

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE FISSURAS EM
CAMADAS IMPERMEABILIZANTES DE ATERROS
SANITÁRIOS EXECUTADAS COM MATERIAIS
ALTERNATIVOS**

BRENO LUIGI DE SOUZA MAZZA

**ORIENTADOR: LUÍS FERNANDO MARTINS
RIBEIRO**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA
CIVIL**

Brasília/DF: JULHO/2019

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA FORMAÇÃO DE FISSURAS EM CAMADAS
IMPERMEABILIZANTES DE ATERROS SANITÁRIOS
EXECUTADAS COM MATERIAIS ALTERNATIVOS**

BRENO LUIGI DE SOUZA MAZZA

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA CIVIL.

APROVADA POR:

**LUÍS FERNANDO MARTINS RIBEIRO, DSc. (UnB)
(ORIENTADOR)**

**RAFAEL CERQUEIRA SILVA, DSc. (UFRJ)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**CONCEIÇÃO DE MARIA CARDOSO COSTA, DSc. (IFB)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 12 de JULHO de 2019

FICHA CATALOGRÁFICA

MAZZA, BRENO LUIGI DE SOUZA

Avaliação da formação de fissuras em camadas impermeabilizantes de aterros sanitários executadas com materiais alternativos [Distrito Federal] 2019.

xi, 75 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Civil, 2019)

Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Fissuras

2. Adensamento

3. Aterros sanitários

4. Camadas de cobertura

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MAZZA, B. L. S. (2019). Avaliação da formação de fissuras em camadas impermeabilizantes de aterros sanitários executadas com materiais alternativos. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 75 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Breno Luigi de Souza Mazza

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Avaliação da formação de fissuras em camadas impermeabilizantes de aterros sanitários executadas com materiais alternativos.

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Civil / 2019

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Breno Luigi de Souza Mazza

Condomínio Ville de Montagne Quadra 16C casa 9, Jardim Botânico
71680-357 – Brasília/DF – Brasil

À minha família, que fez de mim o que sou.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a meus pais, pela minha vida e tudo o que sou, apenas foi possível graças a vocês. Obrigado pelos exemplos de vida que são, que me inspiram a ir mais longe.

Ao meu irmão, pelos diversos ensinamentos; você ter trilhado esse caminho antes de mim foi o que tornou essa vida mais fácil. Agradeço pelo simples fato de sermos próximos, e por sempre poder contar com você.

À minha família, pelo carinho e incentivo constante. Sua crença em mim me forneceu a determinação necessária para alcançar meus objetivos. Com seu apoio, os sonhos parecem mais tangíveis.

Ao meu professor orientador, pela dedicação e confiança que me foi imposta. Agradeço pela parceria, desde o começo da graduação, quando tive a oportunidade de realizar o PIBIC sob sua supervisão.

Agradeço à Universidade de Brasília e seu corpo docente, pela educação de qualidade que pude receber. Sua dedicação e orientação me tornou capaz de concluir o aprendizado do curso.

Aos meus amigos, pelas bastante necessárias distrações e momentos de descontração. Sem vocês, teria sido impossível finalizar esse curso e, simultaneamente, manter alguma sanidade.

Aos colegas de universidade, pelo ambiente agradável e intelectualmente incentivador que proporcionaram. Sua ajuda em estudos e diversas realizações de trabalhos e projetos certamente foi crucial.

A todos que, de alguma forma, contribuíram com o meu crescimento pessoal durante esses cinco anos, me ajudando assim a concluir mais essa etapa. Muito obrigado.

RESUMO

Ao construir um aterro sanitário, deve-se atentar para as camadas de cobertura impermeabilizantes, constituídas por solo compactado de baixa permeabilidade, que minimiza a contaminação do solo adjacente ao aterro pelos resíduos nele contidos. Condições climáticas de seca e chuva, aliadas aos consecutivos aumentos de carga, favorecem o aparecimento de fissuras, reduzindo assim a capacidade impermeabilizante. Com o objetivo de minimizar o impacto causado por essas fissuras, foi avaliada a possibilidade de utilização de solo associado a materiais alternativos em sua construção, como bentonitas e tensoativos. Optou-se por esses materiais pois a bentonita aumenta a coesão do solo, mesmo em baixa concentração, dificultando assim o surgimento dos caminhos preferenciais de saída de líquidos; enquanto os tensoativos diminuem a tensão superficial da água, reduzindo assim a poropressão e o aparecimento de fissuras, além de modificarem a bentonita através de trocas iônicas. Para realizar essa avaliação, foi realizado um estudo comparativo, utilizando como base ensaios de adensamento unidimensional, simulando assim a carga presente sobre essas camadas de um aterro. Foram realizados também ensaios simulando as condições climáticas de ressecamento e molhagem, obtendo assim amostras de solo fissuradas. Comparando os resultados, percebeu-se que a presença de bentonita pode ser uma solução viável para a redução do impacto causado por fissuras no solo, tendo em vista que houve uma diminuição significativa do recalque no ensaio feito com a mistura de solo e bentonita, quando comparado com os resultados do ensaio utilizando a amostra de solo puro. Além da bentonita, a utilização de tensoativos também apresentou resultados promissores, pois a sua adição à mistura de solo resultou em uma redução da compressibilidade, mesmo em condição fissurada. Dessa forma, verificou-se que esses materiais podem vir a ser opções viáveis para a construção de aterros sanitários, restando considerar ainda os aspectos econômicos e impactos ambientais de sua utilização para avaliar o custo-benefício da implementação em obras.

Palavras Chave: camada de cobertura, fissuração, adensamento, bentonita, tensoativos.

ABSTRACT

When constructing a landfill, one must be aware of the impermeable cover layers, constituted by compacted soil with low permeability, which minimizes the contamination of the soil next to the landfill by the waste contained in it. Climatic conditions of drought and rain, allied with the consecutive incremental loading, favors the appearance of cracking, thus reducing its waterproofing capacity. With the intention of minimizing the impact caused by this cracking, the possibility of utilizing soil associated with alternative materials in its construction, such as bentonites and surfactants, was analyzed. Those were the choice materials because the bentonite enhances soil cohesion, even in low concentration, making it harder to appear preferential water exit ways; the surfactants diminish the water surface tension, thus reducing the pore pressure and the manifestation of cracking, and also they can change bentonite characteristics by ionic exchange. In order to do this evaluation, a comparative study was made, using one-dimensional consolidation tests as base, thus simulating the load over these layers. Also realized were laboratory tests simulating conditions of dryness and watering, thus obtaining samples of cracked soil. Comparing the results, were noticed that the presence of bentonites may be a viable solution to reduce the impact caused by cracking on the soil, considering that there was a significant reduction in the settling on the test made with the mixture of soil and bentonite, when compared with the results of the test made using the pure soil. Besides the bentonite, the use of surfactant also presented promising results, because its addition to the soil resulted in a reduction of the compressibility, even in a cracked condition. Under these circumstances, was checked that these materials might be a viable solution of constructing landfills, yet it also remains to consider the economic aspects and the environmental impacts of its use to evaluate the cost-benefice of its implementation on constructions.

Keywords: cover layer, cracking, densification, bentonite, surfactants.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
1.1.	OBJETIVOS	3
1.1.1.	OBJETIVO GERAL	3
1.1.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1.	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	4
2.2.	DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS.....	5
2.3.	ATERROS SANITÁRIOS.....	10
2.4.	CAMADA DE COBERTURA IMPERMEÁVEL.....	16
2.4.1.	UTILIZAÇÃO DE MATERIAIS ALTERNATIVOS	19
2.4.1.1.	BENTONITA	21
2.4.1.2.	TENSOATIVO	24
2.5.	FISSURAÇÃO POR RESSECAMENTO	28
3.	MATERIAIS E MÉTODOS	33
3.1.	MATERIAIS SELECIONADOS PARA PESQUISA	34
3.1.1.	SOLO PURO.....	34
3.1.2.	TENSOATIVO	35
3.1.3.	BENTONITA.....	35
3.1.3.1.	BENTONITA SÓDICA	35
3.1.3.2.	BENTONITA ORGANOFÍLICA	38
3.2.	CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E DAS MISTURAS	39
3.3.	ENSAIO DE COMPACTAÇÃO	40
3.4.	ENSAIO DE PERMEABILIDADE.....	40
3.5.	ENSAIO DE RESSECAMENTO	40
3.6.	ENSAIO DE ADENSAMENTO UNIDIMENSIONAL	42
4.	RESULTADOS E ANÁLISES	43
4.1.	CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E DAS MISTURAS	43
4.1.1.	IDENTIFICAÇÃO E DESCRIÇÃO EXPEDITA MCT.....	43
4.1.2.	ANÁLISE GRANULOMÉTRICA	45
4.1.3.	LIMITES DE PLASTICIDADE E LIQUIDEZ.....	48
4.2.	ENSAIO DE COMPACTAÇÃO	50
4.3.	ENSAIO DE PERMEABILIDADE.....	52
4.4.	ENSAIO DE RESSECAMENTO	53
4.5.	ENSAIO DE ADENSAMENTO	54
4.5.1.	ÍNDICE DE VAZIOS	54
4.5.2.	ALTURA DO CORPO DE PROVA.....	62
4.5.3.	COEFICIENTE DE ADENSAMENTO	67
5.	CONCLUSÕES.....	69
5.1.	CONCLUSÕES GERAIS	69
5.2.	SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	71
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

LISTA DE TABELAS

Tabela	Página
3.1. Propriedades específicas da bentonita sódica pura	36
3.2. Configuração química da bentonita sódica pura	36
3.3. Especificações de bentonita para fundição	37
3.4. Resumo das misturas utilizadas no ensaio de adensamento	42
4.1. Caracterização MCT das amostras	44
4.2. Limites de Atterberg e IP para cada amostra	48
4.3. Umidade ótima e massa específica aparente seca máxima de cada amostra	51
4.4. Coeficiente de permeabilidade das amostras	52
4.5. Variação entre os índices de vazios inicial e final de cada amostra	60
4.6. Altura de cada amostra em relação ao estágio de pressão	63
4.7. Porcentagem do recalque total para cada estágio de carregamento de cada amostra	64

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
2.1. Disposição Final de RSU no Brasil	5
2.2. Representação de um lixão a céu aberto	7
2.3. Representação de um aterro controlado	8
2.4. Representação do método da trincheira ou vala	12
2.5. Representação do método da rampa	13
2.6. Representação do método da área	14
2.7. Representação de um aterro sanitário	15
2.8. Representação de uma molécula de tensoativo	24
2.9. Esquema do processo de formação de fissuras	29
3.1. Fluxograma da metodologia	33
3.2. Aparato-piloto de ressecamento	41
4.1. Granulometria do solo puro	45
4.2. Granulometria do solo + 5% bentonita sódica	46
4.3. Granulometria do solo + 5% bentonita organofílica	47
4.4. Granulometria das amostras	47
4.5. Carta de plasticidade com indicação das três amostras	49
4.6. Curvas de compactação das amostras	50
4.7. Amostra de mistura de solo com bentonita sódica e tensoativo fissurada	54
4.8. Curva do índice de vazios da amostra de solo puro	55
4.9. Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita sódica	55
4.10. Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita organofílica	56
4.11. Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita sódica fissurada	56
4.12. Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita organofílica fissurada	57
4.13. Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita sódica + tensoativo fissurada	57
4.14. Curva do índice de vazios de todas as amostras após normatização	59
4.15. Coeficiente de adensamento de cada estágio de carregamento para as amostras	67

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
BPA	Bisfenol A
CCL	<i>Compacted Clay Liner</i>
GCL	<i>Geosynthetic Clay Liner</i>
GM	Geomembranas
HTAB	<i>Hexadecyl Trimethyl Ammonium Bromide</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IP	Índice de Plasticidade
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
MCT	Miniatura, Compactado, Tropical
NBR	Norma Brasileira aprovada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
RCC	Resíduos da Construção Civil
RCD	Resíduos da Construção e Demolição
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UnB	Universidade de Brasília

1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes problemas da modernidade, enfrentado em escala global, é a disposição adequada de resíduos. Não apenas na etapa de descarte de um produto qualquer, como também durante sua produção e transporte, há formação de resíduos. Assim, o seu descarte de forma adequada, para que não prejudique ou limite o prejuízo ao meio ambiente, é um importante ramo de estudo, que vêm recebendo mais atenção nos últimos anos.

Dentre as possíveis soluções, uma das que buscam reduzir os impactos causados ao meio ambiente é o aterro sanitário. . Em sua composição, o aterro sanitário, possui camadas impermeabilizante, denominadas *lineres*. Entretanto, o ressecamento dessa camada de solo, quando tem função de cobrir o aterro (camada de cobertura), pode causar fissuras.

Entretanto, o ressecamento dessa camada de solo, quando tem função de cobrir o aterro (camada de cobertura), pode causar fissuras. Essas fissuras geram caminhos preferenciais de fluxo de líquidos, reduzindo assim a função impermeabilizante da camada de cobertura. Com isso, permite-se que haja infiltração de água no aterro, aumentando a produção de chorume e aumentando assim o potencial de contaminação do solo e possivelmente dos lençóis freáticos, podendo causar danos ao meio ambiente, descaracterizando o aterro sanitário como uma solução ambientalmente adequada.

Além disso, a camada de impermeabilização, quando localizada na base do aterro, se encontra constantemente submetida ao carregamento das camadas de resíduos depositados. Como novas camadas de resíduos são acrescentadas diariamente, esse carregamento também se amplifica, provocando uma maior densificação. Se há presença de fissuras, as quais geram caminhos preferenciais de fluxo, ocorre o aceleração do recalque, ou seja, a diminuição do volume de vazios. Como nos aterros sanitários os vazios geralmente são preenchidos por fluidos contaminados pelos resíduos, o recalque leva à expulsão desses líquidos contaminantes para o solo adjacente ao aterro.

Considerando que a possibilidade dessas fissuras serem formadas é grande, buscam-se técnicas alternativas para evitar a passagem de líquidos pelas camadas de impermeabilização, mesmo em condição fissurada, como a utilização de materiais que, devido às suas propriedades, possam reduzir o recalque do solo, quando misturados a ele. Mais especificamente, dentre materiais com essas características, optou-se por focar na utilização de bentonita e de substâncias tensoativas.

Foram escolhidos a bentonita e o tensoativo por serem materiais de custo relativamente baixo, além de necessitarem de pequenas quantidades em uma mistura com solo para que as propriedades da mistura, quando comparadas com as propriedades do solo sem presença desses materiais, se alterem de forma significativa.

Neste contexto, este projeto se insere na linha de pesquisa de avaliação do comportamento hidromecânico de camadas de solo impermeável, com ênfase às camadas de cobertura; propondo-se a analisar os efeitos de diferentes materiais na impermeabilização e fissuração dessas camadas, quando submetidas ao ensaio de adensamento.

De acordo com Boscov (1997), é consenso entre os profissionais do ramo que a segurança dos aterros sanitários de resíduos sólidos está diretamente relacionada com os sistemas de drenagem e impermeabilização, que atuam de modo a minimizar a infiltração de água superficial para dentro do aterro, reduzindo a geração de percolado, além de evitar a contaminação do solo e do lençol freático subjacente ao aterro pelo chorume gerado.

Além de comprometer o sistema de impermeabilização, o fissuramento das camadas de cobertura pode acarretar no acréscimo de custos com manutenção e eventual troca de materiais cujo processo de deterioração pode ser acelerado pela fissuração, e na perda de desempenho de materiais cuja vida útil e fator de segurança são reduzidos pela piora nos requisitos como estanqueidade e segurança estrutural.

Quando as fissuras atuam justamente nessas camadas de impermeabilização, toda a segurança do aterro se torna comprometida; com caminhos preferenciais de fluxo de fluidos que impedem a manutenção das propriedades de proteção e isolamento dos resíduos. As causas que produzem as fissuras e os seus mecanismos são muito complexos devido à interação de inúmeros fatores, mas não deixa de ser um aspecto significativo, com diversos impactos (Gutierrez, 2015).

Por esse motivo, a condução de estudos que pesquisam as causas e impactos do fissuramento é de grande importância em diversas áreas da engenharia. No caso de camadas impermeabilizantes de aterros sanitários, pode-se avaliar as mudanças nos parâmetros de segurança e desempenho e tentar manter a efetividade ambiental mesmo em condições fissuradas. Para tanto, deve-se ter conhecimento do fenômeno e executar a construção do aterro com base nesses aspectos.

1.1. OBJETIVOS

1.1.1. OBJETIVO GERAL

O principal objetivo deste trabalho é avaliar o estado adensado de amostras de solo fissurado misturadas com bentonitas e tensoativos, como materiais alternativos para utilização em camadas de cobertura de aterros sanitários verificando assim a influência da presença de fissuras nestes diferentes tipos de associações. Assim, é possível analisar suas propriedades físicas quando submetidas ao ensaio de adensamento, comparando os resultados entre as diferentes amostras de solo puro ou com adição de bentonita e de um tensoativo, tanto individualmente como em conjunto.

1.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a influência da mistura de bentonita ao solo na condição fissurada nos resultados do ensaio de adensamento;
- Avaliar o comportamento da mistura de solo com bentonita e adição de tensoativo na condição fissurada no ensaio de adensamento;
- Verificar o impacto que a presença de fissuras no solo causa no recalque;
- Analisar a possibilidade do uso de bentonita e/ou tensoativo como aditivo em solo para construção de camadas de cobertura de aterros sanitários para reduzir a contaminação ambiental.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Com o crescimento da população mundial nas últimas décadas, cresceram também as preocupações com a gestão dos resíduos sólidos urbanos, denominados RSU. Inicialmente, deve-se compreender o que são esses resíduos, coloquialmente chamados de lixo, para tratar de sua disposição.

De acordo com a Norma Brasileira NBR 10004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos são definidos como resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ainda segundo essa mesma norma, esses resíduos são classificados em:

- Classe I – Resíduos perigosos: aqueles que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, podem apresentar: risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuando seus índices; riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada.
- Classe II – Resíduos não perigosos:
 - Classe IIA – Não inertes: aqueles resíduos que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I – perigosos ou de resíduos classe IIB – inertes. Os resíduos dessa classe podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
 - Classe IIB – Inertes: quaisquer resíduos que, quando amostrados de forma representativa e submetidos a um contato estático e dinâmico com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Com o conhecimento acerca do que são esses resíduos, percebe-se a importância da etapa final da gestão desses resíduos, a disposição final. Essa importância se torna maior pelo fato de a geração de RSU ter aumentado nos últimos anos, necessitando de áreas cada vez maiores para sua disposição adequada. Essa disposição deve ser realizada tendo em mente que muitos desses resíduos são de Classe I, inclusive de origem hospitalar, necessitando, portanto, de tratamento adequado para não causar maiores riscos à saúde pública e ao meio ambiente.

2.2. DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS

Dentre as várias soluções disponíveis de disposição final de resíduos, destacam-se as três normalmente utilizadas e conhecidas pela população: os lixões a céu aberto, os aterros controlados e os aterros sanitários. No Brasil, a maioria dos municípios ainda adotam para a destinação final de seus resíduos sólidos os lixões a céu aberto; mais especificamente, 50,8% dos municípios em território nacional, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2010). Outros 27,7% utilizam aterros controlados, enquanto os demais 21,5% fazem uso dos aterros sanitários e outras técnicas.

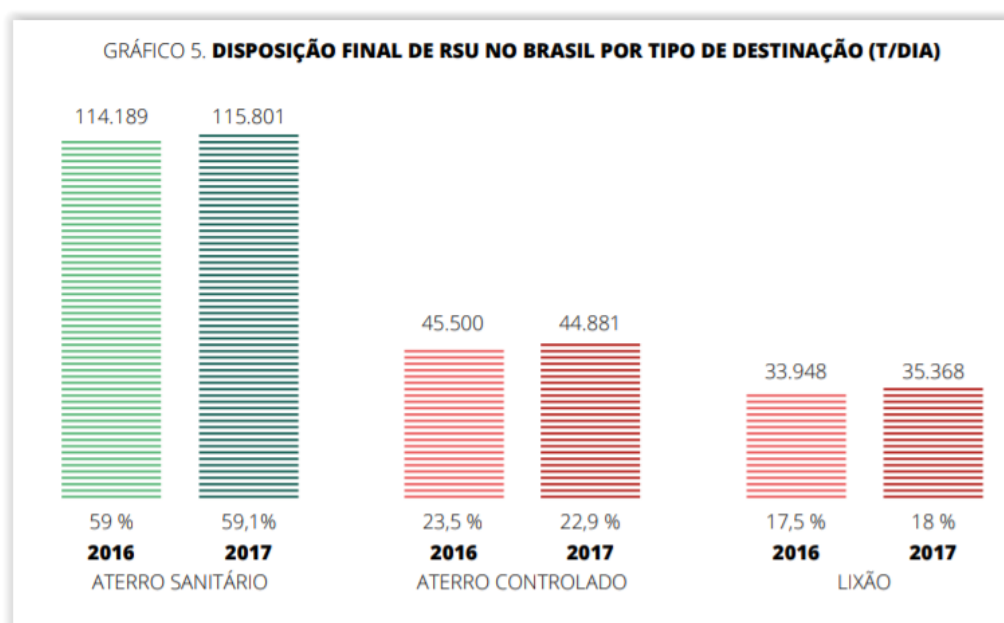


Figura 2.1 – Disposição Final de RSU no Brasil (ABRELPE, 2017)

Entretanto, a previsão é de completa desativação de lixões e aterros controlados, e implementação de aterros sanitários, segundo a Lei 12.305/2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos, a qual trata, entre outros aspectos, dessa questão de disposição final de resíduos. A mudança desse panorama já pode ser verificada, comparando os dados do IBGE de 2010 e os da ABRELPE de 2017, com um grande aumento da utilização de aterros sanitários.

Ou seja, o novo plano brasileiro de gestão de resíduos sólidos, denominado Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), reitera que, dentre as formas mais conhecidas de disposição (lixão a céu aberto, aterro controlado e aterro sanitário), a única ainda permitida em território brasileiro por essa Lei é o aterro sanitário; em especial no Artigo 3º Inciso VII –

Disposição Final ambientalmente adequada, que prevê a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a minimizar os impactos ambientais adversos.

Ao avaliar o panorama mundial quanto à geração e à forma de gerenciamento dos RSU, percebe-se grandes diferenças, relacionadas ao grau de desenvolvimento econômico e cultural de cada país. No Brasil, por exemplo, têm-se um cenário de mudança. A situação retratada, de 50,8% dos municípios utilizando lixões, é incompatível com a conjuntura de um país em desenvolvimento, que possui um dos maiores valores de PIB do mundo.

Assim, segundo a PNRS, os municípios que ainda utilizam lixões e aterros controlados devem elaborar um novo plano de gestão próprio que atenda aos requisitos da legislação, ou seja, que implemente o uso de aterros sanitários e a desativação dos lixões e aterros controlados tão logo os aterros sanitários estejam em condições operacionais. Por ter caráter de Lei, essa mudança é obrigatória em todos os municípios, que devem atender aos prazos impostos.

Isso é necessário devido ao fato de os lixões não serem uma forma adequada de disposição de resíduos, do ponto de vista de danos ambientais. Os lixões são simplesmente o acúmulo de entulho em um determinado local, sobre o solo, de forma desordenada, sem compactação ou cobertura dos resíduos, que ficam a céu aberto, além de não contar com qualquer sistema de tratamento para o chorume, também chamado de líquido percolado ou lixiviado, que é o poluente originado pelos processos de decomposição dos resíduos orgânicos.

Com essa disposição, esse chorume penetra no solo, contaminando o solo adjacente e possivelmente algum lençol freático próximo. Tendo em vista que os lençóis freáticos estão entre as principais fontes de água doce disponível do mundo, sendo assim de suma importância, a sua contaminação é um problema ambiental grave. Além da possível inutilização de lençóis freáticos próximos, também há a poluição do solo e ar, além da proliferação de vetores de doenças.

Deve-se atentar também para os aspectos negativos sociais, onde pessoas colocam sua saúde e bem estar em risco ao adentrarem no ambiente do lixão procurando por itens que possam ser reciclados ou reutilizados. Juntamente com essas pessoas, há animais, como ratos e pássaros, que frequentam esse local na busca de alimentos; animais que fazem parte da fauna, igualmente prejudicados pelos lixões.

Vale ressaltar novamente que os lixões não são mais aceitos como forma de disposição de resíduos sólidos, conforme a PNRS. Uma representação ilustrativa de um lixão é mostrada na Figura 2.2.

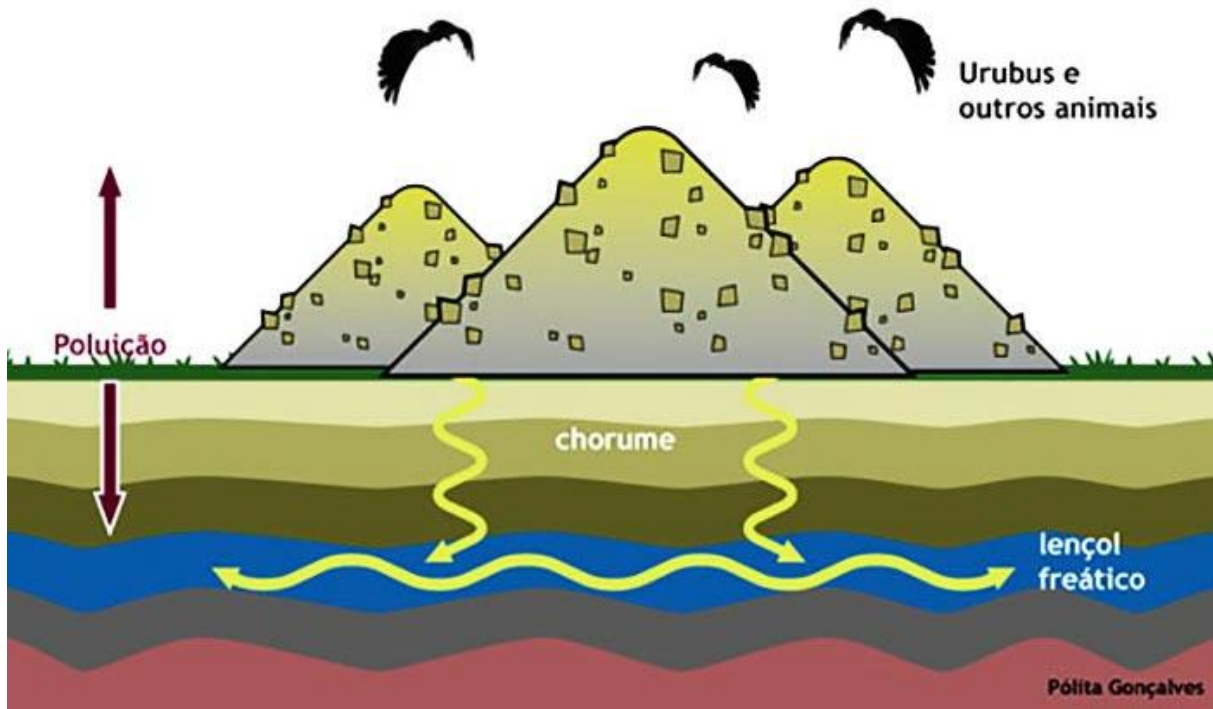


Figura 2.2 – Representação de um lixão a céu aberto (Gonçalves, 2003).

O aterro controlado, por sua vez, é uma solução um pouco mais adequada, porém longe de ser ideal. O mesmo possui características semelhantes ao lixão, sendo um local para acúmulo de entulho, geralmente em uma célula adjacente a algum lixão prévio que foi remediado. A diferença é que essa célula é preparada para a recepção de resíduos, através da impermeabilização com manta de PVC.

Além disso, ao contrário do lixão, sua operação conta com captação de chorume e gás no solo, onde o chorume é então depositado no topo da pilha de lixo, onde deve penetrar através dessa pilha, até atingir o solo e ser novamente captado. Outro ponto importante de suas características é que a operação do aterro controlado realiza a cobertura diária do lixo, utilizando terra ou outro material apropriado, de forma que os resíduos não fiquem completamente expostos.

O número de municípios brasileiros que se utilizam de aterros controlados cresceu entre os anos de 1989 e 2008, com elevação da taxa de 9,6% para 27,7% (IBGE, 2010). Isso ocorreu em conjunto com uma redução do número de lixões, demonstrando uma maior preocupação com os impactos ambientais da disposição de resíduos. Contudo, mesmo sendo

um pouco mais adequado que o lixão, este tipo de disposição apresenta riscos de poluição e contaminação, de forma que também não é considerado ambientalmente adequado, segundo a PNRS. Para melhor ilustrar essa técnica de disposição de resíduos, a Figura 2.3 mostra as partes de um aterro controlado como uma célula adjacente a um lixão remediado, como é a situação mais comum.

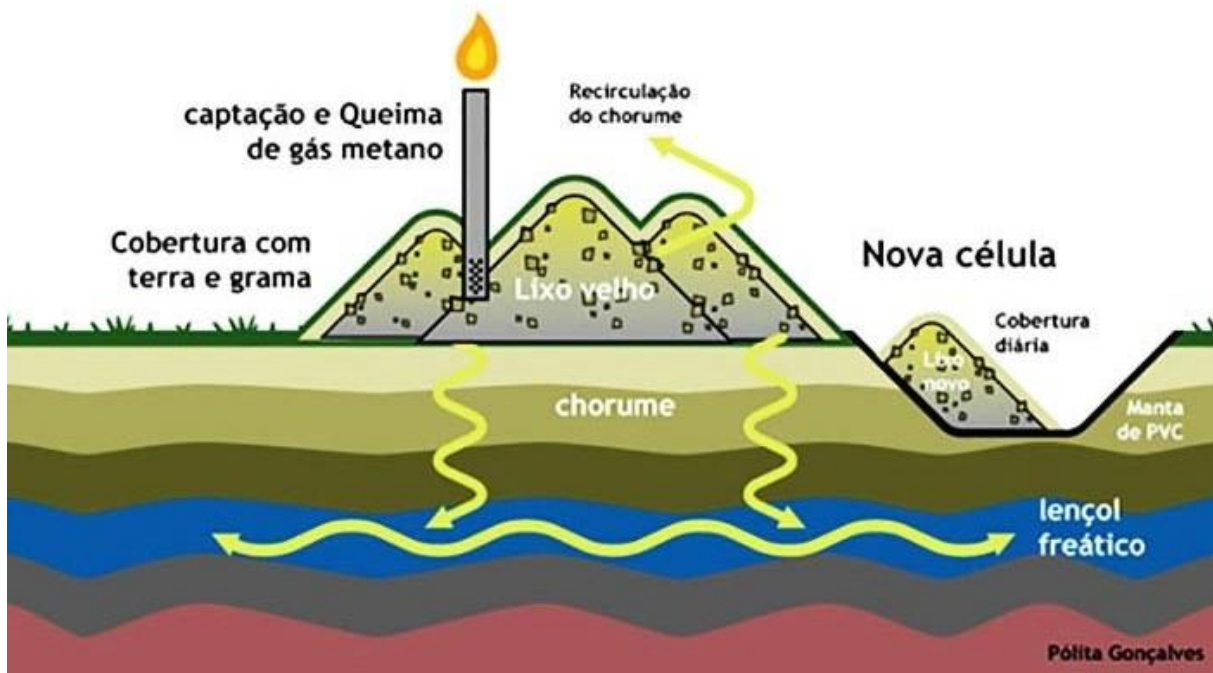


Figura 2.3 – Representação de um aterro controlado (Gonçalves, 2003).

Apesar da leve melhora do aterro controlado no quesito de adequação ambiental, a solução mais adequada do ponto de vista de reduzir ao máximo os impactos negativos da disposição de resíduos, dentre as três mais conhecidas, é o aterro sanitário.

Santos (2011), analisando os aspectos tecnológicos das formas de destinação dos RSU nos Estados Unidos, países da União Europeia e Brasil, explica que a disposição em aterros sanitários é a mais utilizada no mundo, pois demanda muito menos tecnologia do que as plantas de incineração, outra solução ambientalmente adequada, que reduz o volume, massa, e as características patogênicas dos resíduos através de combustão controlada.

Corroborando com esses dados, consta-se que a Política Nacional de Resíduos Sólidos foi desenvolvida tendo como base a gestão de resíduos de países mais desenvolvidos, adaptada ao cenário nacional. Devido ao seu caráter sustentável e engajado com as causas ambientais, essa nova Política representa um marco histórico para o setor de resíduos sólidos no Brasil, fazendo do país um exemplo de gestão de resíduos sólidos no cenário global.

Embora para a maioria dos municípios brasileiros a implantação e operação de aterros sanitários seja uma solução de tratamento de resíduos muito onerosa, quando analisado apenas o custo cobrado para a deposição dos resíduos, dentre as opções de tratamento disponíveis, ainda é a mais viável quando são considerados os aspectos geotécnicos, econômicos, sociais, ambientais e de reutilização dos locais de disposição (Lukiantchuki, 2007).

Com base nesses aspectos, percebe-se a importância dos aterros sanitários. Além de ser uma solução de disposição de resíduos mais ambientalmente adequada, é a solução mais utilizada no cenário global, sendo amplamente aceita pela comunidade científica como uma solução adequada e viável. Analisando o seu custo-benefício, sob a ótica não apenas de fatores econômicos, como também operacionais, sociais, ambientais, tecnológicos e geotécnicos, e da possibilidade de reutilização dos locais a que são destinados, nota-se o mérito dos aterros sanitários como disposição de resíduos.

Tendo esse mérito em mente, pode-se prosseguir com a subsequente especificação da definição e composição dos aterros sanitários. Essa especificação foi elaborada de forma mais detalhada que a feita para caracterizar e descrever os lixões e os aterros controlados, devido à sua maior importância. Assim, ressalta-se que o elaborado até o momento acerca dos aterros sanitários foi feito como critério de comparação com outras possíveis soluções de disposição final de resíduos, de forma a enquadrá-los dentro dessa categoria e representá-los como a principal das soluções dessa mesma categoria de disposição final de resíduos.

2.3. ATERROS SANITÁRIOS

A norma brasileira NBR 8419 (ABNT, 1996) define o aterro sanitário como um método de disposição de resíduos no solo, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, que busca confiná-los ao menor volume possível, sempre objetivando não causar danos à saúde pública e minimizar os impactos ambientais.

De um modo geral, todo aterro sanitário segue uma caracterização parecida. Segundo Boscov e Abreu (2000), o conceito de aterro sanitário compreende um sistema devidamente preparado para a disposição dos resíduos sólidos urbanos, englobando, sempre que necessário, determinados componentes e práticas operacionais, tais como: divisão de células, compactação dos resíduos, aplicação diária de camada de cobertura, sistema de impermeabilização, sistema de drenagem para líquidos e gases, tratamento de chorume, monitoramento geotécnico e ambiental, entre outros. Portanto, o termo aterro de resíduos se refere à instalação como um todo e às atividades que nela se processam. Ou seja, inclui o local, a massa de resíduos, as estruturas e os sistemas de implantação, operação e monitoramento.

Dentre as formas de aterramento dos resíduos, classificam-se três possíveis métodos: o método da trincheira ou vala; método da rampa; método da área. A escolha do método, juntamente com outros parâmetros e características da obra, é o que vai determinar a forma como o aterro sanitário será executado e operacionalizado, além dos equipamentos necessários.

O método da trincheira ou vala é mais indicado em terrenos de topografia mais plana ou pouco inclinada, e onde a profundidade do lençol freático em relação à superfície seja maior, pois esse é um método em que o aterro sanitário é efetuado abaixo do nível original da superfície do terreno.

Seguindo esse método, primeiramente realiza-se a escavação de uma trincheira ou vala, de dimensões a variar dependendo do volume de resíduos a ser depositado e da vida útil. Então, com a trincheira aberta, tendo sido feitos os devidos preparos do solo, inserção de drenos, estruturas captadoras de chorume e outros preparativos necessários, procede-se com a operação do aterro.

Inicialmente, há o despejo do conteúdo dos caminhões de resíduos em um ponto na extremidade da vala; então, caso a largura da vala seja suficiente, e as dimensões e inclinações adequadas, um operador adentra a vala com um trator. Esse trator, em uma primeira passagem, realiza o espalhamento dos resíduos em uma camada de espessura geralmente da

ordem de 60 centímetros, por toda a extensão do piso da vala. Depois, há outras sucessivas passagens do trator por cima dessa camada, para sua compactação.

Após a compactação, os resíduos são cobertos por uma camada de solo, geralmente do próprio solo escavado, da ordem de 15 centímetros. Essa cobertura é feita para evitar a presença de animais e vetores de doenças, e dificultar a entrada das águas de chuva precipitadas sobre o aterro. No dia seguinte, repete-se o ciclo de despejo dos resíduos, espalhamento, compactação e cobertura, sobrepondo essas camadas, até que haja o preenchimento total da trincheira. Quando isso acontece, há a escavação de uma nova trincheira, ao lado desta preenchida, e o procedimento ocorre da mesma forma, com a mesma sobreposição de camadas de resíduos compactados.

Caso as dimensões da vala sejam pequenas a ponto de não permitir a entrada do trator, os resíduos despejados são nivelados e cobertos com solo manualmente, preenchendo a trincheira a partir de uma extremidade até a outra. Então, com a trincheira preenchida até um nível um pouco maior que o do terreno, pode-se efetuar a compactação com o trator. Esse método de vala de pequenas dimensões é o mais indicado para pequenos municípios, cuja produção de resíduos é menor.

Essa última camada de cobertura, após o preenchimento total da trincheira, é mais robusta, por haver a necessidade de uma proteção mais permanente. Assim, além de uma espessura maior que as demais camadas de cobertura, em geral de pelo menos 50 centímetros, há o cobrimento do solo com uma camada final de grama.

As vantagens desse método são a possibilidade da não alteração da topografia original do terreno, pois uma vez preenchida a trincheira, com a última camada de cobertura, o nível da superfície do terreno volta a ser o mesmo nível original, inclusive podendo utilizar aquela área para outras finalidades, devido à ausência de mau cheiro, animais ou outras complicações.

Outra possibilidade é a construção de outras camadas de resíduos acima dessas valas já enterradas, utilizando outros métodos de execução de aterros, para assim maximizar o aproveitamento da área.

Um exemplo representativo desse método da trincheira é apresentado na Figura 2.4. Percebe-se que se trata de trincheiras de grandes dimensões, e pode-se notar que uma trincheira já preenchida foi representada ao lado da em execução, demonstrando a não alteração da superfície do terreno após o processo, enquanto a próxima trincheira a ser escavada já possui seu local planejado, seguindo a sequência.

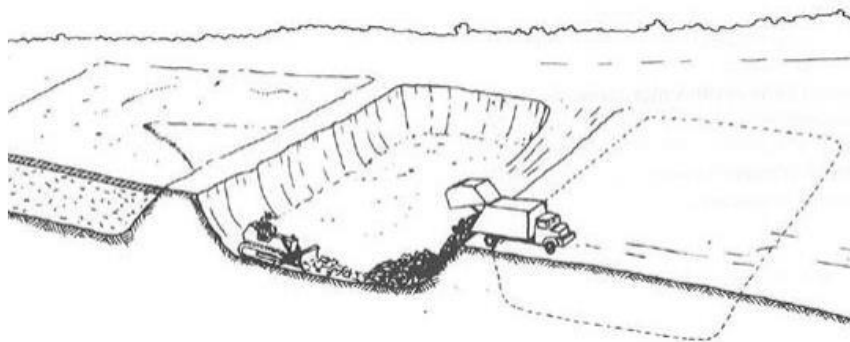


Figura 2.4 – Representação do método da trincheira ou vala (IPT, 1998).

O método da rampa, também denominado de método da escavação progressiva, é um dos métodos em que o aterro é executado acima do nível original do terreno. É indicado para casos em que o local onde será implantado o aterro apresenta topografia mais acidentada.

Esse método atua de forma similar ao método da trincheira. Os resíduos são descarregados junto à base de um desnível de solo em rampa; com o uso de um trator de esteiras, os resíduos são espalhados em uma camada fina sobre a rampa, partindo do ponto de menor altitude para o de maior; então, prossegue-se com várias passagens do trator sobre a camada, compactando-a. Por fim, há o cobrimento diário com uma cobertura de solo, a qual passa a constituir a rampa que será utilizada no dia seguinte para a deposição de resíduos.

Esse método não resulta em um volume de solo excedente tão grande quanto no método da trincheira, de forma que por vezes é necessária a reposição do solo de cobertura escavando em locais de empréstimo próximos. Ainda assim, é um método, geralmente, mais barato que o método da trincheira, desde que as propriedades mecânicas do solo e topográficas do terreno sejam favoráveis a sua implantação.

Vale ressaltar que esse é o método mais utilizado nos aterros brasileiros, sendo por vezes referido, juntamente com o método da área, por métodos do tipo convencional. Segue na Figura 2.5 uma exemplificação desse método.

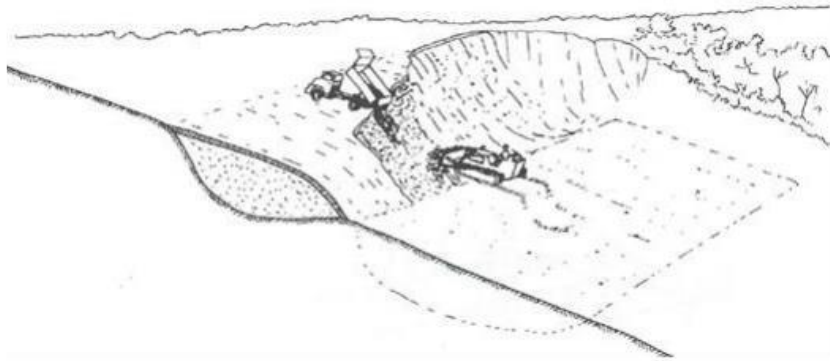


Figura 2.5 – Representação do método da rampa (IPT, 1998).

Por último, apresenta-se o método da área. Esse método é geralmente empregado em locais de topografia plana, assim como o método da trincheira, mas, ao contrário deste, é indicado para locais em que a profundidade até o lençol freático é baixa. Nesse caso, a profundidade do lençol freático não é importante pois o aterro é executado acima do nível original do terreno, de forma que não há necessidade de escavações profundas.

Nesse método, os desníveis necessários para a operação são criados utilizando os próprios resíduos. Para melhor retratar essa ideia, tomam-se os procedimentos sequenciais de operação do aterro.

Primeiramente, os resíduos são descarregados em um ponto estratégico do terreno, de onde se inicia a execução do aterro. Em seguida, os resíduos nesse local são amontoados e compactados, formando uma elevação do formato de um tronco de pirâmide, que é então coberta com terra. Essa elevação, por sua vez, se torna a célula inicial do aterro, a partir da qual as demais células vão sendo feitas seguindo o mesmo procedimento do método da rampa.

A Figura 2.6 a seguir ilustra um estágio intermediário da operação seguindo o método da área. Vale notar, entretanto, que o método da área representado na Figura 2.6 foi realizado a partir da escavação do terreno original. Isso não é necessário, mas pode ser feito, pois o método da área, assim como o método da trincheira, requer apenas um terreno plano. Entretanto, no caso de escavação, deve-se atentar para o nível do lençol freático do terreno.

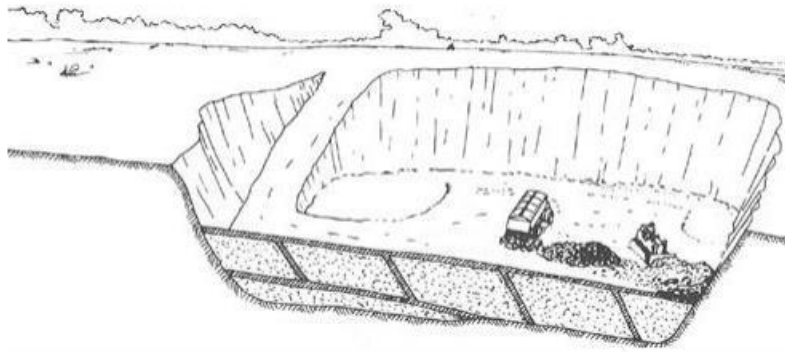


Figura 2.6 – Representação do método da área (IPT, 1998).

Independentemente do método, depois da etapa de terraplenagem da área, é feito o revestimento inferior ou de base, constituído por camadas de drenagem e impermeabilização. É feita então a descarga e subsequente espalhamento dos resíduos, para então realizar a compactação, em geral com 3 a 6 passagens do trator de esteira, formando um talude com inclinação de 1V:2,5H a 1V:3H. Essa compactação chega a reduzir o volume dos resíduos em dois terços do volume original. Por fim, os resíduos compactados são cobertos a cada dia pela previamente descrita camada de cobertura, para recomençar o mesmo processo no dia seguinte.

Outra característica importante é que a obra dos aterros sanitários constitui o próprio empreendimento. Ao passo que as obras convencionais de engenharia necessitam da finalização da obra e desmonte do canteiro de obras para o desempenho de suas funções, nos aterros sanitários a obra de construção e o empreendimento de operação do canteiro se confundem, não havendo nítida separação entre ambos. Assim, o término da obra ocorre apenas no término de vida útil do aterro, quando cessa sua operação.

Dentre essas partes e características que compõem um aterro sanitário, independente da metodologia de aterramento de resíduos, IPT (1995) considera como componentes básicos obrigatórios para a instalação de um aterro sanitário:

- Sistema de tratamento da base do aterro: camadas de solo compactado ou outras tecnologias equivalentes, usadas com a função de proteger e impermeabilizar a fundação do aterro, evitando a contaminação do subsolo e lençóis freáticos adjacentes.
- Sistema de drenagem e tratamento dos líquidos percolados: geralmente consiste em uma camada de material granular de alta permeabilidade, como brita, protegida por uma camada de filtração, geralmente areia ou geotêxtil. Uma tubulação perfurada é colocada dentro dessa camada de material granular, com o objetivo de conduzir o líquido percolado a um reservatório, de onde é removido por bombeamento,

prossequindo para estação de tratamento adequada. Ao coletar e conduzir tais líquidos percolados, o sistema de drenagem opera de tal forma a reduzir as pressões atuantes dos líquidos na massa dos resíduos aterrados.

- Sistema de drenagem de gases: constituído por drenos verticais que atravessam todo o perfil do aterro, desde o revestimento de fundo até a superfície da camada final de cobertura. Esses drenos são tubos de concreto perfurados envoltos por materiais granulares (Bosco, 2008).
- Sistema de camadas de coberturas: camadas finas de solo compactado que tem como função proteger a superfície dos resíduos dispostos nas células de aterros sanitários, minimizando assim os impactos ao meio ambiente, visando a eliminação de vetores contaminadores, a diminuição da taxa de formação de percolados, a redução de odores, a permissão do tráfego de veículos coletores sobre o aterro, entre outros.

Dentre as vantagens desse procedimento comum a todos os métodos de execução de aterros sanitários, listam-se a grande capacidade de recepção de resíduos; a disposição final ambientalmente adequada; redução de riscos de poluição, transmissão de doenças e contaminação da água; diminuição dos riscos de incêndios; maior geração de emprego. As desvantagens são a exigência de grandes extensões de terras e a necessidade de uma gestão técnica qualificada para constante acompanhamento dos processos construtivos e verificação dos parâmetros ambientais e geotécnicos. A Figura 2.7 reúne todos esses aspectos e exemplifica a composição geral de um aterro sanitário, identificando os elementos básicos constituintes dos sistemas.



Figura 2.7 – Representação de um aterro sanitário (Manual do Governo do Estado da Bahia).

Tendo conhecimento de suas partes constituintes, além dos sistemas básicos de composição necessários para classificar a obra como um aterro sanitário, procede-se com o detalhamento específico das camadas de cobertura.

2.4. CAMADA DE COBERTURA IMPERMEÁVEL

As camadas de cobertura constituem o sistema que tem como funções controlar a entrada de ar e água para dentro do aterro, minimizar a saída de gás do aterro, redução de odor, controle de vetores de doenças.

Os materiais mais utilizados para execução dessas camadas de cobertura são os geocompostos argilosos (GCL), as geomembranas (GM), o solo compactado (CCL), ou a combinação desses materiais. Geralmente, utiliza-se o solo compactado, que já se encontra disponível no local do aterro, obtido em sua escavação e construção. Na maioria das obras de aterros sanitários nacionais, apenas se buscam alternativas ao solo compactado quando as propriedades geotécnicas deste não são compatíveis com as solicitações de projeto.

Essas camadas impermeabilizantes são classificadas principalmente em três grupos:

- **Sistemas basais (*base liners*):** são as camadas finas de solo compactado ou outras tecnologias, como geomembranas e geocompostos, que se localizam entre o solo de fundação e a camada mais profunda de resíduos do aterro sanitário. Têm a função de proteger e impermeabilizar a fundação do aterro, evitando a contaminação do solo adjacente e de lençóis freáticos;
- **Sistema de cobertura (*cover layers*):** são as camadas finas de solo compactado utilizadas para recobrir o aterro sanitário. Dentro dessa classificação estão tanto as camadas de espessura média de 15 centímetros, colocadas diariamente sobre as novas camadas de resíduos compactados, quanto a camada final de cobertura do aterro, de pelo menos 50 centímetros de espessura, com caráter mais definitivo e proteção mais robusta. As camadas dessa classe têm como funções principais o controle de odor, impedir a presença de animais transmissores de doenças, e minimizar a penetração de água precipitada sobre o aterro, principalmente no caso da camada de cobertura final.
- **Barreiras verticais (*cut-off walls*):** são as camadas verticais que delimitam o limite do aterro sanitário, sendo perpendiculares ao eixo das camadas de resíduos sólidos, se localizando entre essas camadas de resíduos sólidos e a superfície do talude do solo escavado. Como dependem da escavação do solo, a necessidade de sua presença vai

depende da metodologia de aterramento de resíduos sólidos específica de cada aterro sanitário, ao contrário das outras classificações, que são obrigatórias em todos os casos. Suas propriedades e funções são similares às daquelas dos sistemas basais, ou seja, impermeabilizar e evitar a contaminação.

No Brasil, a exigência mínima para a contenção de lixiviados não-perigosos é de que as camadas de fundo (sistemas basais) e laterais (barreiras verticais) consistem de uma camada simples, podendo ser de argila compactada de permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s ou geomembranas de polietileno de alta densidade (PEAD) com espessura mínima de 1 mm. Para as camadas de cobertura diária, alvo dessa pesquisa, essa exigência de permeabilidade é de 10^{-5} cm/s. Esse valor de permeabilidade superior é permitido, pois essas camadas não possuem função de proteção direta do solo adjacente e do lençol freático, protegendo apenas a infiltração de água da chuva para outras células de resíduos.

Essas camadas de cobertura diárias são consideradas como camadas finas. Entretanto, resta ainda uma definição do que consiste uma camada fina, principalmente no que se refere ao intervalo de valores de espessura que podem ser considerados como camadas finas. Uma das metodologias de classificação de fissuras, o método de placas e cascas (*plates and shells*), define uma camada fina em função da fissuração dessa camada.

Nesse método de placas e cascas, utilizado para a definição do comportamento mecânico das regiões circundantes de fissuras, empregam-se elementos geométricos de espessura diferencial para avaliar deformações contínuas ao longo da fissura (Khludnev e Kovtunencko, 1999). Entretanto, não é apresentada uma definição formal de camada fina aplicável a materiais empregados na geotecnia, sem relacioná-los com a presença de fissuras, uma vez que o foco do estudo era a mecânica das fissuras. Portanto, a definição feita foi que uma camada fissurada, constituída por qualquer material, seria considerada uma camada fina caso atendesse a pelo menos uma das seguintes condições:

- A dimensão principal da fissura ser da mesma ordem de magnitude da espessura da camada avaliada;
- As propriedades hidromecânicas serem alteradas de forma significativa pela presença de fissuras nessa camada.

A dimensão principal referida da fissura é a profundidade, medida a partir da superfície da camada até o ponto final em que a fissura penetra; ou seja, é a dimensão perpendicular ao plano da superfície da camada, possível de ser visualizada apenas em um corte da seção da camada.

Essa delimitação de camada fina estar associada com a presença de fissuras é pertinente para o caso de camadas de impermeabilização, pois o seu surgimento ocorre frequentemente, sendo essa uma das principais preocupações em se tratando das camadas impermeabilizantes de cobertura de aterros sanitários; em uma situação fissurada, as camadas perdem sua característica impermeabilizante, permitindo o fluxo de água através das camadas de cobertura do aterro. No caso dessa contaminação, o aterro perde sua principal característica: ser uma solução para disposição de resíduos ambientalmente adequada.

De acordo com Boscov (1997), é consenso entre os profissionais do ramo que a segurança dos aterros sanitários de resíduos sólidos está diretamente relacionada com os sistemas de drenagem e impermeabilização, que atuam de modo a minimizar a infiltração de água superficial para dentro do aterro, reduzindo a geração de percolado, além de evitar a contaminação do solo e do lençol freático subjacente ao aterro pelo chorume gerado.

Logo, para garantir a segurança do aterro, deve-se assegurar a qualidade dos materiais constituintes e a correta operação desses sistemas impermeabilizantes. Costa (2015) distingue os sistemas de impermeabilização em duas formas de atuação distintas, as camadas de cobertura e as de base.

A primeira forma, constituída pelas camadas de coberturas (*cover layers*), é responsável por minimizar a infiltração de águas pluviais para o interior do aterro, como já citado. Isso é necessário pelo fato de essas águas, em contato com os resíduos, também se tornarem líquidos contaminados, e aumentarem a pressão interna do aterro, forçando a saída do percolado e subsequente contaminação do solo adjacente.

Vale ressaltar que esses sistemas de cobertura estão sujeitos a um grande número de solicitações variáveis, como oscilação de temperatura, ciclos de molhagem e ressecamento, recalques causados pela decomposição dos resíduos, movimento de veículos, erosão por água ou vento, presença de raízes e animais. Essas solicitações podem comprometer toda a cobertura, ocasionando a perda de estanqueidade e o surgimento de fissuras e trincas, que criam caminhos preferenciais de fluxo e aumentam a permeabilidade das camadas de cobertura (Boscov, 2008).

Além da influência das solicitações incertas, esses sistemas podem variar conforme as características geotécnicas do material utilizado e de acordo com as características climáticas da região onde se encontra o aterro. Assim, para a definição do tipo mais adequado de cobertura, faz-se necessário o estudo e entendimento dessas características, para que se tenha a segurança e a eficiência desejada no projeto (Catapreta, 2008).

2.4.1. UTILIZAÇÃO DE MATERIAIS ALTERNATIVOS

Para a composição das camadas de cobertura impermeabilizantes dos aterros sanitários, sempre que há disponibilidade de solos com características e em quantidades adequadas na localidade do aterro ou próximo deste, geralmente se opta pelo uso desse material. Por ser algo já próximo da localidade, seu custo de aquisição e transporte é praticamente nulo, sendo necessários apenas os custos referentes à sua escavação. Além disso, também é de fácil execução, pelo fato de os operários já estarem acostumados com esse método, justificando assim a preferência pelo uso desse material.

Entretanto, quando as características desse solo não atendem aos requisitos mecânicos ou hidráulicos necessários, faz-se uso do emprego de materiais alternativos para execução das camadas de cobertura. Além de características geotécnicas do solo e da topografia do terreno, outros fatores mais específicos podem levar à utilização desses materiais alternativos, por exemplo, fatores climáticos, como amplitude térmica e umidade; maior incerteza na determinação de solicitações, que podem gerar recalques diferenciais; necessidade de uma maior segurança, como no caso de aterros sanitários de resíduos classe I, tais como resíduos hospitalares; entre outras aplicações.

Para as camadas de impermeabilização, normalmente utilizam-se solos com alta plasticidade e com baixa condutividade hidráulica. No entanto, estes solos apresentam características de contração e expansão que dependem das condições de umidade e temperatura. Além disso, durante as estações mais secas do ano, o ressecamento das camadas pode ocasionar o surgimento de fissuras, provocando aumento da condutividade hidráulica e a perda de sua função impermeabilizante (Boscov, 1997).

Por isso, há estudos feitos acerca da possibilidade de uso de materiais alternativos. Esses materiais devem apresentar características técnicas adequadas, como baixa condutividade hidráulica, durabilidade, alta resistência mecânica e às intempéries. Por serem materiais alternativos, podem ser conduzidos ensaios para a verificação de adequação à essas características de qualquer material ou mistura de materiais.

Ainda assim, há alguns materiais que já se consolidaram dentro dessa categoria como materiais alternativos viáveis para utilização na composição do sistema de cobertura, como o uso de material arenoso em substituição a certo percentual de argila; solos arenosos e bentonita; cinzas, fibras e resíduos, com ou sem adição de bentonita (Costa, 2015). Esses materiais já são usualmente utilizados como alternativa ao uso de solo compactado, tendo sido empregados com sucesso na construção de diversos aterros sanitários.

Visando minimizar o surgimento de fissuras em camadas de solo compactado, uma possibilidade seria a utilização de areia associada com bentonita, como forma de aliar um material com maior trabalhabilidade a um material capaz de reduzir a condutividade hidráulica das camadas.

Mais recentemente, alguns estudos têm procurado encontrar materiais alternativos que possuam características capazes de associar boa trabalhabilidade, baixa condutividade hidráulica, estabilidade climática e capacidade de absorver recalques diferenciais. Outros estudos avaliam ainda a adição de fibras e a utilização de resíduos industriais como cinzas de carvão, areia de fundição, resíduos da construção civil (RCC) e resíduos da construção e demolição (RCD) para melhorar o desempenho e as propriedades hidráulicas das camadas de cobertura (Heineck, 2002; Akbulut, 2007; Lukiantchuki, 2007; Oliveira *et al.*, 2011; Costa, 2015; Gutierrez, 2015).

Muitos estudos nessa área avaliam também a reutilização de outros resíduos, como resíduos da construção civil (RCC), resíduos de papel, areia de fundição descartada, cinzas da casca de arroz, resíduos de borracha, cinza de carvão, entre outros, não como aditivos ao solo, como os previamente citados, mas como compósitos para execução de camadas de cobertura para aterros sanitários (Heineck, 2002; Huse, 2007; Quissini, 2009).

A pesquisa desses materiais alternativos por vezes considera a presença de fissuras, como Costa (2015), Gutierrez (2015) e Silva (2017). Esses estudos que avaliam o uso de materiais alternativos em camadas na condição fissurada são também importantes, por ser esse um dos principais problemas nas camadas impermeabilizantes de cobertura e de base, que pode comprometer a segurança do aterro sanitário.

Por serem materiais alternativos, por vezes constituídos por misturas ou com aditivos, não há características físicas ou de execução padronizadas; há apenas a necessidade de atendimento dos requisitos técnicos, em especial de impermeabilização e resistência. Dessa forma, essas camadas de materiais alternativos diferenciam-se dos modelos convencionais por apresentarem novas opções de materiais, espessuras ou número de camadas.

A pesquisa de novos materiais que minimizem impactos, reduzindo a exploração de jazidas de solos naturais e reutilizando resíduos urbanos e industriais que atendam às exigências técnicas, poderá apontar soluções viáveis do ponto de vista econômico, técnico e, principalmente, ambiental. Por esse motivo, é uma área de pesquisa importante, que deve continuar a ser trabalhada.

2.4.1.1. BENTONITA

A bentonita é uma mistura de argilas impuras. A principal componente é a Montmorilonita (60% a 80%), ocasionalmente contendo outras argilas em diferentes proporções, geralmente illita e caulinita. Pode também haver a presença de outros minerais como quartzo, feldspato, calcita, pirita e ferro, que atribuem características específicas de plasticidade e resistência (Gutierrez, 2015).

As argilas bentoníticas são constituídas pelos argilominerais, que são alumino-silicatos de sódio, cálcio, magnésio, ferro, potássio e lítio, que inclui montmorilonita, nontronita, saponita, hectorita, sauconita, beidelita (Murray, 2006). Esses argilominerais são caracterizados por apresentarem em sua estrutura cristalográfica o alumínio substituído parcial ou totalmente por íons de magnésio ou ferro. Essa substituição isomórfica, atuando em conjunto com outras propriedades químicas, como a quebra das ligações químicas nas arestas das partículas e a interação de íons hidrônio, origina um excesso de carga negativa nas superfícies das unidades estruturais dos cristais, que são compensadas por cátions (Lagaly, 1981). Esses cátions de compensação, adsorvidos na superfície das partículas, podem ser trocados por outros cátions, conferindo aos argilominerais a propriedade de troca catiônica.

Outra característica típica das argilas é a expansão quando em contato com água. Isso ocorre quando a molécula de água é absorvida entre as folhas ou lamelas do mineral, que são finas placas que constituem o argilomineral. Com essa absorção, essas camadas de folhas se separam, provocando o chamado inchamento interlamelar, que é a expansão do volume do material

O íon associado à bentonita é importante na caracterização de suas propriedades. Os principais são os íons de cálcio e sódio, que compõem as variantes bentonita cálcica e a bentonita sódica. A diferença entre elas está principalmente na força de atração entre as camadas lamelares: o cátion de cálcio gera uma força atrativa maior, o que reduz a adsorção de água e separação das camadas lamelares, reduzindo, conseqüentemente, o inchamento; o cátion de sódio, com uma menor força de atração, gera um inchamento mais notável.

Esse tipo de bentonita sódica tem uma natureza mais viscosa, que expande em quantidade maior quando absorve água, apresentando um elevado grau de contração e uma tendência a fraturar-se ao longo de processos de trocas térmicas (Huse, 2007). Devido à alta capacidade de troca catiônica da bentonita, é possível alterar o cátion associado, caso se deseje obter uma amostra com as propriedades específicas de algum outro cátion; basta a

inserir em uma solução aquosa de sais orgânicos ou inorgânicos que contenham o cátion alternativo que se quer associar à bentonita.

Segundo Koch (2002), as propriedades físico-químicas da bentonita, como capacidade de adsorção, capacidade de troca catiônica e o comportamento expansivo favorecem a utilização da bentonita para fins de impermeabilização e protegem o ambiente contra os efeitos negativos de contaminantes, através de reações químicas entre a bentonita e os resíduos sólidos, tornando-os menos nocivos e mais inertes. Esse aspecto é interessante, pois, mesmo em um caso de eventual passagem do chorume através da camada impermeabilizante, que poderia causar grandes riscos de contaminação, ainda há uma proteção devido à presença de bentonita.

Segundo Eklund (1985), nas aplicações da bentonita como um componente vedante em sistemas horizontais de impermeabilização, tanto em sistemas basais quanto em sistemas de coberturas, a proteção ambiental funciona de modo a impedir que o fluxo do poluente transportado entre no subsolo, ou atenuar poluentes suspensos ou dissolvidos de modo que o lixiviado chegue ao lençol com níveis de contaminantes aceitáveis.

Uma das principais propriedades físicas da bentonita é a plasticidade. Segundo a NBR 6484 (ABNT, 2001), a plasticidade é a propriedade dos solos finos argilosos de sofrerem grandes deformações permanentes, sem ruptura, fissuramento ou variação de volume apreciável. Essa característica é a que confere à bentonita uma maior resistência à fissuração; mesmo a adição de pequenas quantidades proporcionais, em massa, de bentonita a solos arenosos já confere uma maior plasticidade da mistura, quando comparada com a do solo arenoso sem aditivo.

Entretanto, a fissuração por ressecamento ainda afeta os solos argilosos. De acordo com Egloffstein (2001), o fenômeno de ressecamento tende a causar mudanças irreversíveis em argilas, principalmente em bentonitas. O ressecamento a elevadas temperaturas leva à remoção rápida da água, modificando as propriedades coloidais e expansivas das bentonita. Se a perda de água do solo ocorrer com uma taxa menor e constante, o decréscimo de volume do solo se encerra quando o solo atinge a estabilidade das fissuras, resultado do mínimo volume que pode ser ocupado para um solo em certo estado. Nesse ponto, pode-se assumir que a argila atinge seu menor valor de porosidade (Santos e Silva, 2014).

A adição de bentonita ao solo argiloso ou arenoso, tendo em vista suas características expansivas e sua baixa condutividade e alta plasticidade, vem sendo utilizada como alternativa para promover a recuperação das fissuras das camadas de cobertura, aliando um material com maior trabalhabilidade, como o solo arenoso, a outro capaz de reduzir a

condutividade hidráulica, no caso a bentonita. Segundo Heineck (2002), a adição de bentonita em um solo tipicamente arenoso resultou em uma redução significativa da condutividade hidráulica, passando de 3×10^{-5} m/s para 5×10^{-10} m/s, reduzindo o resultado em cinco ordens de magnitude.

Segundo alguns autores, o ideal seria aliar essas propriedades da bentonita à trabalhabilidade de solos arenosos. De acordo com essa ideia, a substituição de certa porcentagem da argila constituinte da camada de cobertura por um material arenoso originaria uma mistura com propriedades melhoradas, tais como menor tendência à contração do que as argilas puras e siltes, redução do índice de vazios, maior facilidade de construção e estabilidade climática (Graham *et al.*, 1989; Yan *et al.*, 1992; Han, 1996; Alston *et al.*, 1997).

Segundo Kozicki *et al.* (1994), as vantagens de utilização desses materiais arenosos com adição de bentonita para o uso em camadas impermeabilizantes de aterros sanitários incluiriam:

- Apesar da molhagem inicial ser rápida, é necessário um longo período de tempo para que o fluxo saturado atravesse a camada de cobertura;
- A condutividade hidráulica da camada diminuir à medida que a carga aumenta, reduzindo a taxa de infiltração;
- Uma redução significativa na concentração do líquido permeante, gerada em função da dispersão, difusão e absorção dentro da matriz do solo.

Lukiantchuki (2007) realizou ensaios de condutividade hidráulica e resistência ao cisalhamento em misturas de um solo areno-argiloso com porcentagens de bentonita, em massa, de 3%, 5%, 7%. Dentre as amostras, as que apresentaram valores dentro dos especificados para a construção de barreiras impermeáveis foram as misturas com as porcentagens de 5% e 7%. Além disso, este autor cita que, em acordo com o trabalho de Rowe (2000), a proporção ótima de bentonita adicionada para este tipo de uso encontra-se entre 4% e 10% em massa do solo.

Heineck (2002), em ensaios realizados com misturas de areia e dois tipos de bentonita, concluiu que a resistência ao cisalhamento das misturas areia-bentonita sódica é aproximadamente a metade da resistência quando comparadas com as misturas areia-bentonita cálcica, devido às diferenças entre as forças de atração entre camadas lamelares. Entretanto, pelo mesmo motivo, as bentonitas sódicas apresentam um inchamento maior quando em contato com água, tendo assim maior capacidade impermeabilizante, de forma que seu uso também é comum.

2.4.1.2. TENSOATIVO

Tensoativo ou surfactante é a denominação dada às substâncias capazes de reduzir a tensão superficial da água. Tensão superficial é o fenômeno em que as moléculas de uma superfície de um líquido formam ligação molecular mais coesa, que se arranjam de forma a ocupar a menor área possível, em um comportamento elástico de membrana.

Para se manter dessa forma coesas e arranjadas, essas moléculas necessitam de uma força que as contenha. Essa força também é denominada tensão superficial, e representa a força atuante na região de contorno de um líquido, entre o líquido e um sólido ou líquido e um gás, mas não entre dois líquidos, pois a força que atua entre dois líquidos imiscíveis é denominada tensão interfacial (Speight, 2017).

Essa força, medida em N/m, reflete a carga necessária para o “rompimento” dessa superfície com comportamento de membrana, por unidade de comprimento, a qual varia com relação à temperatura; no caso da água, variando de 0,0589 N/m, à temperatura de 100 °C, até 0,0765 N/m, à 0 °C (Stewart, 2009).

As moléculas de tensoativos apresentam duas partes: uma longa cadeia de hidrocarbonetos, de característica apolar, insolúvel em água (hidrofóbica), comumente denominada cauda, associada a uma parte polar, solúvel em água (hidrofílica), denominada cabeça. Dessa forma, elas se enquadram no grupo das moléculas anfipáticas, ou seja, que possuem simultaneamente características de moléculas polares e apolares. A Figura 2.8 ilustra essa divisão das partes em uma molécula de tensoativo.

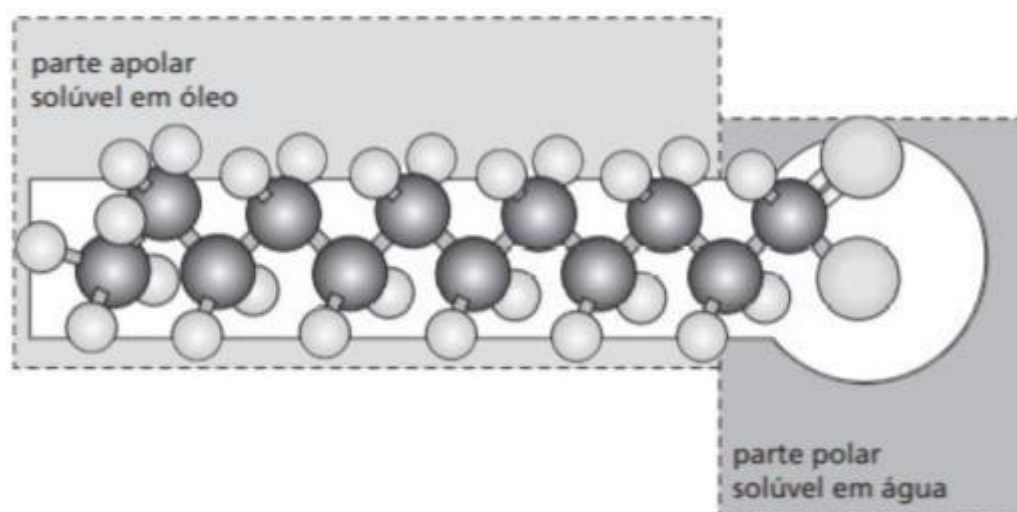


Figura 2.8 – Representação de uma molécula de tensoativo (modificado – Daltin, 2011).

Seguindo esses conceitos de polaridade, pode-se classificar os tensoativos em quatro grupos, baseados na presença ou não de íons e nas cargas destes íons, que se formam na parte polar da molécula quando esta é dissolvida em água. São elas os tensoativos catiônicos, os aniônicos, anfóteros e não iônicos.

Os tensoativos catiônicos são aqueles que, quando dissolvidos em água, liberam, da parte polar, ânions, ou seja, íons de carga negativa, ficando o restante da região polar do tensoativo com uma carga positiva verdadeira. Os tensoativos reduzem menos a tensão superficial, são uma quantidade pequena de tensoativos diferentes, apresentam mais altas toxidades aquáticas, entre outras características.

Os aniônicos são os que, em condições semelhantes de dissolução em água, resultam em uma carga negativa verdadeira. São a maior classe de tensoativos, mais utilizada pela indústria, com alta polaridade e maior capacidade de redução de tensão superficial. Os tensoativos anfóteros são aqueles que apresentam tanto cargas positivas quanto negativas. Eles se comportam como tensoativos aniônicos em meio alcalino, pois a alta concentração de hidroxilas neutraliza a carga positiva; semelhantemente, se comportam como catiônicos em meio ácido (Daltin, 2011). Os tensoativos dessa classe são os menos utilizados no mercado por causa do seu alto custo, mas são compatíveis com todas as outras classes de tensoativos.

A última classe é a dos tensoativos não iônicos. A solubilidade em água de um tensoativo de qualquer classe depende da substituição das forças de dipolo forte entre as moléculas de água por novas forças de dipolo. Os tensoativos não iônicos são aqueles cujas ligações com moléculas de água são feitas por ligações de hidrogênio, praticamente sem substituições das forças de dipolo fortes; ou seja, são os que não dissociam em água, ou dissociam em menor quantidade.

Assim, os tensoativos não iônicos não apresentam carga verdadeira. Eles constituem a segunda classe de tensoativos mais utilizada no mercado, inferiores apenas aos aniônicos. Devido à ausência de carga, são normalmente compatíveis com todas as outras classes de tensoativos. Ao contrário dos outros tensoativos, na maioria dos tensoativos não iônicos a solubilidade decresce com o aumento da temperatura (Daltin, 2011).

Devido à redução de tensão superficial, quando adicionados a uma solução, os tensoativos atuam na poropressão que promove a formação de meniscos entre partículas de solo, que resultam na formação de fissuras (esse processo de fissuração será melhor detalhado no item 2.5). Ao reduzir a tensão superficial, reduzindo (em módulo) a poropressão negativa, diminui-se, conseqüentemente, a perda de água por ressecamento e o surgimento de fissuras.

Quanto ao caso de uso específico, para aplicação de tensoativo não iônicos na modificação superficial de argilas bentoníticas, seu uso ainda é restrito, embora haja na literatura estudos que elucidam suas vantagens, como por exemplo, maior estabilidade térmica e baixa toxicidade (Silva *et al.*, 2018). Ainda assim, são poucos os trabalhos disponíveis na literatura nacional e internacional relacionados à avaliação de desempenho hidráulico e mecânico do uso de aditivos tensoativos não iônicos em solos com bentonita de camadas de cobertura, notadamente no que diz respeito à avaliação da fissuração por ressecamento; explicado por ser uma área recente.

A ideia do uso de tensoativos se baseia na associação com bentonita, devido à capacidade de trocas iônicas dessas argilas (Díaz, 2001). Assim, se baseia na inserção da bentonita ou mistura de solos com bentonita em uma solução aquosa de tensoativos, os quais se dissolvem nessa solução, liberando os íons necessários para a realização das trocas iônicas das bentonitas. É o mesmo princípio de geração e utilização de bentonitas cálcicas ou sódicas, porém, ao invés de soluções aquosas com íons de cálcio ou sódio, utilizam-se soluções aquosas de tensoativos, de forma que a bentonita assim aditivada adquire propriedades e características específicas desses materiais, referentes ao tensoativo utilizado.

Vale citar um grupo de tensoativos catiônicos denominados tensoativos quaternários de amônio. Segundo Barbosa *et al.* (2006), esses tensoativos, ao serem incorporados à bentonita, através da troca catiônica dos íons de sódio pelos cátions em solução de sais quaternários de amônio, geram a chamada bentonita organofílica. Nessas dispersões aquosas, as partículas de argila encontram-se em elevado grau de delaminação, isto é, as partículas elementares da argila, as lamelas, devem se encontrar, em maior ou menor grau, umas separadas das outras, e não empilhadas, facilitando a introdução de compostos orgânicos. Nessas condições, a bentonita deixa de ser hidrofílica para se tornar organofílica, ou seja, passa a reagir com partículas orgânicas, uma característica desejável em aterros de resíduos orgânicos (Buchler *et al.*, 2002).

Com propriedades organofílicas, as argilas passam a apresentar inchamento interlamelar em contato com solventes orgânicos, e não com água. Nesse caso, foram usadas bentonitas sódicas para realização de trocas catiônicas com os cátions de sais orgânicos devido ao seu maior inchamento. O tipo de bentonita sódica, o tipo de sal quaternário de amônio e o processo de obtenção da argila organofílica irão definir os solventes orgânicos com os quais as argilas irão inchar (Díaz, 1999).

Em alguns casos, houve o uso de tensoativos catiônicos ou quaternários de amônio, com longas cadeias de hidrocarbonetos, devido à alta adsorção por parte das argilas, que se

tornavam reativas para retenção de resíduos hidrofóbicos, os quais não são retidos pelas argilas naturais (Carrizosa *et al.*, 2004; Sánchez-Marín *et al.*, 2006).

Bentonitas modificadas com tensoativos são amplamente utilizadas para adsorver alguns tipos específicos de resíduos poluidores orgânicos em estações de tratamento de esgoto (Alkaram *et al.*, 2009; Zhou *et al.*, 2010). Entretanto, poucos estudos foram feitos com o uso de bentonitas modificadas com tensoativos na aplicação de camadas impermeabilizantes de aterros sanitários. Li *et al.* (2015) propõe o uso de bentonitas modificadas pelo tensoativo catiônico, do grupo quaternário de amônio, brometo de hexadecil trimetil amônio (HTAB) no uso de camadas de base de aterros sanitários visando a barragem de resíduos bisphenol A (BPA).

Isso baseia na necessidade de solucionar o problema de que alguns resíduos, como o BPA e outros poluentes, em altas concentrações, não conseguem ser retidos por camadas impermeabilizantes convencionais de aterros sanitários (Bartelt-Hunt *et al.*, 2005). Essa contaminação, que acaba atingindo os lençóis freáticos, é considerada uma das principais fontes de BPA encontrado em meios aquáticos (Van-denberg *et al.*, 2007).

Os resultados dos ensaios conduzidos por Li *et al.* (2015) apresentam um aumento do espaçamento interlamelar de 15,0 Å, no caso da bentonita pura, para 20,9 Å, no caso da bentonita modificada com HTAB. Um espaçamento de até 14,0 Å é designado como uma camada única; de 14,0 Å até 17,7 Å, como uma camada dupla; de 17,7 Å até 21,0 Å, como uma pseudo tripla camada, e acima de 21,0 Å como uma tripla camada. Quando maior a quantidade equivalente de camadas, maior é a capacidade de retenção da camada. Logo, percebe-se um aumento significativo da capacidade impermeabilizante.

Estes autores também verificaram que a bentonita modificada com HTAB apresentou uma superfície externa hidrofóbica, ao contrário das argilas convencionais hidrofílicas. Esse comportamento hidrofóbico da camada externa favorece a adsorção do BPA nas suas formas aniônica ou molecular. De uma forma geral, os resultados indicaram vantagens significativas no uso dessa tecnologia; o único ponto negativo foi que a adsorção de BPA por essa camada de bentonita modificada apresentou uma grande dependência do pH, sendo que apenas funcionava com capacidade máxima de adsorção em condições mais alcalinas. Ainda assim, as vantagens do uso de camadas impermeabilizantes com bentonita aditivada por tensoativos quaternários de amônio foram notáveis, justificando seu uso para a retenção de BPA, e possivelmente outros resíduos orgânicos (Li *et al.*, 2015).

2.5. FISSURAÇÃO POR RESSECAMENTO

A formação de fissuras por ressecamento na superfície do solo ocasionada pela perda de umidade é um fenômeno natural e pode afetar suas propriedades hidráulicas. Devido à complexidade dos materiais, esse fenômeno é influenciado por muitas variáveis, dentre elas a composição mineralógica, quantidade de argila, variação da sucção, umidade relativa de ar e temperatura, espessura das camadas, condições de contorno, dentre outros (Tang *et al.*, 2011).

A presença dessas fissuras nas camadas de cobertura dos aterros sanitários pode facilitar a passagem de líquidos através dessas camadas, as quais deveriam ser impermeáveis, para evitar contaminação e danos ambientais. Dessa forma, esses caminhos preferenciais de fluxos facilitam o adensamento, resultando em uma aceleração desse processo. Nesse contexto, é importante reduzir o recalque do aterro e, se possível, evitar o surgimento de fissuras em suas camadas, ou minimizar o impacto causado por essas fissuras.

Depois de já construído o aterro sanitário, um dos grandes problemas é o surgimento de trincas na barreira hidráulica, principalmente causado pelos recalque e ciclos de molhagem e secagem. Nos aterros mais antigos ou onde não existe uma boa impermeabilização, as soluções para este tipo de problema costumam envolver a implementação de uma nova cobertura do aterro, com propriedades hidromecânicas adequadas às solicitações e impermeabilização necessárias. Esse processo, em um aterro já construído e com a presença de camadas de resíduos, é altamente complexo e custoso de ser realizado, além de potencialmente perigoso, devido aos riscos de contaminação associados à manipulação de resíduos.

Estudos acerca das fissuras em solos datam desde o final do século XIX. Um dos primeiros a estudar este fenômeno foi Tempany (1917); este autor pesquisou a relação entre as fissuras e a perda d'água do solo, observando a existência de fases da fissura e apontando a umidade na qual o solo para de contrair, resistindo à abertura das fissura, como sendo o limite de fissuras.

O ressecamento do solo é provocado pela perda de água do mesmo, que ocorre por fenômenos como evaporação, evapotranspiração e drenagem. Essa perda de líquidos causa uma poropressão negativa no solo, aumentando assim sua tensão efetiva e provocando sua contração. Como a resistência à tração do solo é geralmente baixa, ela é facilmente superada pela tensão efetiva; quando a tensão efetiva ultrapassa a resistência à tração do solo, as trincas começam a surgir. Essas trincas podem aumentar a permeabilidade do solo na medida em que criam caminhos preferencias para o fluxo de líquidos (Lakshmikanta, 2009).

Assim que a evaporação ocorre, há a formação de um menisco entre a coluna de água que preenche os vazios do solo e suas partículas, desenvolvendo-se tensões de tração. Essas tensões expulsam o líquido para fora desses meniscos, diminuindo seu tamanho e aumentando a evaporação. Quando atinge o limite de contração do solo, a água evapora sem que haja a variação do volume da estrutura, quando os meniscos de água nos vazios se retraem para o interior da amostra. Esse processo origina pressões mais elevadas, ainda mais em solos finos, que excedem a resistência à tração do solo e iniciam a fissuração do solo (Tang *et al.*, 2011).

Nesse contexto, costumam-se avaliar o ressecamento e fissuração do solo utilizando conceitos e ensaios baseados na mecânica dos solos saturados, onde o volume de vazios inicial se encontra completamente preenchido por água. Essa teoria costuma ser indicada para processos de fissuração pelo fato de a sucção desempenhar um papel fundamental (Costa, 2015).

Esse processo de formação de fissuras, através dos fenômenos mencionados de poropressão, formação de menisco, sucção e resistência à tração do solo, pode ser visualizado na Figura 2.9; as etapas até o início da fissuração são dispostas em ordem, do item (a) ao (e).

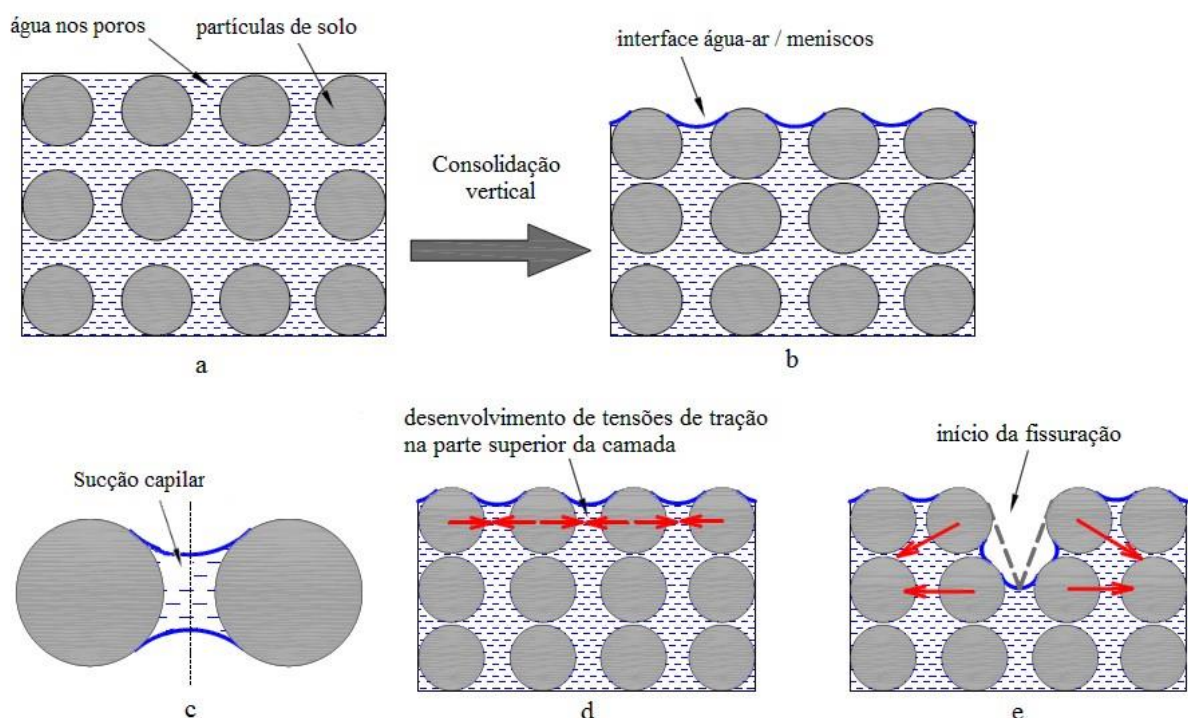


Figura 2.9 – Esquema do processo de formação de fissuras (a) solo inicialmente saturado; (b) menisco da interface água-ar desenvolvido entre as partículas de solo; (c) sucção capilar entre as partículas do solo; (d) tensão de tração desenvolvida na camada superior; (e) início da fissuração (modificado – Costa, 2015).

Para uma definição mais formal do que consiste o ressecamento, Haines (1923) *apud* Albrecht e Benson (2001) avaliou a dinâmica do fenômeno de ressecamento nos solos compactados, classificando o processo de ressecamento em duas etapas: ressecamento primário e residual.

O primeiro estágio, ressecamento primário, ocorre quando o solo úmido é exposto ao ar, permitindo que a água deste saia sem que haja a entrada de ar nesses vazios. Logo, a variação de volume do material tem de ser igual à perda de água, devido à conservação de massa do sistema isolado. A maior parte da variação do volume total do solo ocorre nessa etapa, porém à uma taxa cada vez menor. Isso ocorre devido ao fato de essa água envolver as partículas de solo, que começam a se aproximar com essa perda de água; a partir do ponto em que essas partículas começam a se tocar, a estrutura do solo começa a resistir às variações de volume.

Esse estágio de proximidade das partículas do solo, a ponto de se tocarem, marca o início da próxima etapa, o ressecamento residual. Nessa etapa, o ar entra no solo e preenche os vazios deixados pela água removida que ainda existirem. Nessa fase, a variação de volume é menor. Assim, associa-se a variação total de volume aos volumes iniciais de água e sólidos presentes no solo no início do ressecamento.

Dessa forma, sabendo que os solos compactados na umidade ótima possuem maior volume de partículas sólidas e menor volume de água, por unidade de volume de solo, independentemente da energia de compactação adotada, conclui-se que a variação volumétrica durante o ressecamento será menor (Costa, 2015). Por esse motivo, é importante que a compactação de camadas de cobertura de aterros sanitários seja feita na umidade ótima, com menor índice de vazios, visando reduzir o recalque.

Lakshmikanta (2009) desenvolveu uma metodologia para avaliar o ressecamento em finas camadas de solo, levando em conta a taxa de ressecamento e o coeficiente de ressecamento. Nestes estudos, pôde-se perceber dois tipos de fissuras: as principais, causadas pela contração do solo em si; as secundárias, provocadas pela propagação das fissuras primárias. Foi visto também que a espessura e o formato da amostra também influenciam nos padrões de fissuração.

Assim, além de analisar a influência da fissuração em camadas finas de solo, pode-se avaliar suas características em materiais alternativos; mais especificamente, o impacto das fissuras em camadas de bentonita ou solos com a adição de bentonita. Com essas características, foi possível avaliar melhor seu uso em camadas impermeabilizantes de aterros

sanitários. De acordo com Unal e Trogol (2001), o fenômeno de ressecamento tende a causar mudanças irreversíveis em argilas, independentemente de sua composição.

A proximidade da camada de cobertura da atmosfera e sua exposição sem proteção, deixam a camada de argila propensa aos danos causados pelo ressecamento (Daniel e Wu, 1993). Khire *et al.* (1997) demonstraram que as camadas de cobertura de argila compactada sofrem mudanças sazonais no teor de umidade, mesmo estando a uma profundidade significativa, ocasionadas pelas variações sazonais de precipitação e evapotranspiração e que o ressecamento pode induzir a formação de fissuras que afetarão de forma irreversível seu comportamento.

Shi *et al.* (2013) propuseram estabelecer parâmetros que influenciam o processo de formação de fissuras. Das diversas variáveis envolvidas na fissuração, um dos principais parâmetros listados foi o conteúdo de argilominerais expansíveis, grupo em que estão inseridas as bentonitas sódicas; outro parâmetro foi a presença de íons, sendo a bentonita capaz de trocas catiônicas. A presença de argilominerais expansíveis ou minerais cuja estrutura permite a intercalação de água entre as placas determina os limites de deformação que um determinado volume de solo pode atingir.

Quanto ao impacto da fissuração em camadas impermeabilizantes de aterros sanitários, interessa saber principalmente o efeito nas propriedades hidráulicas do solo e seu comportamento. Quando o solo se encontra na condição saturada e é submetido à uma diferença de potencial, o líquido presente nos vazios se desloca do ponto de maior potencial para o de menor; esse fluxo é denominado percolação. O estudo da percolação nos solos é de grande importância para o entendimento dos diferentes fenômenos e problemas presentes (Silva, 2017).

Para esse fluxo em condições saturadas, pode-se aplicar diretamente a Lei de Darcy, desde que mantidas a saturação, o número de Reynolds ser igual ou menor que dez e fluxo laminar. Nesse contexto de fluxo permanente e solo saturado, pode-se entender, de forma simplificada, a permeabilidade de um solo como a capacidade de permitir a passagem de fluidos através dele (Silva, 2017).

A taxa dessa passagem é uma propriedade dependente das características do solo e de seu estado. Esse parâmetro é o coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica, que expressa como a velocidade do fluxo que se relaciona a um gradiente hidráulico. Como, em uma mesma camada de solo, as fissuras apresentam dimensões de profundidade diferentes, as distâncias que os fluidos contidos nessas fissuras precisam atravessar são diferentes, com diferentes gradientes hidráulicos em cada ponto. No caso de uma fissura

atravessar completamente a camada de solo, o fluxo nesse ponto se altera, tornando-se turbulento, atuando como uma condução forçada. Nesse caso, a Lei de Darcy não pode mais ser aplicada (Silva, 2017).

Para avaliar a capacidade de recuperação das fissuras, Albrecht e Benson (2001) submeteram algumas amostras a um período prolongado de umedecimento e a vários estados de tensão efetiva. Chegaram à conclusão de que a recuperação das fissuras não ocorreu mesmo quando as amostras foram submetidas a períodos de 350 dias de reidratação, não sendo observado decréscimo significativo na condutividade hidráulica. Por outro lado, o aumento da tensão efetiva em 60 kPa foi suficiente para fechar as fissuras e reduzir a condutividade hidráulica a valores inferiores a 10^{-9} m/s. Estes autores destacaram ainda que esse valor de tensão efetiva é bem superior às tensões que estarão submetidas as camadas de cobertura, e que, desta forma, as fissuras por ressecamento não poderão ser recuperadas nem por incremento de tensão, nem por hidratação; uma vez abertas, as fissuras serão permanentes.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho é de caráter principalmente experimental, onde o foco foi na obtenção laboratorial dos dados e posterior análise dos resultados. Para tanto, foram utilizadas as instalações do Laboratório de Geotecnia da UnB, com equipamentos e maquinário disponibilizados suficientes para realização dos ensaios necessários para o estudo. Com os dados advindos do programa experimental, foi feita uma análise comparativa, verificando o impacto que os materiais alternativos e a presença de fissuras causaram nos resultados.

Na etapa experimental, obteve-se os parâmetros de propriedades hidráulicas e mecânicas do solo puro e das misturas com bentonita, necessários para a posterior análise da influência desses materiais associados ao solo. Para isso, foram feitas a seleção e caracterização dos materiais, a compactação, a permeabilidade, o ensaio de ressecamento, e o adensamento unidimensional. No ensaio de adensamento, foi realizada uma simulação da situação em que a camada de cobertura está submetida em um aterro sanitário, ou seja, uma fina camada de solo submetida a um carregamento incremental, causado por uma camada de resíduos nova sendo adicionada diariamente sobre a camada de cobertura.

O fluxograma de atividades experimentais é apresentado na Figura 3.1.

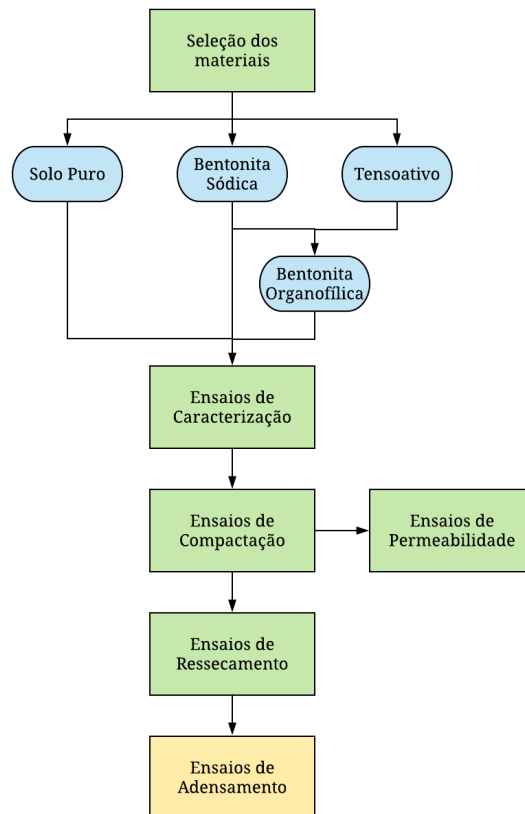


Figura 3.1 – Fluxograma da metodologia.

3.1. MATERIAIS SELECIONADOS PARA PESQUISA

O solo, a bentonita e o tensoativo utilizados na pesquisa foram selecionados com base nas suas propriedades e na sua disponibilidade. Após levantadas algumas possibilidades de uso de cada material, foram avaliados os custos com obtenção e transporte, os quais devem ser viáveis do ponto de vista econômico em obras reais.

Também foram avaliadas as propriedades específicas necessárias. Como não é possível a realização de ensaios de caracterização ou permeabilidade em materiais antes da aquisição, resta apenas avaliar os dados fornecidos pelo vendedor, nos casos em que o material é adquirido comercialmente, ou seja, o tensoativo e a bentonita sódica.

Optou-se pela apresentação do processo de seleção e obtenção de cada material de forma individual, para especificar os critérios de seleção utilizados em cada caso.

3.1.1. SOLO PURO

Para o solo puro, a ideia inicial era realizar a coleta na região onde se encontra o Aterro Sanitário do Distrito Federal, em Samambaia. Por se tratar de uma pesquisa avaliando a camada de cobertura de aterros sanitários, seria a escolha mais adequada. Entretanto, devido a problemas logísticos de aquisição e transporte do solo dessa região, não foi possível a coleta desse solo nessa área.

Por esse motivo, optou-se por realizar a coleta do solo natural na área do campus experimental da geotecnia da UnB, próximo ao laboratório, e utilizado sistematicamente para realização das pesquisas. As coordenadas do local de coleta são 15°45'56"S e 47°52'20"W.

Como a camada de solo de aterros sanitários cuja situação se pretende simular é compactada, as amostras utilizadas nos ensaios de adensamento foram também compactadas, de forma que o solo coletado pode ser deformado. Dessa forma, coletou-se o solo em condição deformada utilizando pá.

Assim, foram coletados 40 quilos de solo a uma profundidade de aproximadamente 1 metro, os quais foram devidamente acondicionados em sacos de plásticos identificados. Esses sacos foram levados ao Laboratório de Geotecnia e armazenados em câmara úmida para posterior realização dos ensaios. Optou-se pelo uso da câmara úmida para não ocorrer perda de umidade do solo durante o armazenamento.

3.1.2. TENSOATIVO

Quanto ao tensoativo utilizado, visando a troca catiônica com a bentonita, buscou-se a escolha de um tensoativo pertencente ao grupo quaternário de amônio. Entre os tensoativos considerados, estava o brometo de hexadecil trimetil amônio (HTAB), o mesmo utilizado na pesquisa de Li *et al.* (2015). Entretanto, esse tensoativo em específico possui valor de aquisição bastante elevado quando comparado com outros do mesmo grupo, o que inviabilizaria o seu uso em larga escala em obra.

Dessa forma, optou-se pelo cloreto de cetil trimetil amônio, comercializado em solução à concentração de 50%. Trata-se de um tensoativo catiônico, também do grupo quaternário de amônio, de forma que é possível utilizá-lo para realizar trocas iônicas com a bentonita e gerar uma bentonita organofílica, a qual reage com resíduos orgânicos, propriedade útil em aterros sanitários.

3.1.3. BENTONITA

A bentonita utilizada foi separada em duas classificações diferentes: a bentonita sódica e a bentonita organofílica. Com o objetivo de avaliar a diferença entre as propriedades de ambos, cada tipo de bentonita deve ser individualmente misturado com o solo para obtenção das misturas de solo com bentonita sódica e solo com bentonita organofílica utilizadas nos ensaios.

3.1.3.1. BENTONITA SÓDICA

A bentonita sódica é geralmente a utilizada para impermeabilização, pois esse tipo de bentonita apresenta um maior inchamento quando em contato com a água, o que pode contribuir para o fechamento de fissuras e caminhos preferenciais de passagem de água que eventualmente apareçam na camada de cobertura.

A bentonita utilizada foi adquirida comercialmente. O fornecedor concedeu alguns dados característicos de cada tipo de bentonita pura comercializada, que auxiliaram a decidir qual bentonita seria utilizada. Esses dados são apresentados nas Tabelas 3.1 e 3.2.

Tabela 3.1 – Propriedades específicas da bentonita sódica pura (Fornecida comercialmente).

PROPRIEDADE ESPECÍFICA		
Granulometria Malha 200	4,0	%
Umidade	13,7	%
Inchamento	35,0	ml
pH	9,8	
Viscosidade Aparente	15,0	Cp
Viscosidade Plástica	4,0	Cp
Filtrado API	18,2	ml
Absorção de azul de metileno (original)	50	ml
Resistência a compressão a verde	10	N/cm ³
Resistência a Tração a úmido	0,30	N/cm ³
Permeabilidade a Verde	150	AFS

Tabela 3.2 – Composição química da bentonita sódica pura (Fornecida comercialmente).

ANÁLISE QUÍMICA	(%)
SiO₂	54,97
Al₂O₃	22,53
Fe₂O₃	3,90
Na₂O	2,12
K₂O	1,12
CaO	1,15
TiO₂	0,01
MgO	1,70
PF	12,51

Diversos autores e empresas apresentam tabelas que contêm valores mínimos e/ou máximos dessas propriedades, a depender de qual será a utilização da bentonita. Por exemplo, a Tabela 3.3 apresenta requisitos para algumas características de uma bentonita sódica natural e uma bentonita sódica ativada para o uso em fundição.

Tabela 3.3 – Especificações de bentonita para fundição (Luz e Oliveira, 2008)

Características	Sódica Natural	Sódica Ativada
Umidade original (%)	8,0 – 12,0	8,0 – 12,0
Absorção de azul de metileno (ml)	mín. 50,0	mín. 50,0
Densidade	0,70 – 0,85	0,65 – 0,80
Teor de partículas grossas retido em 0,075 mm (%)	máx. 15,0	máx. 15,0
Reação benzidina	azul intenso	verde
Inchamento (%)	mín. 30,0	mín. 30,0
Estabilidade térmica (550° C) (%)	mín. 70,0	mín. 70,0
(1) RCV (N/cm ²)	mín. 12,0	mín. 13,0
(2) RTU (N/cm ²)	mín. 0,28	mín. 0,29
Permeabilidade (cm ⁴ /g/min)	140 - 160	160 - 205

(1) RCV: Resistência a compressão a verde (teste realizado com mistura padrão de areia (100 partes), bentonita (5 partes) e água para dar uma compactação de 45%).

(2) RTU: Resistência a tração a úmido.

Essas tabelas de especificações para as bentonitas são feitas por autores de pesquisas ou empresas, não existindo órgão regulamentador que defina as propriedades necessárias para cada utilização de bentonita. Ainda assim, os valores de tabelas como a exemplificada auxiliam a selecionar a bentonita a ser utilizada.

Portanto, utilizando a Tabela 3.3 e outras tabelas com valores de propriedades e composições químicas de bentonita como referência, pôde-se comparar as propriedades das bentonitas disponíveis para aquisição.

Nessa comparação, buscou-se certificar que a bentonita era sódica, analisando suas propriedades e análise química, e que se enquadrava no uso de bentonita como aditivo de um solo para compor camadas impermeabilizantes, baseado nos valores das propriedades de bentonitas utilizadas na impermeabilização de poços de perfuração. Ao final dessa análise, optou-se pela bentonita cujas características foram apresentadas nas Tabelas 3.1 e 3.2.

3.1.3.2. BENTONITA ORGANOFÍLICA

A bentonita organofílica, que é hidrofóbica e reage a resíduos orgânicos, foi fabricada no Laboratório de Geotecnia da UnB. Para obtenção desse tipo de bentonita, considerou-se a capacidade de trocas iônicas da bentonita sódica, reagindo com o tensoativo quaternário de amônio cloreto de cetil trimetil amônio, ambos previamente mencionados. Ao submergir a bentonita em uma solução aquosa de tensoativo, os íons de sódio são intercambiados com os cátions do tensoativos, gerando uma bentonita organofílica.

Para o cálculo da taxa de proporção, geralmente se utiliza o valor da Capacidade de Trocas Catiônicas (CTC) da bentonita. No caso, foi fornecida a absorção do azul de metileno da bentonita sódica, de 50 ml, valor necessário para o cálculo da CTC, ao dividir esse valor pela massa seca da amostra. Considerando que o ensaio de determinação da absorção do azul de metileno tenha sido realizado de forma padrão, ou seja, utilizando 1g de bentonita, a CTC da bentonita sódica é de 50 meq/100g, um valor um pouco baixo para bentonitas sódicas, que costumam apresentar valores acima de 80 meq/100g.

Quanto ao tensoativo, o valor de massa molar encontrado para o cloreto de cetil trimetil amônio foi de 320 g/mol. Como cada molécula do tensoativo libera 1 cátion quando em solução aquosa, a valência dele é 1. Assim, o meq calculado para o tensoativo foi de 320 mg. Logo, para corresponder com o valor de 50 meq da argila, foi necessária uma massa de tensoativo de 16 gramas. Porém, a maioria dos estudos de obtenção de argila organofílica utiliza uma taxa de proporção maior que 1:1, já que apenas parte das moléculas de tensoativo liberam seu íon quando em solução aquosa, além das reações químicas reversas que ocorrem. Como é recomendada uma taxa de até 1:2 para garantir as trocas iônicas, por esses motivos de nem todos os íons do tensoativo dissolverem na solução, optou-se por utilizar uma taxa de 1:1,5. Assim, foram utilizados 24 gramas de tensoativo para aditivar 100 gramas de bentonita.

Portanto, seguindo então o método usual para obtenção de bentonita organofílica, primeiramente foram dissolvidos 100 gramas de bentonita sódica em 4900 gramas de água destilada, gerando uma solução aquosa 2% de bentonita sódica. Enquanto a argila era adicionada, foi utilizado um aparelho de centrifugação para evitar que as partículas de bentonita se agregassem.

Então, adicionaram-se 48 gramas de solução a 50% de tensoativo cloreto de cetil trimetil amônio, contendo assim as 24 gramas de substância tensoativa necessárias para as trocas iônicas; a centrífuga foi novamente acionada após esse processo. Aguardou-se um total de 24 horas com a solução em repouso, para garantir que houvesse tempo suficiente para a

realização das trocas iônicas. Então, a solução foi novamente centrifugada para desagregar as partículas, e logo em seguida passada por um filtro, para separar a bentonita da parte líquida. Ainda nesse filtro, utilizou-se água destilada para lavar as partículas sólidas, visando a retirada do excesso de sal.

Por fim, o material foi secado e destorroado com o uso de almofariz, até que se formou um material pulverulento, o qual foi passado pela peneira de malha de 0,075 mm de abertura, descartando o retido. Esse material assim obtido foi a bentonita organofílica utilizada na pesquisa. O procedimento teve de ser realizado um total de 5 vezes para obter amostragem suficiente para os ensaios subsequentes.

3.2. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E DAS MISTURAS

Para realização dos ensaios de caracterização, inicialmente foi feita uma secagem prévia do solo até a Umidade Higroscópica, seguida de destorroamento e homogeneização do solo, de acordo com os procedimentos da NBR 6457 (ABNT, 2016).

Foram feitos ensaios de caracterização em amostras de solo puro, mistura de solo com bentonita sódica, e mistura de solo com bentonita organofílica, misturas essas obtidas através de adição de 5% em massa de percentual de bentonita, em relação à massa de solo seco.

Escolheu-se essa porcentagem de 5% por estar em acordo com os trabalhos avaliados nesta pesquisa e citados no Capítulo 2; neste sentido pode-se citar o trabalho de Rowe (2000) que considera a proporção ótima de bentonita para construção de barreiras impermeáveis entre 4% e 10%, e Lukiantchuki (2007) que constata, dentre os ensaios feitos com adições de 3%, 5% e 7% de bentonita em solo areno-argiloso, os que apresentaram resultados dentro dos necessários para barreiras impermeáveis foram 5% e 7%.

Para caracterização do solo e das misturas, foram feitos os seguintes ensaios:

- Identificação e descrição expedita (visual-táctil) de solos, seguindo a metodologia MCT do Método das Pastilhas, segundo a norma DNER-ME 087/94 (DNER, 1994);
- Análise granulométrica por peneiramento, segundo a norma NBR 7181 (ABNT, 2016a);
- Determinação do limite de liquidez, segundo a norma NBR 6459 (ABNT, 2017);
- Determinação do limite de plasticidade, segundo a norma NBR 7180 (ABNT, 2016b).

3.3. ENSAIO DE COMPACTAÇÃO

O ensaio de compactação foi feito para o solo puro e para as duas misturas de solo e bentonita, seguindo o recomendado pela norma NBR 7182 (ABNT, 2016c). Esse ensaio foi feito em cilindro metálico pequeno, sem reuso de material, e utilizando a energia Proctor Normal.

Definida a umidade ótima do solo puro e das misturas, foram moldados os corpos de prova compactados utilizando a mesma energia e condições definidas e a umidade ótima determinada. Esses corpos de prova foram os utilizados nos ensaios seguintes.

3.4. ENSAIO DE PERMEABILIDADE

Após a realização dos ensaios de compactação e com a definição da umidade ótima e da massa específica aparente seca máxima para cada uma das amostras, foram moldados corpos de prova utilizando o cilindro metálico pequeno do ensaio de compactação para determinação do coeficiente de permeabilidade das amostras.

Os ensaios de permeabilidade foram realizados em permeâmetros de parede rígida, a carga variável, conforme recomendações da norma NBR 14545 (ABNT, 2000). Dentre os dois métodos descritos nessa norma, seguiu-se a metodologia B, na qual o diâmetro e a altura dos corpos de prova são ambos da ordem de 10 cm. Os ensaios foram realizados imediatamente após a moldagem dos corpos de prova.

3.5. ENSAIO DE RESSECAMENTO

O objetivo desse ensaio foi obter amostras fissuradas, para avaliar o impacto dessas fissuras através do ensaio de adensamento. Esse ensaio consiste em uma adaptação da metodologia de Lakshmikanta (2009), e se baseia em um aparato-piloto de ressecamento desenvolvido por Costa (2015), composto por duas lâmpadas de infravermelho com potência de 200W devidamente posicionadas e direcionadas, de forma a ressecar a amostra e possivelmente causar fissuras. Uma representação desse aparato é mostrada na Figura 3.2.

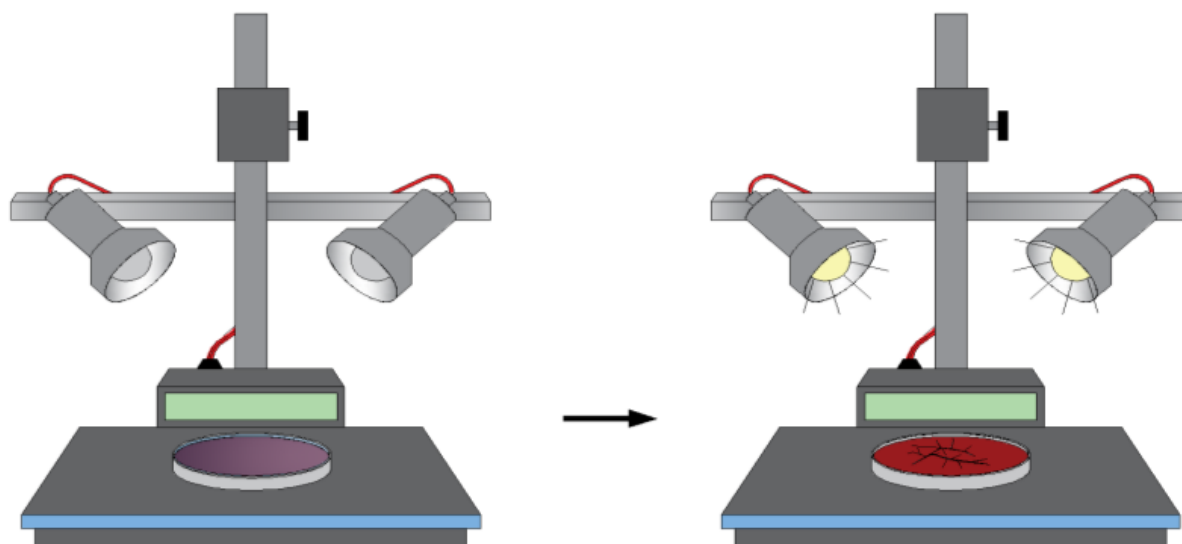


Figura 3.2 – Aparato-piloto de ressecamento (Silva, 2017).

Para realizar a fissuração, inicialmente foram cravados os anéis metálicos nas amostras compactadas de solo e misturas de solo com bentonita. Os corpos de prova obtidos por cravação foram então submersos em água destilada por um período de duas horas, de forma a saturar o corpo de prova. Por fim, os corpos de prova saturados e ainda submersos foram levados para o aparato-piloto de ressecamento.

Foram obtidas duas amostras fissuradas nesse ensaio de ressecamento: uma referente à mistura de solo e 5% de bentonita sódica e outra referente à mistura de solo e 5% de bentonita organofílica.

Uma terceira amostra foi obtida com uma leve variação da metodologia; na etapa de saturação do corpo de prova por duas horas em água destilada, utilizou-se uma solução aquosa de 5% de concentração de tensoativo, ao invés da água pura. O uso do tensoativo nessa etapa não foi visando as trocas iônicas, como o foi na obtenção da bentonita organofílica. A utilização de tensoativo nessa etapa foi devido à capacidade inerente de toda substância tensoativo de redução de tensão superficial.

Ao utilizar uma solução com 5% de tensoativo ao invés de água, o resultado é uma tensão superficial menor na solução. Sabendo que o processo de surgimento das fissuras ocorre quando a tensão efetiva ultrapassa a resistência a tração do solo, como previamente explicado, ao reduzir a tensão superficial da água em contato com o solo, espera-se que a poropressão seja afetada, reduzindo a tensão efetiva. Ou seja, com base nos princípios físicos, espera-se que a adição de tensoativo na água durante o ensaio de ressecamento resulte em uma intensidade de fissuração menor.

3.6. ENSAIO DE ADENSAMENTO UNIDIMENSIONAL

A norma brasileira NBR 12007 (ABNT, 1990) era a que regulamentava esse ensaio de adensamento; ela foi cancelada em 2015 sem substituição. Assim, os ensaios de adensamento unidimensional foram realizados conforme a norma D2435/D2435M-11 (ASTM, 2011), com execução similar à norma brasileira cancelada.

Para os estágios de carregamento, utilizaram-se as pressões totais de 10kPa, 20kPa, 40kPa, 80kPa, 160kPa e 320kPa. Após os estágios de carregamento, foram feitos os descarregamentos, como recomenda a norma, em no mínimo 3 estágios. Assim, optou-se por utilizar 160kPa, 40kPa e 10kPa. O restante procedeu-se de acordo com o descrito na norma D2435/D2435M-11 (ASTM, 2011).

Visando a análise comparativa após o ressecamento, foram feitos um total de seis ensaios, cada um com uma amostra específica, como apresentado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Resumo das misturas utilizadas no ensaio de adensamento.

Mistura	Adições	Presença de fissuras	Número de CP
SOLO PURO	-	Sem fissuras	1
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA	-	Sem fissuras	1
		Com fissuras	1
	Fissurado com tensoativo	Com fissuras	1
SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA	-	Sem fissuras	1
		Com fissuras	1

Após o término das etapas de carregamento e descarregamento do ensaio, determinou-se a umidade final do corpo de prova e calcularam-se os índices físicos. Para o cálculo do coeficiente de adensamento, foi utilizado o método de Casagrande (Braja, 2007); para a obtenção da pressão de pré-adensamento, foi utilizado o método de Pacheco Silva (Braja, 2007).

4. RESULTADOS E ANÁLISES

Neste Capítulo são apresentados e analisados os resultados dos ensaios descritos no Capítulo 3. O objetivo foi verificar principalmente o ensaio de adensamento unidimensional, pois nesse ensaio ocorre um carregamento sucessivo diário em uma camada fina de amostra, simulando o comportamento de uma camada de cobertura de aterro sanitário.

Além disso, no adensamento há a expulsão de água de dentro da amostra, equivalente à passagem de líquidos através da camada de cobertura, seja esse líquido a água precipitada da chuva infiltrando na camada, ou o chorume acumulado na célula de resíduos acima atravessando para a célula de resíduos abaixo.

Assim, com a quantificação da expulsão de água no ensaio de adensamento de uma amostra, pode-se correlacionar esse valor com o fluxo de líquidos através das camadas de cobertura. Utilizando análises comparativas entre os resultados das diferentes amostras, pode-se determinar o quão eficiente, do ponto de vista de passagem de líquidos, uma determinada amostra seria na composição de uma camada de cobertura quando comparada a outra amostra.

4.1. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E DAS MISTURAS

Como descrito anteriormente, os ensaios de caracterização foram feitos em amostras de solo puro, mistura de solo com 5% de bentonita sódica, e mistura de solo com 5% de bentonita organofílica.

4.1.1. IDENTIFICAÇÃO E DESCRIÇÃO EXPEDITA MCT

A identificação visual-táctil MCT foi feita pois possui uma metodologia adequada para classificação de solos tropicais, cujas propriedades exclusivas podem gerar resultados anômalos em caracterizações que não sejam específicas para esse tipo de solo.

Esse ensaio objetiva classificar o solo em relação a alguns parâmetros: granulometria volumétrica, plasticidade, resistência ao esmagamento da bola seca, forma dos grãos, natureza mineralógica, e grupo MCT. A Tabela 4.1 apresenta os resultados de classificação das amostras segundo esses parâmetros.

Tabela 4.1 – Caracterização MCT das amostras.

AMOSTRA	SOLO PURO	SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA	SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA
Granulometria volumétrica	Fino (fi)	Fino (fi)	Fino (fi)
Plasticidade	Baixa plasticidade (bp)	Média plasticidade (mp)	Média plasticidade (mp)
Resistência ao esmagamento	Muito alta (ma)	Muito alta (ma)	Muito alta (ma)
Forma dos grãos	Sub-angulosa (sg)	Sub-angulosa (sg)	Sub-angulosa (sg)
Natureza mineralógica	Matéria orgânica (Or)	Matéria orgânica (Or)	Matéria orgânica (Or)
Grupo MCT	LA' (Arenoso Laterítico)	LG' (Argiloso Laterítico)	LA'-LG' (Arenoso Laterítico e Argiloso Laterítico)

Pode-se observar que houve poucas diferenças entre as amostras, devido ao fato de serem apenas adições de 5% de bentonita em um mesmo solo, não sendo suficiente para influenciar consideravelmente essa análise visual-táctil.

Ainda assim, verifica-se que a adição de qualquer das bentonitas aumentou a plasticidade do solo, como era esperado que o ocorresse; o solo puro passou de baixa plasticidade (bp) para média plasticidade (mp) em ambas as adições. Portanto, percebe-se que a adição de bentonita, mesmo em concentração baixa, modifica o comportamento do solo.

Além disso, os resultados apresentam o solo puro sendo classificado como LA', a mistura com bentonita sódica como LG', e a mistura com bentonita organofílica como LA'-LG', que é a equivalência do comportamento arenoso laterítico e argiloso laterítico. Ou seja, com a adição da bentonita sódica, o solo considerado como arenoso laterítico passou a se comportar como argiloso laterítico, enquanto que com a adição da bentonita organofílica a mistura foi classificada como contendo comportamento intermediário de ambos os tipos arenoso laterítico e argiloso laterítico.

Também importante é que a análise visual da coloração da amostra, mais escura, possivelmente indica a presença de matéria orgânica. Considerando que a bentonita organofílica reage com a matéria orgânica, esse é um ponto que deve ser levado em consideração.

No caso de contato entre a bentonita organofílica e alguma matéria orgânica, a bentonita organofílica deve adsorver a matéria orgânica e inchar, semelhante à bentonita comum em contato com água. Assim, caso o solo possua matéria orgânica, a bentonita organofílica pode reagir com esta matéria orgânica e aumentar seu volume. Isso possivelmente causaria uma redução do volume de vazios, os quais devem ser ocupados pela bentonita agora inchada, reduzindo assim o adensamento e a permeabilidade da amostra.

Como se está avaliando a possibilidade de uso desse material em camadas de cobertura de aterros sanitários, caso o solo possua realmente matéria orgânica, isso simularia os resíduos de aterro sanitário, os quais possuem matéria orgânica compactada, e também decomposta no chorume. Considerando que o uso de bentonita organofílica em aterros sanitários seria para adsorver essas matérias orgânicas decompostas, a presença de matéria orgânica no solo durante os ensaios se aproximaria da condição encontrada nos aterros sanitários.

4.1.2. ANÁLISE GRANULOMÉTRICA

Como se trata de amostras com granulometria fina considerável, foi necessário realizar a sedimentação para obtenção dos valores abaixo de 0.075 mm. Os valores dos resultados do peneiramento e da sedimentação foram mostrados em conjunto. As Figuras 4.1, 4.2 e 4.3 apresentam os resultados das amostras de solo puro, mistura com bentonita sódica e mistura com bentonita organofílica, respectivamente.

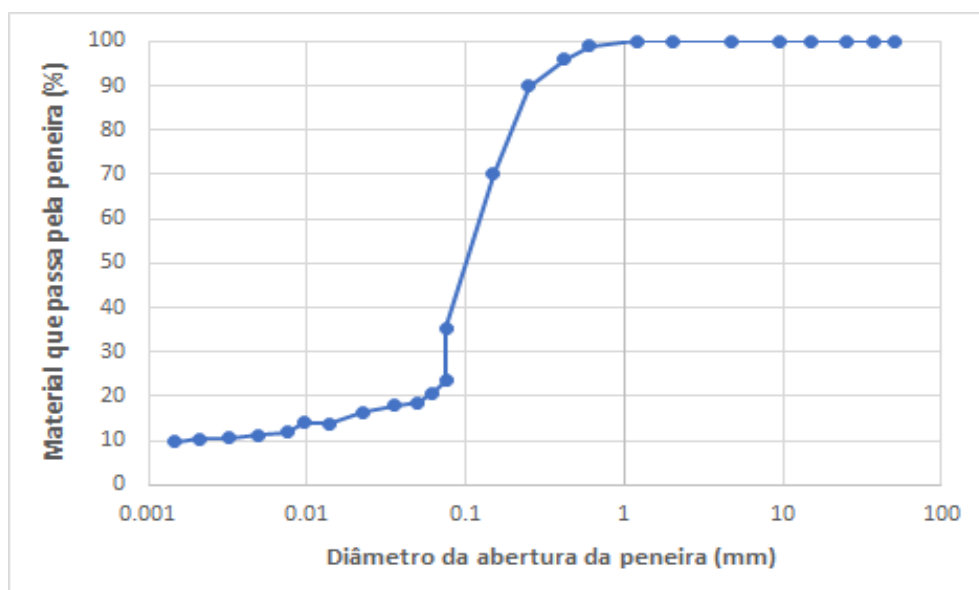


Figura 4.1 – Granulometria do solo puro.

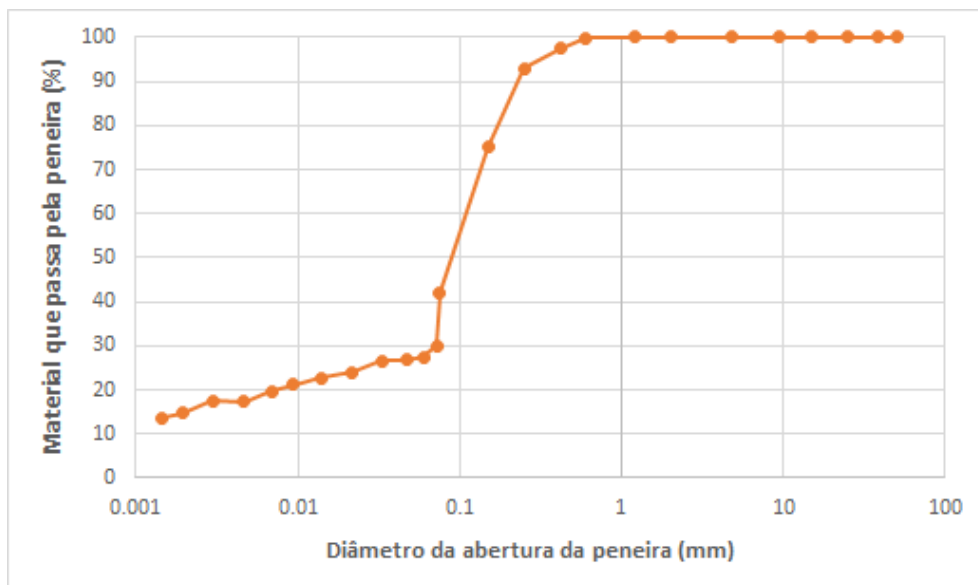


Figura 4.2 – Granulometria do solo + 5% bentonita sódica.

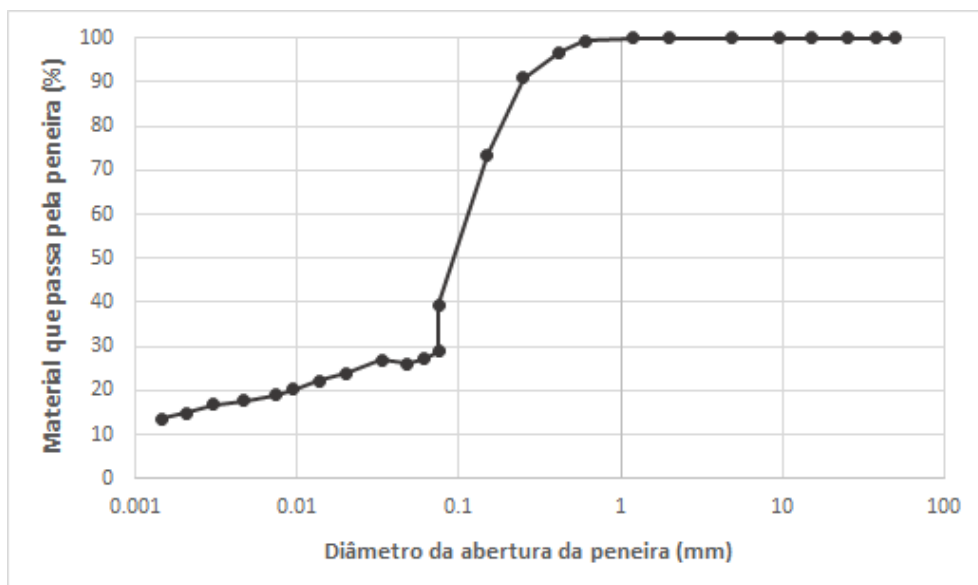


Figura 4.3 – Granulometria do solo + 5% bentonita organofílica.

Observa-se que as curvas apresentam resultados similares, principalmente para as granulometrias acima de 0,075 mm, condizente com o fato de ter sido adicionado ao solo um material que apresentou, segundo o fornecedor, 4% em massa retido na peneira de 0,075 mm.

Além disso, avaliando as curvas granulométricas individualmente, percebe-se que todas as amostras são constituídas em sua maior parte por areia fina, com valores da ordem de 50% para as misturas com bentonita e 55% para o solo puro; enquanto os siltes e argilas apresentam valores próximos de 40% para as misturas e 35% para o solo puro. Nenhuma das

amostras conteve quaisquer porcentagens em massa classificadas como pedregulho; o maior diâmetro dos grãos nas três amostras foi o material retido na peneira 0,6 mm, portanto maior que 0,6 mm e menor que 1,2 mm.

Esses dados são condizentes com a análise MCT, na qual o solo puro foi classificado como arenoso laterítico, já que sua granulometria apresentou 55% de areia fina, 10% de areia média e outros 35% de siltes ou argilas; a mistura com bentonita sódica, classificada como argilosa laterítica, apresentou 42% de siltes ou argilas, 50% de areia fina e 8% de areia média; a mistura com bentonita organofílica, cuja classificação foi de equivalência entre arenoso laterítico e argiloso laterítico, apresentou 40% de siltes ou argilas, 50% de areia fina e 10% de areia média.

Vale ressaltar que esses valores de porcentagens de granulométricas apresentados são apenas aproximações para auxiliar na interpretação. Esses valores não correspondem a qualquer das escalas específicas de classificação granulométrica com base nos diâmetros das partículas. São valores que podem ser verificados visualmente nas figuras apresentadas e que quantificam aproximadamente a distribuição granulométrica das amostras.

Para melhor comparar as granulometrias de cada amostra, a Figura 4.4 apresenta as curvas granulométricas sobrepostas.

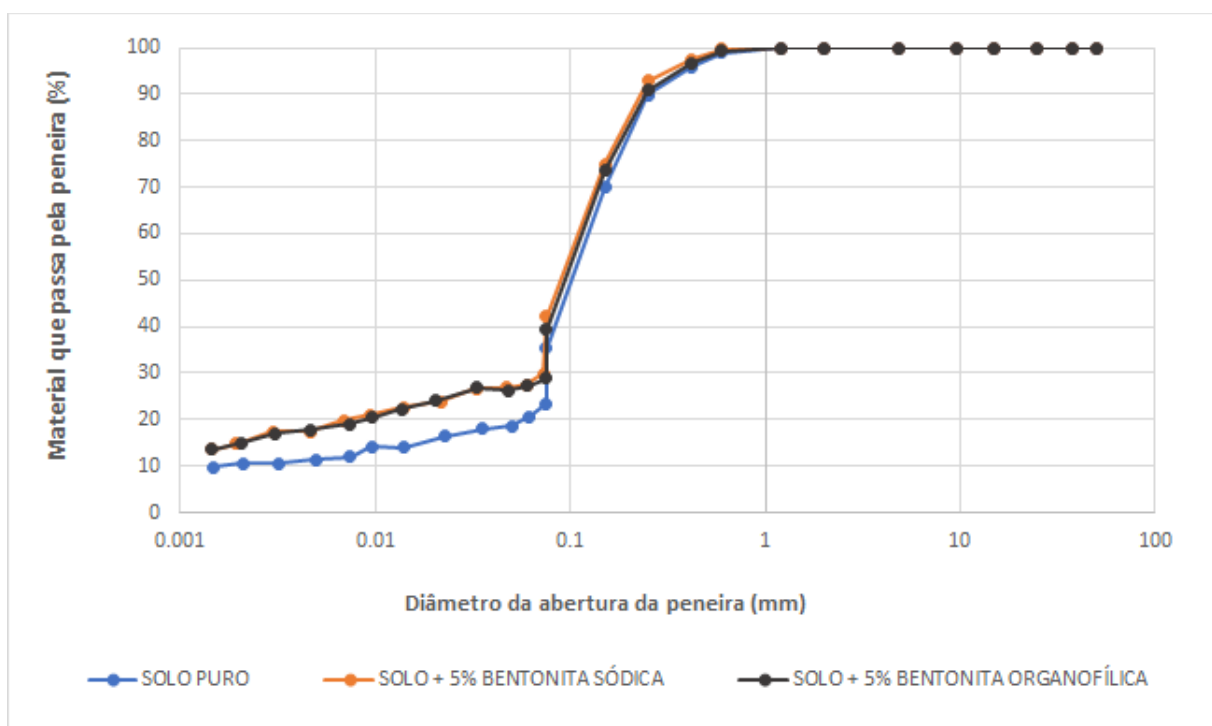


Figura 4.4 – Granulometria das amostras.

Percebe-se claramente que as granulometrias de ambas as misturas com bentonita são praticamente idênticas, enquanto a do solo puro difere das demais apenas nos resultados granulométricos classificados como silte ou argila.

Como a granulometria da bentonita sódica pura é 96% em massa menor que 0,075 mm, enquanto que para a bentonita organofílica foi utilizado apenas o material passante pela peneira de mesma abertura, era esperado que um acréscimo de 5% de qualquer dessas bentonitas ao solo resultasse em uma granulometria da ordem de 5% a mais nos resultados de diâmetro dos grãos inferior a 0,075 mm, que foi o ocorrido.

Vale ressaltar que essa curva granulométrica similar em todas as amostras indica que o processo de homogeneização do solo foi bem executado. Isso significa que as propriedades que se alteram entre uma amostra e outra nos outros ensaios o fazem devido ao acréscimo de bentonita ou outra condição relacionada, e não devido ao solo em cada amostra possuir características diferentes.

4.1.3. LIMITES DE PLASTICIDADE E LIQUIDEZ

Os valores determinados dos limites de plasticidade e liquidez de cada amostra são apresentados na Tabela 4.2, juntamente com o índice de plasticidade (IP), obtido através da subtração dos valores dos limites.

Tabela 4.2 – Limites de Atterberg e IP para cada amostra.

AMOSTRA	Limite de Plasticidade (%)	Limite de Liquidez (%)	IP (%)
SOLO PURO	31%	38%	7%
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA	33%	45%	12%
SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA	28%	37%	9%

Primeiramente, é importante analisar o valor do índice de plasticidade. Segundo a classificação de Jenkins (1947, apud Caputo, 1998), solos fracamente plásticos possuem IP igual a 7 ou menor, solos altamente plásticos possuem IP acima de 15, e solos medianamente plásticos possuem valor de IP entre esses dois limites.

Segundo esse critério, o solo puro apresenta baixa plasticidade, enquanto ambas as misturas com bentonita apresentam plasticidade mediana. Essa análise obteve exatamente os mesmos resultados que o ensaio de identificação expedita (visual táctil) segundo a metodologia MCT, que apresentou baixa plasticidade (bp) para o solo puro e média plasticidade (mp) para as misturas.

Depois, para avaliar melhor os resultados do ensaio, faz-se uso da Carta de plasticidade apresentada na Figura 4.5, capaz de relacionar os valores de limite de liquidez e índice de plasticidade para determinar o tipo de solo fino amostrado.

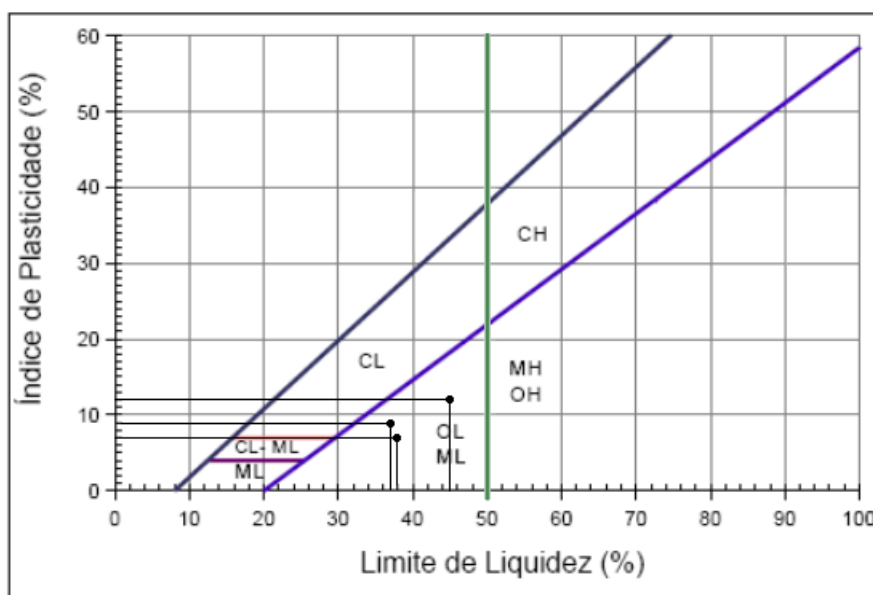


Figura 4.5 – Carta de plasticidade com indicação das três amostras.

Analisando a carta de plasticidade, observa-se que todas as amostras apresentaram valores próximos, com a exceção de um leve distanciamento da amostra de mistura de solo com bentonita sódica. Ainda assim, todas as três amostras se encontraram na região definida por OL ou ML, definida como siltes inorgânicos (ML) ou orgânicos (OL) de baixa plasticidade, ou siltes argilosos.

Analisando esse resultado em combinação com a análise expedita visual táctil MCT, a qual apresentou indícios de possivelmente conter material orgânico no solo, pode-se

classificar todas as amostras como OL, ou seja, silte orgânico de baixa plasticidade ou silte argiloso, segundo a classificação da carta de plasticidade.

Comparando com a análise granulométrica e com a classificação do Grupo MCT, a definição de todas as amostras como silte não condiz com os outros resultados. Ainda assim, também é possível que os solos possuam características de silte, e as outras caracterizações estejam incorretas. A escolha de uma das metodologias de ensaio para definição da classificação vai depender de qual metodologia é mais aplicável ou indicada em cada caso.

Resta definir para esse caso específico da pesquisa, para as três amostras, constituídas de solo puro ou misturas com 5% de bentonitas e 95% do mesmo solo. Sabendo que os resultados da identificação MCT e da curva granulométrica foram condizentes entre si, e que a metodologia MCT é mais indicada a solos tropicais, como é o caso, pode-se considerar que a identificação MCT e a análise granulométrica estão mais corretas, enquanto a classificação apresentada pelo resultado dos valores dos Limites de Atterberg é menos condizente com a classificação real do solo e das amostras.

4.2. ENSAIO DE COMPACTAÇÃO

Os ensaios de compactação foram feitos nos mesmos tipos de amostras que os ensaios de caracterização, ou seja, no solo puro e nas misturas com bentonita sódica e bentonita organofílica. Os resultados são apresentados na Figura 4.6.

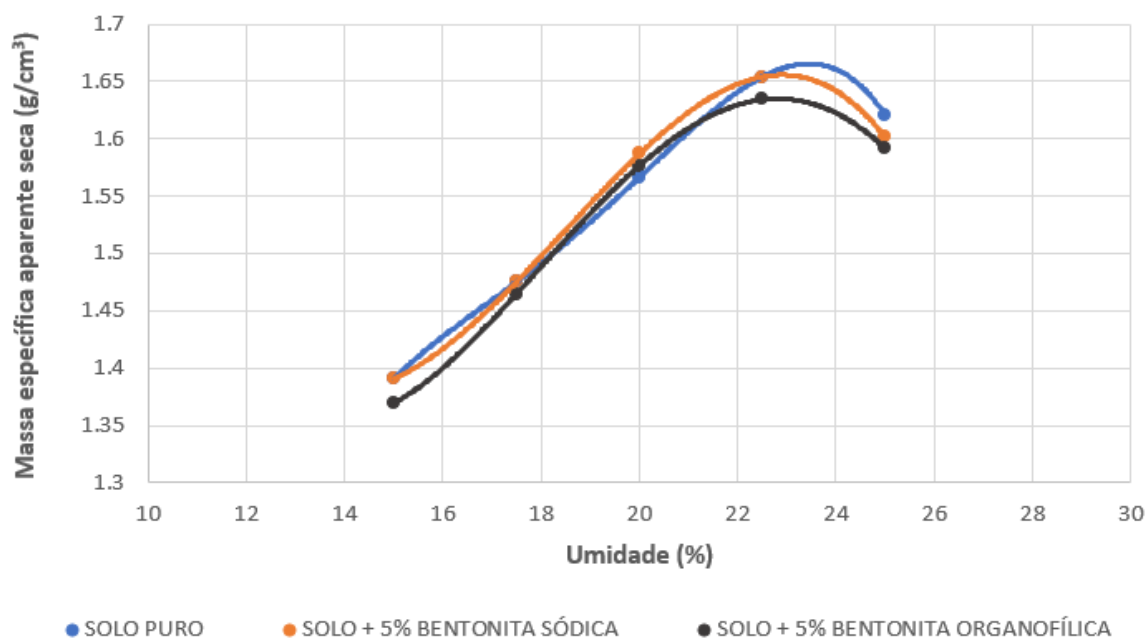


Figura 4.6 – Curvas de compactação das amostras.

A partir da curva de cada amostra, individualmente, foi possível utilizar ferramentas numéricas de regressão de gráficos para obter as equações que regem a distribuição de resultados de cada ensaio, para esse intervalo de umidades (15% a 25%). Com essas equações, obtiveram-se os pontos de máxima massa específica aparente seca de cada amostra, relacionados com a respectiva umidade ótima. Esses resultados são exibidos na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Umidade ótima e massa específica aparente seca máxima de cada amostra.

AMOSTRA	Umidade ótima (%)	Massa específica (g/cm³)
SOLO PURO	23,45	1,666
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA	22,90	1,656
SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA	22,81	1,635

Como pode-se observar, os resultados de todas amostras foram próximos. Ao aproximar os resultados para números inteiros (em porcentagem), todos resultaram em 23% de teor de umidade ótima. Como se trata de um estudo comparativo, optou-se por utilizar essa umidade ótima aproximada de 23% para a compactação de todas as amostras utilizadas nos ensaios subsequentes (de permeabilidade, ressecamento e adensamento), mantendo assim uma maior uniformidade de dados, de forma a tentar identificar de forma mais precisa qual ou quais fatores influenciaram as variações de resultados desses ensaios subsequentes mencionados.

Utilizando as equações de distribuição de cada amostra mencionadas, calculou-se a massa específica aparente seca de cada amostra referente à umidade ótima de compactação de 23%. Os resultados foram: 1,663 g/cm³ para o solo puro, 1,656 g/cm³ para a mistura de solo e bentonita sódica, e 1,635 g/cm³ para a mistura de solo e bentonita organofílica; ou seja, o único valor que apresentou variações, quando aproximado para 3 casas decimais, foi o referente ao solo puro, de 1,666 g/cm³ para 1,663 g/cm³.

4.3. ENSAIO DE PERMEABILIDADE

Os ensaios de permeabilidade foram feitos para as três amostras compactadas em cilindro pequeno à umidade de 23%. Os resultados de condutividade hidráulica de cada amostra são apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Coeficiente de permeabilidade das amostras.

AMOSTRA	SOLO PURO	SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA	SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA
Coeficiente de permeabilidade (cm/s)	$2,89 \times 10^{-7}$	$2,03 \times 10^{-8}$	$6,34 \times 10^{-8}$

Primeiramente, nota-se uma diminuição da condutividade hidráulica das misturas com bentonita, quando comparado com a do solo puro, em uma ordem de grandeza. Ou seja, as misturas são menos permeáveis, como era esperado, considerando que a bentonita absorve água e então incha, ocupando um maior volume e reduzindo os caminhos de passagem de água.

Entretanto, a mistura com bentonita organofílica, a qual por definição é hidrofóbica e não reage com água, também apresentou uma redução em sua permeabilidade. Esse comportamento talvez seja devido ao fato que, em um processo de organofilização de bentonitas, nem todas as moléculas realizam trocas iônicas. A porcentagem de bentonita efetivamente alterada após o processo depende de diversos fatores, como por exemplo: as propriedades da bentonita sódica utilizada; o tensoativo utilizado; as etapas do processo de organofilização, incluindo o maquinário utilizado; as condições de temperatura, pH e viscosidade da solução.

Assim, uma possibilidade é que a amostra de bentonita organofílica obtida ainda possuísse algumas partículas de bentonita sódica misturadas, as quais reagiram com a água no ensaio de permeabilidade. Outra possibilidade considerada é que o solo puro utilizado tivesse material orgânico, como alguns dos ensaios de caracterização apontam, o qual poderia ter reagido com a bentonita organofílica, fazendo-a inchar. Vale ressaltar que as duas possibilidades consideradas não são excludentes entre si, podendo ter acontecido simultaneamente.

De qualquer forma, a mistura de solo com bentonita organofílica apresentou um resultado de coeficiente de permeabilidade inferior ao do solo puro e superior ao da mistura

com bentonita sódica. Assim, o melhor resultado, do ponto de vista de utilização em camada impermeabilizante, foi o da mistura com bentonita sódica. Isso era esperado, pois a bentonita sódica se caracteriza justamente por apresentar um maior inchamento ao entrar em contato com água, quando comparada com outros tipos de bentonita.

Quanto à classificação dessas amostras, o critério utilizado para caracterizar um material como de baixa permeabilidade é aquele que possui coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s. Logo, das amostras ensaiadas, ambas as misturas com bentonita podem ser consideradas de baixa permeabilidade, porém o solo puro não atende a esse requisito.

Entretanto, segundo US.EPA (2004), o critério de permeabilidade para utilização de um material em camadas de cobertura de aterros sanitários para resíduos sólidos urbanos é de 10^{-5} cm/s. Portanto, todos os materiais ensaiados atendem a esse requisito e poderiam ser utilizados com essa finalidade. Já para aterros sanitários de resíduos perigosos, vale o mesmo critério de 10^{-7} cm/s, de forma que o solo puro não poderia ser utilizado com essa finalidade, enquanto as misturas podem.

4.4. ENSAIO DE RESSECAMENTO

O objetivo desse ensaio era apenas obter amostras fissuradas, para sua utilização no ensaio de adensamento. Ou seja, não foi feita qualquer avaliação ou quantificação dos padrões de fissuramento obtidos, pois essas análises não são feitas geralmente em um aterro sanitário. A função do ensaio era somente a obtenção dos corpos de prova utilizados no ensaio de adensamento unidimensional. Assim, o impacto dessas fissuras foi quantificado e analisado nos ensaios de adensamento, comparando os corpos de prova fissurados com os não fissurados.

O ensaio foi feito nas amostras de mistura de solo com 5% de bentonita sódica e mistura de solo com 5% de bentonita organofílica, compactadas à umidade de 23%, e então saturadas em água destilada e ressecadas. A terceira amostra, também de mistura de solo com 5% de bentonita sódica e compactada utilizando a mesma umidade, foi saturada em uma solução de 5% de concentração de tensoativo.

Após a realização dos ensaios, verificou-se a presença de fissuras nos corpos de prova, apesar de não serem facilmente percebidas visualmente. A Figura 4.7 apresenta a amostra de mistura com bentonita sódica e tensoativo e o fissuramento resultante do ensaio.



Figura 4.7 – Amostra de mistura de solo com bentonita sódica e tensoativo fissurada.

4.5. ENSAIO DE ADENSAMENTO

Na última etapa da pesquisa foram realizados os ensaios de adensamento nas seis amostras: uma referente ao solo puro, duas referentes à mistura com 5% de bentonita sódica e à mistura com 5% de bentonita organofílica, e três resultantes do ensaio de ressecamento, referentes à mistura com 5% de bentonita sódica fissurada, à mistura com 5% de bentonita organofílica fissurada, e à mistura com 5% de bentonita sódica e tensoativo fissurada.

Para fazer uma análise comparativa dos resultados dos ensaios, deveu-se inicialmente estipular os critérios de comparação. Isso foi necessário pois alguns dos parâmetros poderiam ser diferentes entre os corpos de prova, mas não serem relacionados com a presença de bentonitas e de tensoativos ou com o fissuramento. Portanto, subdividiu-se essa análise em índice de vazios, altura do corpo de prova e coeficiente de adensamento.

4.5.1. ÍNDICE DE VAZIOS

O primeiro parâmetro analisado foi o índice de vazios. Os valores do índice de vazios de cada etapa de carregamento e descarregamento das amostras são apresentados nas Figuras 4.8, 4.9, 4.10, 4.11, 4.12 e 4.13.

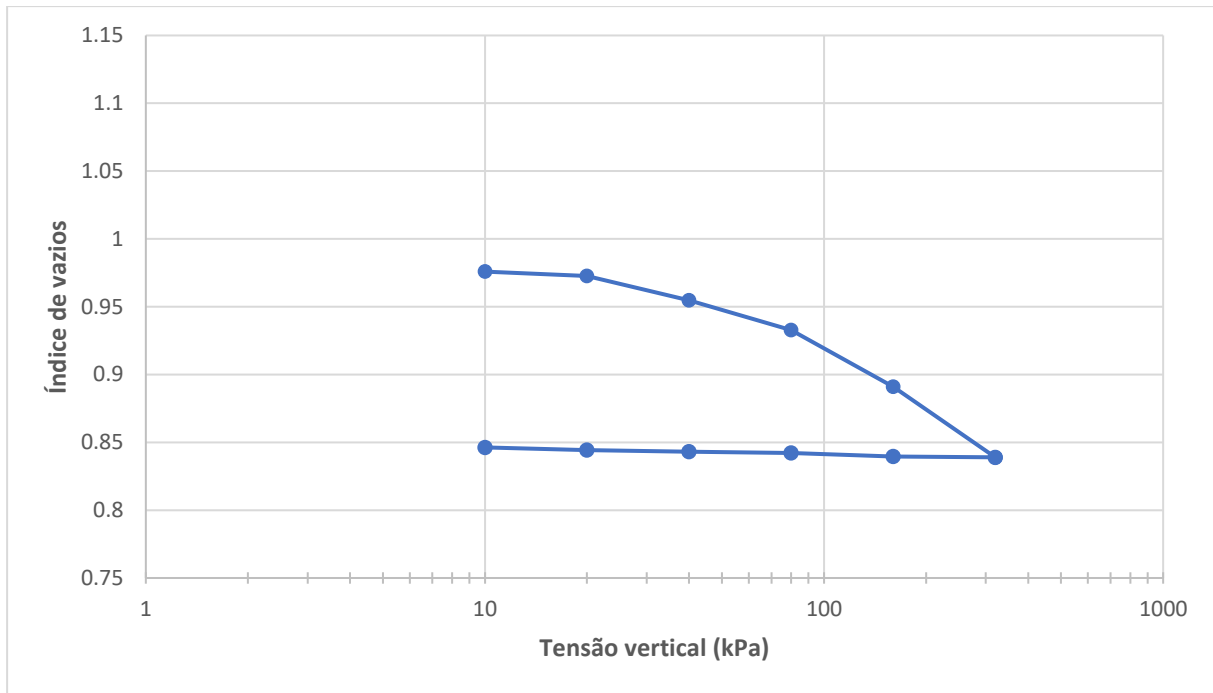


Figura 4.8 – Curva do índice de vazios da amostra de solo puro.

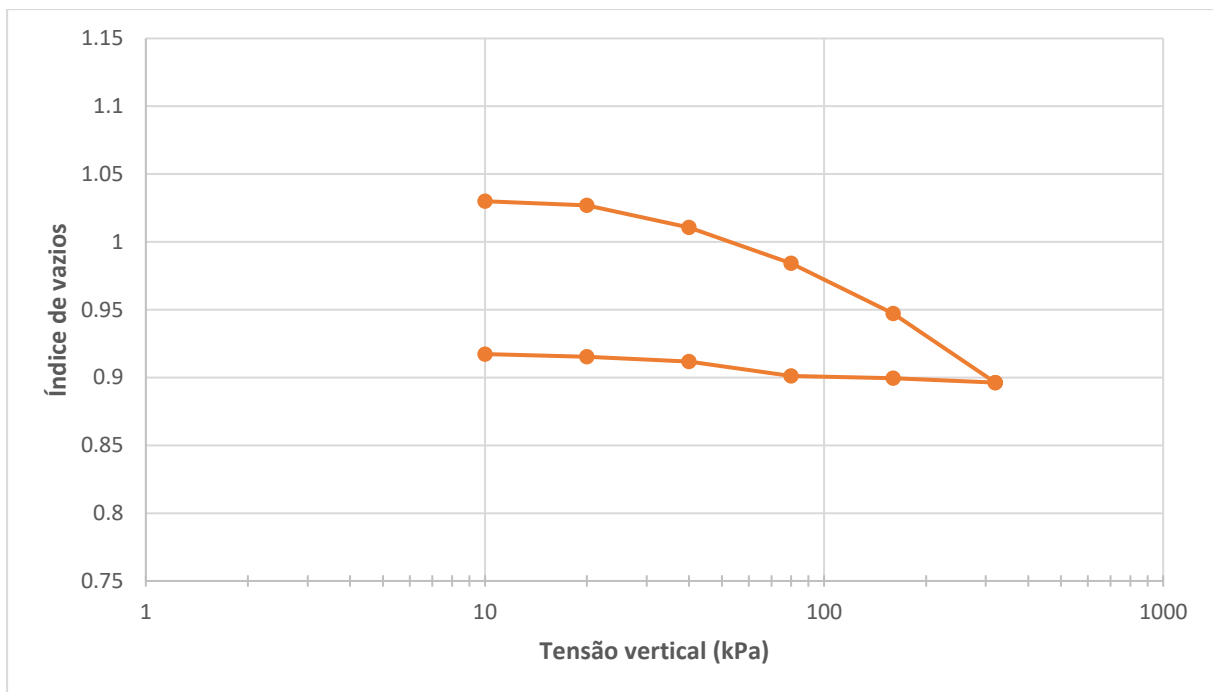


Figura 4.9 – Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita sódica.

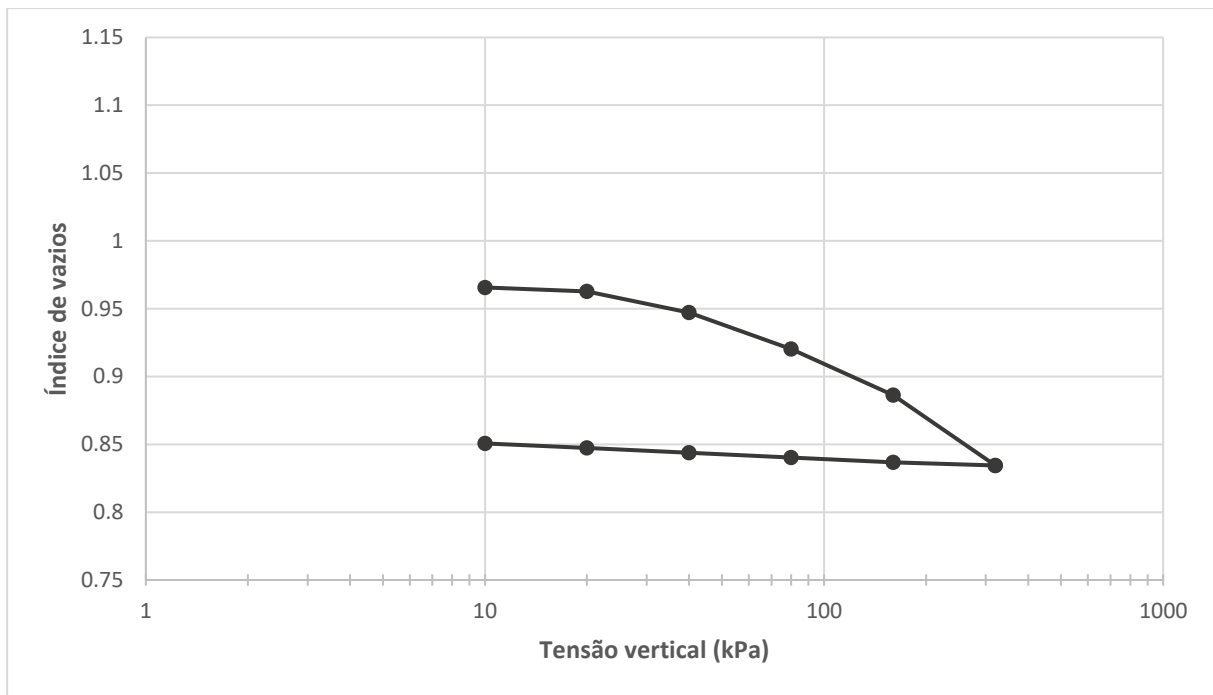


Figura 4.10 – Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita organofílica.

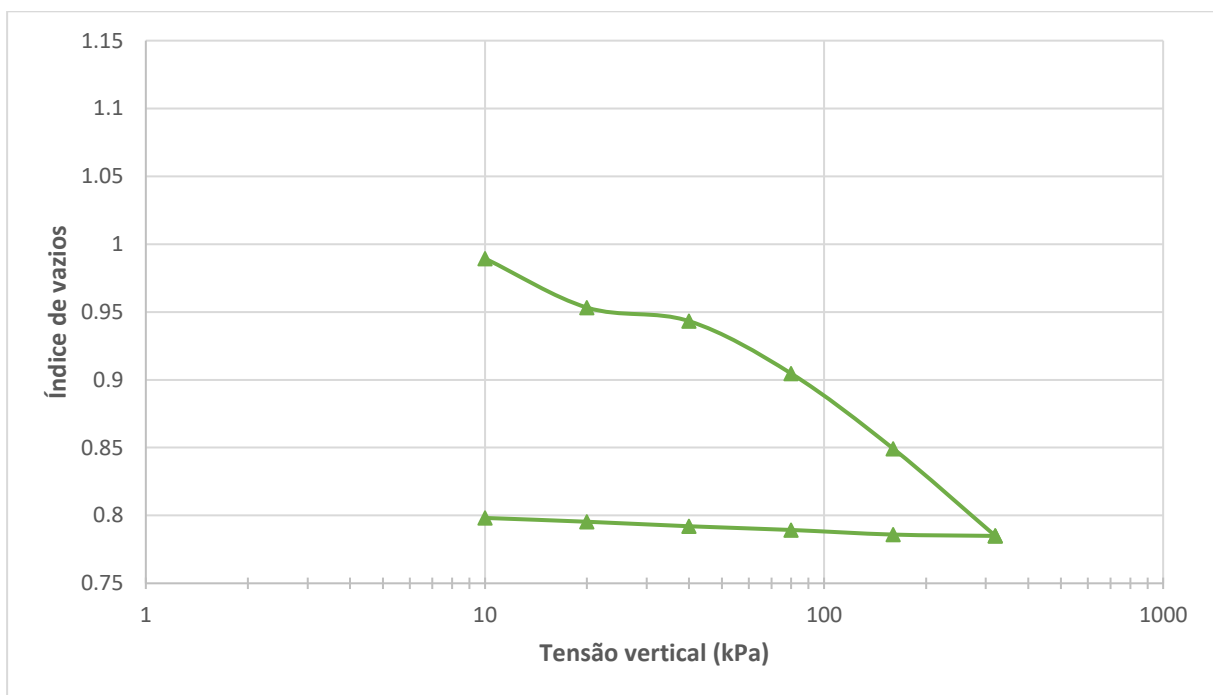


Figura 4.11 – Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita sódica fissurada.

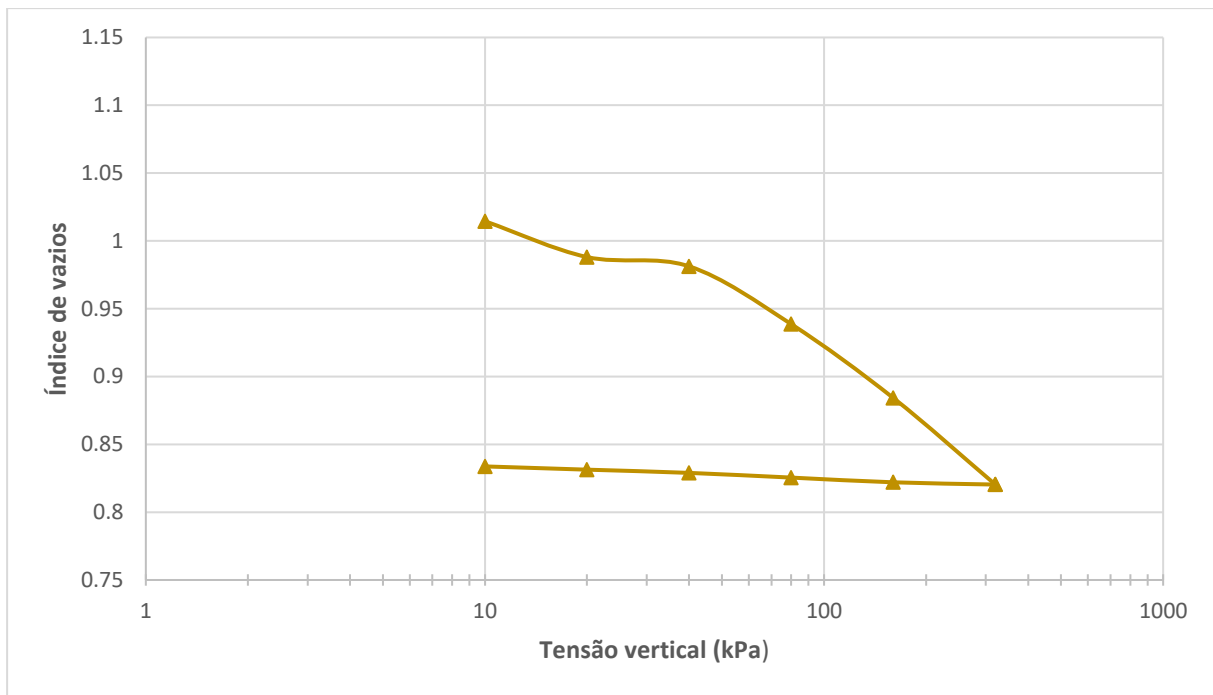


Figura 4.12 – Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita organofílica fissurada.

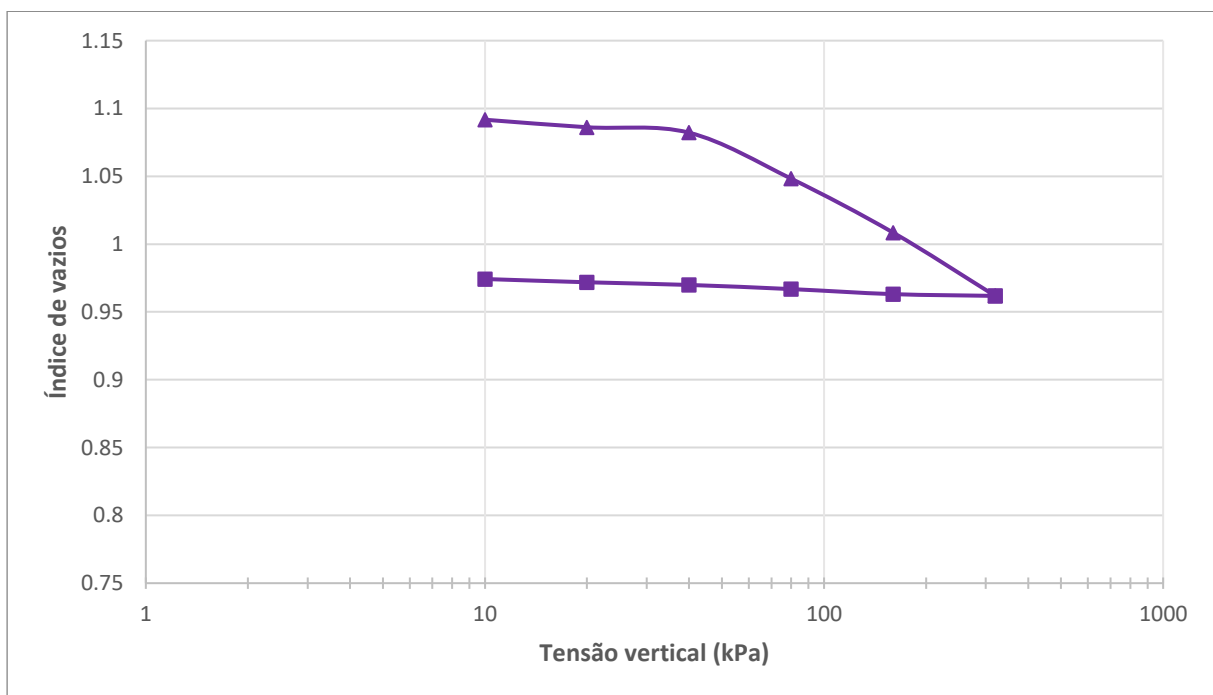


Figura 4.13 – Curva do índice de vazios da amostra de mistura de solo + 5% bentonita sódica + tensoativo fissurada.

Essa redução do índice de vazios é representativa da água presente nos vazios sendo expulsa da camada fina de amostra quando há uma tensão sendo aplicada. Esse cenário de camada fina em que se aplica uma tensão gradativamente maior é justamente o que ocorre nas camadas de cobertura de aterros sanitários, enquanto a redução do índice de vazios e expulsão da água seria, em um aterro sanitário, a expulsão de chorume para uma célula.

Logo, uma maior redução do índice de vazios no ensaio representa uma maior passagem de líquidos através da camada de cobertura diária de um aterro sanitário, o que se deseja ser evitado. Portanto, interessa comparar a variação do índice de vazios de cada amostra.

Porém, essa comparação não pode ser feita utilizando os dados apresentados, pois observando as figuras percebe-se que o valor referente ao índice de vazios inicial de cada amostra é diferente. Por exemplo, enquanto o índice de vazios inicial da amostra de solo puro é 0,98, o índice de vazios inicial da amostra de solo + 5% de bentonita sódica é de 1,03.

Assim, não é interessante comparar valores absolutos das amostras, pois um índice de vazios inicial maior representa uma maior tendência à redução dos vazios quando o carregamento aumenta. Ou seja, se fossem comparados os valores absolutos, considerando a diferença entre os índices de vazios iniciais, haveria um erro associado que causaria uma imprecisão na comparação. Portanto, visando facilitar a análise comparativa das amostras, foi feito um processo de normatização dos dados.

A normatização consiste em ter todos os valores referentes ao índice de vazios de uma amostra divididos pelo índice de vazios do primeiro estágio de carregamento, obtendo assim uma curva de índice de vazios onde o valor inicial é 1. Ao repetir o processo para todas as amostras, obtêm-se curvas de índice de vazios com o mesmo valor inicial. Essas curvas podem ser analisadas e comparadas entre si com maior facilidade e precisão. A Figura 4.14 apresenta todas as curvas de índice de vazios obtidas após a normatização.

Percebe-se que a amostra que mais apresentou redução do índice de vazios foi a de solo + 5% de bentonita sódica fissurado, seguida pela de solo + 5% de bentonita organofílica fissurado. Então, após uma separação significativa, encontra-se a amostra de solo puro, seguida pela de solo + 5% de bentonita organofílica, a de solo + 5% de bentonita sódica, e finalmente a de solo + 5% de bentonita sódica + tensoativo fissurado.

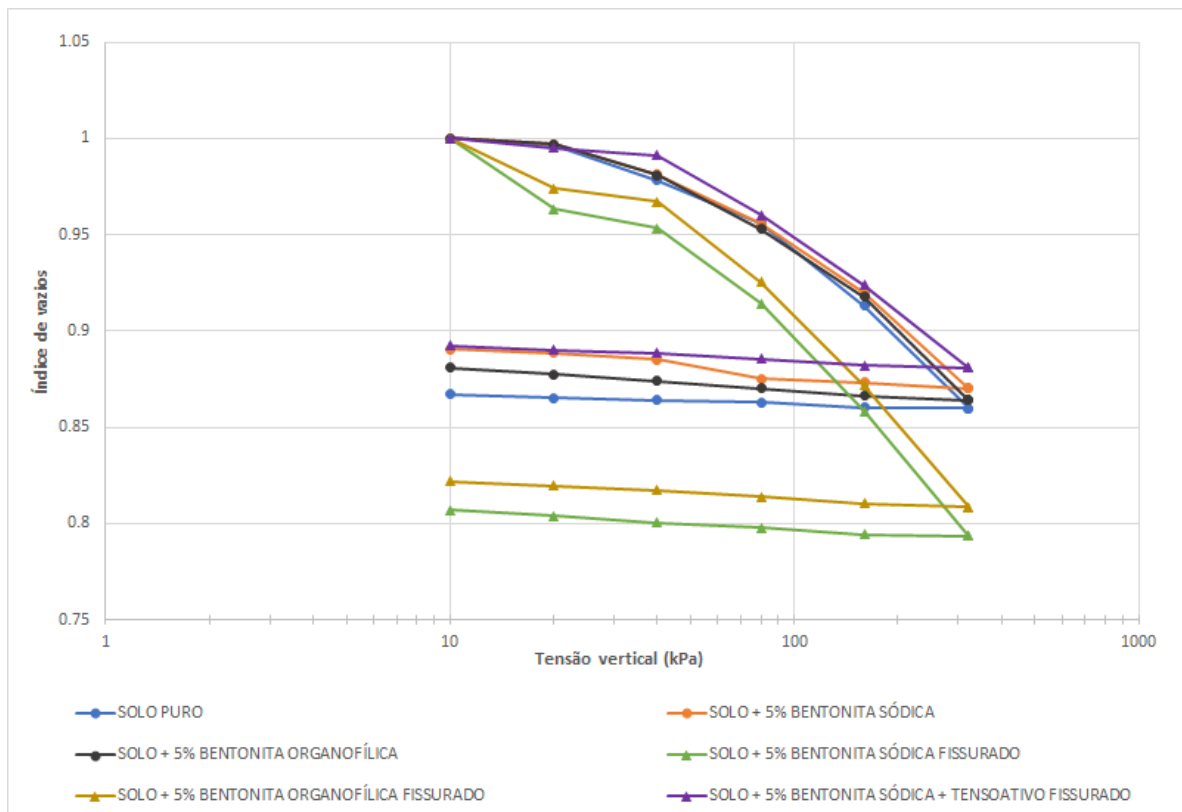


Figura 4.14 – Curva do índice de vazios de todas as amostras após normatização.

Visualmente já é possível perceber a diferença entre os resultados e interpretá-los. Percebe-se que a compressibilidade das amostras solo + 5% de bentonita sódica fissurado e solo + 5% de bentonita organofílica fissurado apresentam uma compressibilidade maior que as demais amostras, além de apresentarem uma inclinação do ramo virgem da curva mais íngreme.

Percebe-se também, que os trechos de descompressão de todas as seis curvas das amostras são semelhantes, com inclinações próximas, variando pouco entre elas. Porém, esse não é um critério que vale ser analisado para comparar as diferenças entre os materiais para essa aplicabilidade em camadas de cobertura de aterros sanitários, pois essas camadas apenas recebem um incremento diário de cargas a cada célula que é posicionada sobre a camada, ou a carga se mantém constante, quando a seção do aterro sanitário é finalizada e é colocada a camada de cobertura final.

É interessante também associar essa interpretação visual a um valor definido de cada amostra. Para quantificar esses valores, utiliza-se a variação do índice de vazios entre o índice de vazios inicial, antes do primeiro carregamento, e o índice de vazios final, após o último estágio de carregamento, expressa em porcentagem em relação ao índice de vazios inicial. Os valores dessa variação de índice de vazios de cada amostra são apresentados na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Variação entre os índices de vazios inicial e final de cada amostra.

AMOSTRA	Variação do índice de vazios (%)	AMOSTRA	Variação do índice de vazios (%)
SOLO PURO	14,8	SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA FISSURADO	21,5
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA	13,5	SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA FISSURADO	20,2
SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA	14,1	SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA + TENSOATIVO FISSURADO	12,2

Com esses dados, pode-se fazer uma análise de cada amostra. Comparando o solo puro (14,8%) com a mistura de solo e bentonita sódica (13,5%), percebe-se que a presença de bentonita sódica gerou uma redução da dessa variação, ou seja, a bentonita sódica reduziu a compressibilidade da mistura. Isso era esperado, devido ao comportamento de adsorção de água da bentonita.

Comparando a mistura de solo e bentonita organofílica (14,1%) com ambas, percebe-se que a presença de bentonita organofílica também reduziu a quantidade de água escoada, quando comparada com o solo puro (14,8%), porém em uma intensidade menor que a mistura com bentonita sódica (13,5%). Esse resultado é condizente com o ensaio de permeabilidade, e provavelmente foi causado devido à presença de matéria orgânica no solo. Essa matéria orgânica reage com a bentonita organofílica, gerando um inchamento da bentonita organofílica e redução dos vazios próximos às partículas de bentonita organofílica.

Além da presença de matéria orgânica, também pode-se explicar esse resultado o associando à uma efetividade diferente de 100% no processo de organofilização da bentonita, resultando na presença de partículas de bentonita sódica ainda presentes ao final da organofilização. Assim, essa porcentagem de bentonita sódica ainda presente reage com a água e incha, também ocupando os vazios adjacentes, assim como a bentonita organofílica reagindo com a matéria orgânica.

Ao analisar o resultado da mistura de bentonita sódica fissurada (21,5%) e o da mistura de bentonita sódica (13,5%), nota-se que a fissuração da amostra causou uma maior diminuição do volume de vazios. Essa discrepância também é facilmente percebida observando a figura da curva de índice de vazios. O mesmo é constatado ao comparar a mistura de bentonita organofílica fissurada (20,2%) com a mistura de bentonita organofílica

(14,1%); novamente, a fissuração gerou uma maior variação do índice de vazios. Provavelmente, isso ocorre devido à fissuração gerar uma maior quantidade de volume de vazios no interior da amostra, o que permite um aumento da magnitude de compressibilidade da amostra em condição fissurada, quando comparada com a amostra não fissurada.

Ainda analisando essas mesmas amostras, percebe-se um ponto importante: a mistura com bentonita organofílica (14,1%) apresentou um resultado de maior variação do que a variação da mistura com bentonita sódica (13,5%), enquanto a mistura com bentonita organofílica fissurada (20,2%) resultou em uma variação menor que a mistura com bentonita sódica fissurada (21,5%). Ou seja, a bentonita sódica atua de forma mais eficiente que a bentonita organofílica na retenção de fluidos quando não fissuradas; quando fissuradas, a situação é invertida, e quem atua melhor é a bentonita organofílica.

Isso pode ser explicado ao analisar os resultados da última amostra, a de mistura de solo com bentonita sódica e tensoativo fissurada (12,2%). Essa amostra foi a que apresentou a menor variação do índice de vazios, ao passo que a que apresentou a maior variação foi a de mistura de solo com bentonita sódica fissurada (21,5%). A única diferença entre essas duas amostras foi a presença de tensoativo para reduzir a tensão superficial da água durante a fissuração da amostra.

Portanto, percebe-se que o tensoativo atuou de tal forma que não apenas reduziu o impacto causado pela presença de fissuras, como também fez a amostra atuar de forma melhor que a mesma mistura com bentonita sódica que não foi fissurada.

Considerando essa capacidade do tensoativo, volta-se à interpretação do resultado da bentonita organofílica fissurada (20,2%). Uma possível explicação para esse resultado é que talvez ainda tenha a presença de algumas moléculas de tensoativo na amostra, pois a organofilização não é 100% eficiente. Seja gerado pela reação inversa de organofilização, que pode ter ocorrido ao saturar o corpo de prova da mistura com bentonita organofílica antes da fissuração no ensaio de ressecamento, ou seja pelo tensoativo que tenha ficado dissolvido após o processo de organofilização mesmo com a lavagem e filtração da amostra, é possível que parte do tensoativo utilizado na organofilização da bentonita tenha permanecido em sua forma original, ou seja, sem ter perdido seu cátion, assim como parte da bentonita continuou com seu íon de sódio após o processo.

Essas moléculas de tensoativo presentes na bentonita organofílica não alterariam a capacidade reativa da bentonita ou as demais propriedades da mistura, apenas reduziriam a tensão superficial da água presente no solo. Então, no ensaio de ressecamento, a fissuração ocorreria em menor escala na amostra de mistura com bentonita sódica que na de mistura com

bentonita organofílica, mesmo com os tempos de saturação e ressecamento e demais etapas e condições do ensaio terem sido os mesmos. Isso justificaria o resultado do solo com bentonita organofílica fissurado ter sido de maior retenção hidráulica que o do solo com bentonita sódica fissurado, enquanto a retenção hidráulica resultante da mistura com bentonita organofílica ter sido menor que a da mistura com bentonita sódica.

Resumindo, analisando os resultados desse critério de comparação, verifica-se que a presença de fissuras intensifica o fluxo de água através da amostra, enquanto a presença de tensoativos na fissuração resulta em um fluxo menor. Além disso, ambas as bentonitas sódica e organofílica apresentaram uma maior retenção hidráulica, sendo a bentonita sódica maior ainda, exceto em condição fissurada, onde a bentonita organofílica atuou de forma a reter mais água. Entretanto, é necessário analisar outros parâmetros antes de concluir algo de forma mais definitiva.

4.5.2. ALTURA DO CORPO DE PROVA

O segundo critério analisado foi a altura do corpo de prova após cada estágio do carregamento. À medida que a pressão sobre a amostra força um rearranjo dos grãos e uma expulsão da água contida entre os grãos, a altura total do corpo de prova amostrado diminui. Essa diminuição de altura representa um recalque da amostra.

É interessante que esse recalque ocorra nas camadas intermediárias do aterro sanitário, pois esse recalque representa uma redução do índice de vazios e uma maior impermeabilização da camada, melhorando assim suas condições hidráulicas. Entretanto, um recalque do solo pode inclusive levar a um colapso dos taludes do aterro sanitário, de forma que é necessário o quantificar e analisar. Além disso, um recalque nas camadas intermediárias quando estas já se encontram em condição saturada leva a uma passagem de líquidos para o interior do aterro sanitário, o que causa uma maior pressão interna dentro das células de resíduos.

Com base nisso, podem-se analisar os dados de altura dos corpos de prova, relacionando-os com o recalque. A Tabela 4.6 apresenta a altura de cada amostra ao final dos estágios de carregamento. A altura inicial de todos os corpos de prova antes do primeiro carregamento é a mesma, de 19,8 milímetros, referente à altura do anel rígido.

Tabela 4.6 – Altura de cada amostra em relação ao estágio de pressão.

Estágio de Pressão (kPa)	Altura do corpo de prova (mm)					
	10 kPa	20 kPa	40 kPa	80 kPa	160 kPa	320 kPa
SOLO PURO	19,71	19,68	19,50	19,28	18,87	18,35
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA	19,74	19,71	19,55	19,29	18,93	18,44
SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA	19,75	19,72	19,56	19,29	18,95	18,43
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA FISSURADO	19,70	19,34	19,24	18,86	18,31	17,68
SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA FISSURADO	19,67	19,61	19,35	18,93	18,40	17,77
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA + TENSOATIVO FISSURADO	19,77	19,72	19,68	19,36	18,98	18,54

Inicialmente, compararam-se as alturas finais dos corpos de prova, referentes ao último estágio de carregamento, de 320 kPa. Como a altura inicial de todas as amostras é a mesma, a altura referente ao último estágio de carregamento corresponde ao total recalçado durante todo o ensaio. Como se deseja determinar o recalque máximo da amostra quando submetida à pressão, desconsiderou-se o estágio de descarregamento, no qual a amostra se expande.

Subtraindo a altura inicial pelos valores do último estágio de carregamento, obteve-se um recalque total do solo puro de 1,45 mm; da mistura de solo e bentonita sódica de 1,36 mm; da mistura de solo e bentonita organofílica de 1,37 mm; de solo e bentonita sódica fissurado de 2,12 mm; de solo e bentonita organofílica fissurado de 2,03 mm; de solo com bentonita sódica e tensoativo fissurado de 1,26 mm.

Como pode-se observar, a ordem de grandeza dos recalques das amostras, da que mais recalcou para a que menos recalcou, é a mesma ordem obtida na análise normalizada da curva do índice de vazios das amostras. Isso serve para verificar que o recalque das amostras está diretamente relacionado com a variação do índice de vazios; quanto maior o recalque, maior a perda de água da amostra e maior a variação do índice de vazios. Portanto, as conclusões

obtidas analisando a variação do índice de vazios seriam as mesmas obtidas ao avaliar o recalque total de cada amostra.

Entretanto, além do recalque total, interessa analisar os estágios de carregamento de forma individual. Dessa forma, pode-se avaliar se o impacto da presença de fissuras ou a adição das bentonitas ou tensoativo ocorre de forma uniforme ou se afeta mais algum estágio específico de carregamento.

Para auxiliar essa análise, os resultados de altura do corpo de prova foram subtraídos do valor do estágio prévio de carregamento e então divididos pelo recalque total, obtendo assim a porcentagem do recalque total que ocorreu em cada etapa de carregamento. Essa porcentagem do recalque é expressa, para cada amostra, na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Porcentagem do recalque total para cada estágio de carregamento de cada amostra.

Estágio de Pressão (kPa)	Porcentagem do recalque total (%)					
	10 kPa	20 kPa	40 kPa	80 kPa	160 kPa	320 kPa
SOLO PURO	6,1	2,2	12,3	14,9	28,7	35,7
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA	4,6	2,2	11,6	18,9	26,4	36,2
SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA	4,0	2,2	11,4	19,6	25,0	37,9
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA FISSURADO	4,7	16,9	4,7	18,0	25,8	30,0
SOLO + 5% BENTONITA ORGANOFÍLICA FISSURADO	6,4	12,7	3,3	20,5	26,2	30,8
SOLO + 5% BENTONITA SÓDICA + TENSOATIVO FISSURADO	2,6	4,2	3,0	25,4	29,9	35,0

Analisando esses dados, percebe-se que a adição de qualquer das bentonitas não possui efeito significativo de variação da porcentagem de recalque de cada carregamento, pois

os valores referentes ao solo puro, à mistura com bentonita sódica e à mistura com bentonita organofílica não possuem alteração significativa na porcentagem de recalque de cada estágio.

Já ao analisar as misturas de solo com bentonita sódica fissurada e solo com bentonita organofílica fissurada, verificou-se um impacto considerável causado pelo fissuramento. Em ambos os casos, há um aumento da porcentagem do recalque nos estágios de pressão menores, principalmente no de 20 kPa, enquanto que nos estágios de maior carregamento não há aumento significativo, sendo inclusive observada uma redução para o estágio de 320 kPa.

Isso pode ser explicado ao considerar que nos estágios iniciais o adensamento é pequeno, ou seja, o volume do corpo de prova é maior, com fissuras de dimensões maiores; à medida que o adensamento progride, o volume de vazios diminui, conseqüentemente diminuindo as dimensões das fissuras. Dessa forma, nos estágios de carregamento maiores as fissuras já foram parcialmente ou totalmente preenchidas com solo, eliminando assim a existência desses caminhos preferenciais de saída de água. Assim, observa-se que o impacto do fissuramento é significativo apenas para carregamentos mais baixos. Depois, ele apenas mantém a proporção de recalque observada nos outros ensaios.

Ainda para as condições fissuradas, percebe-se uma redução da porcentagem de recalque já no estágio de 40 kPa. Isso provavelmente ocorre devido ao preenchimento parcial das fissuras no estágio de 20 kPa, no qual há um aumento de uma ordem de grandeza, com 16,9% para a bentonita sódica e 12,7% para a bentonita organofílica, quando comparado com as amostras dessas mesmas misturas, porém não fissuradas, e com o solo puro, onde o resultado de todas as três foi de 2,2%. Presume-se que nesse estágio de 20 kPa uma ou mais fissuras de dimensões maiores tenham sido parcialmente preenchidas, de forma que no estágio subsequente de carregamento a amostra já estivesse se estabilizando, sem grandes caminhos preferenciais de saída de água.

Também é importante notar o valor de cada amostra referente ao carregamento de 10 kPa. Houve uma certa variação, mas nada muito significativo, ao contrário do ocorrido no estágio de 20 kPa. Isso provavelmente ocorre devido à pressão de 10 kPa sobre qualquer uma das amostras não ser suficiente para alterar o arranjo dos grãos nas amostras de forma significativa. Esses resultados mostram que essa pressão de 10 kPa deve ser resistida pela coesão dos grãos em qualquer dos corpos de prova, independente da presença de fissuras, praticamente sem alterar o volume de vazios.

Quanto à adição de tensoativo, ao analisar os resultados, observa-se que há uma diferença significativa entre as duas misturas de bentonita fissuradas e a outra mistura, fissurada com tensoativo. Comparando também os resultados da mistura de bentonita sódica e

tensoativo com os resultados referentes às misturas sem fissuramento e ao solo puro, nota-se uma maior semelhança entre os dados. Dessa forma, percebe-se que a adição de tensoativo consegue neutralizar o efeito da presença de fissuras, em termos de porcentagem do recalque.

Além de neutralizar o efeito do fissuramento, visto principalmente na etapa de carregamento de 20 kPa, nota-se que a mistura de solo com bentonita sódica fissurada utilizando tensoativo apresentou uma redução também no estágio de 40 kPa e um subsequente aumento no estágio de 80 kPa, quando comparado com as três amostras iniciais. Isso talvez demonstre que o uso de tensoativo na etapa de ressecamento aumentou a coesão entre as partículas ou a resistência da mistura de alguma forma, o que explicaria o seu menor valor de recalque comparado com a amostra da mesma mistura com bentonita sódica em condição não fissurada.

Assim, o estágio de 40 kPa não representa uma tensão grande suficiente para essa amostra de mistura com bentonita sódica e tensoativo recalcar como as demais. Ao aumentar a tensão de 40 kPa para 80 kPa, aparentemente superam-se as forças resistentes no interior da amostra, que apresenta um recalque significativamente maior nesse carregamento que qualquer outra amostra, representativo de uma maior reorganização das partículas após superada sua tensão necessária para a quebra das ligações entre os grãos e consequente preenchimento dos vazios. Nas outras duas amostras fissuradas, essa mesma mudança aconteceu ao aumentar a tensão de 10 kPa para 20kPa.

Verifica-se também que, no estágio de 20 kPa, a mistura com bentonita organofílica fissurada apresentou uma porcentagem de recalque consideravelmente inferior que a da mistura de bentonita sódica fissurada. Associando esse resultado ao menor recalque total apresentado por essa mistura em comparação à de bentonita sódica fissurada, e sabendo que quando ambas as misturas não se encontravam em condição fissurada ocorreu o inverso, ou seja, a que apresentou menor recalque foi a bentonita sódica, pode-se concluir que a fissuração da amostra de bentonita organofílica foi menor que a fissuração da amostra de bentonita sódica. Assim, constatou-se que o processo de organofilização da bentonita também deixou algumas moléculas de tensoativo presentes na mistura, as quais reduziram a tensão superficial da água no ensaio de fissuramento, consequentemente reduzindo a intensidade de fissuramento da amostra.

Concluindo o analisado segundo esse critério de altura do corpo de prova, enquanto que a presença de fissuras provoca um aumento da porcentagem de recalque nos estágios iniciais de carregamento, a adição de tensoativo reverte esse efeito. As amostras fissuradas apresentam um maior recalque nos estágios iniciais, até o de 40 kPa, devido principalmente à

um recalque uma ordem de grandeza maior no estágio de 20 kPa. A adição de tensoativo altera a distribuição do recalque nos estágios de pressão de forma resultar em um aumento de recalque principalmente no estágio de 80 kPa.

4.5.3. COEFICIENTE DE ADENSAMENTO

Por fim, avaliou-se o coeficiente de adensamento das amostras. O coeficiente de adensamento está diretamente relacionado com a velocidade de saída de água da amostra, ou seja, quanto maior o valor do coeficiente maior é a velocidade de adensamento do solo. Para sua obtenção, foi utilizada a metodologia de Casagrande, que consiste em determinar o tempo para que ocorra 50% do adensamento primário. Os resultados são apresentados na Figura 4.15.

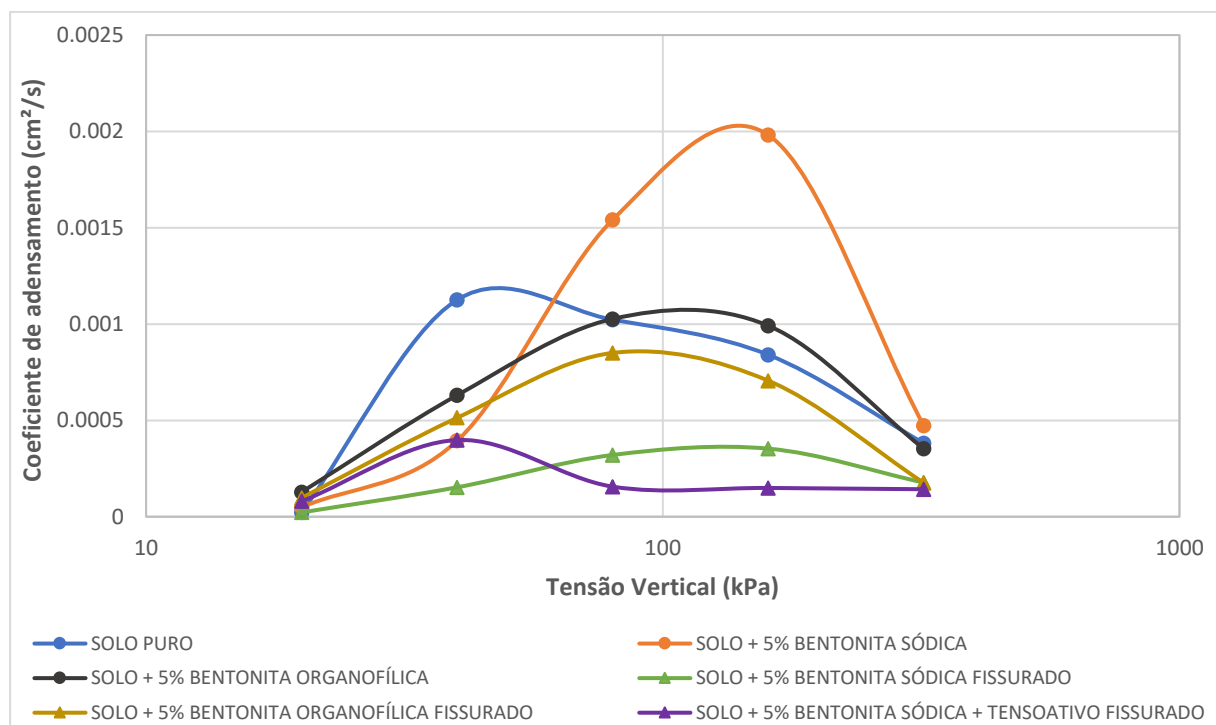


Figura 4.15 – Coeficiente de adensamento de cada estágio de carregamento para as amostras.

Nota-se que foram excluídos os valores de coeficiente de adensamento referentes à pressão de 10 kPa. Isso foi feito devido aos valores desse primeiro estágio de adensamento estarem inconsistentes com o restante da curva de cada amostra, com resultados da ordem de 0,01 cm²/s, comparados com os demais resultados, da ordem de 0,001 cm²/s. Esse comportamento provavelmente se deve ao explicado na análise da porcentagem de altura

recalcada de cada amostra, que também não apresentou a variação esperada nos valores de 10 kPa. Nesse estágio de carregamento, a tensão não é suficiente para alterar a disposição dos grãos de forma significativa e dar início ao processo de adensamento esperado; assim, podem ocorrer comportamentos anômalos.

Antes de analisar os valores, vale ressaltar que um maior coeficiente de adensamento, e conseqüentemente uma maior velocidade de adensamento do solo, não está relacionado com o recalque total da amostra, nem com o recalque em cada estágio de pressão, de nenhuma forma, e relaciona-se apenas com o tempo que ocorrem os recalques.

Analisando então os dados, nota-se que a adição de bentonita sódica ao solo gerou um incremento do coeficiente de adensamento, atingindo o maior valor dentre todas as amostras, principalmente nas etapas de carregamento finais. A amostra de solo e bentonita organofílica também apresentou um resultado semelhante, porém inferior, ultrapassando o valor do coeficiente de adensamento do solo puro apenas nos valores de carregamento de 80 kPa e 160 kPa.

As demais amostras apresentaram todos os valores de coeficiente de adensamento inferiores aos do solo puro. Nota-se que a amostra de solo com bentonita organofílica fissurada foi a mais próxima, similar também à de mesma mistura com bentonita organofílica, mas sem fissuração. Então, as amostras de solo com bentonita sódica fissurado e solo com bentonita sódica e tensoativo fissurado apresentaram os valores de coeficiente de adensamento mais baixos, ou seja, foram as que demoraram mais tempo, dentre as 24 horas de cada estágio do ensaio, para completar o adensamento.

Assim, pode-se afirmar que a presença de fissuras na amostra gera caminhos preferenciais de saída de líquidos, permitindo que a água saia mais rapidamente durante o adensamento, gerando uma variação mais rápida do índice de vazios. Já a adição de tensoativo não alterou a ordem dos resultados de forma significativa, comparando as amostras de mistura com bentonita sódica fissurada e mistura com bentonita sódica e tensoativo fissurada; o que houve foi um deslocamento do valor de pico para a esquerda. Ou seja, com o acréscimo de tensoativo, os valores do coeficiente de adensamento nos estágios finais de carregamento diminuíram, enquanto os valores nos estágios iniciais aumentaram.

5. CONCLUSÕES

5.1. CONCLUSÕES GERAIS

Os objetivos da pesquisa foram verificar a utilização de aditivos nas camadas de cobertura intermediárias e final, e o impacto da presença de fissuras nessas camadas simuladas com o uso das bentonitas e do tensoativo em seu estado adensado.

Primeiramente, constatou-se que a hipótese inicial da influência das fissuras no adensamento do solo estava correta. Ou seja, a presença de fissuras aumenta consideravelmente o recalque total e o adensamento do solo. Quando em condição fissurada, essas fissuras presentes no interior do solo funcionam como caminhos preferenciais de saída de água, facilitando o processo de adensamento ao aumentar a velocidade de saída de água dos vazios.

Esses caminhos começam a reduzir com o decorrer do adensamento, sendo preenchidos de forma gradativa pelos grãos de solo sob tensão, de forma que o impacto causado pelo fissuramento no adensamento é mais significativo nos estágios iniciais de carregamento. Nos estágios finais, de maior carregamento, a presença de fissuras não altera significativamente o recalque total do solo, pois as fissuras já se encontram parcialmente ou totalmente preenchidas por solo.

Quanto aos materiais utilizados, percebe-se que ambas as bentonitas resultaram em uma melhoria das condições de permeabilidade, recalque e variação do índice de vazios. Assim, a bentonita pode ser utilizada como aditivo em camadas de cobertura de aterros sanitários, por minimizar o recalque e melhorar sua impermeabilização, reduzindo assim os riscos de contaminação do solo adjacente ao aterro e de danos ambientais.

Dos dois diferentes tipos de bentonita utilizados, verificou-se que a bentonita sódica gerou melhores resultados que a bentonita organofílica, com menor adensamento e permeabilidade. Esses resultados são condizentes com o fato de a bentonita sódica já ser frequentemente utilizada em camadas impermeabilizantes de aterros sanitários.

A bentonita organofílica apresentou resultados no geral inferiores aos da bentonita sódica, como uma permeabilidade superior e um maior recalque no adensamento. Porém, esse é um tipo específico de bentonita, que reage com materiais orgânicos e não reage com a água. Portanto, caso os ensaios de permeabilidade e adensamento fossem realizados utilizando o

chorume encontrado em aterros sanitários, o qual possui matéria orgânica, ao invés de água destilada, é possível que a bentonita organofílica apresentasse melhores resultados.

Ainda assim, é um material muito incerto, cujas propriedades variam muito dependendo de qual tensoativo foi utilizado no processo de organofilização e da metodologia utilizada, sendo difícil sua fabricação em escala industrial com propriedades constantes, como é possível com a bentonita sódica. Como, a depender de suas propriedades, a bentonita organofílica reage mais ou menos intensamente com determinados materiais orgânicos, sua utilização em aterros sanitários fica mais limitada a casos específicos, em que se utiliza a bentonita organofílica em uma camada visando a retenção de algum material orgânico específico que esteja presente.

Quanto ao material tensoativo, utilizado para verificar se a redução da tensão superficial da água diminui o surgimento de fissuras, verificou-se que houve uma melhora significativa no adensamento da amostra que foi fissurada utilizando tensoativo. Essa amostra, em condição fissurada, atingiu resultados de recalque total e de redução do índice de vazios inferiores aos obtidos pelas amostras de solo puro ou mistura de solo com bentonita sódica.

Vale lembrar que o tensoativo atua de forma a reduzir a tensão superficial do fluido em que é dissolvido, o que conseqüentemente gera uma redução da tensão efetiva no solo, reduzindo assim o surgimento de fissuras. Portanto, o tensoativo só apresentou um impacto dessa magnitude nas condições da amostra porque a amostra foi fissurada. Caso a amostra não tivesse sido fissurada, é provável que os resultados não fossem significativos.

Ainda assim, seu uso pode ser viável em camadas de cobertura de aterros sanitários que apresentem fissuração devido à ciclagem natural de molhagem e ressecamento. Em locais nos quais o surgimento de fissuras nas camadas de cobertura reduza as propriedades hidráulicas de tal forma que passa a ser necessário uma remediação, pode-se utilizar uma solução de tensoativos, substância que conseguiu reduzir significativamente a passagem de líquidos através da amostra. Considerando que o problema de fissuração em aterros sanitários é frequente, essa poderia ser mais uma possível solução.

Resumindo, verificou-se que a presença de fissuras gera caminhos preferenciais de saída de água da amostra, enquanto que o uso dos materiais alternativos apresentou resultados satisfatórios de melhoria dos resultados hidráulicos afetados pelo fissuramento; inclusive, a presença de tensoativos na fissuração foi capaz de reverter os efeitos da presença de fissuras de forma eficiente. Entretanto, a utilização de alguns desses materiais como aditivos ao solo de cobertura de aterros sanitários é limitada a condições específicas, as quais devem ser analisadas caso a caso.

Assim, o material mais indicado de forma geral para uso como aditivo ao solo em camadas de cobertura intermediárias de aterro sanitário foi a bentonita sódica. A bentonita organofílica é mais indicada para usos específicos nas camadas intermediárias, quando se deseja reter determinada concentração de substância orgânica.

A bentonita sódica já é facilmente encontrada em larga escala no mercado, com fornecedores como a *bentonit união* e a *bentonisa*, enquanto a bentonita organofílica específica deve ser obtida através do processo de organofilização. Assim, utilização desses aditivos deve ser mensurada considerando a relação custo-benefício do processo. Nesse aspecto econômico, a bentonita sódica é mais recomendada.

A utilização do tensoativo como aditivo ao solo é indicada apenas para os casos em que há constatação de fissuração nas camadas de cobertura, pois ele atua de forma a reduzir a tensão superficial da água e minimizar o surgimento dessas fissuras. Assim como a bentonita sódica, também é possível obter o tensoativo necessário em larga escala; o custo varia a depender de qual substância tensoativa for selecionada.

5.2. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

Por ser uma linha de pesquisa em crescimento, é provável que existam pesquisas subsequentes nessa mesma área. São sugeridas algumas possibilidades para essas pesquisas, com base nos resultados dos ensaios e nas observações feitas ao longo da elaboração dessa pesquisa.

- Realizar mais de um ensaio de adensamento para cada amostra, para verificar a consistência e precisão dos resultados;
- Realizar ensaios de adensamento com o solo puro em condição fissurado, para melhor comparação dos resultados;
- Realizar ensaios químicos para determinação da porcentagem de bentonita efetivamente organofilizada ao final do processo;
- Controlar e monitorar as condições de contorno durante o processo de organofilização, como a umidade e temperatura do ar e o pH da solução;
- Verificar a possibilidade de realização dos ensaios de adensamento utilizando amostras saturadas em chorume de aterros sanitários, visando uma reação da bentonita organofílica com o material orgânico do chorume;
- Avaliar se a adição de tensoativo ao solo altera a viscosidade da água;

- Executar camadas nas mesmas condições reais de utilização, comparando o desempenho teórico esperado e o laboratorial com o desempenho real;
- Verificar se há aterros sanitários reais que executam as camadas de cobertura com os materiais alternativos avaliados nesse estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT (1990). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12007: Solo – Ensaio de adensamento unidimensional. Rio de Janeiro, RJ. Cancelada em 2015.

ABNT (1996). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento. Rio de Janeiro, RJ.

ABNT (2000). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14545: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, RJ.

ABNT (2001). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6484: Solo – Sondagens de simples reconhecimentos com SPT – Método de ensaio. Rio de Janeiro, RJ.

ABNT (2004). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, RJ.

ABNT (2016). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, RJ.

ABNT (2016a). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181: Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro, RJ.

ABNT (2016b). ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7180: Solo – Determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, RJ.

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

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

ASTM D2435/D2435M-11. (2011). Standard Test Methods for One-Dimensional Consolidation Properties of Soils Using Incremental Loading. ASTM International, West Conshohocken, PA.

BARBOSA, R. (2005). Efeito de sais quaternários de amônio na organofilização de uma argila bentonita nacional para o desenvolvimento de nanocompósitos de polietileno de alta densidade (PEAD). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB.

BRAJA, M. D. (2007). Fundamentos de Engenharia Geotécnica. 6º Ed, Thomson Learning. São Paulo, SP.

COSTA, C. M. C. (2015). Avaliação da fissuração por ressecamento em camadas de cobertura de aterros sanitários utilizando materiais alternativos. Tese de Doutorado, Publicação G.TD-108/15, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 163 p.

DENARDIN, G. P. (2013). Estudo dos Recalques do Aterro Sanitário da Central de Resíduos do Recreio. 154p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 154 p.

DÍAZ, F. R. V. (2001). Preparation of organophilic clays from Brazilian smectitic clay. Key Eng. Mater. 189-191 203.

DNER. (1994). DNER-ME 087/94: Solos – determinação dos fatores de contração. Brasília, DF.

EKLUND, A. G. (1985). A Laboratory Comparison of the Effects of Water and Waste Leachate on the Performance of Soil Liners. In: Hydraulic Barriers in Soil and Rock, ASTM STP 874, Philadelphia, USA, p.188-202.

GONÇALVES, P. A. (2003) reciclagem integradora dos aspectos: ambientais, sociais e econômicos, Rio de Janeiro: Fase, DP&A editores. (Série economia solidária, v.5).

GUTIERREZ, D. A. R. (2015). Análise do Processo de Ressecamento em Misturas de Resíduos de Construção Civil (RCC) e Bentonita para Aplicação em Camadas de Coberturas de Aterros de Resíduos Sólidos. Dissertação de Mestrado em Geotecnia, Publicação G.DM 255/15, Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 114 p.

HUSE, K. (2007). Estudo da influência da adição de bentonita em um solo areno-siltoso para uso como cobertura de aterros. Dissertação (Mestrado). COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 126p.

JOSÉ, C. L. V., DÍAZ, C. A., BUCHLER, P. M. (2002). Anais do 46º Congresso Brasileiro de Cerâmica (cd-rom), S. Paulo, SP.

KOCH, D. (2002). Bentonites as a basic material for technical base liners and site encapsulation cutoff walls. Applied Clay Science, v.21, Issues 1-2, p.1-11.

LAKSHMIKANTA, M. R. (2009). Experimental and theoretical analysis of cracking in drying soils. PhD Thesis, Enginyeria del Terreny, Cartogràfica I Geofísica, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, 390p.

LI, Y. et al. (2015). Modification of bentonite with cationic surfactant for the enhanced retention of bisphenol A from landfill leachate. Berlin Heidelberg.

LUKIANCHUKI, J. A. (2007). Influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e na resistência ao cisalhamento de um solo arenoso utilizado como barreira impermeabilizante. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 124p.

NOGAMI, J. S., VILLIBOR, D. F. (1994). Identificação expedita dos grupos da classificação MCT para solos tropicais. In: Anais X Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações. Foz do Iguaçu, PR.

SANTOS, J. R., SILVA, T. J. L. (2014). Viabilidade do uso de um Solo Tropical e Fibras PET em Sistemas de Cobertura de Aterros Sanitários. Trabalho de Projeto Final, Publicação, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 84 p.

SILVA, B. W. G. et al. (2016). Avaliação da Formação de Fissuras por Ressecamento em Camadas Impermeabilizantes Executadas com Misturas Solo-RCC por Meio de Imagens. In: Anais XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Belo Horizonte, Minas Gerais, 8p.

SILVA, I. A. et al. (2018). Avaliação tixotrópica de dispersões de argilas bentoníticas modificadas com tensoativos não iônicos para fluidos de perfuração orgânica. ISSN 1678-4553.

SILVA, T. J. L. (2017). Avaliação do Impacto de Fissuras na Condutividade Hidráulica em Aplicações de Camada Fina Por Meio de Análise de Imagens Dissertação de Mestrado. Publicação T.DM-287/17, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 154p.

TAPAHUASCO, W. C. (2009). Análise do Comportamento de Maciços Sanitários e Proposta de um Modelo de Previsão de Recalques Considerando a Parcela da Biodegradação. Tese de Doutorado, Publicação G.T.D-061/09, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 161 p.

VIANA, H. N. L. (2007). Estudo da estabilidade e condutividade hidráulica de sistemas de revestimento convencionais e alternativos para obras de disposição de resíduos. Tese (Doutorado). Universidade de Brasília, Brasília, DF, 259p.