentais obtidos pelo ensaio de papel filtro foram plotados em gráficos de sucção (total e matricial) *versus* umidade volumétrica, para as misturas SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 com água e com lixiviado. As curvas características de solos compactados apresentaram formato unimodal. Os modelos de Gardner (1956), van Genuchten (1980) e Fredlund *et al.* (1994) foram ajustados com esses dados e constam no Apêndice A.

Os resultados dos testes estatísticos para análise da qualidade dos ajustes aos dados experimentais, analisados de acordo com R², EQM, E e IC, constam no Apêndice B. Notou-se excelentes ajustes entre os dados experimentais e os modelos testados para obtenção da curva característica de todas as misturas. Na Tabela 6 são indicados os modelos que melhor se ajustaram aos dados experimentais e os parâmetros da equação da curva de retenção para o respectivo modelo. Identificou-se que o modelo de van Genuchten (1980) apresentou melhor ajuste para a maioria dos dados.

Tabela 6 – Parâmetros dos modelos de sucção total e matricial que apresentaram melhor ajuste

Amostra	Sucção	Modelo	α	m	n	Θ_{Sat} (kPa)	Θ_{Res} (kPa)
SL-A	Total	Gardner (1956)	0,069	-	0,532	0,467	0,045
	Matricial	Van Genuchten (1980)	0,490	0,160	1,190	0,516	0,046
SB5-A	Total	Van Genuchten (1980)	0,153	0,160	1,190	0,518	0,094
	Matricial	Van Genuchten (1980)	0,388	0,156	1,185	0,592	0,090
SB10-A	Total	Van Genuchten (1980)	0,073	0,160	1,191	0,568	0,098
	Matricial	Van Genuchten (1980)	0,257	0,128	1,146	0,560	0,093
SB15-A	Total	Gardner (1956)	0,049	-	0,533	0,581	0,090
	Matricial	Van Genuchten (1980)	0,313	0,139	1,161	0,635	0,105
SB20-A	Total	Gardner (1956)	0,045	-	0,513	0,590	0,079
	Matricial	Fredlund et al. (1994)	30,794	0,598	2,485	0,635	0,137
SL-L	Total	Van Genuchten (1980)	0,463	0,171	1,206	0,539	0,060
	Matricial	Van Genuchten (1980)	0,376	0,163	1,195	0,525	0,061
SB5-L	Total	Gardner (1956)	0,071	-	0,542	0,583	0,056
	Matricial	Van Genuchten (1980)	0,403	0,149	1,175	0,578	0,059
SB10-L	Total	Van Genuchten (1980)	0,047	0,166	1,199	0,562	0,091
	Matricial	Van Genuchten (1980)	0,116	0,151	1,178	0,540	0,099
SB15-L	Total	Van Genuchten (1980)	0,033	0,176	1,214	0,574	0,090
	Matricial	Van Genuchten (1980)	0,070	0,170	1,204	0,527	0,084
SB20-L	Total	Fredlund <i>et al.</i> (1994)	17758571,3	1,000	18980,85	0,585	0,099
	Matricial	Gardner (1956)	0,042	-	0,643	0,562	0,091

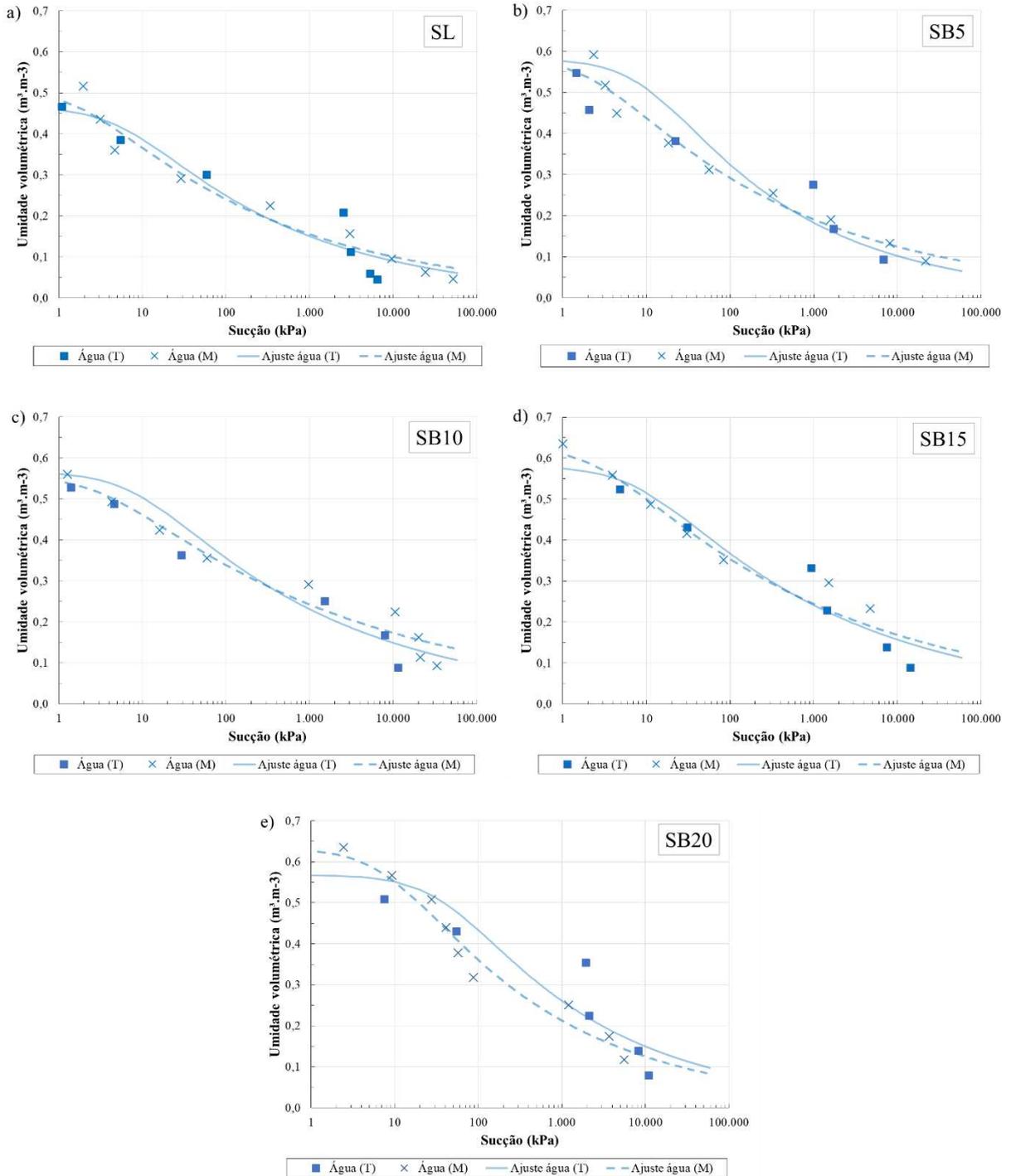
Legenda: SL-A: Amostra SL percolada por água; SB5-A: Amostra SB5 percolada por água; SB10-A: Amostra SB10 percolada por água; SB15-A: Amostra SB15 percolada por água; SB20-A: Amostra SB20 percolada por água; SL-L: Amostra SL percolada por lixiviado; SB5-L: Amostra SB5 percolada por lixiviado; SB10-L: Amostra SB10 percolada por lixiviado; SB15-L: Amostra SB15 percolada por lixiviado; SB20-L: Amostra SB20 percolada por lixiviado; α , m e n: parâmetros de ajuste das curvas experimentais; Θ_{Sat} : umidade volumétrica saturada; Θ_{Res} : umidade volumétrica residual.

Para facilitar a compreensão das informações, as curvas características dos modelos que apresentaram melhor ajuste aos dados experimentais foram plotadas para sucção total e matricial com água (Figuras 80) e com lixiviado (Figura 81). Em seguida, as curvas foram separadas em sucção total (Figura 82) e em sucção matricial (Figura 83) com ambos os fluidos.

As curvas características de sucção total e matricial para a água nas amostras de solos, apresentadas na Figura 80, mostram-se muito próximas. Sabendo que a sucção total é a soma das parcelas mátricas e osmóticas, percebeu-se pouca influência da última para esse fluido. A prática da engenharia geotécnica tem sinalizado que a diferença entre a sucção total e a matricial para fluidos de baixa concentração iônica são praticamente desprezíveis (Fredlund, 2006; Lu, 2020), corroborando os dados apresentados nesta pesquisa. Com o incremento de bentonita, percebe-se uma elevação nos níveis de sucção das amostras de solo devido à maior aproximação entre os grãos e maior atividade superficial das partículas. Para SB20, verifica-se um distanciamento entre as duas curvas (Figura 80e), que indica aparecimento de sucção osmótica para essa amostra.

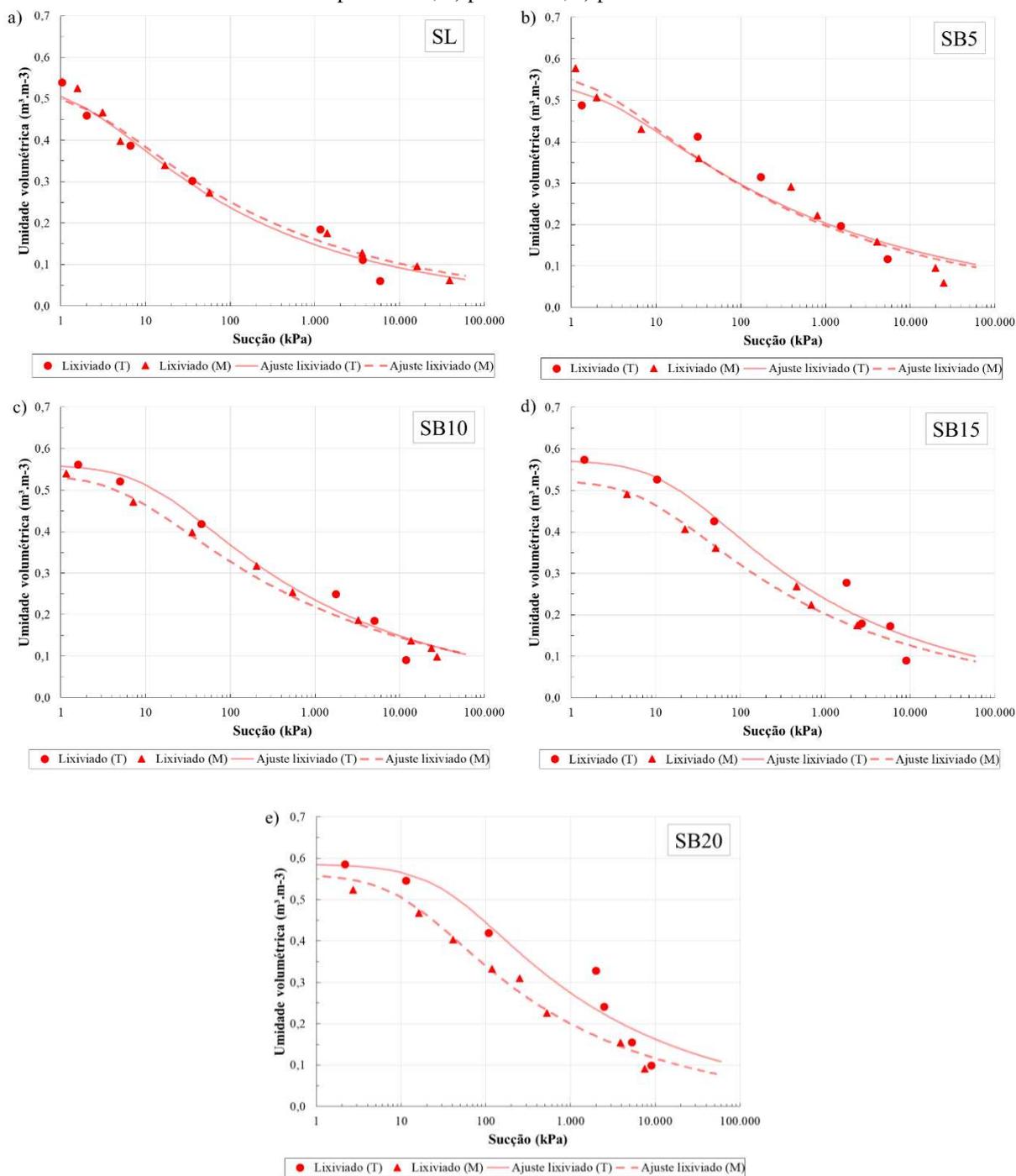
Nas amostras de solo ensaiadas com lixiviado (Figura 81), ocorreu o contrário do que foi visto para a água, apresentando aumento no distanciamento entre as curvas de sucção à medida que se incrementa bentonita. Nas Figuras 81a e 81b, percebe-se que as curvas de sucção total e matricial se apresentam muito próximas. No entanto, a partir do incremento de 10% de bentonita (Figura 81c), ocorre um distanciamento da sucção total em relação à sucção matricial. Este fato aumenta de magnitude à medida que o solo arenoso é enriquecido com a argila expansiva para todas as amostras de solo subsequentes (Figuras 81d e 81e). Acontece que, a concentração salina, presente no lixiviado, interage com o solo argiloso. Este aglomerado de partículas tende a funcionar como uma membrana semipermeável, promovendo aumento de sucção osmótica atuante nas amostras de solo.

Figura 80 – Curvas de retenção de água no solo para sucção total e matricial: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20



Fonte: próprio autor

Figura 81 – Curvas de retenção de lixiviado no solo para sucção total e matricial: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20



Fonte: próprio autor

Essa elevação na sucção osmótica das amostras de solo percoladas com lixiviado altera o estado de sucção do solo. Esse fato também foi observado por Pulat *et al.* (2014), que verificaram que a sucção osmótica de um solo bentonítico aumentou em duas vezes quando comparadas amostras de solo em contato com água do mar e com água destilada. A medida em

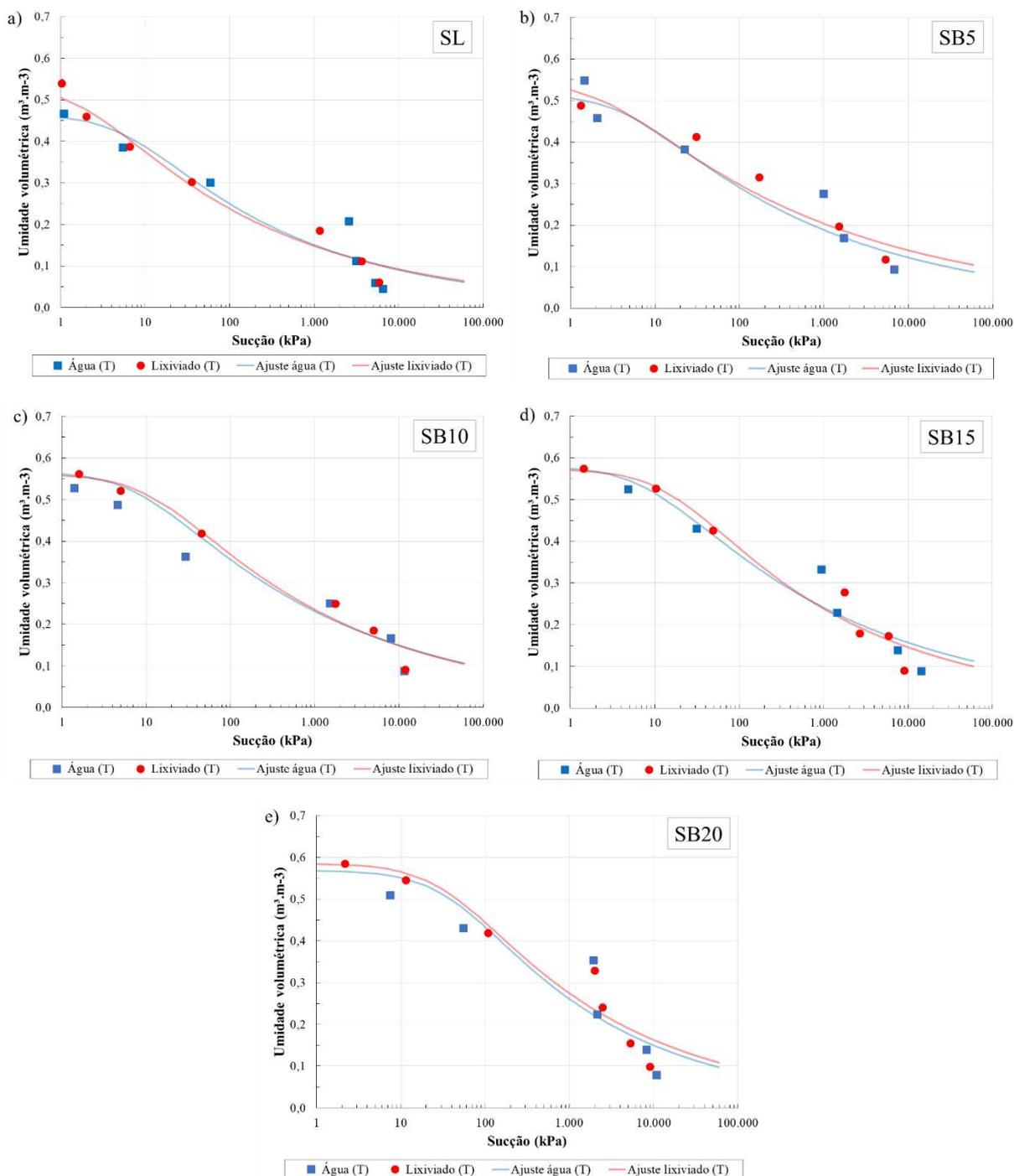
que ocorre a redução da umidade volumétrica, as sucções total e matricial tendem a se igualar, reduzindo a influência da sucção osmótica para elevados níveis de sucção.

Quando comparadas as sucções medidas para todas as amostras de solo, é possível observar que, em algumas faixas de medição, a sucção matricial apresentou valores maiores do que a sucção total nos corpos de prova, tanto para água quanto para lixiviado. Este fato é improvável, tendo em vista que a sucção total é a soma das parcelas mátricas e osmóticas. Acontece que, antes do início do ensaio, o corpo de prova foi saturado por capilaridade, alcançando-se níveis saturação que variaram entre 90 a 98%. Ao colocar o papel filtro sobre a tela auxiliar que distancia da superfície da amostra de solo nesta condição inicial (medição de sucção total), percebeu-se que o papel absorve grande parte da umidade da amostra. Essa condição do início do ensaio dificulta a aferição do equilíbrio na pressão do ar no espaço entre a amostra de solo e o papel. Quando a saturação do solo vai diminuindo, a amostra mais seca tende a interferir menos no equilíbrio entre a pressão de ar e de água entre a amostra e o papel sem contato. Como consequência, no intervalo de sucções entre 10 e 3.000 kPa, percebeu-se boas condições de medição da diferença entre as sucções total e matricial em quase todas as amostras de solo.

De modo similar, em alguns casos, para sucções muito elevadas (acima de 1.000 kPa), a sucção matricial também se apresenta maior que a sucção total. Nestes casos, o método do papel filtro aparenta não ter medido com precisão as diferenças entre a pressão de ar e de água neste intervalo. Fredlund *et al.* (1994) relatam que, em sucções muito elevadas (maiores que 1.500 kPa), a sucção matricial e total podem ser assumidas como equivalentes. Agus *et al.* (2010) mediram sucção de várias amostras de areia-bentonita com água e perceberam que os componentes capilares (sucção matricial) medidos acima de 1.500 kPa não devem ser considerados, tendo em vista que a técnica do papel filtro tende a medir sucções totais na faixa mais elevada de valores. Essa afirmação pode ser confirmada para ensaios realizados com água destilada e com lixiviado.

Quando comparados diretamente a água e o lixiviado para cada sucção, é possível perceber a influência da natureza do fluido nas condições de sucção dos solos. A Figura 82 ilustra a relação entre a sucção total de todas as amostras de solo com água e o líquido contaminante. A sucção total foi ligeiramente superior para todas as amostras de solo com lixiviado presente, exceto para a amostra SL (Figura 82a). A sucção osmótica para o lixiviado foi bastante influente no aumento da sucção total pelo contato com o líquido contaminado.

Figura 82 – Curvas de retenção de água e lixiviado no solo para sucção total: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20

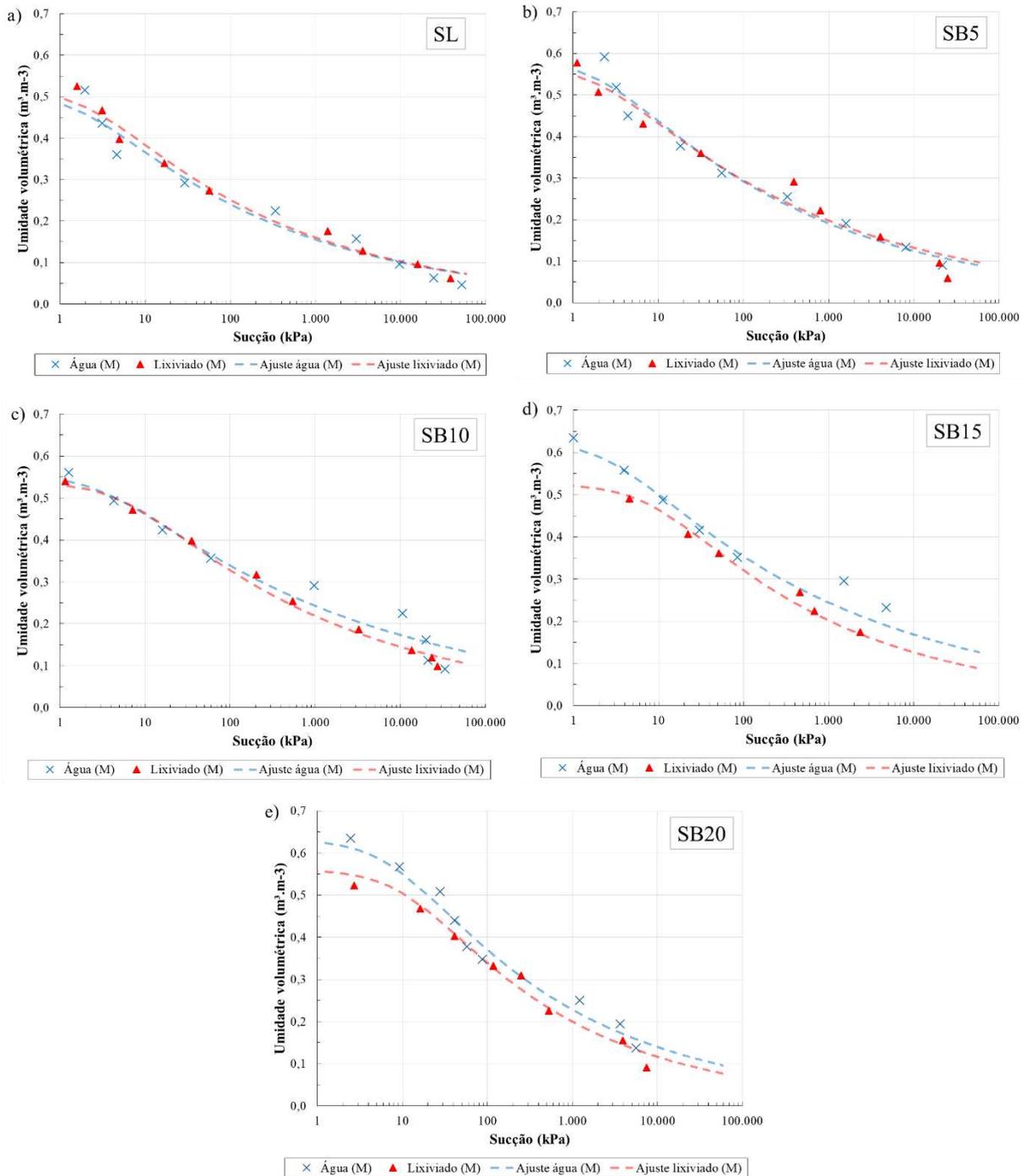


Fonte: próprio autor

A Figura 83 traz as curvas de retenção de água e de lixiviado para sucção matricial de todas as amostras de solo compactado. Percebe-se que as curvas de retenção são muito próximas para as amostras SL (Figura 83a) e SB5 (Figura 83b), tanto para água quanto para o líquido contaminado. No caso da amostra SB10, é possível verificar um distanciamento entre as curvas

a partir de uma sucção de 100 kPa, ou seja, a sucção para a água é maior que para o lixiviado a partir do valor indicado. Esse distanciamento entre as curvas tende a aumentar de magnitude para as amostras SB15 e SB20, mostrando que, para uma mesma umidade volumétrica, a tensão de sucção matricial é maior para a água do que para o lixiviado.

Figura 83 – Curvas de retenção de água e lixiviado no solo para sucção matricial: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20



Fonte: próprio autor

Para SB10, SB15 e SB20, se forem comparadas as mesmas faixas de sucção (10, 100 e 1.000 kPa, por exemplo) para cada fluido, é possível perceber que a umidade é inferior para o lixiviado em comparação com a água (Tabela 7). Isso indica que essas misturas retêm mais água do que lixiviado. Nas amostras SL e SB5, essa diferença praticamente inexistente, demonstrando que os solos inativos (grossos) governam majoritariamente o comportamento da amostra. Para percentuais de 10% de incremento de bentonita, inicia-se uma transição da massa de solo. A partir de 15% de incremento, as curvas de sucção matricial dos dois fluidos se distanciam, indicando forte influência da fração argilosa no comportamento das misturas. Esse comportamento corrobora com as verificações de Leme e Miguel (2018), que verificaram que um solo argiloso também apresentou menor retenção de lixiviado quando comparado com água.

Tabela 7 – Comparação da umidade volumétrica para água e lixiviado para valores de sucção matricial iguais

Sucção matricial (kPa)	Umidade volumétrica									
	SL-A	SL-L	SB5-A	SB5-L	SB10-A	SB10-L	SB15-A	SB15-L	SB20-A	SB20-L
10	0,37	0,38	0,44	0,43	0,46	0,46	0,50	0,46	0,55	0,51
100	0,24	0,25	0,29	0,29	0,34	0,33	0,35	0,32	0,37	0,34
500	0,18	0,18	0,22	0,22	0,27	0,25	0,27	0,23	0,27	0,24
1.000	0,16	0,16	0,19	0,20	0,24	0,22	0,24	0,20	0,23	0,20
5.000	0,12	0,12	0,14	0,15	0,19	0,16	0,19	0,15	0,16	0,14
10.000	0,10	0,10	0,13	0,13	0,17	0,15	0,17	0,13	0,14	0,12

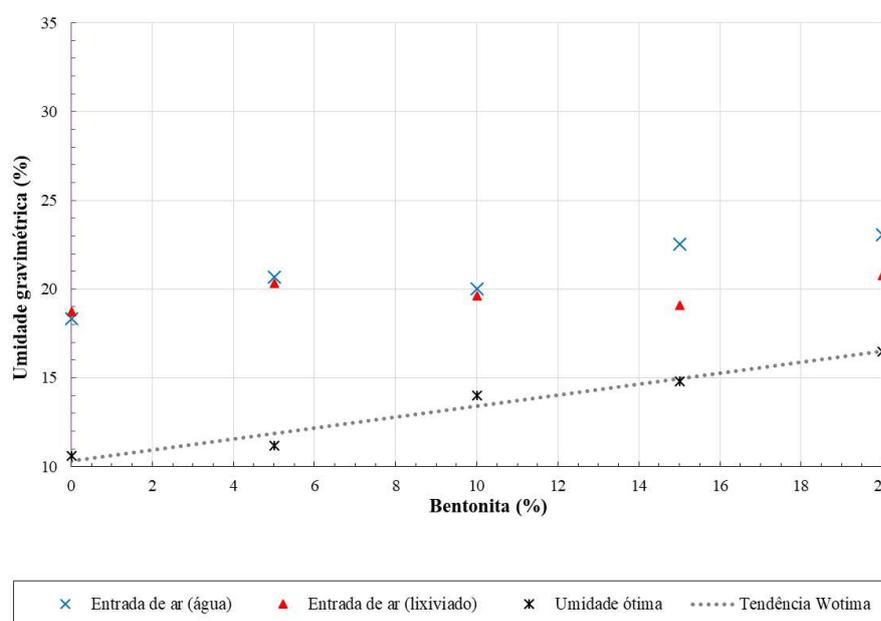
A sucção matricial ocorre devido às forças capilares presentes nos interstícios do solo, assim como pelas forças de adsorção das partículas, que dependem da composição mineralógica. Nas amostras de solo sem incremento de bentonita, há predominância de grãos de areia, que apresentam baixa capacidade de troca catiônica e menor superfície específica que a argila. Quando acrescida bentonita na areia, ocorre a redução dos espaços vazios e intensificação da atração capilar do solo em relação à água. As partículas argilosas acrescidas contêm argilominerais que apresentam elevada CTC e superfície específica muito maior do que os grãos de areia. Esse fato também foi observado por Burckhard *et al.* (2000) e Fallah *et al.* (2015), que verificaram que, amostras de solos argilosos apresentaram uma capacidade de retenção de água no caminho de secagem, ligeiramente superior para a água, quando comparados com amostras contaminadas.

O solo em contato com o lixiviado desenvolve uma menor espessura da camada dupla difusa quando comparado à água. Essa redução de espessura é devida à menor adsorção de íons nas camadas e à concentração eletrolítica (vide Equação 3). Esses fenômenos foram observados

por Amadi e Eberemu (2012), Demdoun *et al.* (2017), Benson *et al.* (2018) e Ahmadi *et al.* (2021), que verificaram floculação das partículas, dissolução de argilominerais e redução na espessura da camada dupla difusa em camadas de areia-bentonita em contato com líquidos contaminantes.

Maciel (2003), Vieira (2005) e Santos (2015) encontraram relação de proximidade entre a umidade ótima e a entrada generalizada de ar em amostras de solos compactados não saturados. Os autores enfatizaram a existência de correlação entre os dados, no entanto, não apresentaram explicação acerca do possível fenômeno físico que pode afetar essa relação de proximidade. Com os dados das amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20, foram plotados os valores da umidade gravimétrica correspondente à entrada generalizada do ar (para água e para lixiviado) e comparados com os principais teores de umidade das amostras dos solos compactados, que podem ser vistos na Figura 84.

Figura 84 – Relação entre entrada de ar (para água e para lixiviado) nas amostras de solo compactado, limites de consistência e umidade ótima a partir do incremento de bentonita



Fonte: próprio autor

Nas amostras de solo ensaiadas não foi possível obter as mesmas conclusões de Maciel (2003), Vieira (2005) e Santos (2015). A curva de umidade ótima fica abaixo dos valores de umidade ótima para todas as amostras. Acontece que essa umidade ótima é obtida no intervalo entre 80% e 90% de saturação (Pinto, 2006). O ponto de entrada de ar representa a sucção (ou

umidade) em que o ar começa a entrar no solo, tendo início nos poros maiores, sendo identificado pela quebra na curva de retenção (Elkady *et al.*, 2015).

Percebeu-se um aumento no ponto de entrada de ar pelo incremento de bentonita, com menor inclinação para o lixiviado em relação à água. Pulat *et al.* (2014) explicam que esse comportamento é devido a mudanças no tamanho dos agregados e na distribuição do tamanho dos poros das misturas devido à introdução de argila.

As curvas de retenção foram obtidas para o trecho de secagem das amostras de solo, não sendo testado o umedecimento e conseqüente histerese do material. No entanto, Leme e Miguel (2018) não encontraram diferenças significativas nas curvas de retenção para secagem e umedecimento para o lixiviado. Como o foco deste trabalho estava em entender a interação solo-contaminante e o impacto em propriedades geotécnicas, e que, geralmente, a curva de secagem apresenta maiores valores de sucção que as curvas de umedecimento, acredita-se que a verificação da histerese não prejudica a análise dos resultados obtidos.

Vale salientar também que as amostras de areia-bentonita compactadas foram ensaiadas de acordo com procedimentos descritos por Marinho (1995) e ASTM (2016b), sendo que a hidratação de cada amostra reage de maneira diferente, pois os percentuais de incremento de bentonita são distintos, podendo apresentar impactos na obtenção da sucção matricial. Buscou-se isolar os corpos de prova ao máximo de fatores externos, com vários dias de repouso, tendo em vista promover o equilíbrio entre a amostra e o papel filtro e minimizar possíveis impactos na obtenção da sucção.

Esse processo de hidratação tende a ser incompleto em amostras de solo compactadas, tendo em vista a dificuldade de distribuição uniforme de umidade na amostra. Agus *et al.* (2010) afirmam que, com o tempo, tende-se a ocorrer equilíbrio da água presente nos poros. No entanto, esse tempo depende da porosidade do solo e da interação entre o fluido dos poros e os argilominerais presentes nas camadas.

Foi verificado que a sucção nos solos compactados (areia-bentonita) depende essencialmente do teor de bentonita, da umidade presente, mas, sobretudo, do fluido em contato com as partículas. Para amostras de solo umedecidas com lixiviado, o papel da sucção total, e, conseqüentemente, da sucção osmótica, passa a ter grande importância, sobretudo em virtude da concentração de solutos do fluido. A influência do contaminante em relação à variação de sucção no solo pode ser importante para a previsão do comportamento das camadas, principalmente para análises reais de propriedades hidromecânicas dos solos, como a permeabilidade, a compressibilidade e a resistência ao cisalhamento.

Outros métodos e equipamentos podem ser utilizados em pesquisas futuras para medir sucções totais, matriciais e osmóticas, como o psicrômetro e o tensiômetros. No entanto, com este último não seria possível medir toda a faixa de sucção dos solos, tendo em vista que sua captação está limitada a 90 kPa. Há ainda técnicas como sensor de ponto de orvalho e higrômetro de espelho resfriado, porém, limitadas à captação de sucção matricial apenas (Agus *et al.*, 2010).

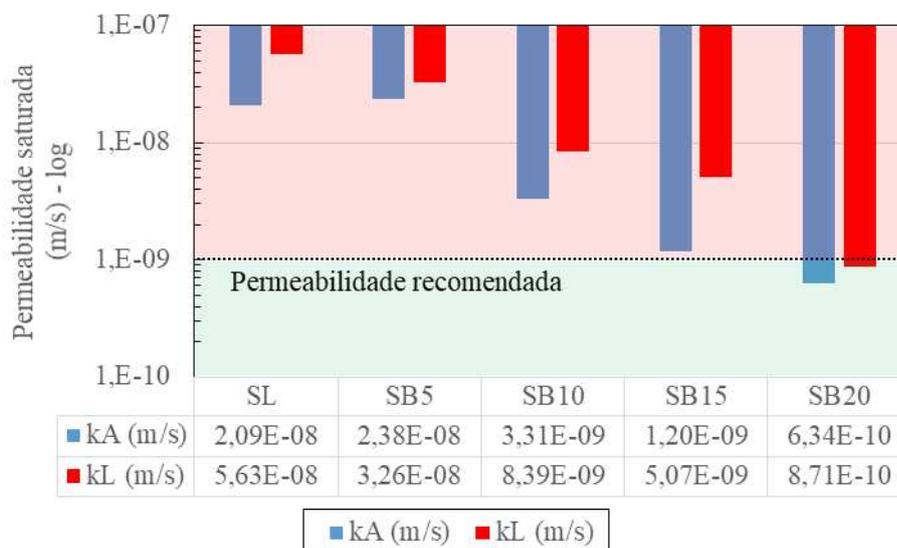
Lu (2020) afirma que há desafios no estudo de solos não saturados, como a medição do potencial matricial em zonas de sucção alta e baixa, medição de características dos solos, como expansão e colapso, e de parâmetros hidrogeomecânicos, como condições de fluxo, resistência e compressibilidade. O método do papel filtro é a técnica mais simples, de baixo custo e amplamente utilizada para medir sucções totais e matriciais em solos (Deka *et al.*, 1995; Bulut *et al.*, 2001; Pulat *et al.*, 2014). Os procedimentos experimentais são extremamente delicados, pois, qualquer ruído nas condições de isolamento, equilíbrio de vapor de ar e de água, pesagem e conservação das amostras de solo podem influenciar significativamente nos resultados.

As curvas de retenção das camadas são extremamente importantes para o conhecimento do comportamento de campo do material que será adotado como CCL de aterro sanitário. De posse das curvas características das misturas SL, SB5, SB10, SB15 e SB20, em contato com água e com lixiviado, é possível estimar o comportamento do fluxo desse material sob condições saturadas e não saturadas.

5.2.1.2 Ensaios de permeabilidade à água e ao lixiviado

O coeficiente de permeabilidade é o principal parâmetro utilizado para projeto, execução e verificação de desempenho das camadas de base de aterros sanitários (Daniel e Benson, 1990). Esse coeficiente é tratado em sua condição crítica, ou seja, na condição de maior permeabilidade possível (saturada) para determinado estado de compactação. De acordo com os ensaios realizados, os valores desses coeficientes para as amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20, tanto para água quanto para lixiviado (condições saturadas), pode ser visto na Figura 85.

Figura 85 – Resultados de permeabilidade saturada para água e para lixiviado das misturas SL, SB5, SB10, SB15 e SB20



Fonte: próprio autor

Foi possível observar que o incremento de bentonita nas amostras de solo promoveu um comportamento de redução do coeficiente de permeabilidade, tanto para a água quanto para o lixiviado. Studds *et al.* (1998) afirmam que a condutividade hidráulica de misturas de solo-bentonita depende principalmente da quantidade e qualidade da bentonita. Todos os ensaios realizados com percolação de lixiviado apresentaram valores de coeficiente de permeabilidade maiores quando comparados com a água. O aumento na umidade de moldagem na condição ótima, fruto do incremento do material expansivo nas misturas, promoveu reduções no coeficiente de permeabilidade, que chegam à ordem de 33 vezes para a água e 65 vezes para o lixiviado.

Também pode ser verificado na Figura 83 que os incrementos de 10 e 15% de Bentonita, para amostras testadas com água, se aproximam muito do limite mínimo recomendado por USEPA (1993), com valores para lixiviado levemente mais distantes da recomendação, mas ainda na casa decimal de 10^{-9} m/s. De forma mais branda, a NBR 13896 (ABNT, 1997) indica que os solos existentes na região que apresentem coeficiente inferior a 10^{-8} m/s e uma zona não saturada superior a 3 m podem ser utilizados. Tal possibilidade visa a utilização da capacidade de depuração do solo e redução da velocidade de infiltração pela zona não saturada.

Para a mistura SB20, percebeu-se que foram alcançados satisfatoriamente as condições de coeficiente de permeabilidade, tanto para água quanto para lixiviado. De acordo com as condições estabelecidas por USEPA (1993), apenas a amostra com 20% de incremento poderia

ser utilizada na execução da CCL, obedecendo rigorosamente aos parâmetros de permeabilidade saturada à água e ao lixiviado. Para as adições de Bentonita entre 0 e 15%, poderiam ser testadas alterações em parâmetros geotécnicos controláveis *in situ*, como umidade e energia de compactação aplicada, como sugerido por Silva *et al.* (2024).

Vale salientar que a camada de base da Célula 1 do ASCG, objeto de estudo desta pesquisa, foi executada em campo com adição de 20% de Bentonita. Essa dosagem foi baseada em RIMA (2010), que propôs o incremento dessa argila expansiva ao solo da própria localidade como uma solução sustentável para execução de camadas de revestimento de base deste Aterro. A sustentabilidade desta solução está no fato da elevada disponibilidade de jazidas dessa argila expansiva no município de Boa Vista, situada a menos de 25 km da área do empreendimento. Outros fatores relevantes são a pequena profundidade das camadas estratigráficas até chegar na rocha sã e a ausência de nível do lençol freático a pelo menos 30 metros de profundidade (RIMA, 2010), provendo uma zona vadosa espessa e pouco susceptível à disseminação de contaminação.

No entanto, a execução com este tipo de mistura (Solo Local e Bentonita) foi descontinuada em meados de 2022, após o início desta pesquisa, e substituída por uma geomembrana de PEAD de 1,5 mm de espessura acima de uma camada de regularização de 30 cm com uso de solo local. O uso deste material geossintético não garante a eficiência da camada de impermeabilização, pois, uma camada de Solo-Bentonita compactada de acordo com critérios técnico pode ser mais eficiente do que uma membrana de PEAD mal instalada sobre uma camada mal compactada.

Em geral, os incrementos de Bentonita promovem a redução do coeficiente de permeabilidade em virtude das propriedades de maior preenchimento dos poros e expansão da montmorilonita na presença de líquidos, como já explorado por diversos pesquisadores como Gilham (1984), Chapuis (1990), Fan *et al.* (2014), Demdoun *et al.* (2017), Ören e Akar (2016), Sun *et al.* (2021) e Chaudhary *et al.* (2024).

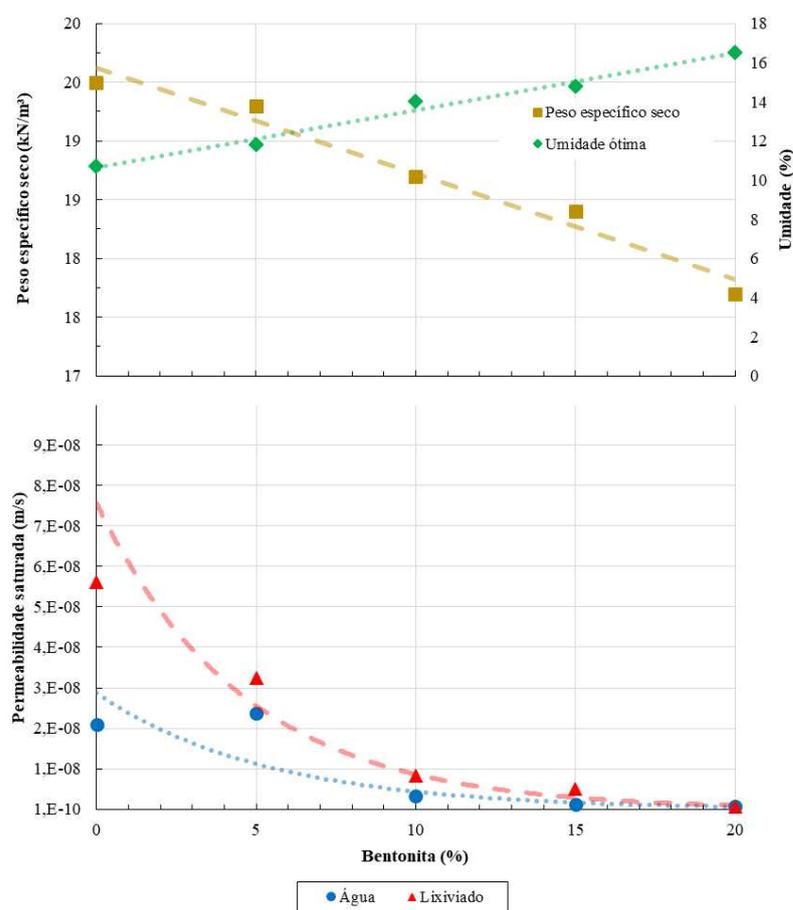
Quirk e Schofield (1955) explicam que os poros que envolvem a bentonita podem conter água livre (ou água móvel) e/ou adsorvida (ou água imóvel). A quantidade de água imóvel na partícula depende da espessura da camada dupla difusa. Quanto maior essa espessura dessa camada, maior quantidade de água é adsorvida, promovendo redução dos vazios. Com isso, o incremento dessa argila expansiva promove a redução da permeabilidade à água.

Então, solos que contêm montmorilonita na sua composição apresentam elevada superfície específica, alta capacidade de troca catiônica e camadas duplas difusas ao redor das

partículas que podem expandir consideravelmente, aumentando a tortuosidade dos vazios e, conseqüentemente, retardando o fluxo de líquidos. Abeele (1986) afirma que a expansão desse material argiloso pode chegar a um aumento de volume de 15 a 18 vezes, reduzindo o coeficiente de permeabilidade das amostras de solo na ordem de grandeza de dezenas a centenas de vezes, mesmo para pequenas adições.

O incremento de B ao SL promoveu alterações no peso específico seco máximo e na umidade ótima das misturas, conforme obtidos no ensaio de compactação *Proctor* Normal e já discutidos na Seção 5.1.1. Essa alteração apresenta reflexos diretos na permeabilidade das misturas estudadas, como ilustrado na Figura 86.

Figura 86 – Comportamento da permeabilidade para água e para lixiviado pela alteração de parâmetros de compactação dos solos



Fonte: próprio autor

É possível observar que há uma queda expressiva de coeficiente de permeabilidade no intervalo de 0 a 10% de incremento de bentonita. Neste intervalo, percebeu-se um aumento de

umidade ótima de 10 para 14%, exigindo maior quantidade de água para promover as melhores condições de compactação das amostras de solo. Isso pode ser devido à necessidade de mais água pelo incremento de bentonita para lubrificação entre as partículas presentes, que promovem a redução dos vazios, como demonstrado pelos modelos experimentais testados por Silva *et al.* (2024).

Percebe-se que, para elevados valores de incremento de bentonita, o coeficiente de permeabilidade para ambos os fluidos não apresenta reduções significativas, sendo dispensáveis incrementos maiores que 20%. Kenney *et al.* (1992) relatam que, quando um determinado percentual de bentonita expande e preenche os poros do solo, incrementos desse material ou expansões adicionais não diminuem a condutividade hidráulica de forma significativa. Komine e Ogata (1999) afirmam que percentuais de incremento superiores a 20% não diminuem de forma considerável a permeabilidade das camadas de solos, tendo em vista que a maioria dos vazios já foram preenchidos pela expansão da bentonita hidratada. É possível observar que há uma relativa convergência entre os coeficientes de permeabilidade para os dois fluidos para incrementos próximos a 20%.

Chapuis (1990) e Fan *et al.* (2014) encontraram percentuais de adição de bentonita sódica de 5 a 8% e cálcica entre 9 e 15% para alcançar a condutividade hidráulica recomendada. Kenney *et al.* (1992) usaram misturas de areia e bentonita compactadas para percolação de água e solução de NaCl e descobriram que o percentual de 20% era ideal para garantir estabilidade volumétrica à camada com os dois fluidos. Komine e Ogata (1999) concluíram que percentuais entre 5 e 20% de bentonita cálcica adicionados em solos arenosos podem reduzir significativamente a permeabilidade da camada.

O solo expansivo utilizado nesta pesquisa foi coletado depois de passado pelo processo de trituração mecânica e foi caracterizado por sua natureza cálcica, com presença de montmorilonita e outros minerais. Este material apresenta um grau de impureza considerável e tem expansividade moderada. Por este motivo, foram necessários maiores percentuais de incremento de bentonita cálcica para alcançar o objetivo requerido quando comparado com bentonitas sódicas.

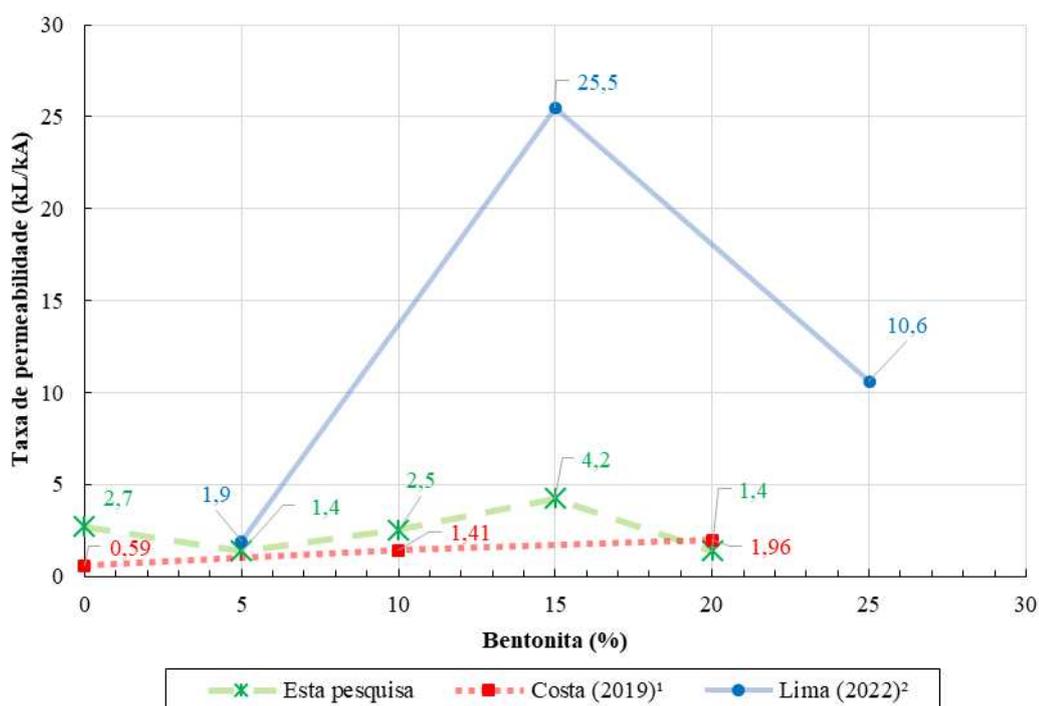
Srikanth e Mishra (2016) explicam que a permeabilidade à água de misturas de areia-bentonita depende, essencialmente, do tamanho das partículas de areia, do teor de bentonita, da umidade e energia de compactação, assim como da qualidade da bentonita. O fluido percolante também pode ser determinante no comportamento dessa característica hidráulica dos solos. No

entanto, neste estudo a influência do fluido contaminante não foi considerável no sentido de permitir alterações na permeabilidade das amostras de solos testadas.

Diversos estudos realizados têm redirecionado suas pesquisas para o estudo da condutividade hidráulica de camadas de solos expostos a lixiviado oriundo da decomposição de RSU (Katsumi *et al.*, 2008; Bradshaw e Benson, 2013). O lixiviado é um fluido mais complexo que a água, com elevada variabilidade de padrões – seja pela localidade, condições climáticas locais, tipos de resíduos depositados, idade do aterramento etc – e com alto potencial danoso à saúde humana e ao meio ambiente.

Na Figura 87 pode ser verificada a variação da taxa de permeabilidade do lixiviado em relação à água (k_L/k_A) para diversos incrementos de Bentonita. Foi possível observar uma relação de proximidade entre os coeficientes, com valores maiores que 1,0 indicando que a condutividade hidráulica de camadas percoladas com lixiviado foram maiores quando comparados com percolação por água.

Figura 87 – Variação da taxa de permeabilidade pelo incremento de bentonita



Fonte: próprio autor

¹ Energia de compactação 20% acima do *Proctor Normal* e umidade de compactação 3,5% acima do valor ótimo nos pontos de 0 e 20% de acréscimo de Bentonita.

² Umidade de compactação 4% acima do valor ótimo nos pontos de 5% e 25% de acréscimo de Bentonita.

Na Figura 87, os valores de k_L/k_A desta pesquisa foram comparados com trabalhos de Costa (2019) e Lima (2022), que utilizaram misturas de Areia-Bentonita das mesmas jazidas para percolação de lixiviado do ASCG em permeâmetro de parede flexível. Apesar dos fluidos contaminantes de cada pesquisa serem da mesma fonte, não são do mesmo período de coleta. No entanto, verifica-se que houve pouca alteração nos parâmetros físico-químicos, sobretudo no pH, que variou de 7,83 a 8,16, mantendo-se alcalino.

É possível observar que a condutividade hidráulica do lixiviado é ligeiramente maior em todos os cenários, o que pode confirmar que a interação solo-contaminante interfere nas características de impermeabilização da camada. Porém, as taxas obtidas por Lima (2022) são bem mais acentuadas. Nesta tese, todas as amostras de solo foram compactadas na umidade ótima, o que difere dos estudos destes autores, que compactaram as misturas entre 3,5 e 4% acima da umidade ótima.

A taxa de condutividade hidráulica desta pesquisa variou entre 1,40 e 4,20 para os incrementos de Bentonita até o limite de 20%. Essa variação mostrou uma relação de proximidade entre os coeficientes, tendo em vista que a ordem decimal da permeabilidade é extremamente baixa. O comportamento dessa taxa se mostrou próximo aos valores de *CCL* percolados por lixiviado obtidos por Aldaeef e Rayhani (2014) e Wan *et al.* (2022), que apresentaram variação nesta taxa de 1,80 a 2,71 e 2,00 a 4,00, respectivamente. Bradshaw e Benson (2013) também obtiveram um aumento da taxa de condutividade que chegou a 5,60 vezes para camadas de *GCL*.

Demdoum *et al.* (2017) obtiveram coeficientes de permeabilidade em camadas de solos compactados enriquecidos com Bentonita ligeiramente maiores para o lixiviado oriundo de RSU quando comparados com água de torneira. Estes autores explicam que isto se deve a uma redução irreversível nos espaçamentos intercamadas dos argilominerais, levando a uma agregação estável e a um aumento da condutividade hidráulica.

Durukan e Başari (2021) estudaram camadas de areia e bentonita percoladas por lixiviado de aterro sanitário e compararam os coeficientes de permeabilidade com valores obtidos por Ören *et al.* (2014) para os mesmos tipos de solos, porém, percolados com água de torneira. Foi possível verificar um aumento em duas ordens de grandeza quando as amostras de solo foram percoladas por lixiviado em comparação com a água. Joseph *et al.* (2001) e Al-Ghouti *et al.* (2021) também verificaram que as alterações geradas pelos cátions do lixiviado provocaram alterações no espaçamento entre as camadas minerais, aumentando a permeabilidade em até 4 vezes.

Nayak *et al.* (2007) verificaram que a relação k_L/k_A aumentou à medida que solos lateríticos argilosos eram expostos a maiores níveis de contaminação, indo de 4 a 50 vezes. Os autores relatam que isso se deve a reação química entre o lixiviado ácido e os argilominerais, que podem ter dissolvido partículas dos minerais secundários, aumentando o espaço efetivo dos poros e, conseqüentemente, a condutividade hidráulica.

No entanto, Li *et al.* (2013) e Ozcoban *et al.* (2013) apresentaram redução do coeficiente de permeabilidade de argilas utilizadas em CCL, com k_L/k_A de 0,33 e 0,05, respectivamente. Leme e Miguel (2018) encontraram que os coeficientes de permeabilidade de argilas percoladas por água e por lixiviado se apresentaram praticamente idênticos, com o k_L um pouco inferior ao k_A . Os autores identificaram crescimento de colônias de microrganismos que promoveram redução da condutividade hidráulica das camadas.

Os fenômenos envolvidos na percolação de lixiviado de RSU em CCL são bastante complexos e envolvem fenômenos de fluxos acoplados (hidráulico, químico, elétrico e térmico). Quando analisada apenas a interação solo-contaminante, a literatura técnica apresenta algumas razões para o aumento da permeabilidade em camadas percoladas com lixiviado em relação à água.

Batchelder *et al.* (1998) observaram que a interação entre o lixiviado e argilomineral esmectita resultou no colapso interbasal que transformou esse argilomineral em illita. Outros estudos também obtiveram resultados de transformação do argilomineral na presença de lixiviado, como Oztoprak e Laçin (2018) e Durukan e Başari (2021), que chamaram o processo de ilitização, devido à dissolução da estrutura cristalina das camadas mistas de esmectita-ilita.

Um fator importante, que explica a dissolução de argilominerais, é o valor do pH da solução. Quando apresenta pH em valores extremos, os líquidos promovem um ambiente altamente agressivo e perigoso. Nakayama *et al.* (2004) verificaram aumento na porosidade e na condutividade hidráulica de bentonita compactada em contato com solução altamente alcalina (pH = 14,0). Foi explicado que houve dissolução da montmorilonita em virtude do ambiente agressivo exposto. Portanto, não há evidências para afirmar que esse mesmo processo de dissolução possa ter ocorrido no presente estudo, sobretudo em virtude do pH do lixiviado (8,16) não se encontrar próximo ao extremo alcalino.

Mitchell e Soga (2005) afirmam que os minerais argilosos, devido à carga negativa em sua superfície, produzem forças eletromagnéticas entre as partículas. Com a adição de contaminante nas amostras de solo, os autores verificaram que as partículas de argila ficam floculadas, sendo que a quantidade de partículas em floculação aumenta à medida que cresce o

teor de argila. Quigley *et al.* (1988) afirmaram que o lixiviado induz as amostras de solo argiloso à floculação.

Estudos de Mukherjee e Mishra (2019) e Regadío *et al.* (2020) confirmaram que a estrutura mineralógica do solo pode sofrer menor expansão entre as camadas quando da interação com produtos químicos. Como consequência, tem-se a redução da camada dupla difusa, aparecimento de fissuras e o aumento da condutividade hidráulica. A *DDL* é influenciada fortemente pela constante dielétrica do fluido percolante, assim como da valência dos cátions presentes e da concentração de eletrólitos (Mitchell e Soga, 2005).

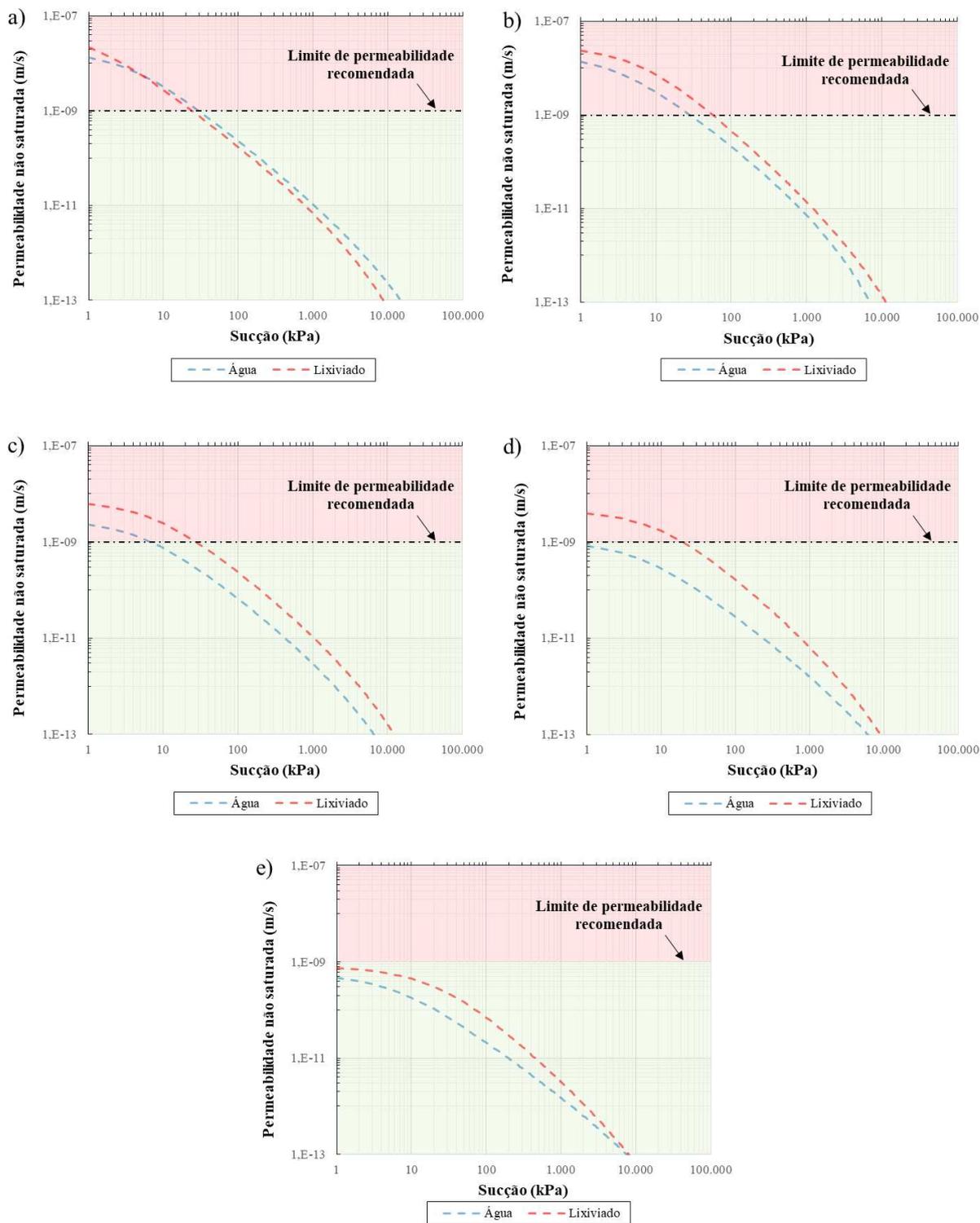
Rowe *et al.* (1995) explicam que, em solos argilosos, a força resultante entre as partículas afeta a macroestrutura. Quando essa amostra de solo está exposta à água, com um constante dielétrica alta (em torno de 80), percebeu-se a formação de uma estrutura dispersa. Quando essas mesmas amostras de solo são expostas a líquidos com baixa constante dielétrica, obteve-se uma diminuição da espessura da *DDL* em volta das partículas de argila, resultando na diminuição das forças repulsivas e maior atração entre as partículas, forçando-as à floculação (Bowders Jr. e Daniel, 1987; Kaya e Fang, 2000).

Singh *et al.* (2009) também constataram que fluidos com valores de constante dielétrica baixos em contato com solo argiloso tendem a promover a redução da camada dupla difusa, e, portanto, fazendo com que a estrutura do solo fique floculada. Kaya e Fang (2000) explicam que a floculação das argilas tende a facilitar os caminhos de fluxo e aumentar a condutividade hidráulica de amostras de solo. Então, estes fatores elencados podem explicar o aumento da permeabilidade de camadas de solos compactados expostos a líquidos contaminados.

Tendo em vista que o ASCG se encontra em região semiárida, outro fenômeno importante a ser levado em consideração é o impacto da variação de saturação e, conseqüentemente, da sucção, na condutividade hidráulica das camadas de solo compactado. Leme e Miguel (2018) afirmam que a utilização de solos com permeabilidade saturada não é uma análise eficaz e real para avaliar o desempenho de revestimentos minerais.

Sabe-se que o coeficiente de permeabilidade tem relação com a saturação presente na amostra de solo, e, conseqüentemente, com a sucção (Fredlund *et al.*, 1994). Por isso, o fluxo em condições não saturadas pode ser definido pela relação entre a coeficiente de permeabilidade em condições saturadas e sucção dos solos, conforme definido por van Genuchten (1980) e que pode ser visto na Figura 88 para as amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20.

Figura 88 – Condutividade hidráulica não saturada das amostras de solo compactado percoladas por água e lixiviado versus sucção total: a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20



Fonte: próprio autor

É possível observar que, para as amostras sem incremento de bentonita (SL), o decaimento da condutividade hidráulica com a elevação da sucção teve comportamento similar

para os dois fluidos testados. Já para as amostras SB5, SB10 e SB15, a curva de decaimento da condutividade para o lixiviado se mostrou superior quando comparada com a água, ou seja, o decaimento da permeabilidade ao lixiviado com o aumento da sucção se deu de forma reduzida, quando comparado com a água. Isso demonstra que, para solos com incremento de bentonita, exige-se uma sucção maior para solos percolados por lixiviado do que para amostras em contato com água. Como as amostras percoladas por lixiviado apresentaram redução de sucção matricial, o impacto na permeabilidade seria iminente. Acredita-se que esse fenômeno está ligado à menor expansão da *DDL* dos minerais argílicos presentes nas amostras, necessitando de maior esforço de sucção para alcançar baixas permeabilidades. A amostra SB20 já atende aos critérios de condutividade hidráulica adequada para os dois fluidos, mesmo na condição saturada.

Esse comportamento de decaimento para todas as curvas de condutividade pelo aumento da sucção é similar aos estudos de Leme e Miguel (2018), que também realizaram estimativa de condutividade hidráulica não saturada em amostras de solo percoladas por água e por lixiviado. No entanto, estes autores não trabalharam com incremento de Bentonita, mas com uma argila de baixa plasticidade ($IP = 25\%$).

A Tabela 8 mostra as condições de sucção total e umidade necessárias para que as amostras não saturadas alcancem a condutividade hidráulica de 1.10^{-9} m/s, conforme recomendado por USEPA (1993). É possível verificar que a sucção necessária para a amostra SL apresentam valores próximos para os dois líquidos permeantes. Já para SB5, apesar da sucção para o lixiviado ser o dobro do valor comparado com a água, o incremento discreto de solo bentonítico não alterou significativamente as condições de sucção para alcançar a condutividade requerida, demonstrando grande influência da matriz arenosa. Para SB10 e SB15, percebeu-se uma diferença significativa entre a sucção para a água e para o lixiviado para alcançar a condutividade hidráulica requerida. No percentual SB15, as amostras de solo já apresentavam um coeficiente de condutividade bastante reduzido, exigindo pouco esforço de sucção (ou pouca perda de água) para alcançar a permeabilidade adequada. As amostras SB20 (água e lixiviado) não constam na tabela, pois, já atendem integralmente aos critérios estabelecidos na condição saturada.

Tabela 8 – Tensão de sucção necessária para alcançar a condutividade hidráulica requerida para as amostras SL, SB5, SB10 e SB15

Amostra	Condutividade hidráulica saturada (m/s)	Condutividade hidráulica não saturada requerida (m/s)	Sucção total (kPa)	Umidade gravimétrica para condutividade adequada (%)
SL-A	$2,1 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	30	12,00
SL-L	$5,6 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	24	11,83
SB5-A	$2,4 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	29	13,54
SB5-L	$3,3 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	58	13,78
SB10-A	$3,3 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	7	19,61
SB10-L	$8,4 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	28	17,00
SB15-A	$1,2 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	0,5	21,93
SB15-L	$5,1 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^{-9}$	16	19,63

Apesar do cenário conservador no dimensionamento de camadas de solos compactados utilizados como revestimento de base na condição saturada, entende-se que alguns cenários podem ser prováveis, tendo em vista que, em regiões tropicais, há predomínio de solos não saturados e zona vadosa espessa, o que faz com que a migração de poluentes possa ser retardada.

No ASCG, instalado em região semiárida, com baixa pluviosidade, rochas a pequenas profundidades e sem presença de lençol freático, o desempenho de camadas com percentual abaixo de 20% de Bentonita poderia ser testado mais vezes em condições não saturadas, inclusive variando condições de temperatura e longo prazo. No entanto, deve-se analisar os riscos envolvidos na composição dessa camada em condições não saturadas, como profundidade do lençol freático e volume de lixiviado gerado.

Vale salientar que os valores apresentados são estimativas de condutividade hidráulica para os dois fluidos, baseados em relações indiretas entre a permeabilidade saturada e a curva característica do solo. Lu (2020) afirma que os desafios na determinação das condições não saturadas de camadas de solos sob múltiplos processos (fluxos hidráulico, químico, elétrico e térmico) ainda não é bem compreendido. Avançou-se muito nas medições de sucção matricial, sobretudo do potencial capilar, no entanto, ainda há lacunas nas medições das demais formas de sucção presentes nos solos e interações entre os processos.

É extremamente relevante ressaltar a necessidade de que os parâmetros geotécnicos de compactação (umidade ótima e peso específico seco máximo) sejam rigorosamente observados na execução das camadas de revestimento de base em campo. Lambe (1958) afirma que a condutividade hidráulica de solos argilosos compactados abaixo da umidade ótima pode aumentar em quase três ordens de grandeza quando comparados ao lado úmido da curva de compactação. Ören *et al.* (2014) observaram uma redução da condutividade hidráulica de misturas de solo-bentonita entre 5 a 7,5 vezes para amostras de solo compactadas no ramo

úmido em relação ao ramo seco. Clark e Luster-Teasley (2018) recomendam compactar o solo em campo com umidade 5% superior à umidade ótima, sobretudo pela necessidade de homogeneizar a umidade da camada, promover o processo de hidratação das partículas de argila e reduzir o impacto da evaporação de parcela de água em alguns locais. Porém, devem ser testados os efeitos desse aumento de umidade na deformabilidade e resistência ao cisalhamento das camadas de solo.

Para percolação de água, essa diferença de umidade aparenta não ser tão considerável. No entanto, quando expostos à contaminação, a condição de umidade na compactação passa a ter uma significância considerável. Dutta e Mishra (2015) percolaram várias concentrações de soluções salinas inorgânicas em camadas de bentonita nas condições de umidade ótima (w_{ot}) e com 5% abaixo dessa umidade ($w_{ot-5\%}$). Na condição w_{ot} , as camadas testadas apresentaram um aumento da condutividade hidráulica de 7,7 a 11,4 vezes pelo aumento da concentração salina. Já na condição $w_{ot-5\%}$, o aumento dessa condutividade variou entre 182,2 a 376,3 vezes quando variada a mesma concentração de sais. Percebe-se que o incremento de solução contaminante pode promover um aumento muito mais significativo da permeabilidade quando comparados com a água, expondo os ambientes a possíveis contaminações.

Para a condição abaixo da umidade ótima, os argilominerais sofrem com a menor expansão da sua superfície por dois motivos: i) menor quantidade de água disponível para hidratação das partículas e ii) redução da camada dupla difusa pelo aumento da concentração de contaminante. Além do mais, nesta última condição, a estrutura do solo encontra-se floculada, com formação de canais que facilitam o fluxo (Lambe, 1958; Daniel e Benson, 1990). Essa estrutura floculada, aliada à redução da espessura da camada dupla difusa promove expressivos aumentos de permeabilidade, como observado por Dutta e Mishra (2015).

Apesar do efeito, mesmo que pequeno, de aumento da permeabilidade de camadas de solos percolados com lixiviado quando comparados com a água, como verificados neste estudo, outros fatores não foram testados, mas devem ser ponderados e sugeridos para pesquisas futuras, como alterações na composição mineralógica e na qualidade da bentonita, longo prazo da camada compactada, efeito da variação de temperatura no fluido e formação de biofilme com crescimento de microrganismos.

Lee e Shackelford (2005) verificaram que um *GCL* com bentonita de maior qualidade – caracterizado por maior teor de montmorilonita sódica e maior índice de plasticidade em relação ao *GCL* com bentonita de menor qualidade – era mais suscetível ao ataque químico do que o *GCL* com a bentonita de qualidade inferior. A percolação de CaCl_2 resultou em um aumento na

condutividade hidráulica de ambos os *GCLs* em relação àquele baseado em água, com maiores aumentos na condutividade hidráulica ocorrendo para a Bentonita de maior qualidade.

Quando se considera o longo prazo, alguns fatores devem ser levados em consideração. Park *et al.* (2006) afirmam que a condutividade hidráulica de solos pode diminuir quando percolado por lixiviado, como resultado do entupimento dos poros, sobretudo em virtude da viscosidade mais elevada do fluido permeante e dos sólidos em suspensão. Li *et al.* (2013) relataram o entupimento microbiano dos poros do solo e conseqüente impacto na condutividade hidráulica das camadas de solo. Baseado em diversos estudos, Norouzi *et al.* (2022) afirmam que a presença de matéria orgânica, concentração de eletrólitos e de sais totais no lixiviado residual são os principais fatores que afetam a condutividade hidráulica de camadas de revestimento de solos durante a vida útil da camada. Leme e Miguel (2018) relataram desenvolvimento de microrganismos nas amostras de solo ensaiadas com lixiviado.

Francisca e Glatstein (2010) observaram que a condutividade hidráulica de camadas de solos apresentou variações ao longo do tempo e explicam que os fenômenos podem ser associados à expansão/retração dos minerais expansivos, ao entupimento mineral (precipitação de carbonato) ou à bioatividade. Foi verificado que, com o tempo, o valor do coeficiente de permeabilidade apresentou diminuição, indicando que outros mecanismos também controlam o deslocamento do fluido durante toda a vida útil da camada. Além do mais, estes autores observaram que a presença de nutrientes no lixiviado foi responsável pela formação de desenvolvimento de colônias de leveduras e bactérias que obstruíram parcialmente os poros do solo, formando mecanismos de bioentupimento com formação de biofilmes. No entanto, a biodisponibilidade dessa matéria orgânica diminui com o tempo, podendo causar aumento da porosidade.

Ören e Akar (2016) realizaram percolação de água deionizada, de torneira e de lixiviado em vários tipos de bentonita utilizados em *GCL*. Foram verificadas semelhanças na condutividade hidráulica do lixiviado em todas as bentonitas testadas. No entanto, quando considerado efeito de longo prazo, verificou-se que houve uma redução de quase duas vezes no valor da condutividade ao longo dos testes.

Análises acerca de entupimento dos poros do solo (colmatação), formação de biofilme, crescimento de microrganismos e comportamento com variação de temperatura e tempo não foram alvos desta pesquisa. Para comprovar o efeito destes fenômenos em solos compactados, são necessários estudos de porosidade, de variações das condições de temperatura e tempo, ensaios microbiológicos, alvo de sugestões para futuras pesquisas.

Outro aspecto que merece ênfase é sobre a presença de solo arenoso na mistura. Apesar do relevante papel das areias, que proporcionam estabilização volumétrica e pouca interação físico-química com o fluido percolante, esse material pode não ser eficiente na retenção de metais pesados presentes no lixiviado. Para tal, Durukan e Basari (2021) sugerem o uso de materiais mais reativos e com elevada adsorção, como zeólitas, que podem promover ganhos no retardamento da disseminação desses metais (Hong *et al.*, 2012; Ören *et al.*, 2014; Du *et al.*, 2015; Hong e Shackelford, 2019).

Tendo em vista reduzir a exposição do lixiviado nas camadas de solo compactado com presença de bentonita e a redução do ataque químico, poderia ser utilizada uma geomembrana, como foi adotada na implantação da Célula 3 do ASCG. No entanto, não há garantias que esta camada isolada será realmente eficiente durante toda a vida útil.

Lake e Rowe (2005) examinaram o desempenho de um revestimento composto (geomembrana e camada de argila compactada) de base em uma lagoa de lixiviado ao final de sua vida útil operacional (14 anos). Foi possível observar defeitos no geomaterial e presença de lixiviado na interface entre a geomembrana e a camada de argila. Além do mais, através de ensaios de laboratório, foi confirmada a presença de perfis de contaminantes na camada de argila. Os autores sugeriram que houve ineficiência do material geossintético na contenção de lixiviado e a CCL serviu como camada de retardo dos contaminantes.

Caso opte pela execução com geomembrana, é essencial que a camada seja executada rigorosamente, de acordo com as técnicas adequadas, de modo que garantam vedação ao longo de toda vida útil da obra. Além do mais, devem ser realizados testes de estanqueidade antes do lançamento dos resíduos ou do lixiviado.

Como solução técnica viável para camadas de revestimento, diversos aterros em todo mundo vêm fazendo o uso de camadas compostas (geomembrana + CCL ou GCL), sobretudo em áreas com presença de lençol freático, com manejo de lixiviados de resíduos perigosos e com camadas profundas de solos (solos maduros). Esse sistema é mais seguro, pois, em eventuais falhas da primeira camada de isolamento, a segunda camada pode retardar ou minimizar o espalhamento da pluma de contaminação. Isso pode promover elevações de custos, no entanto, a proteção do meio ambiente local deve ser priorizada.

Também há estratégias de uso de resíduos inertes para compor camadas de revestimento de base de aterros, em composição com a bentonita, como resíduos da construção civil, de atividade de mineração, de serra e polimento de materiais, biocarvão, entre outros. Além do mais, novas estratégias estão sendo traçadas para minimizar a redução dos vazios do solo

quando percolado por líquidos contaminantes, como o uso de polímeros que aumentam de volume na presença de umidade. De maneira similar, diversas pesquisas têm buscado o desenvolvimento de biopolímeros não reativos na presença de líquidos agressivos para compor camadas impermeabilizantes com bentonita (Wu *et al.*, 2017; Albayrak e Gencer, 2021; Jain *et al.*, 2022; Qiu *et al.*, 2022; Wong *et al.*, 2022; Liu *et al.*, 2023).

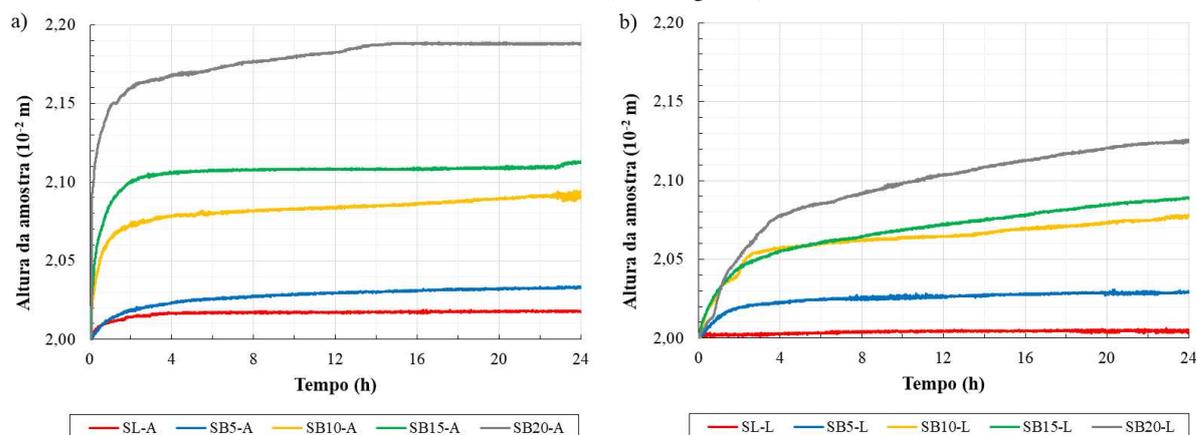
Percebe-se que o campo de atuação do engenheiro geotécnico nas condições de impermeabilização de camadas de solo compactado, sobretudo na presença de solos com argilominerais, não é um assunto vencido. Confiar, única e exclusivamente, na condutividade hidráulica de uma camada ensaiada com água pode não demonstrar seu funcionamento adequado quando em operação no aterro sanitário. Isso pode tornar as águas subterrâneas e o solo da região susceptíveis a contaminações, tendo em vista que o coeficiente de permeabilidade ao lixiviado tem se apresentado maior que o coeficiente para água no aterro em estudo. Logo, é essencial que o profissional busque dimensionar a camada levando em consideração a interação solo- contaminante e seu impacto nos parâmetros geotécnicos.

5.2.1.3 Ensaio de expansão livre

A expansividade de misturas de areia-bentonita é um fator essencial para o desempenho da impermeabilização de base de aterros sanitários. Ao entrar em contato com o líquido, os argilominerais, presentes nas amostras de solo expandem, apresentando respostas macroestruturais. Como ilustrado na Figura 89, todas as camadas experimentais de solos, inundadas com água e com lixiviado, apresentaram elevação de altura com o tempo sob condição de carga de assentamento de 1 kPa em célula edométrica.

As amostras de solo inundadas com água apresentaram expansão máxima mais elevada e em menor intervalo de tempo quando comparadas com amostras em contato com lixiviado. Para SL e SB5, essa discrepância na capacidade expansiva do solo para os dois líquidos se apresenta em menor magnitude. No entanto, à medida em que se acrescenta bentonita, verifica-se que as diferenças entre as variações de altura aumentam consideravelmente. Após 24 horas de ensaio, constata-se uma tendência de estabilização das alturas em todas as amostras. Este mesmo efeito foi observado por Zhao *et al.* (2016), que encontrou que a redução da expansão é maior quando se aumenta a concentração de lixiviado.

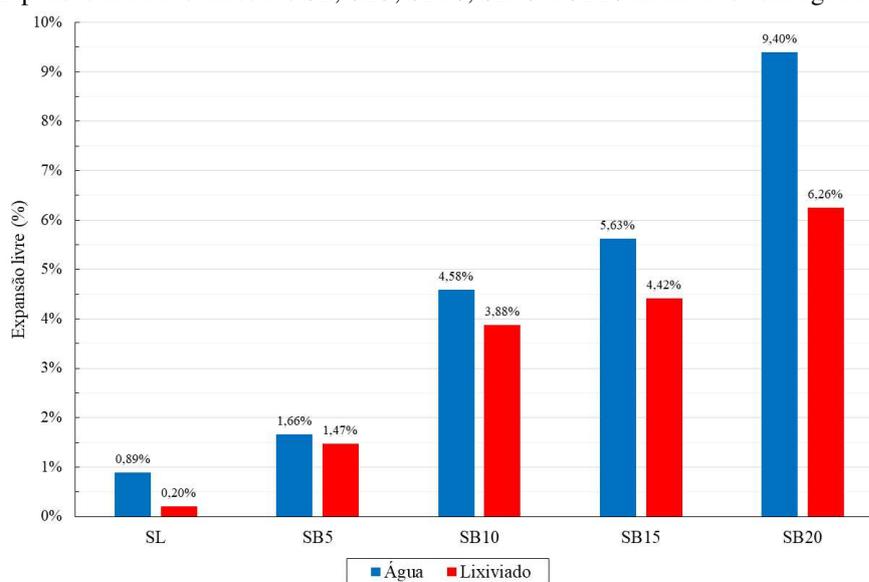
Figura 89 – Variação de altura das amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 em ensaio de expansão livre em célula edométrica inundada: a) com água; b) com lixiviado



Fonte: próprio autor

A expansão livre consolidada de todas as misturas de solos com água (ϵ_A) e com lixiviado (ϵ_L) foi ilustrada na Figura 90. Foi possível observar que a amostra de solo compactado sem bentonita (SL) apresentou valores de expansão livre abaixo de 1%, considerado um valor baixo e sem impacto macroestrutural (Wang *et al.*, 2021). No entanto, no intervalo de 5 a 20% de incremento de bentonita, foram verificadas expressivas elevações de expansão nas amostras de solos. Quando em contato com a água, a expansão de SB5 para SB20 aumentou 5,66 vezes. Já para o lixiviado, a expansividade se elevou em 4,26 vezes.

Figura 90 - Expansão livre das amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 inundadas com água e com lixiviado



Fonte: próprio autor

O incremento de bentonita resulta no aumento do percentual de argila ativa nas misturas de solos, que também proporciona maiores níveis de expansão livre para as camadas. Esse efeito também foi observado por Mishra *et al.* (2011), que testaram incrementos de 12 tipos diferentes de bentonitas em um solo basáltico do Japão. Estes autores obtiveram uma forte correlação entre a expansão livre e a fração de argila das misturas. Isto se deve ao fato de que, o aumento de materiais finos na mistura proporciona a redução dos espaços vazios que, combinadas ao efeito de expansão dos argilominerais, promovem esta resposta macroscópica.

No entanto, Mishra *et al.* (2011) só analisaram expansão com água, e, pelos dados apresentados nesta pesquisa, o incremento de bentonita também promove aumento na expansão em contato com lixiviado, porém, em menor magnitude. Como apontado por Komine e Ogata (1993), as características de expansão em misturas de areia-bentonita são governadas majoritariamente pelo peso específico inicial da amostra e pela quantidade de bentonita acrescentada. Porém, quando se trata de camadas de solos percoladas por líquidos com presença de sais, estes também exercem influência nas modificações volumétricas, ou seja, o parâmetro de expansividade das argilas é sensível à natureza da solução presente nos poros.

Os dados apresentados nas Figuras 89 e 90 mostram essa redução volumétrica em todas as amostras com presença do líquido contaminante. Quando comparados os níveis de expansividade das misturas SB5, SB10, SB15 e SB20 em contato com água e com lixiviado, percebe-se que estas apresentaram reduções na expansão de 11,44, 15,28, 21,49 e 33,40%, respectivamente. Esse nível de redução cresce à medida que se acrescenta bentonita nas amostras, mostrando que elevados teores de bentonita em misturas com areia precisam de investigação experimental detalhada do contato com o fluido de interesse.

Egloffstein (2001), Katsumi *et al.* (2008) e Dutta e Mishra (2015) comprovaram experimentalmente que o aumento de concentrações salinas e de valência catiônica promoveram reduções volumétricas em amostras de solos compactados com uso de bentonita sódica. Os autores apontam que houve retração expansiva na camada dupla difusa.

De forma similar a este trabalho, Demdoun *et al.* (2017) mediram a expansão livre de misturas de turfa, areia calcária e bentonita compactadas percoladas por lixiviado de aterro sanitário e observaram reduções na expansão que chegaram a 50% quando comparados com a água destilada.

O fenômeno de expansão de solos com presença de esmectitas é complexo e de difícil dissociação dos fatores que o provocam. Ao entrar em contato água ou solventes orgânicos polares, esses argilominerais apresentam uma resposta macroscópica que é uma expansão para

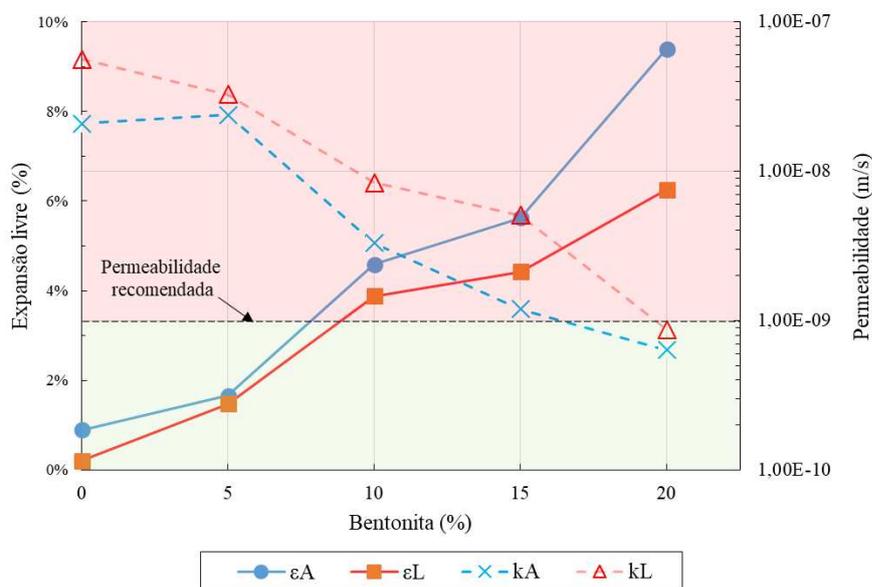
determinada condição. Laird (2006) afirma que essa expansão ocorre majoritariamente em dois níveis microscópicos: a expansão cristalina e a expansão da dupla camada. A primeira ocorre nas posições intercamadas dos argilominerais 2:1. Neste processo, de 0 a 4 camadas discretas de moléculas de água são intercaladas dentro da estrutura do argilomineral, equilibradas por forças de atração e repulsão. Na segunda, as forças de atração de íons ocorrem na estrutura de camada dupla difusa, no espaçamento entre dois ou mais argilominerais.

Quando ocorrem mudanças de umidade relativa ou de concentração de sais, o estado de equilíbrio também é alterado. Isso ocasiona mudanças na energia potencial de repulsão, necessitando de reorganização estrutural para manter o equilíbrio. Na presença de líquidos de elevada concentração salina, como o lixiviado, a superfície do argilomineral tende a atrair menos cátions para a camada difusa. A teoria da *DDL* confirma que a estabilidade em sistemas de argilominerais aumenta com a diminuição da concentração do eletrólito e da valência do cátion. Líquidos com menores valores de constante dielétrica apresentam menor interação na camada dupla, reduzindo sua espessura. Bowders Jr e Daniel (1987) relatam que líquidos orgânicos tendem a encolher a espessura da *DDL*, havendo diminuição das forças repulsivas e consequente floculação das partículas de argila. Essa concepção microestrutural tem como efeito a redução na expansão observada experimentalmente.

Neste contexto, a matriz arenosa se apresenta como um elemento importante para a estabilização volumétrica das misturas e para limitação na redução da expansividade das camadas pelo contato com fluidos contaminantes. Além do mais, a areia apresenta papel fundamental na redução da suscetibilidade à dessecação e à condutividade térmica, na longevidade da camada, na resistência ao cisalhamento e na resistência ao ataque químico (Klepe e Olson, 1985, Daniel e Benson, 1990; Komine e Ogata, 1999; Srikanth e Mishra, 2016). Porém, deve-se assegurar que o balanceamento entre os percentuais de areia e bentonita não comprometam a capacidade de impermeabilização da *CCL*, em virtude de variações na expansão das camadas de solos em contato com os dois fluidos.

A permeabilidade de misturas de areia-bentonita tem sido associada a características de expansão dos argilominerais presentes nas amostras de solos. Esse material em contato com um líquido apresenta uma relativa expansão, que preenche os poros circundantes e reduz os vazios e, conseqüentemente, o coeficiente de permeabilidade dessas camadas (Sun *et al.*, 2021). A Figura 91 ilustra a variação da expansão livre e da permeabilidade com água e com lixiviado, de acordo com o incremento de bentonita.

Figura 91 – Variação da expansão livre e permeabilidade com água e com lixiviado pelo incremento de bentonita na amostra



Legenda: ϵ_A = expansão livre com água; ϵ_L = expansão livre com lixiviado; k_A = permeabilidade à água; k_L = permeabilidade ao lixiviado

Fonte: próprio autor

Quando se observa o intervalo entre 5 e 20% de incremento de bentonita, verifica-se que, para um aumento de expansão de 5,66 vezes, promoveu-se uma redução da permeabilidade à água de 37,54 vezes. Já para o líquido contaminante, esse ganho expansivo no mesmo intervalo de incremento foi de 4,26 vezes, diminuindo a permeabilidade ao lixiviado em 37,42 vezes. Mesmo que amostras de solos em contato com lixiviado apresentem menores valores de expansividade do que a água, a percolação por este líquido contaminado não aparenta ter impactos na capacidade de impermeabilização das camadas de solo.

Mishra *et al.* (2011) verificaram que, para um aumento de 3,33 vezes na expansão de camadas de areia-bentonita, foram obtidas reduções de 10,38 vezes na permeabilidade à água de camadas de solo, alcançando assim os valores normativos dos órgãos de controle ambiental. O mesmo efeito também foi obtido por Lee *et al.* (2005), que observaram reduções de duas ordens decimais à medida que uma bentonita expandiu de 7,0 para 10 mL/2g.

Abdellah *et al.* (2020) investigaram a variação de parâmetros geotécnicos de misturas de turfa, areia calcária e bentonita na presença de lixiviado de aterro sanitário. O percentual de bentonita foi fixado em 10%, variando os demais tipos de solos. Os autores verificaram que a compressibilidade e a expansão da camada diminuíram pelo contato com o líquido

contaminado, aumentando o índice de vazios em até 9%, porém, sem provocar grandes alterações no coeficiente de permeabilidade.

Quanto maior o percentual de bentonita, maiores são os riscos de retração da camada pelo ataque químico do líquido. Ören e Akar (2016) testaram a expansão livre de várias camadas de *GCL* em contato com água destilada e com lixiviados de aterros sanitários. O pH do líquido contaminado variou de 7,6 a 8,0, próximos aos valores desta pesquisa. Os resultados mostraram perda de expansividade das camadas pelo contato com líquido contaminante quando comparados com água deionizada. Os volumes de expansão saíram de 14,5 para 5,0 mL/2g, em água e em lixiviado, respectivamente. No entanto, também não foram percebidas diferenças significativas de permeabilidade com os dois líquidos.

Sun *et al.* (2021) também relatam que a expansão da bentonita na presença de soluções salinas diminuiu, o que leva ao aumento dos poros e elevação do coeficiente de permeabilidade. Os resultados da expansão livre realizadas nesta pesquisa coadunam com as verificações experimentais desses autores, no entanto, sem grandes alterações na permeabilidade ao líquido contaminante.

Simons e Reuter (1985), Evans e Quigley (1992), Mitchell e Soga (2005) e Dutta e Mishra (2015) afirmam que o lixiviado proveniente de RSU ou até o lixiviado sintético promovem uma redução volumétrica e um aumento na permeabilidade ao lixiviado de misturas de areia-bentonita. A grande questão em análise é se essa redução na expansão das camadas de solos será suficiente para reduzir consideravelmente a permeabilidade ao lixiviado e inviabilizar o uso como *CCL*.

Nos estudos desenvolvidos neste trabalho, os ganhos expansivos de camadas de solos compactados incrementados com 20% de bentonita, em contato com o lixiviado, foram suficientes para alcançar a permeabilidade recomendada para a camada. Assim, a adição do percentual de bentonita adequado nas misturas, de modo que promova um valor de expansão determinado (6,26%) é suficiente para alcançar a permeabilidade requerida pelas normativas.

Para elevados percentuais de bentonita, utilizados em camadas de revestimento de base de aterros sanitários, pode-se reduzir consideravelmente a permeabilidade das camadas. No entanto, eleva-se o custo da obra, e nem sempre se consegue a eficiência hidráulica requerida. Reduções nos níveis de expansividade, em virtude do elevado teor de bentonita, podem ser observados para solos em contato com contaminantes.

Além da solução salina, uma alteração na composição mineralógica, como teor de montmorilonita, capacidade de troca catiônica, área superficial específica, percentual de sódio

trocável da bentonita, também influenciam significativamente no nível de expansão e, conseqüentemente, na condutividade hidráulica (Dutta e Mishra, 2015). Como a bentonita é um material natural, essas propriedades mineralógicas podem variar bastante dependendo de sua origem.

Mollins *et al.* (1996) afirmam que, misturas de areia e bentonita, submetidas a baixos valores de carregamento apresentam expansão facilitada, diminuindo os vazios do solo e deslocando os grãos de areia. Fazendo uma correlação com o processo executivo do *CCL*, a expansão livre apresenta um bom indicativo do nível de expansividade inicial das camadas recém executadas, porém, ainda sem resíduos depositados.

À medida que a operação do aterro é iniciada, novas camadas de resíduos e solos são depositadas sobre *liners*, promovendo acréscimos de tensões. Kuruoglu *et al.* (2023) encontraram que misturas compactadas de areia da Turquia com 20% de bentonita sódica apresentavam expansão até 25 kPa de tensão de topo. No entanto, para tensões iguais ou maiores que 50 kPa houve uma tendência de estabilização volumétrica, sem níveis de expansividade consideráveis. Portanto, é ideal testar também o comportamento da expansão destas camadas sob carregamentos incrementais, que foi sugerido como pesquisa futura.

Portanto, a capacidade de expansão da bentonita, aliada à estabilidade volumétrica da areia, são fatores muito importantes para o projeto de *CCL*. Apesar das reduções nos níveis de expansividade de misturas de areia-bentonita pelo contato com o lixiviado, constata-se que essa expansão é suficiente para reduzir a permeabilidade ao lixiviado e garantir segurança geoambiental para a camada de solo compactado. No entanto, também se faz necessária uma verificar da resistência da camada para os níveis de expansão indicados, viabilizando também segurança estrutural.

5.2.2 Ensaios microestruturais

As análises microestruturais das camadas de revestimento de base, pela interação com lixiviado em aterros sanitários, apesar de não serem usuais para o dimensionamento de *CCL*, são de fundamental importância para compreensão de eventuais variações na permeabilidade ao lixiviado. Mudanças no comportamento dos macro e microporos podem alterar as condições de fluxo e expor estas camadas ao risco de migração de contaminantes.

Além do mais, camadas de solo compostas com adição de bentonita, que apresentam argilominerais extremamente sensíveis ao fluido percolante, requisitam análises minuciosas acerca dos níveis de expansividade dessas camadas para preenchimento dos poros, controle de

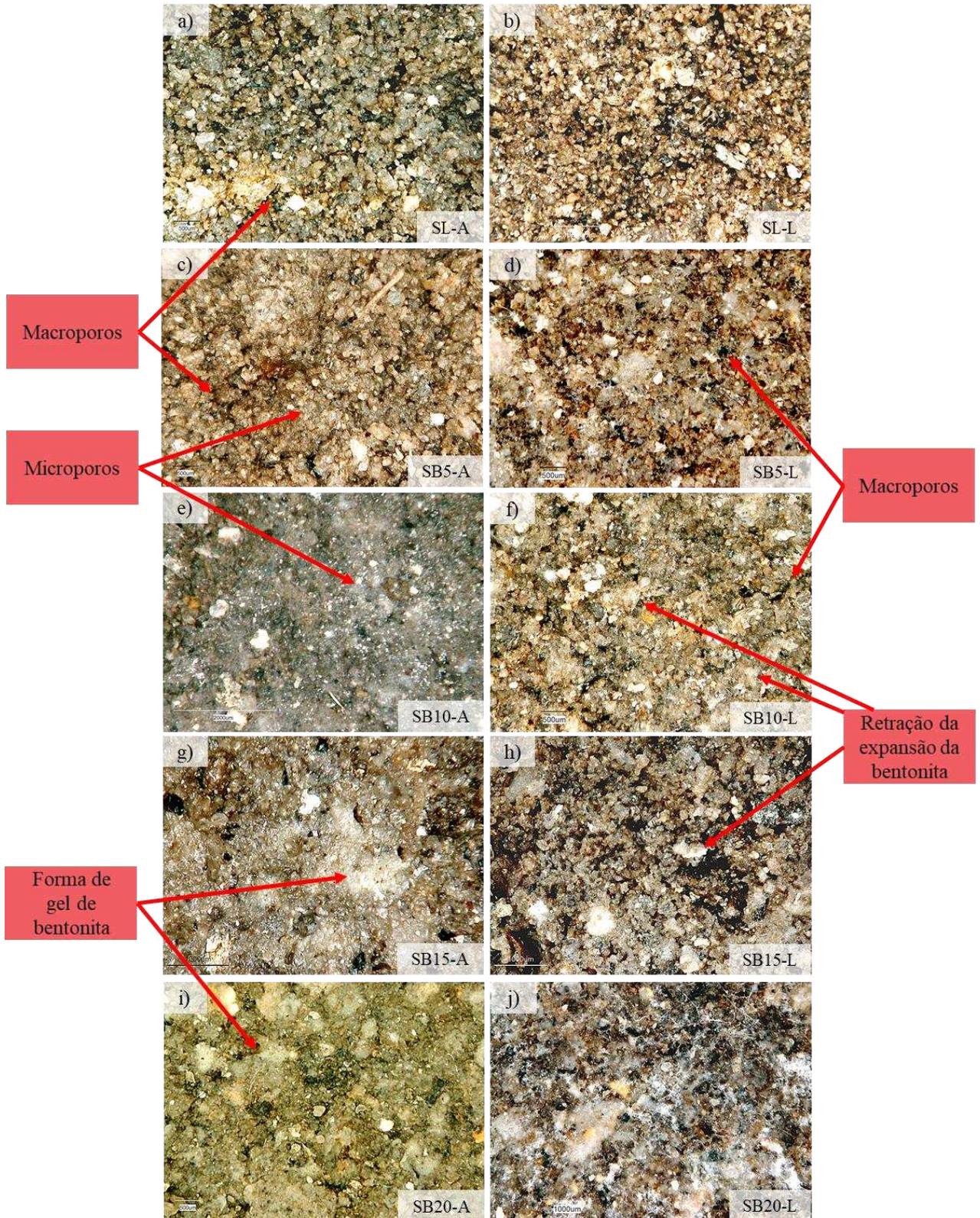
ressecamento, ataque químico, floculação de partículas e formação de fissuras. Todos estes aspectos podem influenciar diretamente na permeabilidade ao fluido de interesse.

A Figura 92 apresenta os resultados obtidos nos ensaios de microscopia ótica realizados nas amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20, percoladas com água e com lixiviado, com nível de aproximação de 50 vezes. Para a amostra SL (Figuras 92a e 92b), não houve incremento de bentonita, sendo o solo majoritariamente arenoso. A percolação de água e de lixiviado praticamente manteve um mesmo padrão de organização das partículas. No entanto, ao iniciar o incremento de bentonita, é perceptível a redução do espaço poroso das camadas. Os vazios tendem a ser preenchidos pelo solo bentonítico, que, na presença de umidade, expande e causa redução da permeabilidade para os dois fluidos, como apontado na Seção 5.2.1.2. Se comprova que, numa escala microscópica, o incremento desse solo expansivo mostra-se extremamente relevante e eficaz. À medida em que se acrescenta bentonita, o volume de macroporos é reduzido, provocando a predominância de microporos em misturas a partir de SB10.

Quando em contato com a água, os percentuais de bentonita de 15 e 20% tenderam à formação de uma película uniforme de vedação dos poros, muitas vezes chamada em campo de formação de gel de bentonita. Essa estrutura cria espaços reduzidos (microporos), dificultando o fluxo na camada de solo. Esse gel também pode ser observado em SB20-L, no entanto, com dimensões menores.

No entanto, é possível observar uma redução do grau de expansividade dos argilominerais pela presença do líquido contaminante, quando comparado com a água. Esses resultados indicam o efeito desse líquido na microestrutura do solo bentonítico. Essa retração aumenta o espaço poroso das camadas, fazendo surgir macroporos que facilitam o fluxo, apresentando como consequência um aumento na permeabilidade ao lixiviado em comparação com a água, em consonância com os dados apresentados na Seção 5.2.1.2.

Figura 92 – Imagens obtidas em MO com ampliação de 50 vezes para as amostras de solos: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L.



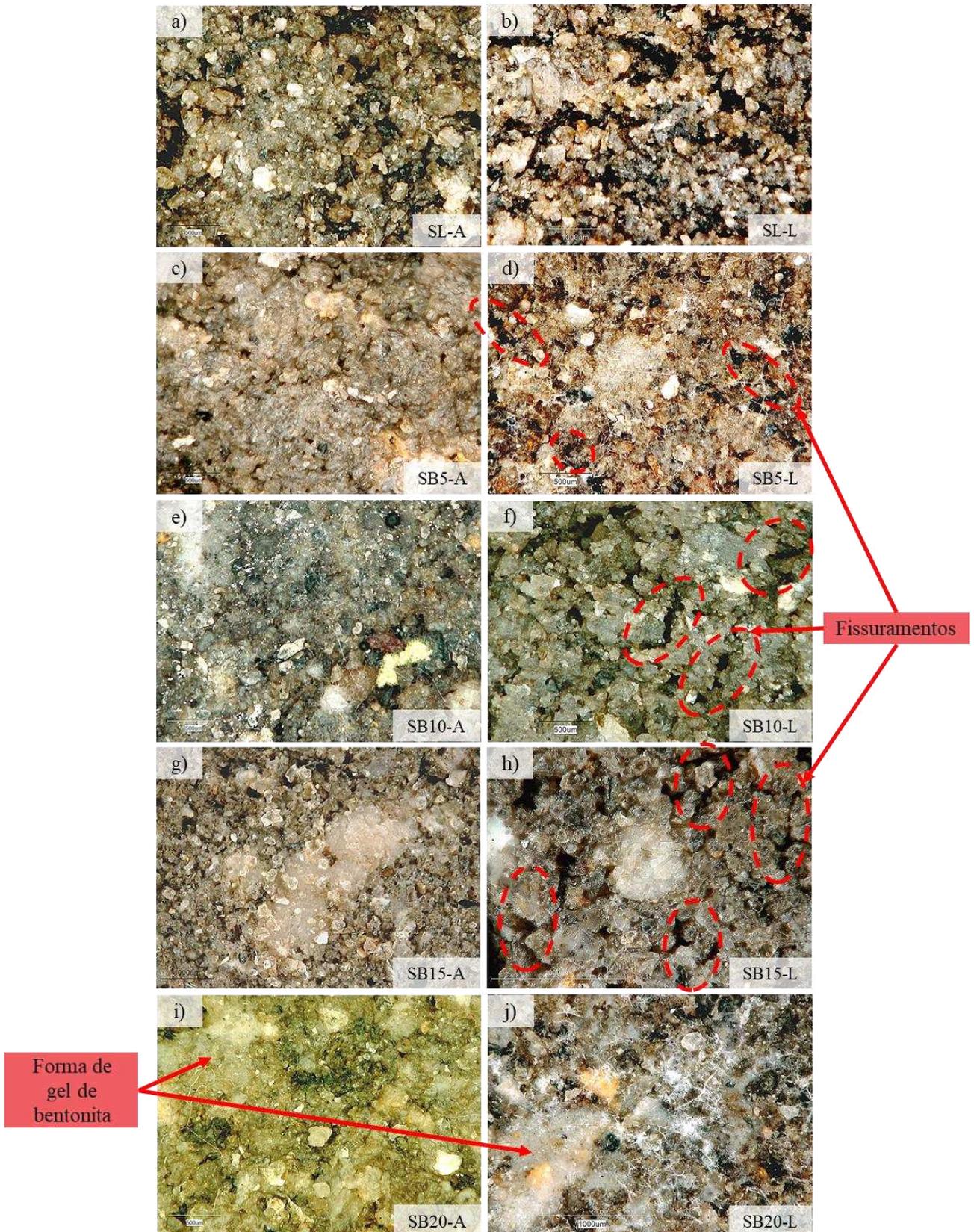
Fonte: próprio autor

As camadas de solos percoladas por lixiviado apresentam retração da expansão associada a maior formação de macroporos. O lixiviado atuou no sentido de promover alterações em nível microscópico, com expansão reduzida da *DDL* dos argilominerais, floculação das partículas e rearranjo estrutural pelo aumento das forças repulsivas. Para as amostras SB10 e SB15, esses fenômenos de retração volumétrica ficam bem nítidos, mostrando a predominância de macroporos na estrutura dos solos. Com o incremento de 20% de bentonita, apesar da indicação macroestrutural de redução da expansividade de camadas imersas em lixiviado, em comparação com a água, percebe-se que o líquido contaminante não promoveu grandes alterações no espaço poroso. As imagens de SB20-A e SB20-L justificam os baixíssimos valores de permeabilidade alcançados, tanto para água quanto para lixiviado.

Outra observação importante a ser destacada na Figura 92 é a visualização do aumento na retenção de água pelo incremento de bentonita, que pode ser identificada pela alteração de brilho nas Figuras 92e, 92f, 92i e 92j. Esse aumento ocorre devido ao acréscimo desse solo fino expansivo em consonância com a redução do espaço poroso, assim como a elevações das forças matriciais (capilares e adsorptivas), como já verificado na Seção 5.2.1.1. No entanto, quando as mesmas amostras são percoladas por lixiviado, percebe-se uma leve redução na retenção de líquido, corroborando a verificação de diminuição de sucção matricial nas amostras contaminadas.

A Figura 93 apresenta os resultados obtidos em MO para as amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20 percoladas por água e por lixiviado, com escalas de ampliação de 100 vezes. Foi realizado um aumento na escala ótica para identificar o aparecimento de fissuras nas camadas de solos. Como identificado, o aparecimento de fissuras pela presença de lixiviado promove a abertura de macroporos, facilitando o fluxo de líquidos. Esse padrão de fissuramento foi observado para as amostras com 5, 10 e 15% de incremento de bentonita. No entanto, para SB20 na escala adotada, foi verificada a predominância de microporos e a aparente melhora na capacidade de retenção de líquidos, tanto com água quanto com lixiviado.

Figura 93 – Imagens obtidas em MO com ampliação de 100 vezes para as amostras de solos: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L.



Fonte: próprio autor

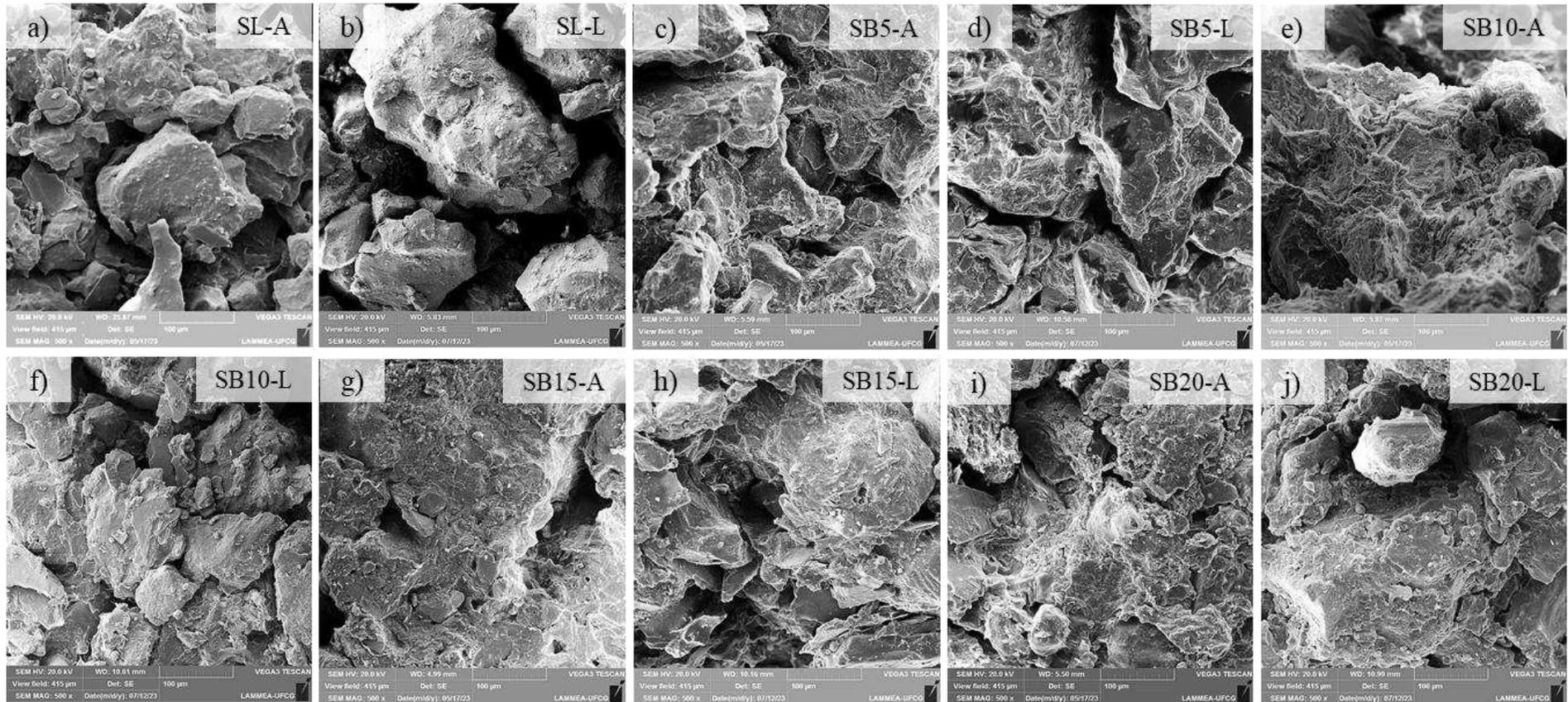
As Figuras 94 e 95 apresentam os resultados obtidos no MEV para as amostras SL, SB5, SB10, SB15 e SB20, percoladas por água e por lixiviado, com faixas de ampliação de 500 e 1.000 vezes, respectivamente. Estes ensaios, apesar de apresentarem resultados em escala de preto e branco, trazem informações qualitativas com maior aproximação das partículas quando comparadas com os ensaios de MO. Assim, é possível identificar a relação entre macro e microporos nas amostras de solos. Diversas observações realizadas na MO podem ser confirmadas ou esclarecidas pela ampliação do campo de trabalho com MEV.

É possível observar a predominância arenosa das amostras SL, percoladas por água e por lixiviado, com presença maciça de macroporos. À medida em que se acrescentou bentonita, percebeu-se uma diminuição no espaço macroporoso, com tendência de predominância de microporos, localizados em pontos de fissuramento, possivelmente causados por descontinuidade dos torrões de argila ou pela quebra de ligações.

Quando comparados os dois fluidos percolantes nas camadas de solos, percebe-se o efeito do líquido contaminante na organização das partículas. As camadas enriquecidas com bentonita, em contato com água, aparentam estar num estado de maior agregação, com partículas dispersas e sobrepostas. Como já verificado no MO, em camadas de solos com presença de argilominerais, a água promove uma maior expansão das partículas (maior espessura de *DDL*), que reduzem o espaço macroporoso e, conseqüentemente, a permeabilidade das camadas de solo. Além do mais, as forças de sucção matricial são essenciais para manter as camadas em adesão. Já na presença de lixiviado, percebe-se uma tendência de desorganização na microestrutura das camadas de solo. Isso se deve ao fato de que o líquido contaminante reduz a espessura da *DDL* e promove floculação das partículas.

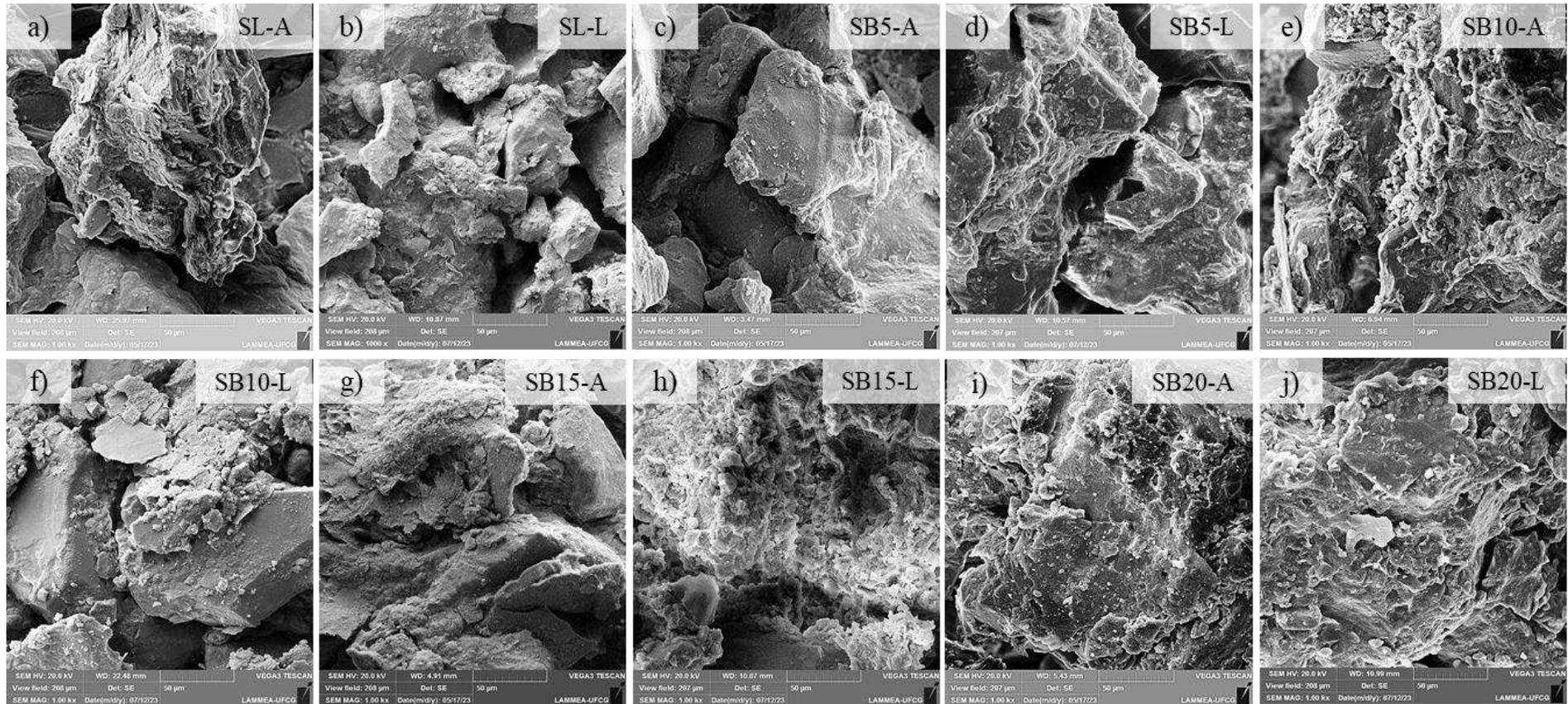
Porém, apesar da aparente reorganização microestrutural pelo contato com o lixiviado, os incrementos de bentonita de 15 e 20% promoveram tamanho dos poros adequados para redução da permeabilidade ao lixiviado em níveis extremamente baixos, viabilizando o uso como *CCL* de aterro. Não foram percebidas diferenças significativas no espaço poroso de SB20-A e SB20-L, sinalizando que este percental de incremento de bentonita é adequado para composição com o Solo Local.

Figura 94 – Imagens obtidas em MEV com ampliação de 500 vezes para as amostras de solos: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L



Fonte: próprio autor

Figura 95 – Imagens obtidas em MEV com ampliação de 1.000 vezes para as amostras de solos: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L



Fonte: próprio autor

Alguns estudos de solos em contato com contaminantes obtiveram resultados semelhantes a esta pesquisa. Nayak *et al.* (2007) analisaram amostras de solos lateríticos submetidos à contaminação por lixiviado de aterro sanitário. Imagens obtidas em MEV mostraram que a estrutura do solo contaminado pareceu estar agregada, aumentando o espaço efetivo dos poros e, conseqüentemente, a permeabilidade ao lixiviado. O aumento no coeficiente de permeabilidade foi de 50%. Os autores atribuem as mudanças no estado de agregação da amostra à reação química entre o lixiviado e os argilominerais e ao rearranjo estrutural das partículas. Vale salientar que, o lixiviado utilizado por estes autores possui pH ácido, diferente do líquido contaminante utilizado nesta pesquisa, que se apresentou alcalino.

Zhao *et al.* (2016) investigaram o efeito microestrutural da contaminação por lixiviado de RSU em camada de argila compactada. Os resultados indicaram que, o contato do solo com o contaminante provocou a quebra dos torrões de argila maiores em agregados menores, aumentando a quantidade de poros. Essa quebra foi atribuída à corrosão e dissolução da cimentação das ligações das partículas de solo argiloso pelo contato com o lixiviado e ao colapso da estrutura cristalina mineral. Essas informações explicam a redução da expansão pelo aumento na concentração de lixiviado e aumento na permeabilidade a este fluido contaminante nas camadas de argila. No entanto, estes autores indicam que o coeficiente de permeabilidade indicado diminui com o tempo e este efeito se apresenta em maior magnitude quando se aumenta a concentração do percolado.

De forma similar a este trabalho, Taheri *et al.* (2018) analisaram o efeito da contaminação em misturas de areia-bentonita utilizadas para contenção destes contaminantes. No entanto, os contaminantes foram chumbo e óleo diesel e a bentonita utilizada nas misturas era sódica (percentual fixo 20% em peso seco). Os resultados do MEV mostraram que a contaminação por chumbo provocou a agregação das partículas com aumento dos espaços vazios. No caso do diesel, os autores observaram floculação das partículas devido à contaminação. No entanto, a permeabilidade para cada fluido teve efeitos diferentes, aumentado para o chumbo e diminuindo para o óleo diesel. Ahmadi *et al.* (2021) também observaram os mesmos efeitos para misturas de areia-caulinita contaminadas por óleo cru. Em solos argilosos, o contaminante presente, com baixo valor de constante dielétrica, quando comparado com a água, resulta na diminuição das forças repulsivas e no aumento das forças atrativas, promovendo a floculação das partículas.

Ademais, Lu *et al.* (2020) analisaram a permeabilidade e porosidade de argilas siltosas indeformadas percoladas por lixiviado de aterro sanitário. Verificou-se que o contaminante

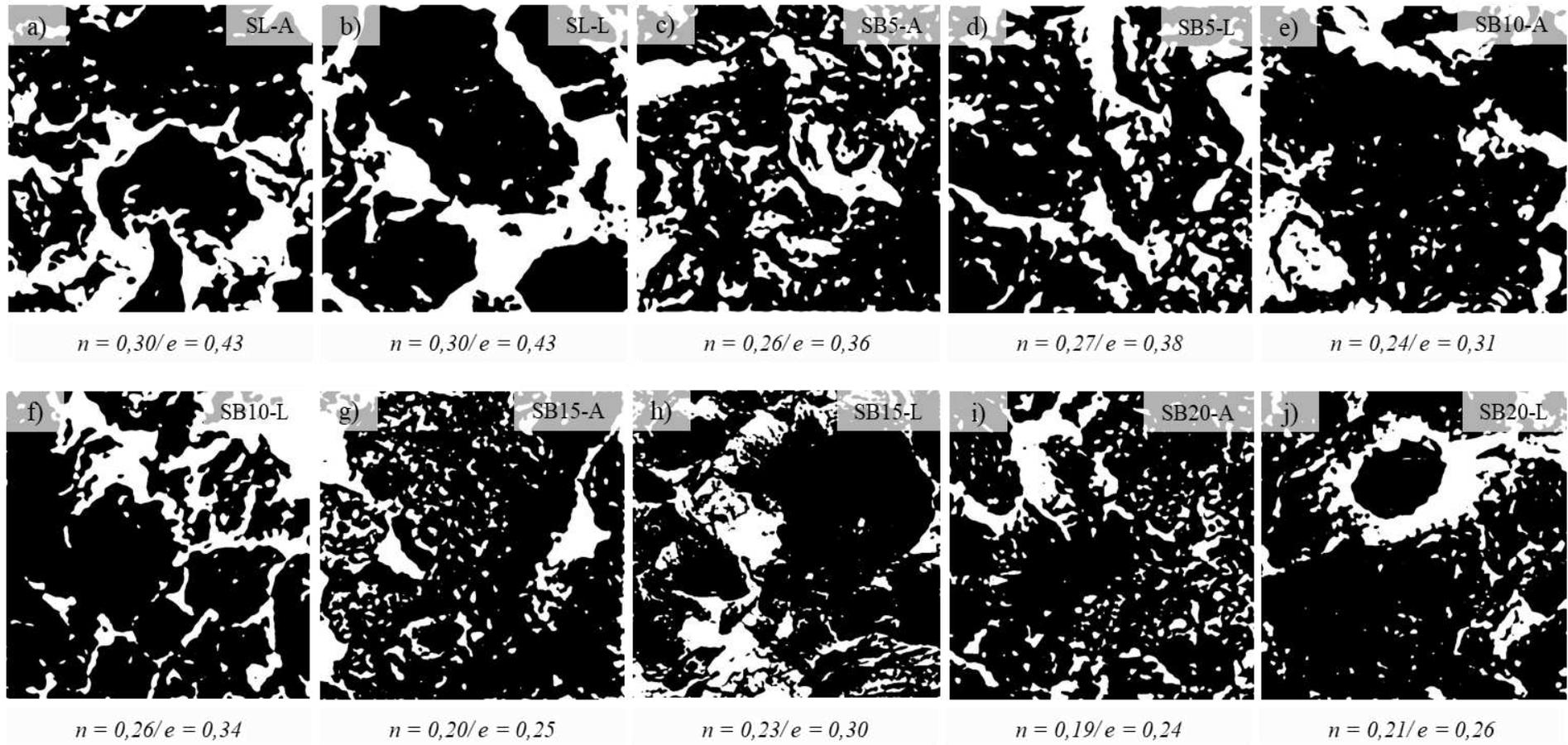
afetou a estrutura de cimentação e floculação entre as partículas de solo, causando mudanças estruturais, que culminaram com o aumento da permeabilidade na camada. Os autores mostraram que, esse aumento na permeabilidade pelo contato com o contaminante, ocorre geralmente nas primeiras 108 horas e tende a reduzir de valor e estabilizar com o tempo. Isso ocorre devido ao entupimento dos poros. Aumento no tamanho dos poros de solos contaminados com lixiviado de RSU também foram relatados por Gonzalez *et al.* (2022). Foi verificado com imagens de MEV que o lixiviado produziu floculação e aglomeração das partículas.

Investigações microestruturais em camadas de argilas também foram realizadas por Wan *et al.* (2022). As amostras de solos não contaminados apresentavam uma estrutura densa com argilominerais lamelares em contato face a face, como verificado nesta pesquisa. Após interação com lixiviado, este solo desenvolve uma estrutura solta, com maior presença de macroporos. Isso ocorre devido à redução de parte dos argilominerais e à compressão da camada dupla difusa, que levam as partículas à floculação e maior volume de macroporos.

As imagens obtidas no MEV (escala de 500 vezes) foram processadas com auxílio do ImageJ para buscar uma indicação quantitativa do efeito do incremento de bentonita e do contato com o fluido percolante no espaço poroso do solo. Os resultados podem ser vistos na Figura 96. Os espaços em branco representam os vazios nas amostras de solos. A adoção de um sistema de cores preto ou branco foi necessária para identificar a área ocupada por determinado componente no recorte da amostra e possibilitar o cálculo de áreas relativas. Percebe-se que o espaço poroso em SL é predominantemente de macroporos, com porosidade de 0,30 e índice de vazios de 0,43. À medida em que se acrescenta bentonita, ocorre a tendência de formação de microporos, com porosidade chegando a 0,21 e índice de vazios a 0,26. Logo, é possível comprovar o efeito benéfico do incremento de bentonita na microestrutura do solo.

Quando comparados os espaços porosos das camadas em contato com água e com lixiviado, percebe-se um pequeno aumento de porosidade de solos contaminados. Esse acréscimo no tamanho dos poros varia entre 5 e 16% para solos contaminados. Estes resultados, apesar de relevantes e com impactos na expansão das misturas, não apresentaram efeitos macroestruturais significativos. Essa leve diferença entre as porosidades de amostras em contato com os dois fluidos explica a diferença no coeficiente de permeabilidade à água e ao lixiviado.

Figura 96 – Resultados do processamento no ImageJ de contraste de imagens obtidas em MEV para determinação da porosidade das amostras: a) SL-A, b) SL-L; c) SB5-A, d) SB5-L, e) SB10-A, f) SB10-L, g) SB15-A, h) SB15-L, i) SB20-A, j) SB20-L



Fonte: próprio autor

Os resultados de porosidade apresentados são indicações preliminares nas amostras de solos estudadas, sobretudo pela dificuldade de localização dos microporos. Uma calibração mais acurada poderia ser sugerida pela associação entre o processamento de imagens e a porosimetria por intrusão de mercúrio (MIP), porém, não havia disponibilidade deste equipamento no LGA, que foi adicionado como sugestão para pesquisas futuras. Sun *et al.* (2021) sugerem outras técnicas para testar a porosidade dos microporos de solos, como o método do volume de adsorção de nitrogênio e a ressonância magnética nuclear (tomografia).

Então, para compreender as respostas macroscópicas da percolação de lixiviado em misturas de areia-bentonita, de forma mais abrangente e integrada, evidenciou-se essencial a realização de análises microscópicas. Os resultados de MO e MEV fornecem informações quali-quantitativas, que sinalizam para a viabilidade do uso de misturas de SL do ASCG com a Bentonita. Esses resultados mostram-se úteis para lixiviados com características similares às apontadas na caracterização físico-química (Seção 5.1.2). Porém, tendo em vista a variabilidade dos parâmetros deste fluido contaminante, caso haja alteração dos parâmetros físico-químicos, como, por exemplo, variações relevantes de pH ou de concentração de contaminantes, deve-se testar novamente a compatibilidade das camadas com o novo líquido.

Em solos arenosos, aspectos como viscosidade e densidade do fluido são importantes para explicar os fenômenos de efeito do líquido na percolação pela camada de solo. No entanto, em solos enriquecidos com bentonita, o comportamento mostra-se mais complexo, pois, os argilominerais apresentam forte relevância na interação físico-química com o fluido de interesse. Em síntese, foram verificadas alterações macro e microestruturais nas amostras de areia-bentonita. Os principais fenômenos que podem explicar essa dinâmica de interação entre as camadas de solos e o lixiviado são a redução na espessura da camada dupla difusa e nas forças de repulsão, atração de íons dos contaminantes na superfície dos argilominerais, a floculação das partículas e um rearranjo estrutural. A dissolução de componentes de argilominerais não foi identificada nas microscopias.

No entanto, apesar de retrações na expansividade consideráveis, os dados macroestruturais mostram que a permeabilidade ao lixiviado atende aos pré-requisitos dos principais instrumentos normativos de execução de CCL, fornecendo segurança ambiental aos aterros sanitários. Portanto, a solução de incrementar bentonita ao Solo Local se mostrou viável e sustentável para execução de revestimento de base de aterro sanitário, tendo em vista o uso de materiais disponíveis na região, ampliando possibilidades para implantação de novos empreendimentos.

6 CONCLUSÕES

Este trabalho realizou uma investigação experimental para determinar as variações no comportamento da permeabilidade ao lixiviado de solos utilizados em camada de base de aterro sanitário pela interação do solo com o líquido contaminante. As abordagens foram realizadas em escalas macro e microestruturais e apresentam as seguintes conclusões:

- O incremento de Bentonita nas misturas de solos alterou a classificação geotécnica, aumentou os índices de plasticidade e possibilitou melhorias nas condições de trabalhabilidade e retenção de água na massa de solo.
- A adição de 20% de Bentonita ao Solo Local promoveu reduções no coeficiente de permeabilidade à água de 32 vezes e no coeficiente de permeabilidade ao lixiviado de 65 vezes, que pode ser justificado pelo preenchimento dos vazios do solo e pela expansão dos argilominerais hidratados.
- Na condição saturada, os coeficientes de permeabilidade ao lixiviado apresentaram valores um pouco maiores em relação aos coeficientes de permeabilidade à água em todas as camadas de solo, no entanto, permanecendo na mesma ordem de grandeza, indicando que a diferença no fluxo advectivo entre os dois líquidos é pequena.
- Os solos enriquecidos com Bentonita, em contato com o líquido contaminante, sofreram uma redução na sucção matricial, em virtude da diminuição das forças capilares e da capacidade de adsorção, e um aumento na sucção osmótica, devido à elevação na interação dos sais presentes no lixiviado com as camadas de solo.
- Na condição não saturada, as estimativas dos coeficientes de permeabilidade à água e ao lixiviado, das camadas de solos, apresentaram quedas consideráveis pelo aumento da sucção total para todas as amostras.
- As camadas de solos compactados, inundadas por lixiviado, apresentaram menor nível de expansão, quando comparadas às amostras imersas em água, comprovando a influência do fluido contaminante na expansividade dos argilominerais presentes nas misturas de solos.
- As análises microestruturais permitiram visualizar e quantificar pequenas elevações de porosidade nas camadas de solos compactadas em contato com o lixiviado.
- A interação entre os solos compactados e o lixiviado diminuiu a expansão das camadas, justificado pela redução na espessura da camada dupla difusa dos argilominerais, promoveu alterações das forças repulsivas, que induzem as partículas à

floculação e não alterou significativamente o espaço microporoso para o percentual adequado de incremento de bentonita, apresentando permeabilidades à água e ao lixiviado de mesma ordem de grandeza, viabilizando seu uso como *CCL* e não expondo as camadas a riscos de vazamentos.

- A adoção de camadas de solos compactados como revestimento de base, que atendam aos critérios de permeabilidade ao lixiviado, de compatibilidade química e que utilizem materiais regionais, possibilitam segurança geoambiental, redução de custos e sustentabilidade, viabilizando a ampliação de áreas e implantação de novos aterros sanitários.

6.1 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Os resultados apresentados na determinação da permeabilidade ao lixiviado em camadas compactadas de solo local enriquecidos com bentonita foram considerados proveitosos e trouxeram contribuições reais para o estado da arte de pesquisas de aterros sanitários em ambientes de clima semiárido. Tendo em vista que as pesquisas científicas representam uma continuidade no aprofundamento acerca de determinada temática e ruptura de fronteiras do conhecimento, as seguintes pesquisas futuras são sugeridas:

- Incrementar materiais sustentáveis na camada de revestimento de base (biopolímeros expansivos, resíduos de construção etc) para verificar condições de fluxo e compatibilidade química no contato com lixiviado de aterros sanitários;
- Utilizar outros métodos de obtenção da sucção total e matricial com água e com lixiviado, como translação de eixos, tensiômetros, placa de sucção, célula de pressão, psicrômetro entre outros;
- Desenvolver de sensores que acompanhem variações de umidade na camada de solo compactada para inferir o grau de saturação e a consequente sucção presente;
- Usar técnicas de inteligência artificial, como redes neurais artificiais, para previsão do comportamento da permeabilidade ao lixiviado em camadas de base de aterros sanitários;
- Desenvolver protótipos para medição de constante dielétrica do lixiviado e da água;
- Realizar estudos microbiológicos em virtude da percolação de líquido com apreciável matéria orgânica nas camadas de revestimento de base, que podem influenciar na permeabilidade dessas camadas;

- Verificar alterações na permeabilidade ao lixiviado de camadas de solos compactados, considerando longo prazo, variações de temperatura entre outros aspectos;
- Verificar a expansão dos solos com cargas aplicadas maiores que a carga de assentamento e em ciclos de umedecimento e secagem.
- Analisar variações na porosidade de amostras de solos pelo contato com o contaminante, associando diferentes técnicas, como Microscopia Eletrônica de Varredura, Porosimetria por intrusão de mercúrio, microtomografia entre outros.

REFERÊNCIAS

ABDELLAH, D.; GUEDDOUDA, M. K.; GOUAL, I.; SOULI, H.; GHEMBAZA, M. S. Effect of landfill leachate on the hydromechanical behavior of bentonite-geomaterials mixture. **Construction and Building Materials**, v. 234, n. 117356, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117356>

ABEELE, W. V. The influence of bentonite on the permeability of sandy flushed silts. **Nuclear and Chemical Waste Management**, v. 6 (1), p. 81–88, 1986. [https://doi.org/10.1016/0191-815X\(86\)90091-4](https://doi.org/10.1016/0191-815X(86)90091-4)

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

_____. **NBR 6.457: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro, 2016a.

_____. **NBR 6.458: Grãos de pedregulho retidos na peneira de 4,8 mm – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água**. Rio de Janeiro, 2016b.

_____. **NBR 6.459: Solo – Determinação do limite de liquidez**. Rio de Janeiro, 2016c.

_____. **NBR 7.180: Solo – Determinação do limite de plasticidade**. Rio de Janeiro, 2016d.

_____. **NBR 7.181: Solo – Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 2016e.

_____. **NBR 7.182: Solo – Ensaio de compactação**. Rio de Janeiro, 2016f.

_____. **NBR 13.292: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares a carga constante**. Rio de Janeiro, 2021a.

_____. **NBR 14.545: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável**. Rio de Janeiro, 2021b.

ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; NILAM, T.I.T. Comparison of landfill leachate generation and pollution potentials in humid and semi-arid climates. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 27, n. 1, p. 79-92, 2021. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2021.111906>

ACAR, Y. B.; HAMIDON A.; FIELD, S. D.; SCOTT, L. The effect of organic fluids on hydraulic conductivity of compacted kaolinite. In **Hydraulic Barriers in Soil and Rock**. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p. 171–187. ASTM STP 874, 1985. <https://doi.org/10.1520/STP34577S>

AL-GHOUTI, M. A.; KHAN, M.; NASSER, M. S.; AL-SAAD, K.; HENG, O. E. Recent advances and applications of municipal solid wastes bottom and fly ashes: insights into sustainable management and conservation of resources. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, p. 101267, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.101267>

AL-MAHBASHI, A. M.; DAFALLA, M. Shear strength prediction for an unsaturated Sand Clay Liner. **International Journal of Geotechnical Engineering**, v. 16, n. 3, p. 282-292, 2019. <https://doi.org/10.1080/19386362.2019.1690184>

ALBAYRAK, Z. N. K.; GENCER, G. The Usability of Clay/Pumice Mixtures Modified with Biopolymer as an Impermeable Liner. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 25, p. 28-36, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12205-020-1053-7>

ALDAEEF, A. A.; RAYHANI, M. T. Hydraulic performance of compacted clay liners (CCLs) under combined temperature and leachate exposures. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2548–2560, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.007>

AGUS, S. S.; SCHANZ, T.; FREDLUND, D. G. Measurements of suction versus water content for bentonite–sand mixtures. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 47, n. 5, 2010. <https://doi.org/10.1139/T09-120>

AHMADI, M.; EBADI, T.; MAKMOON, R. Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of sand-kaolinite mixtures. **Engineering Geology**, v. 283, p. 106021, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2021.106021>

ALDAEEF, A. A.; RAYHANI, M. T. Hydraulic performance of Compacted Clay Liners (CCLs) under combined temperature and leachate exposures. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2548–2560, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.007>

AMADI, A. A.; EBEREMU, A. O. Delineation of compaction criteria for acceptable hydraulic conductivity of lateritic soil-bentonite mixtures designed as landfill liners. **Environmental Earth Sciences**, v. 67, p. 999–1006, 2012. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1544-z>

ANDERSON, D. C.; BROWN, K. W.; THOMAS, J. C. Conductivity of compacted clay soils to water and organic liquids. **Waste Management & Research**, v. 3, n. 4, p. 339–349, 1985. [https://doi.org/10.1016/0734-242x\(85\)90127-2](https://doi.org/10.1016/0734-242x(85)90127-2)

ANM – AGÊNCIA NACIONAL MINERAL. **Sumário Mineral**. 2018. Disponível em: https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/sumario-mineral/pasta-sumario-brasileiro-mineral-2018/bentonita_sm_2018. Acesso em 20 jun. 2021.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23 ed. Washington: APHA, 2017, 1504 p.

ARBHABHIRAMA, A.; KRIDAKORN, C. Steady Downward Flow to a Water. **Water Resources Research**, v. 4, p. 1249-1257, 1968. <https://doi.org/10.1029/WR004i006p01249>

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D5084-16a: Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter**. West Conshohockex, 2016. 24p.

_____. **ASTM D4829-21: Standard Test Method for Expansion Index of Soils**. West Conshohockex, 2021. 7p.

BATCHELDER, M.; MATHER, J. D.; JOSEPH, J. B. Mineralogical and chemical changes in mineral liners in contact with landfill leachate. **Waste Management & Research**, v. 16, n. 5, p. 411–420, 1998. <https://doi.org/10.1177/0734242X9801600503>

BENSON, C. H.; ZHAI, H.; WANG, X. Estimating hydraulic conductivity of compacted clay liners. **Journal of Geotechnics Engineering**, ASCE, v. 120 (2), p. 366-387. 1994.

BENSON, C. H.; CHEN, J. N.; EDIL, T. B. LIKOS, W. J. Hydraulic Conductivity of Compacted Soil Liners Permeated with Coal Combustion Product Leachates. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 144 (4), p. 1-15, 2018.

BOSCOV, M. E. G. **Comportamento de solos tropicais em aplicações geoambientais**. Tese (Livre-docência em Engenharia Civil) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. Oficina de Textos, 2008.

BOSCOV, M. E. G.; SOARES, V. F.; VASCONCELOS, F. D.; FERRARI, A. A. P. Geotechnical properties of a silt-bentonite mixture for liner construction. **Proceedings of the 17th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering**, Alexandria, Egito, 2009. <http://dx.doi.org/10.3233/978-1-60750-031-5-217>

BOSCOV, M. E. G.; HACHICH, W. C.; MAHLER C. F.; OLIVEIRA, E. Properties of a Lateritic Red Soil for Pollutant Containment. **Journal of Environmental Protection**, v. 2, n. 7, 2011. <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2011.27105>

BOUTWELL, G. P.; HEDGES, C. Evaluation of waste-retention liners by multivariate statistics. **In: International Conference on Soils Mechanics and Foundation Engineering**. Rio de Janeiro, p. 815-818. 1989.

BOWDERS JR., J. J.; DANIEL, D. E. Hydraulic conductivity of compacted clay to dilute organic chemicals. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 113, n. 12, p. 1432–1448, 1987. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1987\)113:12\(1432\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1987)113:12(1432))

BRADSHAW, S. L.; BENSON, C. H. Effect of municipal solid waste leachate on hydraulic conductivity and exchange complex of geosynthetic clay liners. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 140, n. 4, p. 1–17, 2013. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001050](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001050)

BROOKS, R.H.; COREY, A.T. Hydraulic Properties of Porous Media. **Hydrology papers, Colorado State University**, n. 3, p. 1-27, 1964.

BROWN, K. W.; ANDERSON, D. C. **Effect of Organic Solvents on the Permeability of Clay Soils**. Environmental Protection Agency, Cincinnati, 1983.

BRUNELLE, T. M.; DELL, L. R.; MEYER, C. J. Effect of permeameter and leachate on a clay liner. **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. American Society of Civil Engineers, New York, p. 347–361. ASCE Special Publication 13, 1987.

BRUTSAERT, W. Some methods of calculating unsaturated permeability, **Transactions of American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 10, n. 3, 1966. <https://doi.org/10.13031/2013.39683>

BULUT, R.; LYTTON, R. L.; WRAY, W. K. Suction measurements by filter paper. In: VIPULANANDAN, C.; ADISON, M. B.; HASEN, M. (eds). Expansive clay soils and vegetative influence on shallow foundations, vol 115. **ASCE Geotechnical Publication**, ASCE, p. 243–261, 2001. <https://doi.org/10.1061/9780784405925>

BURCKHARD, S. R.; PIRKL, D.; SCHAEFER, V. R.; KULAKOW, P.; LEVEN, B. A study of soil water-holding properties as affected by TPH contamination. **In: 2000 Conference On Hazardous Waste Research**, p. 356–359, 2000.

BURGER, C. A.; SHACKELFORD, C. D. Soil-water characteristic curves and dual porosity diatomaceous earth mixtures. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 127, p. 790–800, 2001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2001\)127:9\(790\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2001)127:9(790))

CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JUNIOR, G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C.; RODRIGUES, R. A. **Solos não saturados no contexto geotécnico**. Livro eletrônico / organização : Comissão Técnica de Solos Não Saturados. 2 ed, São Paulo : Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica - ABMS, 2023. <https://doi.org/10.4322/978-65-992098-3-3>

CAMARGO, K. R. **Avaliação da condutividade hidráulica e da resistência ao cisalhamento de misturas de solo-bentonita: estudo de caso de um Aterro Sanitário localizado em Rio Grande (RS)**. 2012. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

CAMPBELL, G. S. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. **Soil Science**, v. 117, p. 311-314, 1974.

CARVALHO, Z. S. **Comportamento de barreiras minerais com solo compactado na faixa granulométrica ótima para contenção de líquidos orgânicos**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Universidade Federal da Bahia, Salvador – BA, 2015.

CASINI, F.; VAUNAT, J.; ROMERO, E.; DESIDERI, A. Consequences on water retention properties of double-porosity features in a compacted silt. **Acta Geotechnica**, 7, 139–150, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11440-012-0159-6>

CETESB - Companhia de Tecnologia e de Saneamento Ambiental de São Paulo. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. Ed. São Paulo. 1993.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado De São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 2011, 327 p.

CHAPUIS, R. P. Sand-bentonite liners: Predicting permeability from laboratory tests. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 27, n. 1, p. 47–57, 1990. <https://doi.org/10.1139/t90-005>

CHAUDHARY, E.; SWAMI, D.; JOSHI, N.; REDDY, K. R. Sustainable Landfill Liner Using Local Soils and Wastes Amended with Bentonite: Hydraulic Conductivity and Stochastic Leachate Transport Modeling. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 150, n. 1, 2024. <https://doi.org/10.1061/JGGEFK.GTENG-11470>

CLARK, C.J.; LUSTER-TEASLEY, S. Hazardous waste management. **In: Handbook of Environmental Engineering**. John Wiley & Sons, Inc, p. 583–598. <https://doi.org/10.1002/9781119304418.ch19>

COLLINS, K.; MACGOWN, A. The form and function of microfabric features in a variety of natural soils. **Geotechnique**, 24 (2): 223-254, 1974. <https://doi.org/10.1680/geot.1974.24.2.223>

COSTA, W. W. M. L. **Estudo da permeabilidade em solos utilizados em camada de base de aterro sanitário no semiárido paraibano**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

CRAIG, R.F. **Craig's Soil Mechanics**. CRC Press, 2004.

DAŹBSKA, A.; LÉTHEL, A. Swelling behaviours of compacted lime-softening sludge for application in landfill liners. **Scientific Reports**, v. 11, n. 15220, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94688-2>

DANIEL, D. E.; BENSON, C. H. Water content-density criteria for compacted soil liners. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 116 (12), p. 1811-1830. 1990.

DANIEL, D. E.; KOERNER, R. **Waste Containment Facilities: Guidance for Construction Quality Assurance and Construction Quality Control of Liner and Cover Systems**. 2. ed. ASCE Press, 2007.

DANIEL, D. E.; LILJESTRAND, H. M. **Effects of Landfill Leachates on Natural Liner Systems**. Chemical Manufacturers Association, University of Texas, Austin, 1984.

DANIEL, D. E.; TRAUTWEIN, S. T. **Hydraulic Conductivity and Waste Containment Transport in Soil**, ASTM STP 1142, ASTM, 1994.

DANIEL, D. E.; WU, Y. K. Compacted clay liners and cover for arid sites. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 119 (2), P. 223-237. 1993.

DAS, B. M.; SOBHAN, K. **Principles of geotechnical engineering**. Cengage Learning, 2013.

- DAVIDSON, J.M.; STONE, L.R.; NIELSEN, D.R.; LA RUE, M.E. Field Measurement and use of soil water properties. **Water Resources Research**, v. 5, p. 1312-1321, 1969. <https://doi.org/10.1029/WR005i006p01312>
- DECARREAU, A.; GRAUBY, O.; PETIT, S. The actual distribution of octahedral cations in 2:1 clay minerals. Results from clay synthesis. **Applied Clay Science**, v. 7, p. 147–167, 1992.
- DEKA, R. N.; WAIRIU, M.; MTAKWA, P. W.; MULLINS, C. E.; VEENENDAAL, E. M.; TOWNEND, J. Use and accuracy of the filter-paper technique for measurement of soil matric potential. **European Journal of Soil Science**, v. 46, p. 233–238, 1995. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01831.x>
- DEMDOUM, A.; GUEDDOUDA, M. K.; GOUAL, I. Effect of Water and Leachate on Hydraulic Behavior of Compacted Bentonite, Calcareous Sand and Tuff Mixtures for Use as Landfill Liners. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 35, p. 2677–2696, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0270-4>
- DU, Y. J.; FAN, R. D.; REDDY, K. R.; LIU, S. Y.; YANG, Y. L. Impacts of presence of lead contamination in clayey soil-calcium bentonite cutoff wall backfills. **Applied Clay Science**, v. 108, p. 111–122, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.02.006>
- DURUKAN, S.; BAŞARI, E. Influence of leachate percolation on two bentonitic mixtures. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, n. 142, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-06411-6>
- DUTTA, J.; MISHRA, A. K. A study on the influence of inorganic salts on the behaviour of compacted bentonites. **Applied Clay Science**, v. 116-117, p. 85-92, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.08.018>
- EGLOFFSTEIN, T. A. Natural bentonites—influence of the ion exchange and partial desiccation on permeability and self-healing capacity of bentonites used in GCLs. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 19, n. 7, p. 427-444, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(01\)00017-6](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(01)00017-6)
- EID, M. M.; ABDELRAHMAN, M. T.; ABDEL-AAL, F. M. B. Sand bentonite mixture as a secondary liners in landfills. **Proceedings of the 17th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering**, 2009. <https://doi.org/10.3233/978-1-60750-031-5-225>
- ELKADY, T. Y.; AL-MAHBASHI, A.; DAFALLA, M.; AL-SHAMRANI, M. Effect of compaction state on the soil water characteristic curves of sand–natural expansive clay mixtures. **European Journal of Environmental and Civil Engineering**, v. 21, n. 3, p. 289-302, 2015. <https://doi.org/10.1080/19648189.2015.1112844>
- ELSBURY, B. R.; DANIEL, D.E.; SRADERS, G. A. Lessons learned from compacted clay liner. **Journal of Geotechnical Engineering**, ASCE v. 116, p. 1641–1660. 1990.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3ª ed. Brasília – DF, 2017.

- EVANS, E. A.; QUIGLEY, R. M. Permeation of sand–bentonite mixtures with municipal waste leachate. **Proceedings of 45th Canadian Geotechnical Conference**. pp. 68r1–68r8, 1992.
- FALAMAKI, A.; ESKANDARI, M.; HOMAEE, M.; GERASHI, M. An Improved Multilayer Compacted Clay Liner by Adding Bentonite and Phosphate Compound to Sandy Soil. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 22, p. 3852-3859, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12205-018-1554-9>
- FALLAH, M.; SHABANPOR, M.; EBRAHIMI, S. Evaluation of petroleum impacts on some properties of loamy sand soil with the main focus on hydraulic properties. **Environmental Earth Sciences**, 74, 4751–4762, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4458-8>
- FAN, R. D.; DU, Y. J.; LIU, S. Y.; CHEN, Z. B. Compressibility and hydraulic conductivity of sand/clay–bentonite backfills. **In: Geo-Shanghai 2014: Geoenvironmental Engineering**, ASCE, p. 21–30, 2014. <https://doi.org/10.1061/9780784413432.003>
- FANG, H. Y.; EVANS, J. C. **Long-term Permeability Tests Using Leachate on a Compacted Clayey Liner Material**. American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, p. 397–404. ASTM STP 963, 1988. <https://doi.org/10.1520/STP44875S>
- FARD, M. K.; MACHADO, S. L.; FALAMAKI, A.; CARVALHO, M. F.; TIZPA, P. Prediction of Compaction Characteristics of Soils from Index Test’s Results. **Iranian Journal of Science and Technology**, v. 43, p. 231-248, 2018.
- FARIAS, A. P. **Modelagem neural dinâmica das características físico-químicas do lixiviado de aterro sanitário**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2023.
- FARIAS, A. P.; MALVEZZI, L. B.; JUNIOR, F. A. F. M.; DE SOUZA ABREU, J. L.; RIBEIRO, L. S. Avaliação do pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis no lixiviado bruto de um aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro. **In: XIX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – SILUBES**, 2020.
- FOREMAN, D.E.; DANIEL, D. E. Permeation of compacted clay with organic chemicals. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 112, n. 7, p. 669–681, 1986. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1986\)112:7\(669\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1986)112:7(669))
- FRANCISCA, F. M.; GLATSTEIN, D. A. Long-term hydraulic conductivity of compacted soils permeated with landfill leachate. **Applied Clay Science**, v. 49, n. 3, p. 187–193, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2010.05.003>
- FREDLUND, D.G. Density and Compressibility Characteristics of Air-water Mixtures. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 13, p. 386-396, 1976. <https://doi.org/10.1139/t76-040>
- FREDLUND, D.G. (2006). Unsaturated soil mechanics in engineering practice, The Terzaghi Lecture: **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 132, n. 3, p. 286-321, 2006. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2006\)132:3\(286\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:3(286))
- FREDLUND, D.G.; RAHARDJO, H. **Soil mechanics for unsaturated soils**. Wiley, New York, 544p, 1993.

- FREDLUND, D. G.; XING, A.; HUANG, S. Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 31, p. 533–546, 1994. <https://doi.org/10.1139/t94-062>
- FRITZ, S. J. Ideality of clay membranes in osmotic processes: a review. **Clays and Clay Minerals**, v. 34(2), p. 214-223. 1986.
- GAO, Y.; LIU, J. Effects of nonaqueous phase liquids pollution on the permeability and microstructure of in-field and laboratory soaked contaminated clay soils. **Geofluids**, 2022. <https://doi.org/10.1155/2022/2767350>
- GARDNER, W.R. Calculation of capillary conductivity from pressure plate outflow data. **Soil Science Society of America Journal**, v. 20, n. 3, p. 317-320, 1956. <https://doi.org/10.2136/sssaj1956.03615995002000030006x>
- GARDNER, W.R. Some Steady-State of the Unsaturated Moisture Flow Equation with application to Evaporation from Water Table. **Soil Science**, v. 85, n. 4, p. 228-232, 1958.
- GERSCOVICH, D. M. S.; SAYÃO, A. S. F. J. Evaluation of the soil-water characteristic curve equations for soils from Brazil. **In: Third International Conference on Unsaturated Soils - UNSAT2002**, v. 1, p. 295–300, Recife, 2002.
- GHIASINEJAD, H.; GHASEMI, M.; SHARIATMADARI, N.; PAZOKI, M. Prediction of landfill leachate quantity in arid and semiarid climate: a case study of Aradkouh, Tehran. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 18, n. 3, p. 589-600, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02843-5>
- GILLHAM, R. W. The capillary fringe and its effect on watertable response. **Journal of Hydrology**, v. 67, p. 307–324, 1984. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(84\)90248-8](https://doi.org/10.1016/0022-1694(84)90248-8)
- GOMES, N. A.; SILVA, E. M.; SILVA, L. T. M. S.; COSTA, D. B.; PAIVA, W.; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C. Adsorption of Pollutants in Sanitary Landfill Leachate using Granular Activated Carbon and Bentonite Clay. **Desalination and Water Treatment**, v. 248, p. 111-123, 2022. <https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28125>
- GONZÁLEZ, Y. V; RAMÍREZ, A. Q.; VALENCIA, L. A. L. A laboratory methodology for predicting variations in the geotechnical parameters of soil exposed to solid waste leachates in the field. **Results in Engineering**, v. 14, n. 100398, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100398>
- GRIFFIN, R. A.; CARTWRIGHT, K.; SHIMP, N. F.; STEELE J. D.; RUCH, R. R.; WHITE, W. A.; HUGHES, G. M.; GILKENBON, R. H. **Attenuation of Pollutants in Municipal Landfill Leachate by Clay Material**. Environmental Protection Agency, Cincinnati, 1976.
- GRIM, R. E. **Clay Mineralogy**. McGraw-Hill Co., ed. 2, New York. 1968.
- HASAN, M. R.; HASAN, M. H.; ISLAM, M. R.; RAZI, K. A. A.; ALAM, S.; ABDULLAH, T. Changes in geotechnical properties of soil with pH in household and industrial waste dump site. **International Journal of Applied Science and Engineering Research**, v. 22, p. 119–127, 2013. <https://doi.org/10.6088/ijaser.020200003>

HERMANN, J. G.; ELSBURY, B. R. **Influential Factors in Soil Liner Construction for Waste Disposal Facilities**. Geotechnical practice for waste disposal, Geotechnical Special Publication, ASCE, New York (USA), p. 522-536. 1987.

HOEKS, J.; GLAS, H.; HOFKAMP, J.; RYHINER, A. H. Bentonite Liners for Isolation of Waste Disposal Sites. **Waste Management and Research**, v. 5, n. 2, p. 93-105, 1987.
[https://doi.org/10.1016/0734-242X\(87\)90043-7](https://doi.org/10.1016/0734-242X(87)90043-7)

HONG, C. S.; SHACKELFORD, C. D.; MALUSIS, M. A. Consolidation and hydraulic conductivity of zeolite-amended soil-bentonite backfills. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 138, p. 15–25, 2012.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0000566](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0000566)

HONG, C. S.; SHACKELFORD, C. D. Long-Term column testing of zeolite-amended backfills. I: Testing methodology and chemical compatibility. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 143, n. 9, p. 04017050, 2017.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001733](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001733)

HONG, C. S.; SHACKELFORD, C. D. Mixed metals migration through zeolite-amended backfills for vertical cut-off walls. **Environmental Geotechnics**, v. 6, n. 4, p. 225–241.
<https://doi.org/10.1680/jenge.17.00041>

HOU, J.; LI, J.; CHEN, Y. Coupling effect of landfill leachate and temperature on the microstructure of stabilized clay. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 78, p. 629-640, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10064-017-1099-z>

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. 2021. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>>. Acesso 21 setembro 2021.

ISHIMORI, H.; ENDO, K.; ISHIGAKI, T.; YAMADA, M. Effects of 1,4-dioxane and bisphenol A on the hydraulic barrier performance of clay bottom liners for waste containment facilities. **Soils and Foundations**, v. 60, n. 4, p. 767–777, 2020.
<https://doi.org/10.1016/J.SANDF.2020.04.009>

JAFELICCI, M.; VARANDA, C. **O Mundo dos Colóides**. Química e Sociedade - Química Nova na Escola. 1999. Disponível em: <http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc09/quimsoc.pdf>

JAIN, A. K.; JHA, A. K.; AKHTAR, P. M. Assessing the Swelling and Permeability Behavior of Novel Marble Dust–Bentonite with Sand–Bentonite Mixes for Use as a Landfill Liner Material. **Indian Geotechnical Journal**, v. 52, p. 675-690, 2022.
<https://doi.org/10.1007/s40098-022-00602-6>

JASMUND, K.; LAGALY, G. **Tonminerale und Tone**. Steinkopff Verlag, Darmstadt, 1993.
<https://doi.org/10.1007/978-3-642-72488-6>

JOSEPH, J. B.; STYLES, J. R.; YUEN, S. T. S.; CRESSEY, G. Variations in clay mineral performance in the presence of leachates. **In: Proceeding of the Eighth International Landfill Symposium**, 2001.

- KANG, J. B.; SHACKELFORD, C. D. Membrane Behavior of Compacted Clay Liners. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, ASCE, v. 136 (10), p. 1368-1382. 2010.
- KARAKAN, E.; DEMIR, S. Observations and findings on mechanical and plasticity behavior of sand-clay mixtures. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 13, p. 983, 2020.
<https://doi.org/10.1007/s12517-020-05762-4>
- KATSUMI, T.; ISHIMORI, H.; ONIKATA, M.; FUKAGAWA, R. Long-term barrier performance of modified bentonite materials against sodium and calcium permeant solutions. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 26, n. 1, p. 14-30, 2008.
<https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2007.04.003>
- KAYA, A.; FANG, H. Y. The effects of organic fluids on physicochemical parameters of fine-grained soils. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 37, n. 5, p. 943–950, 2000.
<https://doi.org/10.1139/t00-023>
- KEERTHANA, S.; ARNEPALLI, D.N. Effect of inorganic solutions on the free swell index of polymerized clays. **In: Geo-Congress 2022**, p. 11–20.
<https://doi.org/10.1061/9780784484050.002>
- KENNEY, T.C.; VAN VEEN, W. A.; SWALOW, M. A.; SUNGAILA, M. A. Hydraulic conductivity of compacted bentonite-sand mixtures. **Canadian Geotechnical Journal**, v.29, p.364-374, 1992.
- KHODARY, S. M.; NEGM, A. M.; TAWFIK, A. Geotechnical properties of the soils contaminated with oils, landfill leachate, and fertilizers. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, n. 13, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12517-017-3372-7>
- KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32 (4), p. 297-336. 2002.
- KLEPPE, J. H.; OLSON, R. E. Desiccation cracking of soil barriers hydraulic barriers in soil and rock. **Hydraul Barriers Soil Rock ASTM STP 874:263–275**, 1985.
- KOMINE, H. Simplified evaluation for swelling characteristics of bentonites. **Engineering Geology**, v. 71, p. 265–279, 2004. [http://dx.doi.org/10.1016/S0013-7952\(03\)00140-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0013-7952(03)00140-6)
- KOMINE, H.; OGATA, N. Experimental study on swelling characteristics of compacted bentonite. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 31, n. 4, p. 478-490, 1994.
<https://doi.org/10.1139/t94-057>
- KOMINE, H.; OGATA, N. Experimental study on swelling characteristics of sand–bentonite mixture for nuclear waste disposal. **Soils and Foundation**, v. 39, n. 2, p. 83–97, 1999.
https://doi.org/10.3208/sandf.39.2_83

KURUOGLUA, M.; BORANB, G.; ELMASC, O. Swelling Behavior of Sand–Bentonite Mixtures. **Journal of Mining Science**, v. 59, n. 1, p. 29–38, 2023.
<http://dx.doi.org/10.1134/S1062739123010040>

LAIRD, D. A. Influence of layer charge on swelling of smectites. **Applied Clay Science**, v. 34, n. 1-4, p. 74-87, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2006.01.009>

LAKE, C. B.; 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**, v. 23, p. 657-678, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10706-004-8815-8>

LAMBE, T.W. The engineering behaviour of compacted clay. **Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division**, v. 84, n. 2, 1958.
<https://doi.org/10.1061/JSFEAQ.0000115>

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. **Soils Mechanics**. John Wiley & Sons, 553 p. 1969.

LANG, L. Z.; TRIPATHY, S.; BAILL, W.; SCHANZ, T.; SRIDHARAN, A. Linkage between swelling pressure, total suction of saturated bentonites and suction of saturating aqueous solutions. **Applied Clay Science**, v. 171, p. 82-91, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.02.007>

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. (Org.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. ABES. Cap 2, p. 26-59. 2009.

LEE, J. M.; SHACKELFORD, C. D. Impact of Bentonite Quality on Hydraulic Conductivity of Geosynthetic Clay Liners. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 131, n. 1, 2005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2005\)131:1\(64\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2005)131:1(64))

LEE, J. M.; SHACKELFORD, C. D.; BENSON, C. H.; JO, H. Y.; EDIL, T. B. Correlating Index Properties and Hydraulic Conductivity of Geosynthetic Clay Liners. **Journal Of Geotechnical And Geoenvironmental Engineering**, v. 131, n. 11, 2005.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2005\)131:11\(1319\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2005)131:11(1319))

LEGATES, D. R.; MCCABE JR, G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, v. 35, p. 233-241, 1999.

LEME, M. A. G.; MIGUEL, M. G. Permeability and Retention to Water and Leachate of a Compacted Soil Used as Liner. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, n. 374, 2018.
<https://doi.org/10.1007/s11270-018-4001-0>

LENTZ, R. W.; HORST, W. D.; UPPOT, J. O. The permeability of clay to acidic and caustic permeants. In **Hydraulic Barriers in Soil and Rock**. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p. 127–139. ASTM STP 874, 1985.
<https://doi.org/10.1520/STP34574S>

LI, J. S.; XUE, Q.; WANG, P.; LIU, L. Influence of leachate pollution on mechanical properties of compacted clay: a case study on behaviors and mechanisms. **Engineering Geology**, v. 167, p. 128–133, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2013.10.013>

- LIMA, A. N. **Permeabilidade à água e ao lixiviado de misturas solo-bentonita em aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.
- LIU, M.; LU, H.; WANG, C.; LIU, Y. An experimental study on microanalytical characterizations and service performances of landfill modified municipal sludge liner materials in contact with leachate. **Case Studies in Construction Materials**, v. 18, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2022.e01794>
- LOBO, B.R.H. **Uso de canal de fluxo 2D para o monitoramento e avaliação de desempenho de barreiras capilares**. 2022. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2022.
- LU, N. Unsaturated Soil Mechanics: Fundamental Challenges, Breakthroughs, and Opportunities. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 146, n. 5, 2020. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0002233](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0002233)
- LU, N.; LIKOS, W. J. **Unsaturated soil mechanics**. John Wiley & Sons, New York, 556p, 2004.
- MA, T.; YAO, C.; DONG, Y.; YI, P.; WEI, C. Physicochemical approach to evaluating the swelling pressure of expansive soils. **Applied Clay Science**, v. 172, p. 85-95, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.02.011>
- MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.
- MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública: revisão bibliográfica. **Caderno de Saúde Coletiva**, v. 19 (1), p. 11-19. 2011.
- MARINHO, F.A.M. Medição de sucção com o método do papel filtro. **Anais do X Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica**, vol. 2, p. 515 -522, 1994.
- MARINHO, F. A. M. **Shrinkage behaviour of some plastic soils**. 2004. Tese (Imperial College), Londres, 2004.
- MARINHO, F. A. M. Nature of the soil-water characteristic curves for plastic soils. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 131, n. 5, p. 654-661, 2005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2005\)131:5\(654\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2005)131:5(654))
- MASCARENHA, M. M. A. **Influência da microestrutura no comportamento hidromecânico de uma argila siltosa não saturada incluindo pequenas deformações**. 2008. Tese (Doutorado em Geotecnia), Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- MATSUMOTO, S.; OGATA, S.; SHIMADA, H.; SASAOKA, T.; HAMANAKA, A.; KUSUMA, G. J. Effects of pH-induced changes in soil physical characteristics on the development of soil water erosion. **Geosciences**, v. 8, n. 4, 2018. <https://doi.org/10.3390/geosciences8040134>

MCCARTNEY, J. S.; PARKS, J. M. Uncertainty in Predicted Hydraulic Conductivity Functions of Unsaturated Soils. **17th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering**. Alexandria, Egypt, p. 1618-1621, 2009.

MCKEE, C.R. & BUMB, A.C. (1987). Flow-testing coalbed methane production wells in the presence of water and gas. **Society of Petroleum Engineers Formation Evaluation**, v. 2, n. 4, p. 599-608, 1987. <https://doi.org/10.2118/14447-PA>

MEIER, A. J.; SHACKELFORD, C. D. Membrane behavior of compacted sand–bentonite mixture. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 54, p. 1284-1299, 2017.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MESRI, G.; OLSON, R. E. Mechanisms controlling the permeability of clays. **Clays and Clay Minerals**, v. 19, p. 151-158. 1971.

MIDDELHOFF, M.; CUISINIER, O.; MASROURI, F.; TALANDIER, J.; CONIL, N. Combined impact of selected material properties and environmental conditions on the swelling pressure of compacted claystone/bentonite mixtures. **Applied Clay Science**, v. 184, 2020.

MISHRA, A. K.; OHTSUBO, M.; LI, L.; HIGASHI, T. Effect of salt concentrations on the permeability and compressibility of soil-bentonite mixtures. **Journal of the Faculty of Agriculture**, v. 50, n. 2, p. 837–849, 2005. <https://doi.org/10.5109/4692>

MISHRA, A. K.; OHTSUBO, M.; LI, L.; HIGASHI, T. Controlling factors of the swelling of various bentonites and their correlations with the hydraulic conductivity of soil-bentonite mixtures. **Applied Clay Science**, v. 52, n. 1-2, p. 78-84, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.clay.2011.01.033>

MITCHELL, J. K.; SOGA, K. **Fundamentals of Soil Behavior**, 3ed. John Wiley & Sons, New York, 2005.

MITCHELL, J. K.; HOOPER, D. R.; CAMPANELLA, R. G. Permeability of compacted clay. **Journal of soils mechanics and foundation division**. ASCE, v. 91 (4), p. 41-65. 1965.

MITCHELL, J. K.; MADSEN, F. T. Chemical effects on clay hydraulic conductivity. **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. American Society of Civil Engineers, New York, p. 87–116. ASCE Geotechnical Special Publication 13, 2005.

MOLLINS, L.H.; STEWART, D.I.; COUSENS, T.W. Predicting the properties of bentonite-sand mixtures. **Clay Minerals**, 31, p.243-252, 1996.

MONTEIRO, V. E. D.; SANTOS, E. A.; JUCÁ, J. F. T. Estudos para o dimensionamento de uma cortina de argila para contenção de contaminantes. **In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Foz do Iguaçu, 1997.

MORAIS, M. M.; SOBRINHO, M. A. M.; MORAIS, G. A.; MARTINS NETO, L.; ALBUQUERQUE JUNIOR, E. C.; CAVALCANTI, J. V. F. L. Avaliação de Processo

Oxidativo Avançado pelo Reagente Fenton para Tratamento de Lixiviado Gerado em Aterro Sanitário. **Ciência e Ingeniería Ambiental**, v. 1, p. 25-30, 2018.

MORANDINI, T. L. C.; LEITE, A. L. Characterization, hydraulic conductivity and compatibility of mixtures of tropical soil and bentonite for barrier usage purpose. **Soils and Rocks**, v. 35 (3), p. 267-278. 2012.

MORANDINI, T. L. C. **Solos tropicais e bentonita: análise geotécnica de misturas com ênfase na abordagem coloidal**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2014.

MORANDINI, T. L. C.; LEITE, A. L. Characterization and Hydraulic Conductivity of Tropical Soils Samples and Bentonite Mixtures for CCL Purposes. **Engineering Geology**, v. 196, p.251-267, 2015.

MUKHERJEE, K.; MISHRA, A. K. Hydraulic and mechanical characteristics of compacted sand–bentonite: tyre chips mix for its landfill application. **Environment, Development and Sustainability**, v. 21, n. 3, p. 1411–1428, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0094-2>

NAGARAJ, T. S.; MURTHY, B. R. S. Prediction of pre-consolidation pressure and recompression index of soils. **Geotechnical Testing Journal**, v. 8, n. 4, p. 199-203, 1985.

NAKAYAMA S.; SAKAMOTO, Y.; YAMAGUCHI, T.; AKAI, M.; TANAKA, T.; SATO, T.; IIDA, Y. Dissolution of montmorillonite in compacted bentonite by highly alkaline aqueous solutions and diffusivity of hydroxide ions. **Applied Clay Science**, v. 27, p. 53–65, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2003.12.023>

NAYAK, S.; SUNIL, B. M.; SHRIHARI, S. Hydraulic and compaction characteristics of leachate-contaminated lateritic soil. **Engineering Geology**, v. 94, n. 3-4, p. 137-144, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2007.05.002>

NOROUZI, A.; UYGAR, E.; NALBANTOGLU, Z. A review on the effects of landfill leachate on the physical and mechanical properties of compacted clay liners for municipality landfills. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 15, n. 1174, 2022.

OGUNDIRAN, O. O.; AFOLABI, T. A. Assessment of the physicochemical parameters and heavy metals toxicity of leachates from municipal solid waste open dumpsite. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 5 (2), p. 243-250. 2008.

OLIVEIRA FILHO, A. G.; TOTOLA, L. B.; BICALHO, K. V.; HISATUGU, W. H. Prediction of Compression Index of Soft Soils from the Brazilian Coast Using Artificial Neural Networks and Empirical Correlations. **Soils and Rocks**, v. 43, ed. 1, p. 109-121, 2020.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for waste watered contamination: a review. **Science of the total environment**, v. 409 (20), p. 4141-4166. 2011.

OLSEN, H. W. Hydraulic flow through saturated clays. **Proceedings of the 9th National Conference on Clays and Clay Minerals**. Pergamon Press, New York, v. 9, p. 131–161. 1962.

OLSON, R. E.; DANIEL, D. E. **Measurement of the Hydraulic Conductivity of Fine-Grained Soils, Permeability and Groundwater Contaminant Transport**, ASTM STP 746, pp. 18–64. 1981.

OMIDI, G. H.; THOMAS, J. C.; BROWN, K. W. Effect of desiccation cracking on the hydraulic conductivity of a compacted clay liner. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 89, p. 91-103, 1996. <https://doi.org/10.1007/BF00300424>

ÖREN, A. H.; DURUKAN, S.; KAYALAR, A. Ş. Influence of compaction water content on the hydraulic conductivity of sand- bentonite and zeolite-bentonite mixtures. **Clay Minerals**, v. 49, p. 109–121, 2014. <https://doi.org/10.1180/claymin.2014.049.1.09>

ÖREN, A. H.; AKAR, R. C. Swelling and hydraulic conductivity of bentonites permeated with landfill leachates. **Applied Clay Science**, v. 142, p. 81-89, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.09.029>

OZCOBAN, M. S.; CETINKAYA, N.; CELIK, S. O.; DEMIRKOL, G. T.; CANSIZ, V.; TUFEKCI, N. Hydraulic conductivity and removal rate of compacted clays permeated with landfill leachate. **Desalination and Water Treatment**, v. 51 (31-33), p. 6148-6157. 2013.

ÖZTOPRAK, S.; LAÇIN, D. Influence of leachate on the Oligocene-Miocene clays of the İstanbul area, Turkey. **Turkish Journal of Earth Sciences**, v. 27, n. 1, p. 49–63, 2018. <https://doi.org/10.3906/yer-1709-14>

PARK, J.; VIPULANANDAN, C.; KIM, J. W.; OH, M. H. Effects of surfactants and electrolyte solutions on the properties of soil. **Environmental Geology**, v. 49, n. 7, p. 977–989, 2006. <https://doi.org/10.1007/s00254-005-0136-6>

PASQUALINI, E.; FRATALOCCHI, E.; STELLA, M. **Stability of liners: some particular issues**. In: De Mello & Almeida (eds.). 4th. ICEG, p.: 895-912. 2002.

PAZOKI, M.; GHASEMZADEH, R. Leachate Quality. **In: Municipal Landfill Leachate Management**. Springer, 2020. p. 101-127. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-50212-6>

PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos**. Oficina de Textos, ed. 3, 2006.

POTTER, H. A. B.; YONG, R. N. Waste disposal by landfill in Britain: Problems, solutions and the way forward. **In: Green'93 – International Symposium on Geotechnics related to the environment**. Bolton, Reino Unido. 1993.

PROIA, R.; CROCE, P.; MODONI, G. Experimental Investigation of Compacted Sand-bentonite Mixtures. **Procedia Engineering**, v. 158, p. 51-56, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.08.404>

PULAT, H. F.; AKSOY, Y. Y.; EGELL, I. The effect of soil mineralogy and pore fluid chemistry on the suction and swelling behavior of soils. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 73, p. 37-42, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10064-013-0499-y>

PUSCH, R. **Bentonite clay – Environmental properties and applications**. Taylor and Francis, 2006.

PUSCH, R., YONG, R. N. **Microstructure of Smectite Clays and Engineering Performance**, 1st ed, Taylor & Francis, London, 2006.

QUEIROZ, A. C. G. **Estudo do comportamento microestrutural de solos tropicais compactados**. 2015. Tese (Doutorado em Geotecnia), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

QIU, M.; LIU, L.; LING, Q.; CAI, Y., YU, S.; WANG, S.; FU, D.; HU, B.; WANG, X. Biochar for the removal of contaminants from soil and water: a review. **Biochar**, v. 4, n. 19, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42773-022-00146-1>

QUIGLEY, R. M.; FERNANDEZ, F.; ROWE, R. K. Clayey barrier assessment for impoundment of domestic waste leachate (southern Ontario) including clay–leachate compatibility by hydraulic conductivity testing. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 25, n. 3, p. 574–581, 1988. <https://doi.org/10.1139/t88-062>

QUIRK, J. P.; SCHOFIELD, R. K. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. **European Journal of Science Science**, v. 6, n. 2, 1955. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1955.tb00841.x>

RAO, M. S.; SHIVANANDA P. Role of osmotic suction in swelling of salt-amended clays. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 42, p. 307–315, 2005.

RASHID, H. M.; SARDAR, A.; ISMAIL, A. Geotechnical characterization of bentonite-fly ash mixtures for their application as landfill liner in Pakistan. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, n. 1307, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12517-021-07663-6>

REGADÍO, M.; BLACK, J. A.; THORNTON, S. F. The role of natural clays in the sustainability of landfill liners. **Detritus Journal**, v. 12, n. 12, p. 100–113, 2020. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13946>

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

RIMA - RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL. **Projeto de implantação de um aterro sanitário para resíduos sólidos no município de Campina Grande – PB**. 2010.

ROMERO, E. **Characterisation and Thermo Hydro-mechanical Behaviour of Unsaturated Boom Clay: An Experimental Study**. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia de Terreno e Cartografia), Universidade Politécnica da Catalunia, Barcelona, 1999.

- ROMERO, E.; GENS, A.; LLORET, A. Temperature effects on the hydraulic behaviour of an unsaturated clay. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 19, p. 311-332, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1013133809333>
- ROMERO, E.; VILLAR, M. V.; LLORET, A. Thermo-hydro-mechanical behaviour of two heavily overconsolidated clays. **Engineering Geology**, v. 81, n. 3, p. 255-268, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2005.06.011>
- ROWE, R.K; QUIGLEY, M.; BOOKER, J.R. **Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities**. London, E & FN Spon, 1995.
- RUHL, J. L.; DANIEL, D. E. Geosynthetic clay liners permeated with chemical solutions and leachates. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 123, n. 4, p. 369–381. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1997\)123:4\(369\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1997)123:4(369))
- SABA, S.; DELAGE, P.; LENOIR, N.; CUI, Y. J.; TANG, A. M.; BARNICHON, J. D. Further insight into the microstructure of compacted bentonite–sand mixture. **Engineering Geology**, v. 168, p. 141–148, 2014.
- SANTOS, G. M. **Estudo do comportamento histerético de uma argila expansiva não-saturada**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.
- SANTOS, G. M. **Comportamento hidromecânico de solo e das misturas solo-composto utilizados em camadas de cobertura no aterro experimental da Muribeca, Pernambuco**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.
- SANTOS, P. S. **Ciência e Tecnologia de Argilas**. Edgard Blücher, ed. 2, São Paulo. 1989.
- SARSBY, R. W. **Environmental Geotechnics**. ICE Publishing, 2ª ed., 2013.
- SHACKELFORD, C.D. **Contaminant transport**. In: Daniel D. E. (ed.) *Geotechnical Practice for Waste Disposal*, London, Chapman and Hall, p. 33-65. 1993b.
- SHACKELFORD, C. D. **Membrane Behavior of Engineered Clay Barriers for Geoenvironmental Containment: State of the Art**. In: *GeoCongress*. Oakland, California (EUA). 2012.
- SHACKELFORD, C. D.; BENSON, C. H.; KATSUMI, T.; EDIL, T.; LIN, L. Evaluating the hydraulic conductivity of GCLs permeated with non-standard liquids. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 18, n. 2-4, p. 133-161, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0266-1144\(99\)00024-2](https://doi.org/10.1016/S0266-1144(99)00024-2)
- SHACKELFORD, C. D.; WU, Y. K. Compacted clay liners and cover for arid sites. **Journal of Geotechnical Engineering**. ASCE, v. 119 (2), p. 223-237. 1993a.
- SHARMA, H. D.; LEWIS, S. P. **Waste containment systems, waste stabilization and landfills**. John Willey & Sons, 1994.

SHOW, P.L.; PAL, P.; LEONG, H.Y.; JUAN, J. C.; LING, T. C. A review on the advanced leachate treatment technologies and their performance comparison: an opportunity to keep the environment safe. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 227, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7380-9>

SILVA, T. F. **Estudo de mistura de solos para impermeabilização eficiente de camada de base de aterros sanitários**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

SILVA, E. M. **Ecotoxicidade de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado gerado em aterro sanitário**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

SILVA, T. F.; LYRA, M. V. M.; SILVA, I. F.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Evaluation of Water Permeability in Compacted Sand-Bentonite Liners from Landfill Using Planning and Factorial Analysis. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 32, n. 3, 2024. <https://doi.org/10.3846/jeelm.2024.21830>

SIMONS, H.; REUTER, E. Physical and chemical behaviour of clay-based barriers under percolation with test liquids. **Engineering Geology**, v. 21, p. 301-310, 1985. [https://doi.org/10.1016/0013-7952\(85\)90020-1](https://doi.org/10.1016/0013-7952(85)90020-1)

SIMPSON, B.E. Five factors influencing the clay/geomembrane interface. **Proceedings Specialty Conference, Special Publication**, n. 46, Louisiana, EUA, p. 995-1003, 1995.

SINGH, S.; SRIVASTAVA, R.; JOHN, S. Studies on soil contamination due to used motor oil and its remediation. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 46, n. 9, p. 1077–1083, 2009. <http://dx.doi.org/10.1139/T09-047>

SINHA, S. K.; WANG, M. C. Artificial neural network prediction models for soil compaction and permeability. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 26, p. 47-64, 2008.

SONON, L. S.; KISSEL, D. E.; SAHA, U. **Cation exchange capacity and base saturation** | University of Georgia A cooperative extension, 2017. <https://extension.uga.edu/publications/detail.html?number=C1040&title=CationExchangeCapacityandBaseSaturation>. Acesso em 20 de janeiro de 2022.

SOUTO, G. D. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping)**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: **Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental**, 2007, Belo Horizonte. Rio de Janeiro: ABES, 2007.

SRIKANTH, V.; MISHRA, A. K. A Laboratory Study on the Geotechnical Characteristics of Sand–Bentonite Mixtures and the Role of Particle Size of Sand. **International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering**, v. 2, n. 3, 2016. <https://doi.org/10.1007/s40891-015-0043-1>

STEWART, D.I.; STUDDS, P.G.; COUSENS, T.W. The factors controlling the engineering properties of bentonite-enhanced sand. **Applied Clay Science**, 23, p.97-110, 2003.

STUDDS, P. G.; STEWART, D. I.; COUSENS, T. W. The effects of salt solutions on the properties of bentonite-sand mixtures. **Clay Minerals**, v. 33, n. 4, p. 651-660, 1998.
<https://doi.org/10.1180/000985598545804>

SUN, W. J.; XU, G.; WEI, G.; ZHANG, W. J.; SUN, D. A. Effects of ammonium ion and bentonite content on permeability of bentonite-clay mixture. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 151, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09440-w>

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Solid waste disposal facility criteria technical manual**. Office of solid waste and emergency response. EPA-530-R-93-017. Washington DC.: USEPA, 1993. 11p.

TAHERI, S.; EBADI, T.; MAKNOON, R.; AMIRI, M. Predicting variations in the permeability and strength parameters of a sand-bentonite mixture (SBM) contaminated simultaneously with lead (II) and diesel. **Applied Clay Science**, v. 157, p. 102-110, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.clay.2018.01.007>

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. USA: McGraw-Hill, 1993.

THANKAM, N. S.; REKHA V.; SHANKAR, U. Use of lateritic soil amended with bentonite as landfill liner. **Rasayan Journal of Chemistry**, v. 10, n. 4, p. 1431-1438, 2017.
<http://dx.doi.org/10.7324/RJC.2017.1041818>

TIZPA, P.; CHENARI, R. J.; FARD, M. K.; MACHADO, S. L. ANN prediction of some geotechnical properties of soil from their index parameters. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 8, p. 2911-2920, 2015.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, n. 5, p. 892-989, 1980.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

VAN OLPHEN, H. **An Introduction to Clay Colloid Chemistry**, 2nd ed. John Wiley & Sons. 318p, 1977.

VANAPALLI, S.K.; LOBBEZOO, J.P. (2002). A normalized function for predicting the coefficient of permeability of unsaturated soils, 3rd. **International Conference on Unsaturated Soils**, v. 1, p. 839-844, 2002.

VANAPALLI, S.K.; PUF AHL, D.E.; FREDLUND, D.G. The effect of soil structure and stress history on the soil-water characteristics of a compacted till. **Géotechnique**, v. 49, n. 2, p. 143-159, 1999.

VANAPALLI, S. K.; WRIGHT, A.; FREDLUND, D. G. Shear Strength Behavior of a Silty Soil over the Suction Range from 0 to 1.000.000 kPa. **Proceedings of the 53rd Canadian Geotechnical Conference**, Montreal, Quebec, Canada, p. 15–18, 2020.

- VIEIRA, A. M. **Estudo de barreiras capilares como cobertura final de aterro de resíduos**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Univerdidade Federal de São Paulo, São Paulo – SP, 2005.
- WAN, Y.; GUO, D.; LIU, R.; DONG, Z.; HUI, X.; LIU, L.; XUE, Q. Experimental study of the environmental and geotechnical properties of landfills under long-term leachate effects: macro–microscopic tests on in situ clays. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 81, n. 297, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10064-022-02782-0>
- WANG, B.; XU, J.; CHEN, B.; DONG, X.; DOU, T. Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners to inorganic waste leachate. **Applied Clay Science**, v. 168, p. 244–248, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2018.11.021>
- WANG, D. W.; ZHU, C.; TANG, C. S.; LI, S. J.; CHENG, Q.; PAN, X. P.; SHI, B. Effect of sand grain size and boundary condition on the swelling behavior of bentonite–sand mixtures. **Acta Geotechnica**, v. 16, p. 2759–2773, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11440-021-01194-w>
- WANG, S.; LU, B.; ZHU, W. Effect of minerals on the threshold of compacted clay material liners and service life of barriers in municipal solid waste landfills. **Acta Geotechnica**, v. 18, p. 1025–1037, 2023.
- WONG, J. T. F.; CHOW, K. L.; CHEN, X. W.; NG, C. W. W.; WONG, M. H. Effects of biochar on soil water retention curves of compacted clay during wetting and drying. **Biochar**, v. 4, n. 4, 2022. <https://doi.org/10.1007/s42773-021-00125-y>
- WU, H.; WEN, Q.; HU, L.; GONG, M.; TANG, Z. Feasibility study on the application of coal gangue as landfill liner material. **Waste Management**, v. 63, p. 161–171, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.016>
- XU, S.; LU, H.; LIU, J.; LI, J. An experimental study on the microstructure and triaxial shear of structured clay in contact with landfill leachate. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 78, p. 4611–4622, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10064-018-1409-0>
- YEO, S. S.; SHACKELFORD, C. D.; EVANS, J. C. Membrane Behavior of Model Soil–Bentonite Backfills. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, ASCE, v. 131 (4), p. 418–429. 2005.
- YONG, R. D. Soil suction and soil-water potentials in swelling clays in engineered clay barriers. **Engineering Geology**, v. 54, n.1-2, p. 3–13, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(99\)00056-3](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(99)00056-3)
- YONG, R., PUSCH, R., NAKANO, M. **Containment of high-level radioactive and hazardous solid wastes with clay barriers**, Spon Press, London; New York, 2010.
- YOUNG, J. H.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. Hydraulic conductivity and cation exchange in non-prehydrated and prehydrated bentonite permeated with weak inorganic salt solutions. **Clays and Clay Minerals**, v. 52, n. 6, p. 661–679, 2004. <https://doi.org/10.1346/CCMN.2004.0520601>

ZANON, T. V. B. **Avaliação da contaminação de um solo laterítico por lixiviado de aterro sanitário através de ensaios de laboratório e análise de dados de campo**. 2014. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

ZANON, T. V. B.; LUNARDI, D.; BOSCOV, M. E. G. Effects of Hydraulic Gradient and Permeant on the Hydraulic Conductivity of a Tropical Residual Soil for Landfill Liners. **Proceedings of the 7th International Congress on Environmental Geotechnics**, Melbourne, Australia, 2014.

ZHANG, L.; CHEN, Q. Predicting bimodal soil–water characteristic curves. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, v. 131, p. 666–670, 2005. doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(2005)131:5(666)

ZHANG, T.W.; CUI, Y.J.; LAMAS-LOPEZ, F.; CALON, N.; COSTA D'AGUIAR, S. Compacted soil behaviour through changes of density, suction, and stiffness of soils with remoulding water content. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 55, n. 2, 2017. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0628>

ZHAO, R.; WANG, X.; CHEN, X.; LIU, Y. Impacts of different aged landfill leachate on PVC corrosion. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 18256–18266, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04995-5>

ZHAO, Y.; XUE, Q.; HUANG, F. X.; HU, X. T.; LI, J. S. Experimental study on the microstructure and mechanical behaviors of leachate-polluted compacted clay. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 1006, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5816-x>

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, Y.; YU, S.; HUILI, C.; NANWEN, Z.; RENHUA, H. Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 10, p. 3385–3391, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.028>

APÊNDICE A – RESULTADOS EXPERIMENTAIS EM PERMEÂMETRO

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG	Laboratório: LGA		
Camada:	Base - água	Data: 05/06/2023		
Mistura:	Solo Local (SL) - Amostra 1	Operador: Thiago		
Características do solo				
Umidade ótima (%)	10,6	Massa específica seca máxima	1,95	
Umidade higroscópica (%)	2,37	Densidade real do solo	2,65	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	LS04	LS15
Solo Úmido + Cápsula (g)	72,89	71,01	42,98	45,55
Solo Seco + Cápsula (g)	68	66,4	40,67	42,72
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	22,7	21,9
Massa de Água (g)	4,89	4,61	2,31	2,83
Massa de Solo Seco (g)	45,3	44,5	17,97	20,82
Umidade (%)	10,79%	10,36%	12,85%	13,59%
Umidade Média (%)	10,58%		13,22%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	4	12,2	10	12,5
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	2	10	8,2	10
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	2	2,2	1,8	2,5
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	3,7	3,7	3,7	3,7
Coefficiente de Permeabilidade – K_f (cm/s):	2,12E-06	2,33E-06	1,91E-06	2,65E-06
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	2,25E-06			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	1,88E-06	2,07E-06	1,69E-06	2,35E-06
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	2,00E-06			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 07/06/2023	
Mistura:	Solo Local (SL) - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	10,6	Massa específica seca máxima	1,95	
Umidade higroscópica (%)	2,37	Densidade real do solo	2,65	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	LS04	LS15
Solo Úmido + Cápsula (g)	65,4	67,48	45,28	47,35
Solo Seco + Cápsula (g)	61,34	63,07	42,68	44,45
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	22,7	21,9
Massa de Água (g)	4,06	4,41	2,6	2,9
Massa de Solo Seco (g)	38,64	41,17	19,98	22,55
Umidade (%)	10,51%	10,71%	13,01%	12,86%
Umidade Média (%)	10,61%		12,94%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	4,3	10,3	10	12,5
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	2	8	8	10
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	2,3	2,3	2	2,5
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	3,6	3,7	3,6	3,6
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	2,50E-06	2,44E-06	2,18E-06	2,72E-06
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	2,46E-06			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	2,22E-06	2,16E-06	1,93E-06	2,42E-06
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	2,18E-06			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 12/06/2023	
Mistura:	Solo Local (SL) - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	10,6	Massa específica seca máxima	1,95	
Umidade higroscópica (%)	2,37	Densidade real do solo	2,65	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	LS04	LS15
Solo Úmido + Cápsula (g)	63,18	70,13	43,1	45,35
Solo Seco + Cápsula (g)	59,3	65,5	40,67	42,72
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	22,7	21,9
Massa de Água (g)	3,88	4,63	2,43	2,63
Massa de Solo Seco (g)	36,6	43,6	17,97	20,82
Umidade (%)	10,60%	10,62%	13,52%	12,63%
Umidade Média (%)	10,61%		13,08%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	12	10	12
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	4,9	6,1	4,5	6
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	5,1	5,9	5,5	6
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	3,7	3,7	3,7	3,7
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	5,40E-06	6,25E-06	5,83E-06	6,36E-06
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	5,96E-06			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	4,79E-06	5,55E-06	5,17E-06	5,64E-06
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	5,29E-06			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 15/06/2023	
Mistura:	Solo Local (SL) - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	10,6	Massa específica seca máxima	1,95	
Umidade higroscópica (%)	2,37	Densidade real do solo	2,65	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	LS04	LS15
Solo Úmido + Cápsula (g)	64,16	69,87	44,3	44,81
Solo Seco + Cápsula (g)	60,15	65,3	41,8	42,2
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	22,7	21,9
Massa de Água (g)	4,01	4,57	2,5	2,61
Massa de Solo Seco (g)	37,45	43,4	19,1	20,3
Umidade (%)	10,71%	10,53%	13,09%	12,86%
Umidade Média (%)	10,62%		12,97%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	12	10	12
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	3,6	5,7	3,7	5,6
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	6,4	6,3	6,3	6,4
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	3,7	3,7	3,7	3,7
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	6,78E-06	6,68E-06	6,68E-06	6,78E-06
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	6,73E-06			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	6,02E-06	5,92E-06	5,92E-06	6,02E-06
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	5,97E-06			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 19/06/2023	
Mistura:	SB5 - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	11,85	Massa específica seca máxima	1,95	
Umidade higroscópica (%)	2,79	Densidade real do solo	2,66	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	LS04	LS15
Solo Úmido + Cápsula (g)	68,45	69,6	34,15	54,64
Solo Seco + Cápsula (g)	63,48	64,66	32,7	50,45
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	22,7	21,9
Massa de Água (g)	4,97	4,94	1,45	4,19
Massa de Solo Seco (g)	40,78	42,76	10	28,55
Umidade (%)	12,19%	11,55%	14,50%	14,68%
Umidade Média (%)	11,87%		14,59%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12,7	12	16,7	16,8
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	10	9,1	14	14
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	2,7	2,9	2,7	2,8
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	3,9	3,9	3,9	3,9
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	2,71E-06	2,92E-06	2,71E-06	2,81E-06
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	2,79E-06			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	2,41E-06	2,59E-06	2,41E-06	2,50E-06
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	2,48E-06			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 22/06/2023	
Mistura:	SB5 - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	11,85	Massa específica seca máxima	1,95	
Umidade higroscópica (%)	2,79	Densidade real do solo	2,66	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	LS04	LS15
Solo Úmido + Cápsula (g)	69,54	70,1	45,44	50,49
Solo Seco + Cápsula (g)	64,52	65,15	42,5	46,97
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	22,7	21,9
Massa de Água (g)	5,02	4,95	2,94	3,52
Massa de Solo Seco (g)	41,82	43,25	19,8	25,07
Umidade (%)	12,00%	11,45%	14,85%	14,04%
Umidade Média (%)	11,72%		14,44%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12,7	12	16,7	16,8
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	10,1	9,5	14,3	14,3
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	2,58	2,5	2,4	2,5
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	3,8	3,8	3,8	3,8
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	2,66E-06	2,58E-06	2,48E-06	2,58E-06
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	2,57E-06			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	2,36E-06	2,29E-06	2,20E-06	2,29E-06
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	2,28E-06			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 26/06/2023	
Mistura:	SB5 - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	11,85	Massa específica seca máxima	1,95	
Umidade higroscópica (%)	2,79	Densidade real do solo	2,66	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	LS04	LS15
Solo Úmido + Cápsula (g)	69,54	72,5	33,83	43,15
Solo Seco + Cápsula (g)	64,6	67,17	32,45	40,46
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	22,7	21,9
Massa de Água (g)	4,94	5,33	1,38	2,69
Massa de Solo Seco (g)	41,9	45,27	9,75	18,56
Umidade (%)	11,79%	11,77%	14,15%	14,49%
Umidade Média (%)	11,78%		14,32%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12,7	12	16,7	16,8
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	9	8,1	13,1	13,2
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	3,7	3,9	3,6	3,6
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base – P_B (psi)	4	4	4	4
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	3,63E-06	3,82E-06	3,53E-06	3,53E-06
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	3,63E-06			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	3,22E-06	3,39E-06	3,13E-06	3,13E-06
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	3,22E-06			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 28/06/2023	
Mistura:	SB5 - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	11,85	Massa específica seca máxima	1,95	
Umidade higroscópica (%)	2,79	Densidade real do solo	2,66	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	LS04	LS15
Solo Úmido + Cápsula (g)	65,23	69,23	35,44	39,97
Solo Seco + Cápsula (g)	60,68	64,27	33,85	37,7
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	22,7	21,9
Massa de Água (g)	4,55	4,96	1,59	2,27
Massa de Solo Seco (g)	37,98	42,37	11,15	15,8
Umidade (%)	11,98%	11,71%	14,26%	14,37%
Umidade Média (%)	11,84%		14,31%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12,7	12	16,7	16,8
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	8,9	8,1	13	13
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	3,8	3,9	3,7	3,8
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	4	4	4	4
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	3,72E-06	3,82E-06	3,63E-06	3,72E-06
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	3,72E-06			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	3,30E-06	3,39E-06	3,22E-06	3,30E-06
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	3,30E-06			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 10/07/2023	
Mistura:	SB10 - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	14,05	Massa específica seca máxima	1,88	
Umidade higroscópica (%)	2,82	Densidade real do solo	2,65	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	B06	B09
Solo Úmido + Cápsula (g)	60,1	61,58	47,96	40,2
Solo Seco + Cápsula (g)	55,44	56,67	43,66	36,88
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	18,34	18,05
Massa de Água (g)	4,66	4,91	4,3	3,32
Massa de Solo Seco (g)	32,74	34,77	25,32	18,83
Umidade (%)	14,23%	14,12%	16,98%	17,63%
Umidade Média (%)	14,18%		17,31%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	8	8	10,5
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	9,7	7,6	7,5	10,2
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,3	0,4	0,5	0,3
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	4	4	4	4
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	2,94E-07	3,92E-07	4,90E-07	2,94E-07
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	3,68E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	2,61E-07	3,48E-07	4,35E-07	2,61E-07
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	3,26E-07			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 13/07/2023	
Mistura:	SB10 - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	14,05	Massa específica seca máxima	1,88	
Umidade higroscópica (%)	2,82	Densidade real do solo	2,65	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	B06	B09
Solo Úmido + Cápsula (g)	59,98	61,34	48,95	41,9
Solo Seco + Cápsula (g)	55,4	56,77	44,45	38,27
Massa da Cápsula (g)	22,5	21,9	18,34	18,05
Massa de Água (g)	4,58	4,57	4,5	3,63
Massa de Solo Seco (g)	32,9	34,87	26,11	20,22
Umidade (%)	13,92%	13,11%	17,23%	17,95%
Umidade Média (%)	13,51%		17,59%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	8	10	8
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	9,6	7,6	9,7	7,6
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,4	0,4	0,3	0,4
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	4	4	4	4
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	4,16E-07	3,92E-07	2,94E-07	4,12E-07
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	3,78E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	3,69E-07	3,48E-07	2,61E-07	3,65E-07
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	3,36E-07			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 17/07/2023	
Mistura:	SB10 - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	14,05	Massa específica seca máxima	1,88	
Umidade higroscópica (%)	2,82	Densidade real do solo	2,65	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	B06	B09
Solo Úmido + Cápsula (g)	61,28	65,55	50,26	43,29
Solo Seco + Cápsula (g)	56,54	59,97	45,56	39,6
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	18,34	18,05
Massa de Água (g)	4,74	5,58	4,7	3,69
Massa de Solo Seco (g)	33,84	38,07	27,22	21,55
Umidade (%)	14,01%	14,66%	17,27%	17,12%
Umidade Média (%)	14,33%		17,19%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	8	8	10,5
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	9,1	7,1	7,1	9,5
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,9	0,9	0,9	1
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	4	4	4	4
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	8,82E-07	8,82E-07	8,82E-07	9,80E-07
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	9,07E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	7,83E-07	7,83E-07	7,83E-07	8,70E-07
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	8,04E-07			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 19/07/2023	
Mistura:	SB10 - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	14,05	Massa específica seca máxima	1,88	
Umidade higroscópica (%)	2,82	Densidade real do solo	2,65	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	LS04	LS15	B06	B09
Solo Úmido + Cápsula (g)	59,39	62,37	53,26	48,66
Solo Seco + Cápsula (g)	54,78	57,34	48,12	44,2
Massa da Cápsula (g)	22,7	21,9	18,34	18,05
Massa de Água (g)	4,61	5,03	5,14	4,46
Massa de Solo Seco (g)	32,08	35,44	29,78	26,15
Umidade (%)	14,37%	14,19%	17,26%	17,06%
Umidade Média (%)	14,28%		17,16%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	8	8	10,5
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	9,0	7,0	7,0	9,6
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	1,05	1,05	0,96	0,95
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	4	4	4	4
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	1,03E-06	1,03E-06	9,41E-07	9,31E-07
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	9,83E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	9,13E-07	9,13E-07	8,35E-07	8,26E-07
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	8,72E-07			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 31/07/2023	
Mistura:	SB15 - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	14,8	Massa específica seca máxima	1,85	
Umidade higroscópica (%)	2,88	Densidade real do solo	2,62	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	B07	B09	B10	B11
Solo Úmido + Cápsula (g)	63,82	68,1	40,66	41,62
Solo Seco + Cápsula (g)	57,82	61,9	36,88	37,85
Massa da Cápsula (g)	17,34	18,05	17,3	18,24
Massa de Água (g)	6	6,2	3,78	3,77
Massa de Solo Seco (g)	40,48	43,85	19,58	19,61
Umidade (%)	14,82%	14,14%	19,31%	19,22%
Umidade Média (%)	14,48%		19,27%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12,3	7	12,2	15,6
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	12	6,6	11,9	15
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,3	0,4	0,3	0,6
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	9,3	9,3	9,3	14,8
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	1,26E-07	1,69E-07	1,26E-07	1,59E-07
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	1,45E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	1,12E-07	1,50E-07	1,12E-07	1,41E-07
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	1,29E-07			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 02/08/2023	
Mistura:	SB15 - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	14,8	Massa específica seca máxima	1,85	
Umidade higroscópica (%)	2,88	Densidade real do solo	2,62	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	B07	B09	B10	B11
Solo Úmido + Cápsula (g)	61,28	62,18	43,69	45,14
Solo Seco + Cápsula (g)	55,65	56,54	39,38	40,76
Massa da Cápsula (g)	17,34	18,05	17,3	18,24
Massa de Água (g)	5,63	5,64	4,31	4,38
Massa de Solo Seco (g)	38,31	38,49	22,08	22,52
Umidade (%)	14,70%	14,65%	19,52%	19,45%
Umidade Média (%)	14,67%		19,48%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	7	12	15
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	9,7	6,6	11,7	14,7
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,3	0,4	0,3	0,3
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	9,3	9,3	9,3	14,8
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	1,26E-07	1,69E-07	1,26E-07	7,95E-08
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	1,25E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	1,12E-07	1,50E-07	1,12E-07	7,05E-08
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	1,11E-07			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 07/08/2023	
Mistura:	SB15 - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	14,8	Massa específica seca máxima	1,85	
Umidade higroscópica (%)	2,88	Densidade real do solo	2,62	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	B07	B09	B10	B11
Solo Úmido + Cápsula (g)	59,68	62,18	42,76	43,08
Solo Seco + Cápsula (g)	54,27	56,51	38,52	38,99
Massa da Cápsula (g)	17,34	18,05	17,3	18,24
Massa de Água (g)	5,41	5,67	4,24	4,09
Massa de Solo Seco (g)	36,93	38,46	21,22	20,75
Umidade (%)	14,65%	14,74%	19,98%	19,71%
Umidade Média (%)	14,70%		19,85%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12	10	12	10
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	10,6	8,6	10,4	8,5
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	1,4	1,4	1,6	1,5
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	9	9	9	12
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	6,10E-07	6,10E-07	6,97E-07	4,90E-07
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	6,02E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	5,41E-07	5,41E-07	6,18E-07	4,35E-07
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	5,34E-07			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 09/08/2023	
Mistura:	SB15 - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	14,8	Massa específica seca máxima	1,85	
Umidade higroscópica (%)	2,88	Densidade real do solo	2,62	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	B07	B09	B10	B11
Solo Úmido + Cápsula (g)	58,08	60,28	39,53	42,96
Solo Seco + Cápsula (g)	52,97	54,92	35,96	38,79
Massa da Cápsula (g)	17,34	18,05	17,3	18,24
Massa de Água (g)	5,11	5,36	3,57	4,17
Massa de Solo Seco (g)	35,63	36,87	18,66	20,55
Umidade (%)	14,34%	14,54%	19,13%	20,29%
Umidade Média (%)	14,44%		19,71%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	8	10	8
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	8,7	6,7	8,7	6,6
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	1,3	1,3	1,3	1,4
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	9	9	9	11,8
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	5,66E-07	5,66E-07	5,66E-07	4,65E-07
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	5,41E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	5,02E-07	5,02E-07	5,02E-07	4,13E-07
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	4,80E-07			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 14/08/2023	
Mistura:	SB20 - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	16,6	Massa específica seca máxima	1,78	
Umidade higroscópica (%)	2,92	Densidade real do solo	2,6	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	B10	B11	LS15	B12
Solo Úmido + Cápsula (g)	50,95	51,95	49,97	43,94
Solo Seco + Cápsula (g)	46,19	47,2	44,95	39,45
Massa da Cápsula (g)	17,4	18,25	21,8	18,4
Massa de Água (g)	4,76	4,75	5,02	4,49
Massa de Solo Seco (g)	28,79	28,95	23,15	21,05
Umidade (%)	16,53%	16,41%	21,68%	21,33%
Umidade Média (%)	16,47%		21,51%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12	8	14	15
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	11,8	7,8	13,8	14,8
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,2	0,2	0,2	0,2
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	9,3	9,3	14,8	14,8
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	8,43E-08	8,43E-08	5,30E-08	5,30E-08
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	6,86E-08			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	7,48E-08	7,48E-08	4,70E-08	4,70E-08
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	6,09E-08			

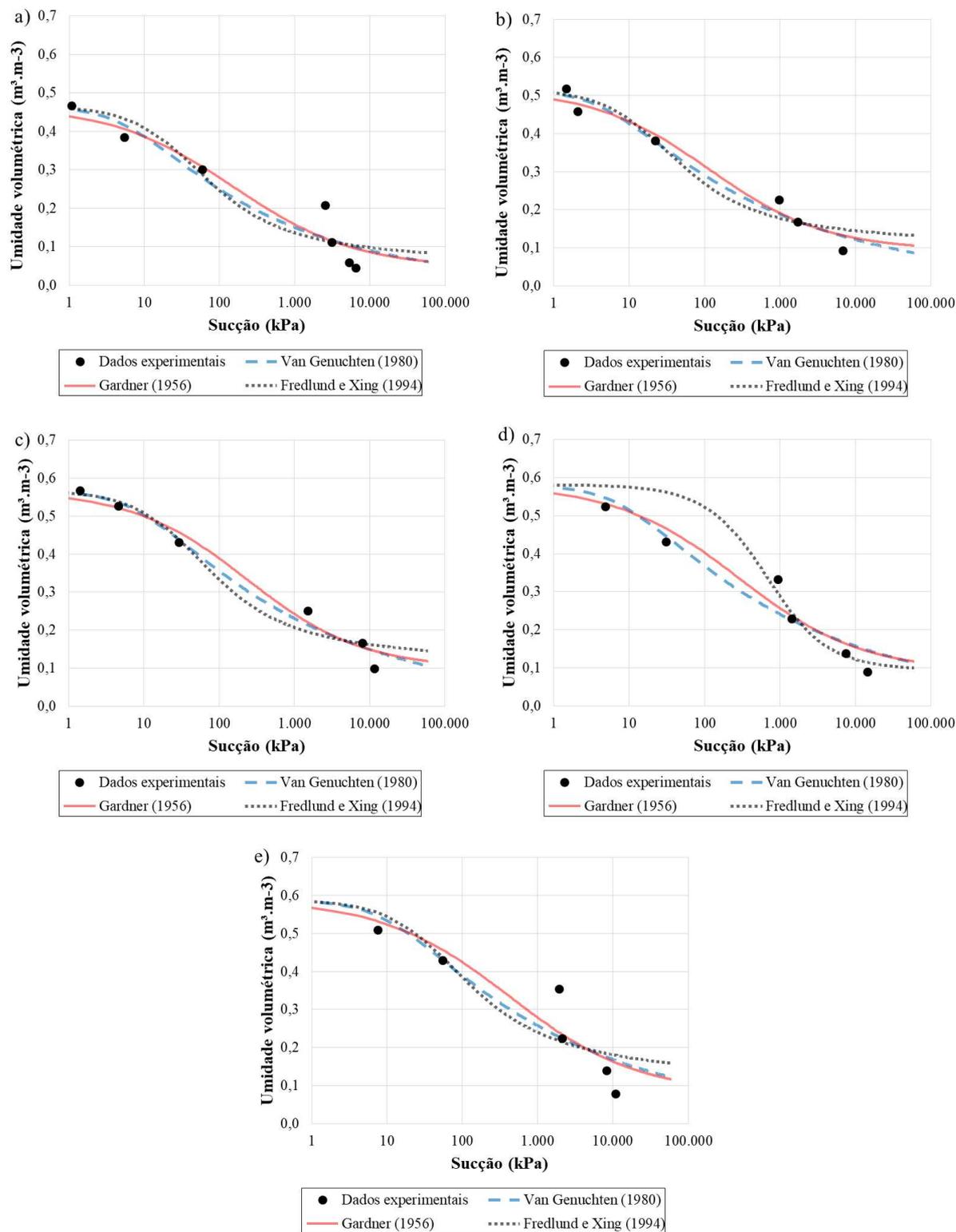
PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - água		Data: 16/08/2023	
Mistura:	SB20 - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	16,6	Massa específica seca máxima	1,78	
Umidade higroscópica (%)	2,92	Densidade real do solo	2,6	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	B10	B11	LS15	B12
Solo Úmido + Cápsula (g)	51,4	49,23	45,73	48,96
Solo Seco + Cápsula (g)	46,59	44,85	41,49	43,54
Massa da Cápsula (g)	17,4	18,25	21,8	18,4
Massa de Água (g)	4,81	4,38	4,24	5,42
Massa de Solo Seco (g)	29,19	26,6	19,69	25,14
Umidade (%)	16,48%	16,47%	21,53%	21,56%
Umidade Média (%)	16,47%		21,55%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12	8	14	15
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	11,75	7,8	13,8	14,8
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,25	0,2	0,2	0,2
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	9,2	9,1	15	15
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	1,07E-07	8,59E-08	5,23E-08	5,23E-08
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	7,42E-08			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	9,45E-08	7,62E-08	4,64E-08	4,64E-08
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	6,59E-08			

PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 21/08/2023	
Mistura:	SB20 - Amostra 1		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	16,6	Massa específica seca máxima	1,78	
Umidade higroscópica (%)	2,92	Densidade real do solo	2,6	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	B10	B11	LS15	B12
Solo Úmido + Cápsula (g)	50,96	52,95	49,89	44,58
Solo Seco + Cápsula (g)	46,19	48,12	44,98	39,98
Massa da Cápsula (g)	17,4	18,25	21,8	18,4
Massa de Água (g)	4,77	4,83	4,91	4,6
Massa de Solo Seco (g)	28,79	29,87	23,18	21,58
Umidade (%)	16,57%	16,17%	21,18%	21,32%
Umidade Média (%)	16,37%		21,25%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	12	8	14	14
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	11,7	7,7	13,7	13,8
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,3	0,3	0,3	0,2
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base - P_B (psi)	10	10	9,8	14
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	1,18E-07	1,18E-07	1,20E-07	5,60E-08
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	1,03E-07			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	1,04E-07	1,04E-07	1,06E-07	4,97E-08
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	9,12E-08			

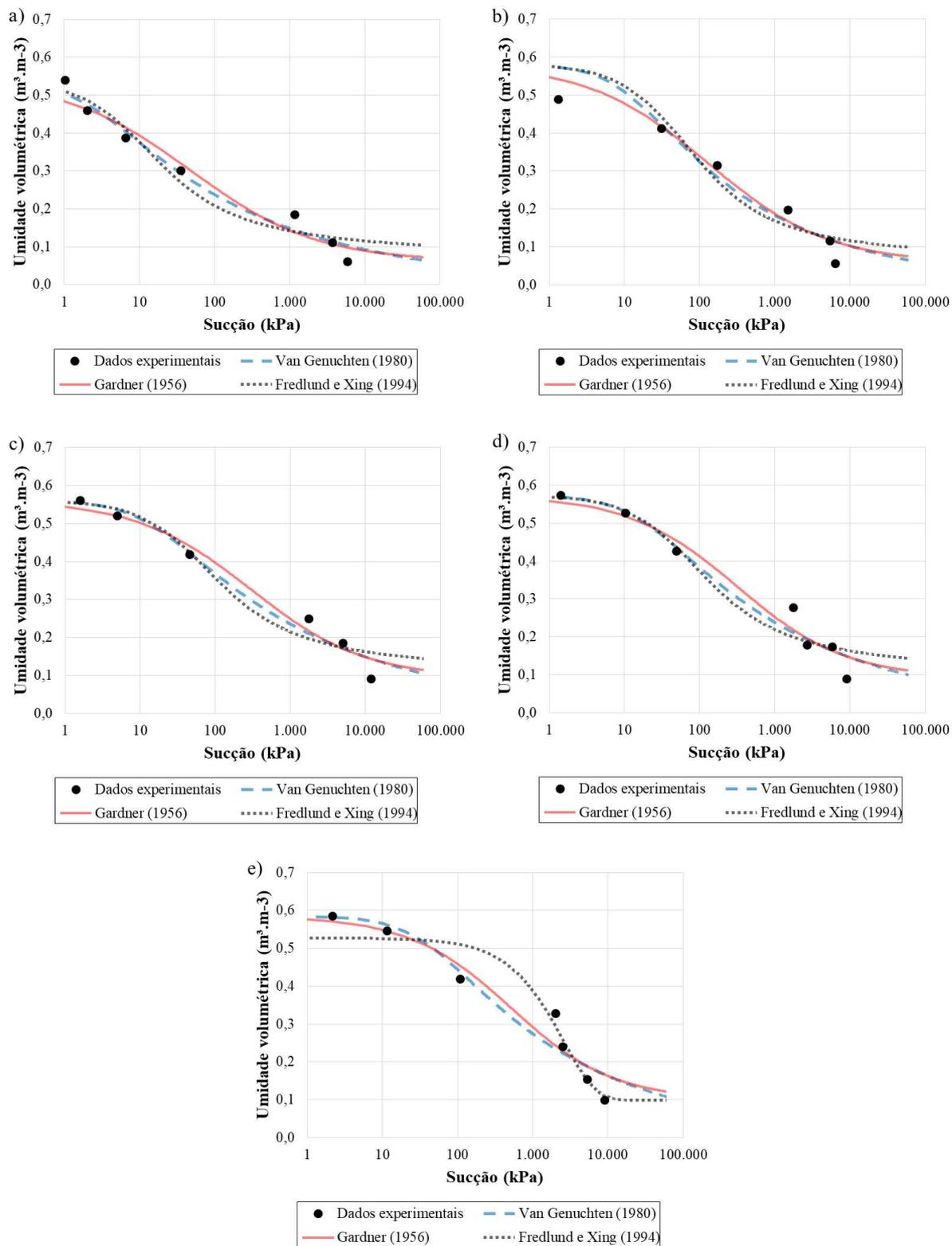
PERMEABILIDADE TRIFLEX				
Obra:	ASCG		Laboratório: LGA	
Camada:	Base - lixiviado		Data: 24/08/2023	
Mistura:	SB20 - Amostra 2		Operador: Thiago	
Características do solo				
Umidade ótima (%)	16,6	Massa específica seca máxima	1,78	
Umidade higroscópica (%)	2,92	Densidade real do solo	2,6	
Teor de Umidade	Moldagem		Saturação	
Cápsula N°	B10	B11	LS15	B12
Solo Úmido + Cápsula (g)	50,96	52,95	52,67	46,98
Solo Seco + Cápsula (g)	46,19	48,12	47,26	41,95
Massa da Cápsula (g)	17,4	18,25	21,8	18,4
Massa de Água (g)	4,77	4,83	5,41	5,03
Massa de Solo Seco (g)	28,79	29,87	25,46	23,55
Umidade (%)	16,57%	16,17%	21,25%	21,36%
Umidade Média (%)	16,37%		21,30%	
Cálculo das permeabilidades				
	1	2	3	4
Carga no Tempo Inicial – h_0 (cm):	10	8	10	8
Carga no Tempo Final – h_f (cm):	9,7	7,8	9,8	7,7
Volume de fluido deslocado – V (cm ³)	0,3	0,2	0,2	0,3
Tempo Inicial – t_0 (s):	0	0	0	0
Tempo Final – t_f (s):	600	600	600	600
Diferença de pressão entre topo e base – P_B (psi)	9,3	9,3	9,3	14,8
Coefficiente de Permeabilidade – K_t (cm/s):	1,26E-07	8,43E-08	8,43E-08	7,95E-08
Coefficiente de Permeabilidade Médio (cm/s):	9,36E-08			
Temperatura da Água – T (° C):	25	25	25	25
Viscosidade da Água -	0,8873	0,8873	0,8873	0,8873
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C (cm/s):	1,12E-07	7,48E-08	7,48E-08	7,05E-08
Coefficiente de Permeabilidade Corrigido à 20°C médio (cm/s):	8,31E-08			

APÊNDICE B – AJUSTE DE CURVAS DE RETENÇÃO DE ÁGUA E DE LIXIVIADO

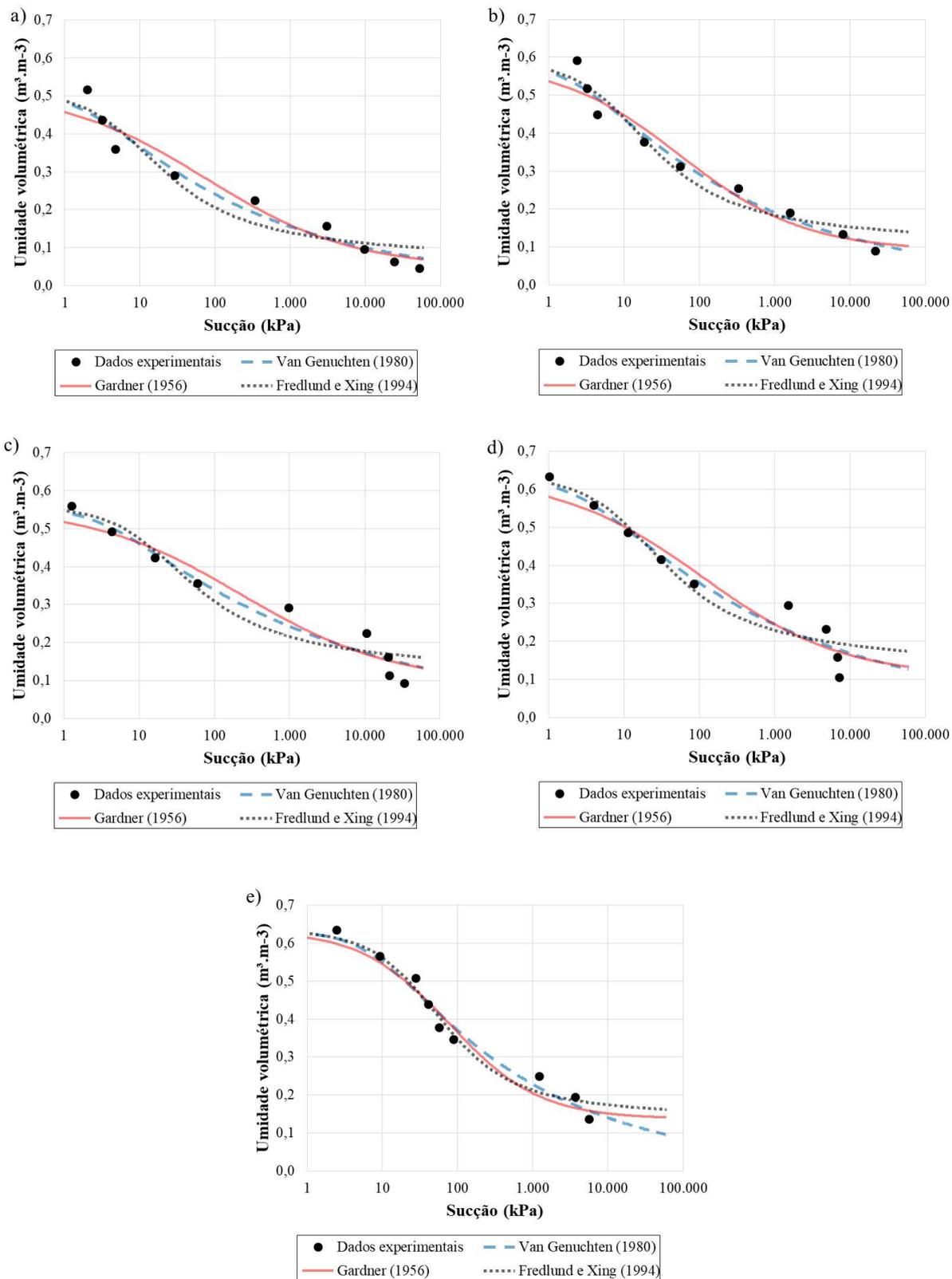
Ajuste de curva de retenção de água para sucção total (com água): a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20



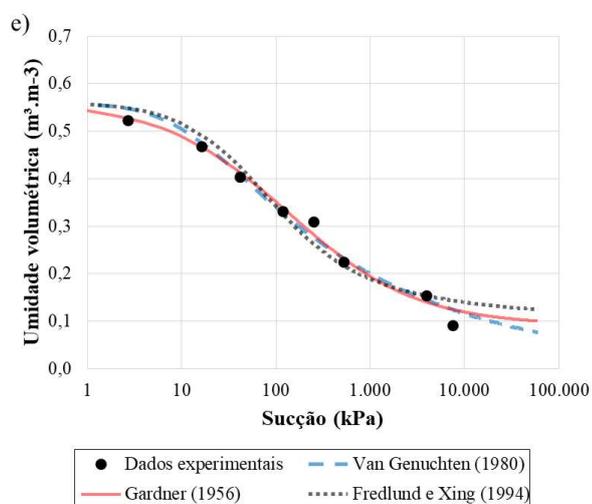
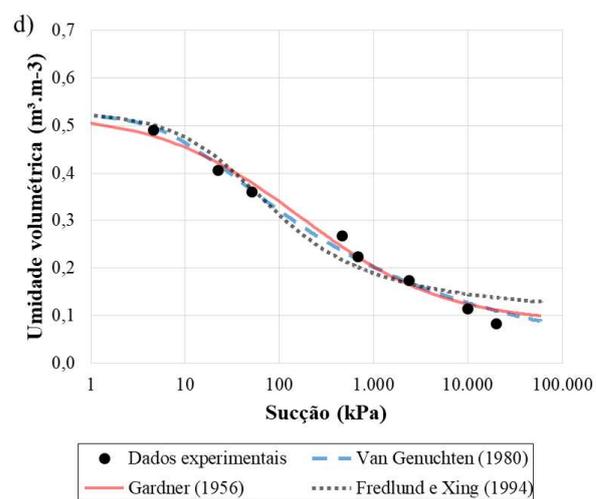
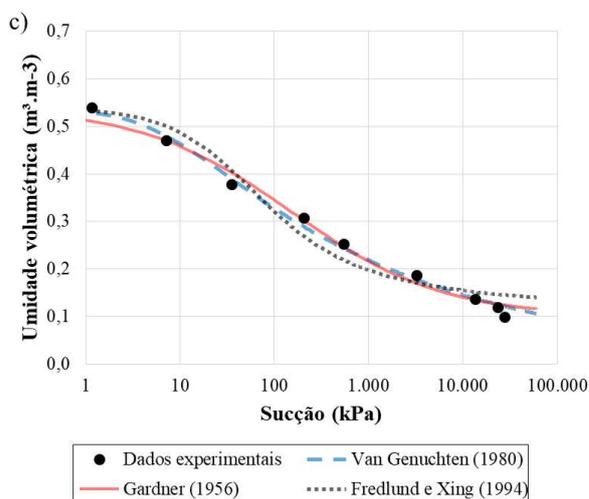
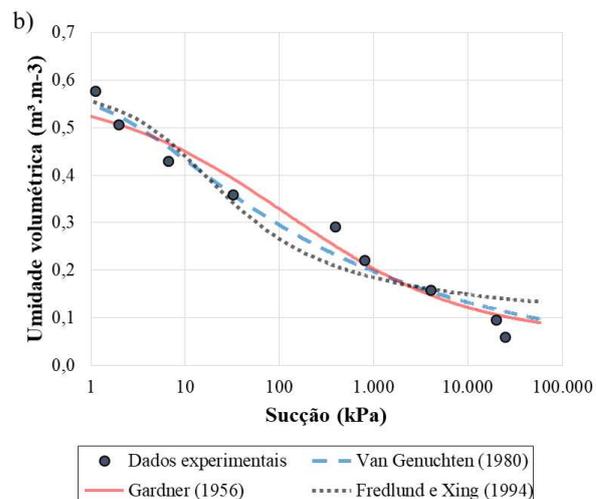
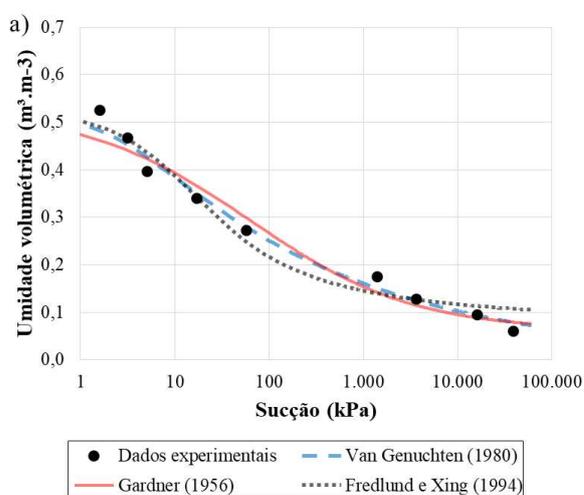
Ajuste de curva de retenção de água para sucção total (com lixiviado): a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20



Ajuste de curva de retenção de água para sucção matricial (com água): a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20.



Ajuste de curva de retenção de água para sucção matricial (com lixiviado): a) para SL; b) para SB5; c) para SB10; d) para SB15; e) para SB20



APÊNDICE C – PARÂMETROS DE ANÁLISE ESTATÍSTICA DE AJUSTE DOS DADOS AOS MODELOS DE CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA E DE LIXIVIADO

Parâmetros de análise de ajustes de modelos de curva de retenção de água e de lixiviado para sucção total (com água e com lixiviado)

Amostra	Modelos	R²	EQM	E	IC
SL-A	Gardner (1956)	0,92	1,85E-03	0,92	0,98
	Van-Genuchten (1980)	0,92	1,98E-03	0,92	0,98
	Fredlund e Xing (1994)	0,90	2,34E-03	0,90	0,97
SL-L	Gardner (1956)	0,96	1,14E-03	0,96	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,97	7,69E-04	0,97	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,96	1,28E-03	0,95	0,99
SB5-A	Gardner (1956)	0,97	7,44E-04	0,98	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,97	7,20E-04	0,98	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,95	1,18E-03	0,97	0,99
SB5-L	Gardner (1956)	0,96	1,21E-03	0,95	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,95	1,83E-03	0,92	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,94	2,32E-03	0,90	0,98
SB10-A	Gardner (1956)	0,98	7,60E-04	0,98	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,98	6,46E-04	0,98	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,96	1,19E-03	0,96	0,99
SB10-L	Gardner (1956)	0,97	8,33E-04	0,97	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,97	8,00E-04	0,97	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,96	1,34E-03	0,96	0,99
SB15-A	Gardner (1956)	0,96	1,47E-03	0,95	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,94	1,80E-03	0,94	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,94	3,16E-03	0,90	0,98
SB15-L	Gardner (1956)	0,96	1,22E-03	0,96	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,96	1,20E-03	0,96	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,95	1,70E-03	0,94	0,99
SB20-A	Gardner (1956)	0,90	3,21E-03	0,90	0,97
	Van-Genuchten (1980)	0,88	3,74E-03	0,88	0,97
	Fredlund e Xing (1994)	0,85	4,73E-03	0,85	0,96
SB20-L	Gardner (1956)	0,93	2,07E-03	0,93	0,98
	Van-Genuchten (1980)	0,93	2,20E-03	0,93	0,98
	Fredlund e Xing (1994)	0,94	1,94E-03	0,94	0,98

Parâmetros de análise de ajustes de modelos de curva de retenção de água e de lixiviado para sucção matricial
(com água e com lixiviado)

Amostra	Modelos	R²	EQM	E	IC
SL-A	Gardner (1956)	0,95	1,40E-03	0,95	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,96	1,06E-03	0,96	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,93	1,78E-03	0,93	0,98
SL-L	Gardner (1956)	0,96	9,41E-04	0,96	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,98	4,30E-04	0,98	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,97	7,87E-04	0,97	0,99
SB5-A	Gardner (1956)	0,95	1,34E-03	0,95	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,97	8,26E-04	0,97	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,95	1,33E-03	0,95	0,99
SB5-L	Gardner (1956)	0,97	1,04E-03	0,97	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,97	1,01E-03	0,97	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,93	2,20E-03	0,93	0,98
SB10-A	Gardner (1956)	0,95	1,37E-03	0,95	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,96	1,15E-03	0,95	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,92	1,96E-03	0,92	0,98
SB10-L	Gardner (1956)	0,99	2,81E-04	0,99	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,99	1,52E-04	0,99	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,96	8,68E-04	0,96	0,99
SB15-A	Gardner (1956)	0,94	1,91E-03	0,93	0,97
	Van-Genuchten (1980)	0,95	1,42E-03	0,95	0,98
	Fredlund e Xing (1994)	0,93	1,92E-03	0,78	0,98
SB15-L	Gardner (1956)	0,99	2,99E-04	0,99	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,99	2,34E-04	0,99	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,96	8,60E-04	0,96	0,99
SB20-A	Gardner (1956)	0,96	1,00E-03	0,98	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,98	6,71E-04	0,98	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,98	6,46E-04	0,99	0,99
SB20-L	Gardner (1956)	0,99	2,74E-04	0,99	0,99
	Van-Genuchten (1980)	0,99	3,42E-04	0,99	0,99
	Fredlund e Xing (1994)	0,97	7,55E-04	0,97	0,99