



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

**ESTUDO DE MISTURA DE SOLOS PARA IMPERMEABILIZAÇÃO EFICIENTE
DE CAMADA DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS**

THIAGO FERNANDES DA SILVA

CAMPINA GRANDE – PB

Agosto de 2017

THIAGO FERNANDES DA SILVA

**ESTUDO DE MISTURA DE SOLOS PARA IMPERMEABILIZAÇÃO EFICIENTE
DE CAMADA DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS**

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

Área de concentração: Geotécnica

Orientadora: Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Coorientador: William de Paiva

CAMPINA GRANDE – PB

Agosto de 2017

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

S586e Silva, Thiago Fernandes da.

Estudo de mistura de solos para impermeabilização eficiente de camada de base de aterros sanitários / Thiago Fernandes da Silva. – Campina Grande, 2017.

87 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2017.

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

Referências.

1. Aterros Sanitários. 2. Camada de Base. 3. Solo Compactado. 4. Planejamento Fatorial. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Paiva, William de. III. Título.

CDU 628.4(043)

**ESTUDO DE MISTURA DE SOLOS PARA IMPERMEABILIZAÇÃO EFICIENTE
DE CAMADA DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS**

THIAGO FERNANDES DA SILVA

**Dissertação defendida e aprovada em: ____/____/____ pela banca examinadora
constituída dos seguintes membros:**

Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Orientadora - Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

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

Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
Examinador interno - Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

Prof. Dr. Gerson Marques dos Santos
Examinador externo - Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF)

Dr. Ronildo Alcântara Pereira
Examinador externo - Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

“Conhecer os outros é inteligência, conhecer a si próprio é verdadeira sabedoria. Controlar os outros é força, controlar-se a si próprio é verdadeiro poder.”

(Lao-Tsé)

Dedicatória

Dedico este trabalho aos meus pais, que, mesmo diante das dificuldades, sempre me impulsionaram ao crescimento em todos os aspectos.

AGRADECIMENTOS

Gostaria inicialmente de agradecer a Deus por todas as bênçãos ofertadas nestes 27 anos de vida. Sobretudo, por me dar forças para seguir até aqui.

Aos meus pais, Walter e Sueli, por toda dedicação com seus filhos, por serem modelos de amor, respeito e carinho entre família. Por nos mostrar que mesmo que as dificuldades viessem, havíamos de vencê-las de frente. Obrigado por tudo.

Aos meus irmãos, por toda convivência harmoniosa, pelas brincadeiras, brigas, por voltarmos às pazes. Enfim, por sempre contribuírem para que houvesse crescimento de cada um de nós.

À Sabrina Almeida, que insistentemente me encorajou a enfrentar as dificuldades da vida acadêmica no ingresso ao mestrado. Por acreditar tanto em mim e por fornecer amor e dedicação em toda esta caminhada juntos. Obrigado por tudo.

Aos amigos antigos, mas sempre atuais, Edson Diego, Guilherme, Bruno, Egberto, Rodolfo, Eslânia, Beatriz, Naiara, Luzinaldo, Jamerson.

Aos amigos atuais, que parecem antigos, Malu, Rayssa, Deco, Paula, Lucilene, Gustavo, Thaynara, Douglas, Allison, Josivaldo, Fátima, Anselmo, Bruno, Rosilene, Fábio, Taiana e Nobinho.

Aos tios e tias, Valda, Ninha, Cista, Ninho, Edinho e Sônia. Aos primos e primas, Najila, Wellington, Juliana, Adauto Junior, Virginia (*in memorian*), Vinícius, Lara e Ruan. Obrigado por sempre acreditarem em mim.

Aos padrinhos, Wilson e Eudna, pelo carinho mútuo guardado ao passar dos anos.

À minha orientadora Veruschka Escarião que sempre foi uma fonte de inspiração do conhecimento. Apenas em estar perto dela me fez ter um entendimento mais amplo, não só da academia, mas da vida. Ela ensinou não só disciplinas e pesquisas, mas que devemos fazer escolhas e sermos responsáveis por elas. Além de tudo, pela paciência direcionada à minha pessoa, mesmo diante de todos os problemas encontrados. Muito obrigado por tudo.

Ao meu coorientador William de Paiva, que é a maior referência de paciência e sabedoria que encontrei nos últimos anos. A vida perto dele é leve. Essa paz que ele transmite faz com que as coisas fluam mais a vontade. Muito obrigado por todos os conselhos e ensinamentos.

Aos professores de Graduação em Engenharia Civil Milton, Andrea, Luciano, Iana, Eduardo e Janiro por toda bagagem fornecida.

À minha ex-orientadora de PIBIC, Zédna Lucena por sempre estar disposta a ajudar e pela companhia sempre agradável.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA) Márcia Ribeiro, Ana Maria, Adriano Elísio, Lêda Lucena, Márcio Camargo e Rosires Curi por todos os ensinamentos.

À Coordenadora do PPGECA, Iana Rufino, por conduzir de maneira humana e qualificada esta coordenação, fornecendo apoio para que todas as pesquisas e trabalhos sejam viabilizados e concluídos com êxito, tendo como compromisso o fortalecimento e crescimento do Programa.

Aos colegas de disciplinas e lutas, Thays, Pablio, Mauro, Paulo, Laiana, Nataliene, Raquel, Cristiane e Gutemberg, com quem tive o prazer de aprender muito.

Ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) por todo conhecimento ofertado, inclusive aos técnicos de laboratório Netinho e Ronildo.

A todos os membros da banca examinadora pela contribuição neste trabalho.

Ao CNPq pela concessão de bolsa para manutenção dos estudos e a CAPES pela disponibilidade de recursos para viabilização das pesquisas.

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

RESUMO

Os aterros sanitários representam a alternativa mais utilizada em todo mundo para disposição ambientalmente adequada de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), sendo sua camada de base (*liners*) um dos principais componentes. A ausência de cuidados com essas camadas podem gerar danos ambientais imensuráveis, como a infiltração de lixiviado para corpos hídricos superficiais e lençóis freáticos próximos, além de contaminação do solo. O coeficiente de permeabilidade à água é a principal variável utilizada para verificar a eficiência das *liners*. Dentro desse contexto, este trabalho tem como objetivo obter uma composição adequada de solos para camada de base de aterro sanitário atendendo às exigências de permeabilidade à água de acordo com padrões nacionais e internacionais. O campo experimental para esta pesquisa foi o aterro sanitário no município de Campina Grande – PB, que utiliza uma composição entre dois tipos de solos para camada em estudo. Inicialmente, foram realizadas caracterizações geotécnicas, físico-químicas e mineralógicas desses dois tipos de solos, sendo denominados de Solo 1 aquele obtido na área do empreendimento e Solo 2 obtidos em jazidas no município de Boa Vista – PB. Aplicou-se a técnica do planejamento fatorial na qual foram avaliadas as variáveis da mistura: energia de compactação, umidade e porcentagem de Solo 2. Com isso, foi possível otimizar o processo de interação entre as variáveis de controle e reduzir o número de ensaios realizados. Foram utilizados os delineamentos composto central (modelo plano) e composto central rotacional (modelo com curvatura). Para determinação da permeabilidade à água, foi selecionado o modelo que apresentou melhor ajuste, de acordo com o Critério de Akaike (AIC), a Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR) e o Coeficiente de Determinação (R^2). O valor de K admissível foi determinado de acordo com as exigências da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA). O Solo 1 é uma areia mal graduada argilosa e o Solo 2 é um material com presença argilominerais esmectíticos, apresentando Índice de Plasticidade (IP) de 124%. O modelo que apresentou melhor ajuste foi o plano. Foram obtidos valores de K : energia de compactação de 0,476 MN.m/m³, umidade de 8,285% e porcentagem de Solo 2 de 29,685%. Como o Solo 1 apresenta percentual granulométrico de areia elevado (89,67%), a porcentagem de Solo 2 obtida para a mistura é necessária para preencher os interstícios do Solo 1, com umidade suficiente para lubrificar as partículas e energia de compactação suficiente para fornecer a acomodação destas partículas. Com isso, foi possível obter uma camada de base adequada

para o aterro sanitário em estudo atendendo às exigências de permeabilidade à água de acordo com padrões nacionais e internacionais, permitindo que este estudo seja aplicado também a aterros com características semelhantes, podendo ainda, com esses resultados, ser sugerido o redirecionamento na operação destes aterros.

Palavras-chave: aterros sanitários, camada de base, solo compactado, planejamento fatorial.

ABSTRACT

Landfills represent the most widely used worldwide alternative for the environmentally sound disposal of Urban Solid Waste (RSU), with its liners being one of the main components. Lack of care with these layers can generate immeasurable environmental damage, such as leachate infiltration to nearby surface water bodies and groundwater, in addition to soil contamination. The water permeability coefficient is the main variable used to verify liners efficiency. Within this context, this work aims to obtain an adequate composition of soils for the base layer of landfill, meeting the water permeability requirements according to national and international standards. The experimental field for this research was the sanitary landfill in the city of Campina Grande - PB, which uses a composition between two types of soils for the study layer. Initially, geotechnical, physical-chemical and mineralogical characterizations of these two types of soils were carried out, being called of Soil 1 that obtained in the area of the project and Soil 2 obtained in deposits in the municipality of Boa Vista - PB. The technique of factorial planning was applied in which the variables of the mixture were evaluated: energy of compaction, humidity and percentage of Soil 2. With this, it was possible to optimize the interaction process between the control variables and to reduce the number of tests performed. The central composite (plane model) and rotational central composite (curvature model) were used. To determine the permeability to water, the model that presented the best fit was selected according to the Akaike criterion (AiC), the sum of squares of the residuals (SQR) and the coefficient of determination (R^2). The admissible K value was determined in accordance with requirements of the Environmental Protection Agency of the State of São Paulo (CETESB), the Brazilian Association of Technical Standards (ABNT) and the American Environmental Protection Agency (EPA). Soil 1 is a clayey poorly graded sand and Soil 2 is a material with smectite clayey minerals, with a Plasticity Index (PI) of 124%. The model that presented the best fit was the plan. K values were obtained: compaction energy of $0.476 \text{ MN.m} / \text{m}^3$, humidity of 8.285% and Soil 2 percentage of 29.685%. Since Soil 1 has a high sand particle size (89.67%), the percentage of Soil 2 obtained for the mixture is required to fill the interstices of Soil 1, with sufficient moisture to lubricate the particles and sufficient compaction energy to provide the accommodation of these particles. With this, it was possible to obtain a suitable base layer for the sanitary landfill under study, meeting the requirements of water permeability according to national and international standards, allowing this study to

be applied also to landfills with similar characteristics. redirecting the operation of these landfills.

Keywords: landfills, liners, compacted soil, factorial planning.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 – Esquema de aterro sanitário | 19 |
| Figura 2 – Sistemas de revestimento de fundo para aterros de RSU segundo regulamentações de diversos países | 24 |
| Figura 3 – Classificação do solo de acordo com o diâmetro dos grãos | 27 |
| Figura 4 – Influência da energia de compactação no comportamento do solo..... | 30 |
| Figura 5 – Efeitos da compactação na estrutura do solo | 30 |
| Figura 6 – Execução de camada de base do Aterro Sanitário de Campina Grande (PB) | 32 |
| Figura 7 – Representação de um experimento..... | 33 |
| Figura 8 – Exemplos de superfícies de respostas: (a) para Delineamento Composto Central; (b) para Delineamento Composto Central Rotacional..... | 35 |
| Figura 9 – Célula 1 do Aterro Sanitário de Campina Grande (PB) | 40 |
| Figura 10 – Execução de camada de base do Aterro Sanitário de Campina Grande (PB) | 41 |
| Figura 11 – Solo 1 obtido em jazidas na área do Aterro Sanitário de Campina Grande- PB... 41 | |
| Figura 12 – Solo 2 obtido em jazidas no município de Boa Vista – PB e disposto na área do Aterro Sanitário de Campina Grande - PB | 42 |
| Figura 13 – Organograma do trabalho para obtenção da mistura adequada | 42 |
| Figura 14 – Equipamento para realização de ensaio de fluorescência de raio-x (EDX)..... | 45 |
| Figura 15 – Equipamento para realização de ensaio de difração de raio-x (DRX) | 46 |
| Figura 16 – Sequência de operação do planejamento experimental..... | 47 |
| Figura 17 – Moldagem dos corpos de prova para ensaio de permeabilidade:..... | 51 |
| Figura 18 – Mistura adequada de solos | 52 |
| Figura 19 – Faixa de valores de coeficiente de permeabilidade à água mínima admissível de acordo com ABNT (1997), CETESB (1993) e EPA (1993) | 53 |
| Figura 20 – Curva de distribuição granulométrica do solo 1 | 55 |
| Figura 21 – Curva de compactação Proctor Normal para o Solo 1 | 56 |
| Figura 22 – Gráfico do ensaio de DRX para o solo 1..... | 58 |
| Figura 23 – Gráfico do ensaio de DRX para o solo 2..... | 61 |
| Figura 24 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o DCC..... | 63 |
| Figura 25 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o DCCR | 64 |
| Figura 26 – a: Superfície de resposta do DCC para Umidade x Energia; b: Superfície de resposta do DCCR para Umidade x Energia | 66 |
| Figura 27 – a: Superfície de resposta do DCC para Energia x Solo 2; b: Superfície de resposta do DCCR para Energia x Solo 2..... | 68 |
| Figura 28 – a: Superfície de resposta do DCC para Umidade x Solo 2; b: Superfície de resposta do DCCR para Umidade x Solo 2 | 69 |
| Figura 29 – Faixas de valores de coeficiente de permeabilidade mínima admissível | 73 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Vantagens e desvantagens da utilização de aterros sanitários..... | 20 |
| Tabela 2 – Valores típicos de condutividade hidráulica..... | 28 |
| Tabela 3 – DCC para obtenção dos resultados de permeabilidade à água | 48 |
| Tabela 4 – DCCR para obtenção dos resultados de permeabilidade à água..... | 48 |
| Tabela 5 – Matriz de planejamento com fatores e níveis propostos para o DCC..... | 49 |
| Tabela 6 – Matriz de planejamento com fatores e níveis propostos para o DCCR..... | 50 |
| Tabela 7 – Referências de permeabilidade à água a 20° C para estudo da mistura adequada.. | 53 |
| Tabela 8 – Porcentagens de frações granulométricas do solo 1 | 55 |
| Tabela 9 – Análise química da fração argilosa do solo de empréstimo | 57 |
| Tabela 10 – Análise química do solo 2..... | 60 |
| Tabela 11 – Resultados de permeabilidades à água para os delineamentos propostos | 62 |
| Tabela 12 – P_{valor} para o modelo DCC..... | 64 |
| Tabela 13 – P_{valor} para o modelo DCCR..... | 65 |
| Tabela 14 – Escolha de modelo com melhor ajuste | 71 |
| Tabela 15 – Definição dos parâmetros para mistura adequada de solos para aterros sanitários | 72 |

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
- AIC – Critério de Informação de Akaike (*Akaike Information Criterion*)
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CCL – *Compacted clay liner*
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- COT – carbono orgânico total
- DBO – Demanda biológica de oxigênio
- DCC – Delineamento composto central
- DCCR – Delineamento composto central rotacional
- DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral
- DRX – Difração de Raios-X
- EDX – Fluorescência de Raios-X
- EPAMIG – Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais
- f - função
- g – unidade de medida em gramas
- GCD – Geocompostos drenantes
- GCL – Geocomposto argiloso para barreira impermeável
- GL – grau de liberdade
- GM – Geomembrana
- GN – Georredes
- GRS – Grupo de Resíduos Sólidos
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IP – Índice de Plasticidade
- k – prefixo de unidades que indica multiplicação por 1 mil
- K – Coeficiente de permeabilidade à água
- INEA – Instituto Estadual do Meio Ambiente do Rio de Janeiro
- IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas
- LGA – Laboratório de Geotecnia Ambiental
- L – Parcela linear do modelo
- LL – Limite de Liquidez

LP – Limite de Plasticidade
m – unidade de metro
M – prefixo de unidades que indica multiplicação por 1 milhão
m³ - unidade de metro cúbico
MO – matéria orgânica
NBR – Norma Brasileira
N – unidade de medida de força denominada Newton
PB – Paraíba
pH – Potencial Hidrogeniônico
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
ps – peso do solo seco após secagem a 100° C
pss – peso do solo seco após secagem a 550° C
p_{valor} – nível de significância para o teste
ρ_s – Massa específica seca do solo
Q – parcela quadrática do modelo
RIMA – Relatório de Impacto ao meio ambiente
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
SQR – Soma dos Quadrados dos Resíduos
SR – superfície de resposta
SUCS – Sistema Unificado de Classificação dos Solos
SV – Sólidos Voláteis
UFMG – Universidade Federal de Campina Grande
UFPE – Universidade Federal de Pernambuco
USEPA – United States Environmental Protection Agency
R² - Coeficiente de determinação

SUMÁRIO

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 14 |
| 1.1 | Objetivos | 16 |
| 1.1.1 | Objetivo geral..... | 16 |
| 1.1.2 | Objetivos específicos..... | 16 |
| 2 | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 17 |
| 2.1 | Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e os Aterros Sanitários..... | 17 |
| 2.2 | Impermeabilização de camadas de base de aterros sanitários | 21 |
| 2.3 | Fatores que influenciam no comportamento das camadas de base de aterros sanitários | 26 |
| 2.4 | Misturas de solo-bentonita..... | 31 |
| 2.5 | Planejamento fatorial | 33 |
| 2.6 | Critérios de ajustes de modelos..... | 36 |
| 3 | MATERIAIS E MÉTODOS | 39 |
| 3.1 | Campo experimental | 39 |
| 3.2 | Materiais | 40 |
| 3.2.1 | Solo 1..... | 41 |
| 3.2.2 | Solo 2..... | 41 |
| 3.3 | Métodos..... | 42 |
| 3.3.1 | Caracterização dos solos | 43 |
| 3.3.2 | Planejamento experimental | 46 |
| 3.3.3 | Seleção do modelo que melhor se ajusta..... | 51 |
| 3.3.4 | Determinação da mistura adequada de solos..... | 52 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES..... | 54 |
| 4.1 | Caracterização dos solos | 54 |
| 4.1.1 | Solo 1..... | 54 |
| 4.1.2 | Solo 2..... | 58 |
| 4.2 | Respostas do planejamento experimental | 61 |
| 4.3 | Seleção do modelo que melhor se ajusta | 71 |
| 4.4 | Determinação da mistura adequada de solos | 72 |
| 5 | CONCLUSÕES | 75 |
| 5.1 | Sugestões para pesquisas futuras..... | 76 |
| | REFERÊNCIAS..... | 77 |

1 INTRODUÇÃO

O aumento na geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), impulsionado pelo rápido crescimento populacional e pelo avanço da industrialização, representa uma das principais problemáticas a serem enfrentadas pela humanidade.

Segundo *The World Bank* (2012), a produção global de resíduos em 2002 foi de cerca de 0,68 bilhão de toneladas por ano, ou seja, 0,64 kg/habitante/dia. Em 2012, essa produção foi de 1,30 bilhão de toneladas por ano (1,20 kg/habitante/dia). Estima-se que para o ano de 2025 essa produção seja de 2,2 bilhões de toneladas por ano (1,42 kg/habitante/ano).

Esse aumento significativo na geração de RSU tem direcionado as nações para a busca de soluções ambientalmente adequadas para disposição desses resíduos (GIUSTI, 2009; HANNAN *et al.*, 2015; MELARE *et al.*, 2016).

Dentre essas soluções de disposição final ambientalmente adequada, os aterros sanitários representam a técnica mais utilizada, tanto em nível mundial como nacional, devido à sua praticidade e baixo custo (GIUSTI, 2009; ZUQUETE *et al.*, 2015).

Dentro desta perspectiva, os municípios brasileiros, impulsionados, sobretudo, pela obrigatoriedade imposta pela Lei 12.305/10 (Política Nacional de Resíduos Sólidos), estão buscando a implantação de aterros sanitários para disposição de seus resíduos. Esse processo de implantação envolve etapas de projeto, execução da obra, operação e monitoramento (VAN ELK *et al.*, 2016).

O monitoramento dos aterros sanitários é importante para verificação do desempenho ambiental do empreendimento. Nesta etapa é possível identificar e corrigir eventuais problemas de ordem funcional. Porém, após início da operação com disposição de resíduos em células de aterros sanitários, o monitoramento das camadas de base torna-se complexo (REGADÍO *et al.*, 2015).

As camadas de base são um dos principais elementos dos aterros sanitários. A ausência de cuidados com esses revestimentos oferecem riscos à biodiversidade e à saúde humana, pois o lixiviado pode afetar negativamente a qualidade do solo, dos aquíferos e corpos hídricos superficiais da região do empreendimento (GUNEY *et al.*, 2014; REGADÍO *et al.*, 2015).

Mahler *et al.* (2015) afirmam que muitas vezes os solos disponíveis na localidade não atingem uma impermeabilização eficiente para camadas de base de aterros. Então, a utilização de uma mistura com outro material, como por exemplo a bentonita, para essa camada foi proposta anteriormente por diversos autores (HOEKS *et al.*, 1987; KENNEY *et al.*, 1992; MOLLINS *et al.*, 1996; STEWART *et al.*, 2003; MAHLER *et al.*, 2015). Um solo muito impermeável com propriedades expansivas, como o caso da bentonita, em condições não saturadas, pode apresentar rachaduras devido à tentativa de reter água. Já um solo com alta permeabilidade facilita o fluxo de contaminantes pelos seus poros (DURUKAN *et al.*, 2014).

A permeabilidade é utilizada como a principal variável para análise da impermeabilização dos solos em aterros sanitários e diversos fatores influenciam nesta variável. Então, compreender melhor as condições físicas, analisando propriedades químicas e mineralógicas dos solos contribuem para uma análise mais precisa das condições de fluxo da camada de base de aterros sanitários.

Araujo *et al.* (2014) afirmam que o emprego de solo como material impermeabilizante sobre os resíduos depositados em aterros sanitários torna-se economicamente viável quando há disponibilidade de matéria-prima que atenda às exigências das normas, apresentando menor custo em relação ao uso de materiais sintéticos.

Boscov (2008) afirma que sistemas de impermeabilização utilizando camadas de solo compactados é possível em locais com nível d'água profundo, espessas camadas de solo não saturado e com alta capacidade de retenção de poluentes sob o aterro.

Então, realizar interações entre fatores que afetam na permeabilidade dos solos, utilizando métodos estatísticos, podem fornecer resultados otimizados e com baixo nível de desconfiança. Os resultados desta pesquisa podem intervir na escolha dos materiais adequados para impermeabilização da camada de base e redirecionar a operacionalização do aterro sanitário, podendo ser reproduzido para empreendimentos com características semelhantes.

Dentro deste contexto, este trabalho visa otimizar a composição de solos para camada de base que é utilizada no Aterro Sanitário no município de Campina Grande com vistas à obtenção da impermeabilização adequada, levando em consideração aspectos físicos dos solos, podendo este ser aplicado em aterros com as mesmas características.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Obter uma composição adequada de solos para camada de base de aterro sanitário atendendo às exigências de permeabilidade à água de acordo com padrões nacionais e internacionais.

1.1.2 Objetivos específicos

- Analisar a influência dos parâmetros geotécnicos, químicos e mineralógicos dos solos na permeabilidade à água.
- Utilizar o planejamento fatorial para otimizar as variáveis estudadas no sentido da adequação da permeabilidade à água de acordo com níveis exigidos para aterros sanitários.
- Selecionar o modelo estatístico que apresente melhor ajuste aos dados.
- Determinar através de iterações matemáticas faixas de valores das variáveis estudadas que permitem uma permeabilidade dentro dos padrões estabelecidos.
- Sugerir o direcionamento da operação da camada de base do aterro sanitário em estudo, podendo ser aplicado a aterros com características semelhantes.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esta revisão bibliográfica busca explicar os principais temas estudados para que haja embasamento científico para realizar as análises deste trabalho. São apresentados tópicos sobre os resíduos sólidos urbanos e sua disposição em aterros sanitários, a impermeabilização de camadas de base de aterros e o uso de planejamento fatorial para otimização do processo experimental para obtenção de uma camada de base de aterros sanitários adequada.

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e os Aterros Sanitários

O processo de disposição de RSU em nível mundial passou por várias fases até a atualidade. As agências de proteção ambiental e os governos dos países definiram diretrizes que acompanharam a evolução das tecnologias. Com a evolução das diversas tecnologias de disposição de resíduos, a necessidade da modernização nas legislações para o gerenciamento dos resíduos se tornou iminente (MELARE *et al.*, 2017).

Nos Estados Unidos, a Lei de Resíduos Sólidos (*Federal Solid Waste Disposal Act*) foi editada em 1965 e tratava, entre outros aspectos, pelo financiamento estadual dos aterros e lixões. Em 1976, essa lei foi complementada pela Lei da Conservação e Recuperação (*Resource Conservation and Recovery Act*), que visava assegurar a disposição de resíduos perigosos e não perigosos de modo seguro à saúde humana. A Agência de Proteção Ambiental (*United States of Environmental Protection Agency – USEPA*) seria denominada como responsável pela fiscalização e avaliação das leis editadas. A partir do Princípio Poluidor-Pagador, criou-se um Superfundo (*Superfund Trust Fund*) para descontaminação de áreas degradadas. Em 1990, entrou em vigor a Lei de Prevenção da Poluição (*Pollution Prevention Act*), que estabeleceu uma hierarquia de métodos preferíveis de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e industriais (JURAS, 2005).

Países da comunidade europeia, como Alemanha, França e Espanha editaram leis que priorizaram evitar a geração de resíduos, sobretudo, através do seu reaproveitamento. Inclusive, na comunidade europeia foi introduzida uma estratégia denominada 'zero waste', que promove a responsabilidade de produtores no desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de resíduos (FUDALA-KSIAZEK *et al.*, 2016).

No Brasil, a legitimação de legislação nacional para disposição de resíduos veio à tona apenas em 1991, especificamente tratando do acondicionamento, coleta, tratamento, transporte e destinação dos resíduos dos serviços de saúde, através do Projeto de Lei Nº 203. Em 1999, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) editou e aprovou a Proposição Nº 259, que instituiu Diretrizes Técnicas para a Gestão de Resíduos Sólidos. Em 2004, o Ministério do Meio Ambiente propôs diversos grupos de discussões interministeriais para elaboração de propostas de regulamentação de resíduos sólidos.

Em 3 de agosto de 2010 foi publicado no Diário Oficial da União a Lei Nº 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Essa nova lei inclui estratégias de gestão integrada, além de especificar diversas formas de gerenciamento dos resíduos. Traz também a hierarquia de prioridades na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, que são: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (ZUQUETTE et al, 2015).

Essa lei busca aproveitar ao máximo os resíduos, até que não possam mais ser reaproveitados. Ao final da hierarquia, pode-se citar o aterro sanitário como principal forma de disposição final ambientalmente adequada, tanto em âmbito internacional (GIUSTI, 2009) quanto em nível nacional (ZUQUETTE et al, 2015).

Aterros sanitários (Figura 1) são compreendidos como obras de engenharia, baseadas em critérios e normas operacionais, que permitem o confinamento seguro, garantindo o controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública, minimizando os impactos ambientais (IPT, 2000).

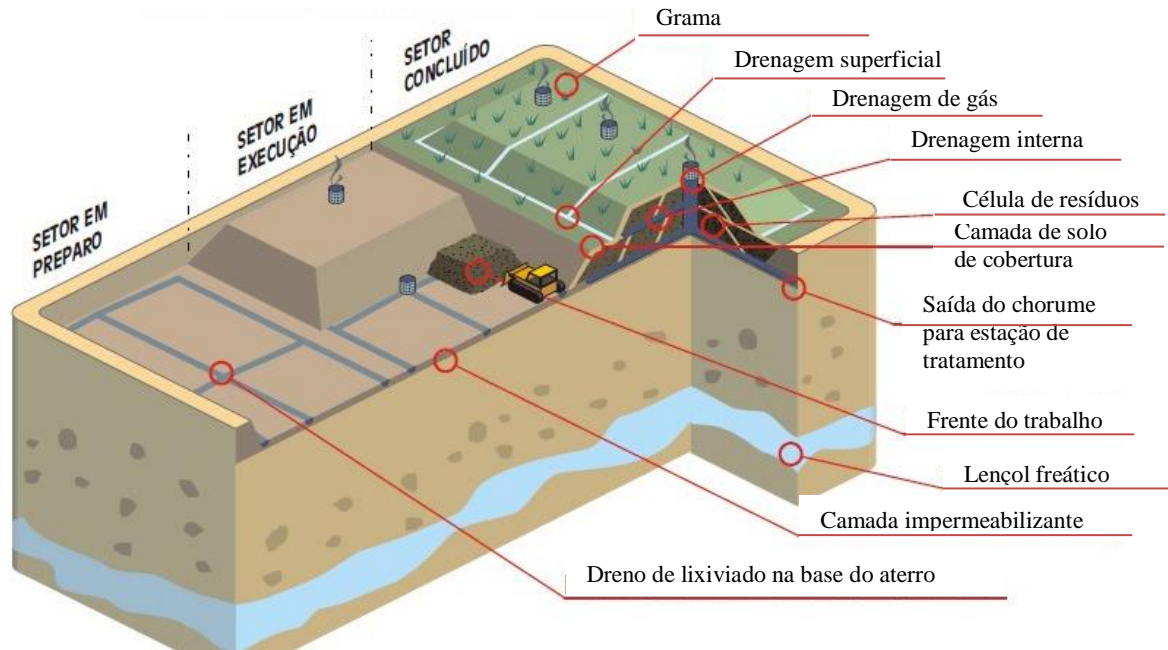
Os aterros sanitários se assemelham a grandes reatores biológicos (BIDONE, 2001). Os processos de transformações físico-químicas e biológicas decorrentes da decomposição da matéria orgânica resultam na produção de líquidos (lixiviado) e gases (biogás), que precisam ser coletados e tratados (ZUQUETTE et al, 2015).

O lixiviado, ou percolado, é um líquido de alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) com odor desagradável e cor negra produzida pela decomposição de matéria orgânica em lixões e aterros sanitários (ALONSO, 2005). Esse líquido é coletado por drenos no interior das Células do Aterro Sanitário e conduzido para tratamento.

Alguns elementos típicos dos projetos de aterros sanitários podem ser destacados na Figura 1, tais como: divisão em células, compactação dos resíduos, camada de cobertura, sistema de impermeabilização de base (*liner*), sistemas de drenagem e tratamento para

líquidos e gases, monitoramento geotécnico e ambiental, entre outros. Todas essas medidas visam minimizar os impactos ambientais e proteger o ambiente onde será implantando o aterro.

Figura 1 – Esquema de aterro sanitário



Fonte: IPT (2000)

Através da Tabela 1, pode-se perceber que o aterro sanitário é uma tecnologia de disposição final de resíduos viável, porém, causa grande impacto na área de implantação.

Tabela 1 - Vantagens e desvantagens da utilização de aterros sanitários

| Vantagens | Desvantagens |
|---|---|
| ✓ adaptável a comunidades grandes ou pequenas; | ✓ necessidade de grandes áreas para aterro, muitas vezes, longe da área urbana; |
| ✓ possibilidade de se utilizar áreas já degradadas por outras atividades; | ✓ limite na quantidade de resíduos; |
| ✓ recebimento de resíduos de diversas naturezas; | ✓ possibilidade de desenvolvimento de maus odores; |
| ✓ possibilidade de receber e acomodar rapidamente quantidades variáveis de resíduos; | ✓ possibilidade de deslocamento de poeiras; |
| ✓ apresentação de menores custos de investimento e operação que outras tecnologias; | ✓ alteração da estética da paisagem; |
| ✓ utilização de equipamentos e máquinas usadas em serviços de terraplanagem; | ✓ diminuição do valor comercial da terra; |
| ✓ simples operacionalização, não requerendo pessoal altamente especializado; | ✓ interferência da meteorologia na produção de lixiviados que requisitam tratamento adequado; |
| ✓ possibilidade de aproveitamento energético do biogás; | ✓ período pós-fechamento relativamente longo para a estabilização do aterro; |
| ✓ não causa danos ao meio ambiente se corretamente projetado, executado e operacionalizado. | ✓ controle dos riscos de impactos ambientais de longo prazo. |

Fonte: Adaptado de GRS/UFPE (2014)

Apesar das exigências da PNRS (BRASIL, 2010), a maioria dos municípios brasileiros ainda não implantaram formas de disposição ambientalmente adequada para seus resíduos, como, por exemplo, aterros sanitários. Brasil (2017) mostra que na região norte, nordeste e centro-oeste, esses aterros correspondem a 9,29%, 7,45% e 11,18%, respectivamente, das formas dessa forma de disposição. Os lixões ainda são predominantes nestas regiões.

Na Paraíba, aproximadamente 8,5% dos municípios utilizam aterros sanitários (BRASIL, 2017), podendo serem destacados os municípios de Alagoa Grande, Campina Grande, Conceição, João Pessoa, Piancó e Sousa. No município de Campina Grande há um aterro privado onde, além do município sede, outros 4 municípios (Puxinanã, Montadas, Boa Vista e Lagoa Seca) depositam seus resíduos.

A operação desses empreendimentos precisa ser monitorada de forma correta, pois erros podem acarretar danos ambientais imensuráveis. Os objetivos do monitoramento são: acompanhar o comportamento geomecânico e o desempenho ambiental do aterro, de forma a permitir a identificação, em tempo hábil, de alterações no padrão de comportamento previsto e a proposição de medidas preventivas e corretivas, orientando os trabalhos de conservação e manutenção. Os monitoramentos geotécnico e ambiental de um aterro sanitário são realizados por meio dos resultados das observações de campo, da análise da instrumentação instalada e das análises físico-químicas e microbiológicas em amostras de águas superficiais e subterrâneas, e em amostras de líquidos lixiviados. São monitoradas ainda as condições de qualidade dos solos e do ar (CATAPRETA *et al.*, 2016).

A camada de base de aterros sanitários é de difícil monitoramento após a disposição de resíduos na Célula Sanitária. As *liners* devem funcionar como isolante entre o maciço sanitário e o solo natural. Os drenos presentes nesta camada devem funcionar de modo que o lixiviado produzido seja captado e levado para tratamento. Então, erros operacionais podem ser de difícil detecção e de grande impacto ambiental.

Portanto, os cuidados nesta camada são essenciais para minimização dos riscos ambientais impostos na operacionalização do aterro sanitário.

2.2. Impermeabilização de camadas de base de aterros sanitários

A biodegradação dos resíduos do aterro sanitário gera subprodutos que são, essencialmente, líquidos (lixiviado) e gases. Esses subprodutos devem ser coletados e tratados, pois são altamente agressivos ao meio ambiente (KAWAI *et. al.*, 2012).

Tendo em vista proteger o meio ambiente, os aterros sanitários possuem camadas que isolam a massa de resíduos do terreno natural. São denominadas camadas de base e cobertura (*liners*), além de coberturas intermediárias necessárias na operacionalização dos aterros. Na camada de base, a função principal é minimizar o transporte de poluentes para a zona não saturada e/ou aquífero subjacente. A camada de cobertura tem como funções principais controlar a saída e entrada de gases e limitar a infiltração de água na massa de resíduos, diminuindo a quantidade de lixiviado gerado, além da poeira (BOSCOV, 2008). As camadas

intermediárias são necessárias para isolar temporariamente os resíduos da ação de agentes externos, a exemplo de mosquitos, moscas, urubus, ratos e outros.

De acordo com Rowe (1995), as barreiras impermeabilizantes podem ser:

- depósitos naturais de solos argilosos;
- *liners* de argila compactada;
- paredes de *cut-off*;
- camada natural de rocha;
- *liners* argilosos com geossintéticos.

As camadas naturais de solos argilosos são formações naturais de solo com baixa permeabilidade e ricos em argilominerais. Devido à anisotropia do solo e variação nos níveis de compactação natural, essas barreiras não são indicadas para funcionar como barreira impermeabilizante de maneira isolada, devido a possibilidade de fraturas, trincas e furos não perceptíveis no terreno natural que podem levar a contaminação do lençol freático. O mesmo acontece em camadas naturais de rocha (TORRALBA, 2007).

As paredes de *cut-off* visam barrar eventuais fluxos no sentido horizontal. Geralmente, são utilizadas em aterros antigos que não tem nenhum outro tipo de barreira de proteção (TORRALBA, 2007).

As *liners* argilosos são camadas de solo compactados que visam barrar o fluxo vertical de lixiviado da massa de resíduos. São constituídos basicamente por solo compactado, mas podem ser combinados com outros materiais como carvão, cinzas, cimento, cal, fibras e bentonita (KNOP, 2007; REBELO, 2003; LOCASTRO et al, 2016). Apresentam ainda condutividade hidráulica adequada e são resistentes a influência química do percolado (DANIEL, 1993). Quando da adição de geossintéticos nessas camadas, devido à sua altíssima capacidade de impermeabilização, denominam-se *liners* argilosos com geossintéticos. São as duas formas mais utilizadas para contenção de líquidos oriundos dos aterros sanitários (DANIEL, 1993).

Boscov (2008) diz que para a impermeabilização das camadas de base de aterros sanitários podem ser utilizadas:

- camadas de solo compactado (*compacted clay liner* – CCL);
- geossintéticos (geomembrana – GM, ou geocomposto argiloso para barreira impermeável – GCL);

- combinação das anteriores.

Quando faltam jazidas com características hidromecânicas adequadas nas proximidades da obra, há uma tendência de substituir camada de solo por GCL. Porém, não é o caso da localidade do aterro em estudo, onde há ampla disponibilidade de jazidas de solos argilosos, bem como forte produção de argila bentonítica (SILVA *et al.*, 2008). Foi verificada a viabilidade de misturar o solo do local do empreendimento com bentonita, reduzindo custos operacionais sem reduzir a eficácia da impermeabilização.

Regadio *et. al* (2015) enfatiza a importância da camada de base em aterros sanitários, descrevendo-a como um dos principais elementos constituintes de um aterro sanitário. Além do mais, para que não haja acúmulo de lixiviado na camada de base, uma drenagem eficiente deve ser instalada no interior da célula do aterro. Essa drenagem geralmente é executada com material granular georredes (GN) ou geocompostos drenantes (GCD) que perfazem um caminho preferencial de fluxo deste líquido (BOSCOV, 2008).

Projeto, execução ou operação inadequados podem provocar acidentes ambientais graves, como na cidade de Montes Claros em Minas Gerais, onde problemas na drenagem e bombeamento fizeram com que o lixiviado deste aterro atingisse o Córrego do Mimoso (GLOBO, 2016a).

No início do ano de 2016 ocorreu um dos maiores vazamentos de lixiviado registrados no Brasil. Aconteceu na cidade de Seropédica, no Rio de Janeiro, atingindo um córrego e podendo alcançar o Aquífero Piranema, que se encontra a 180 metros de profundidade. O Instituto Estadual do Ambiente (INEA) estima que vazaram 50 mil litros de lixiviado (GLOBO, 2016b).

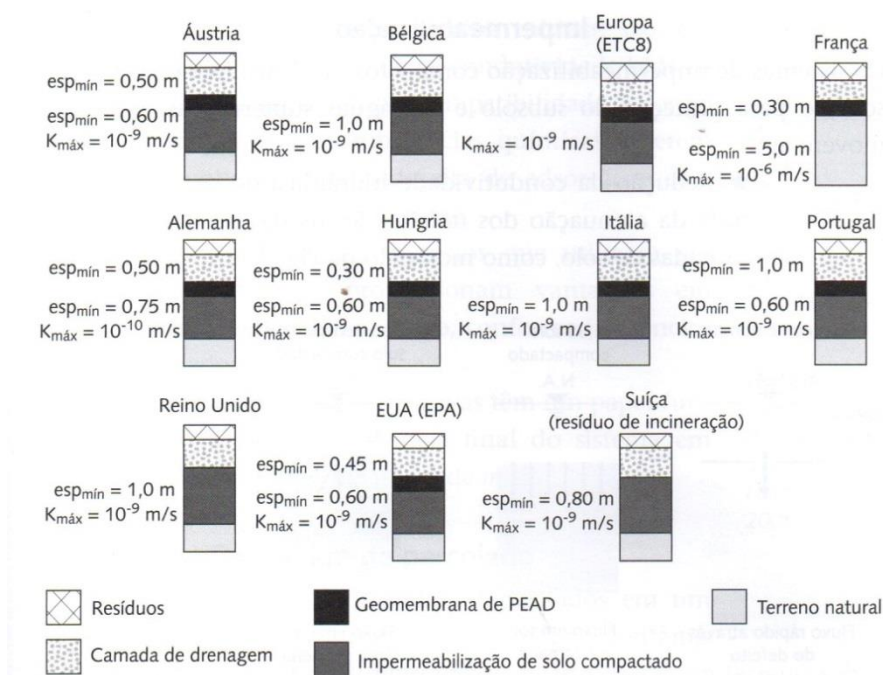
Casos de vazamento de lixiviados representam acidentes ambientais de forte impacto, sobretudo quando atingem aquíferos. O movimento de líquidos contaminados (lixiviado) para os aquíferos pode, em muitos casos, ser um processo lento (FOSTER *et al.*, 2006). Devido às baixas velocidades de infiltração e aos processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem na zona não saturada, os aquíferos são naturalmente mais protegidos da poluição, havendo a possibilidade de ocorrer decomposição dos contaminantes degradáveis. Porém, ao contrário das águas superficiais, uma vez ocorrida a poluição, a recuperação da qualidade é muito lenta. Quando a água subterrânea torna-se visivelmente poluída, geralmente grandes volumes do aquífero já estão comprometidos. Dependendo do tipo de contaminante, essa recuperação

pode levar anos, com frequentes dificuldades técnicas e custos elevados, não raro, proibitivos (FOSTER *et al.*, 2006; MMA, 2007; BETIM, 2013). Então, elaborar e executar projetos de aterros sanitários conhecendo todas as características de fluxo é essencial para os projetistas e executores.

Dentre as características de fluxo do líquido, um dos principais parâmetros utilizados é a condutividade hidráulica ou coeficiente de permeabilidade. A condutividade hidráulica indica a facilidade que um fluido Newtoniano percola através de um meio poroso (CAMAPUM *et al.*, 2015), ou ainda, a medida da resistência da água ao movimento através de um meio poroso (POEHLS *et al.*, 2009). É função da lei de Darcy, que descreve o fluxo em meios porosos, e diz que a vazão é proporcional à perda de carga entre dois pontos.

Em todo mundo existem diferentes exigências de configurações de camadas impermeabilizantes. A Figura 2 apresenta sistemas de revestimentos de fundo para aterros de resíduos sólidos urbanos em alguns países.

Figura 2 – Sistemas de revestimento de fundo para aterros de RSU segundo regulamentações de diversos países



Fonte: FERRARI (2005)

Percebe-se que apenas o Reino Unido e a Suíça não exigem a adoção de geossintéticos. Já em países como a França, há apenas a exigência de uma camada de geomembrana. Nos demais países, o sistema de *liners* argilosos com geossintéticos é adotado com mais frequência. A USEPA estabelece que as camadas de base de aterros sanitários constituídas de solo devem ter espessura mínima de 1 metro e condutividade hidráulica inferior ou igual a 10^{-9} m/s, com compactação a cada 0,25 m (USEPA, 1993).

Em geral, o coeficiente de permeabilidade nesses países indicados na Figura 2 é da ordem 10^{-9} m/s, com exceção da Alemanha e França. Ademais, as espessuras das camadas de solo compactado utilizado para impermeabilizar variam de 0,60 a 1,00 m, com exceção da França que não exige solo na impermeabilização de base. Vários autores, como Daniel *et al* (1990), Chapuis (1990), Keeney *et al* (1992), Shackelford (1994), Anderson *et al.* (1995), Gleason *et al* (1997) e Farnezi (2006), citam que a condutividade hidráulica deve ser menor ou igual a 10^{-9} m/s para camadas impermeabilizantes de aterros de RSU.

O coeficiente de permeabilidade de 10^{-9} m/s resulta da aplicação da Lei de Darcy para percolação sob gradiente hidráulico unitário através de uma camada de impermeabilização de 1 m de espessura, para garantir que o percolado demore no mínimo 30 anos para atravessar a camada, tempo após o qual o lixiviado, por hipótese, não mais seria poluente (POTTER *et al*, 1993; BOSCOV, 2008). Essas hipóteses não são válidas para todo e qualquer aterro, porém não há grandes questionamentos quanto à eficácia deste valor de coeficiente de permeabilidade.

No Brasil, a NBR 13.896 (ABNT, 1997) faz exigências vacantes de coeficiente de permeabilidade, não exigindo outras características do solo. Considera desejável que depósitos naturais de solo do terreno apresentem coeficiente de permeabilidade mínimo de 10^{-8} m/s, porém, sem nenhuma imposição adicional, sobretudo, no tocante a configuração das camadas de solo compactado, energia de compactação, umidade e outros fatores. Ainda estabelece que a zona não saturada seja de, no mínimo, 3 m de profundidade.

Percebe-se uma ausência de arcabouço normativo e legislativo em nível nacional sobre critérios de projeto, construção e operação de camadas de base de aterros sanitários (SOARES, 2012). A grande variabilidade na disponibilidade de jazidas com características das mais diversas dificulta que haja uma legislação única para camada de base de aterros sanitários.

No Estado de São Paulo, a Companhia Ambiental do Estado (CETESB) recomenda algumas características de solos para confecção de liners:

- classificação do solo CL, CH, SC ou OH, segundo o Sistema Unificado de Classificação dos Solos;
- Condutividade hidráulica menor que 10^{-9} m/s;
- Porcentagem de material fino, passando na peneira #200, maior que 30%;
- LP > 30% e IP > 15%;
- pH > 7.

Esses valores de coeficiente de permeabilidade exigem uma criteriosa compactação. Então, em casos onde não se alcance os níveis mínimos exigidos de permeabilidade, deve-se realizar estudos com utilização de geossintéticos.

Pode-se ainda constatar a ausência de normas e critérios no Estado da Paraíba para projeto, construção e operação de aterros de resíduos sólidos urbanos.

Lukiantchuki (2007) diz que as barreiras impermeabilizantes devem atender aos critérios de condutividade hidráulica, estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência a intempéries e compatibilidade química com os resíduos confinados. Então, alguns fatores do solo influenciam diretamente no comportamento dessas barreiras. Esses fatores são comentados no item seguinte.

2.3. Fatores que influenciam no comportamento das camadas de base de aterros sanitários

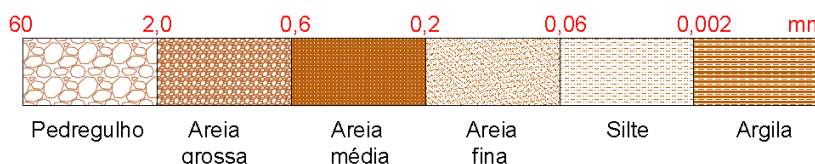
Sabe-se que as camadas de base funcionam para impermeabilizar o fundo de aterros sanitários, e que sua principal característica é a permeabilidade. Estudar o comportamento da permeabilidade dessa camada envolve diversos fatores, dentre os quais Hermann *et al.* (1987) mencionam como os mais influentes:

- ✓ tipo de solo;
- ✓ energia e método de compactação utilizados no processo;
- ✓ teor de umidade;
- ✓ características do efluente;
- ✓ saturação;
- ✓ espessura das camadas.

Cada tipo de solo se comporta de maneira diferente quando compactado, devido as diferentes texturas e consistências ou compacidades. Os solos podem ser resumidamente descritos em orgânicos, granulares e coesivos. O primeiro grupo são aqueles que possuem quantidade significativa de matéria orgânica, tendo baixa resistência, alta permeabilidade e alta compressibilidade. O segundo representa materiais que apresentam alto coeficiente de permeabilidade mesmo se bem compactados. Em geral, suas propriedades não são afetadas pela adsorção de água (TORRALBA, 2007). O terceiro são solos compostos por grãos finos, que, quando compactados corretamente, possibilitam um baixo coeficiente de permeabilidade. Devido às suas propriedades de superfície, tendem a adsorver água, o que influencia no seu comportamento.

De acordo com NBR 6502 (ABNT, 1995), os solos granulares podem ser divididos em pedregulhos e areias (grossas, médias e finas). Os solos coesivos podem ser siltes e argilas. Essa classificação é realizada de acordo com o diâmetro equivalente dos grãos de solo (Figura 3).

Figura 3 – Classificação do solo de acordo com o diâmetro dos grãos



Fonte: adaptado de ABNT (1995)

Pinto (2006) diz que quanto menor o diâmetro dos grãos de solo menor será seu coeficiente de permeabilidade (Tabela 2). Isso acontece devido à tendência de melhor acomodação entre as partículas de grãos finos e consequente redução da espessura dos canalíticos do solo.

Tabela 2 – Valores típicos de condutividade hidráulica

| Tipo de material | Condutividade hidráulica (m/s) |
|-------------------------|---------------------------------------|
| Argilas | $< 10^{-9}$ |
| Siltes | 10^{-6} a 10^{-9} |
| Areias argilosas | 10^{-7} |
| Areias finas | 10^{-5} |
| Areias médias | 10^{-4} |
| Areias grossas | 10^{-3} |

Fonte: Adaptado de Pinto (2006)

Solos coesivos geralmente apresentam argilominerais, que influenciam diretamente na permeabilidade. Mesri *et al.* (1971) citam que a presença de montmorilonita – argilomineral que possui alta capacidade de expansão – pode fornecer um coeficiente de permeabilidade da ordem de 10^{-13} m/s, enquanto uma caulinita alcança 10^{-8} m/s.

A distribuição do tamanho das partículas pode conferir mudanças significativas na condutividade hidráulica. Solos bem graduados, cuja fração argila governa o comportamento hidráulico da matriz do solo, podem apresentar baixa condutividade hidráulica (DANIEL, 1995).

Muitas vezes solos com baixo coeficiente de permeabilidade não são ofertados na região dos aterros sanitários, então percentuais de argilas são adicionados para melhorar a distribuição granulométrica e conceder propriedades coesivas a este solo. Dentre as argilas, as bentonitas são bastante utilizadas (BENSON *et al.*, 1994).

De acordo com o Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), as argilas bentoníticas são rochas caracterizadas por terem partículas bastante finas, elevada carga superficial, grande capacidade de permutação entre cátions, ampla superfície de contato e pela expansão do seu volume na presença de água.

Grim *et al.* (1978) definem a bentonita como qualquer argila cuja composição é formada basicamente pela esmectita, sendo este o argilomomineral responsável pelas propriedades físicas da bentonita. Para estes autores, independentemente de sua origem ou

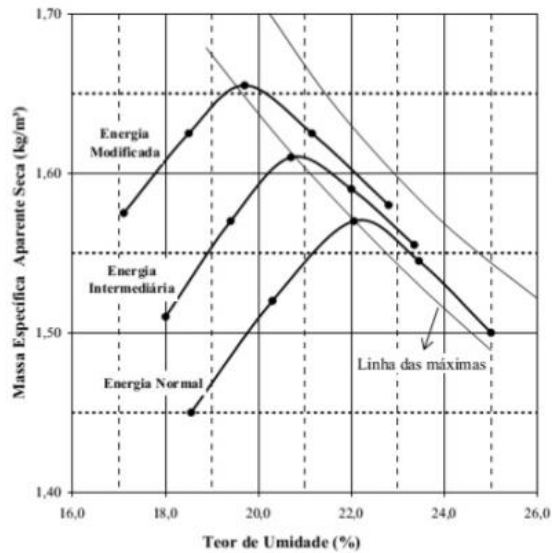
ocorrência, o percentual do argilomineral montmorilonítico nas argilas bentoníticas está compreendido entre 55 e 70%, sendo que seu grau de expansão na presença de água é bastante elevado, correspondendo até 20 vezes o seu volume inicial. Outras características conferidas ao argilomineral pelos autores são a capacidade de troca catiônica e a elevada área superficial.

Segundo Brasil (2016), o Estado da Paraíba é o maior produtor bruto de bentonita no país, tanto na forma bruta como na forma beneficiada, respondendo por 60,8% e 47,7% da produção nacional, respectivamente. O município de Boa Vista, distante aproximadamente 24 km do aterro sanitário em Campina Grande, é o maior produtor de bentonita do Estado. Neste aterro, a bentonita é misturada ao solo de uma jazida localizada na área do próprio aterro para obtenção de uma camada de base para as células. O Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) do empreendimento diz que a adoção de mistura de solo-bentonita com as características da região é inovador, sendo o primeiro aterro sanitário utilizando tal tecnologia para o Norte-Nordeste do Brasil.

Os métodos de compactação e energia aplicada também produzem efeitos na permeabilidade dos solos. Os métodos de impacto, estático e de pisoteamento podem satisfazer as condições desejadas para solos coesivos, a depender do propósito que o material tenha (TORRALBA, 2007). Em geral, nos aterros sanitários se utiliza o método de pisoteamento com rolo compactador na execução das camadas de base de aterros sanitários. Por ser o método que provoca maior deformação por cisalhamento no solo, induz uma estrutura mais dispersa e, portanto, uma menor permeabilidade do solo. O aumento na dispersão resulta na redução do número de canais maiores de fluxo e em poros de menor tamanho, fazendo com que o coeficiente de permeabilidade diminua (MITCHELL *et al.*, 1965). Essa compactação deve ser feita por camadas com vistas a obter máxima eficiência.

Observa-se na Figura 4 deslocamento da curva de compactação à esquerda e acima para um aumento de energia de proctor normal para modificada para um mesmo solo. Quando se aumenta essa energia ocorre a diminuição no valor da umidade ótima e um acréscimo na massa específica seca. Das (1998) diz que isto acontece porque energias de compactação elevadas fazem com que ocorra uma orientação mais paralela das partículas de argila, aproximando-as umas das outras, resultando em maior densidade e, conseqüentemente, menor permeabilidade.

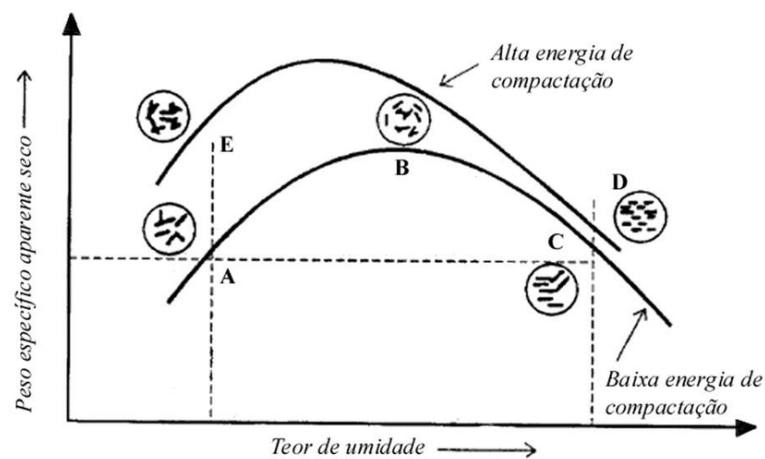
Figura 4 – Influência da energia de compactação no comportamento do solo



Fonte: CAMAPUM DE CARVALHO *et al.* (2015)

A teoria proposta por Lambe *et al.* (1969), fundamentada nos conceitos de camada dupla, associa o comportamento da estrutura no solo com a umidade de compactação (Figura 5). Quando o solo se compacta no ramo seco, este apresenta uma estrutura floculada, e quando compactado no ramo úmido, uma estrutura dispersa, onde as partículas finas de solo se orientam lamelaramente. Também se observa o efeito da energia de compactação no arranjo das partículas, onde a floculação é menor e a dispersão maior no caso de uma energia elevada de compactação.

Figura 5 – Efeitos da compactação na estrutura do solo



Fonte: CAMAPUM DE CARVALHO *et al.* (2015)

Observa-se na Figura 5 que o valor da massa específica seca cresce com o aumento do teor de umidade quando compactado com uma energia determinada até chegar a um valor máximo, associado a um determinado valor de umidade, denominado umidade ótima. Se continuar a acrescentar água, a massa específica seca (ρ_s) começa a diminuir. O objetivo do ensaio de compactação em laboratório é definir a quantidade de água necessária a ser adicionada para obter uma máxima ρ_s e cumprir objetivos como a diminuição da permeabilidade, o aumento da resistência e a diminuição da compressibilidade.

Monteiro (1998) realizou ensaios de permeabilidade utilizando dois tipos de permeantes: água e lixiviado (com variação de pH). Verificou-se que as permeabilidades horizontal e vertical (pH ácido e básico) são bastante semelhantes e não apresentaram alterações no comportamento do solo. Não houve controle de compactação durante a execução da cortina.

Ritter et al (2002) realizaram ensaios de permeabilidade moldados na umidade ótima do solo utilizando como líquido percolante a água e o líquido percolado de aterros sanitários. Com seu estudo obteve valores de permeabilidades menores com o líquido percolado, fato explicado pela colmatação da amostra pelas partículas sólidas em suspensão presentes no líquido. Porém, Knopp (2007) observou que as normas existentes não exigem que os ensaios para verificação de adequabilidade de um liner sejam realizados com o lixiviado. Assim, normalmente, o ensaio é realizado com água, o que não representa o comportamento real do sistema.

2.4. Misturas de solo-bentonita

A elevada afinidade da bentonita com a água e sua alta capacidade de expansão são características que conferem a este material resistência à passagem de água. Em condições confinadas (*liners*), as partículas expandidas são forçadas entre si de maneira que ocorra o preenchimento dos vazios entre as partículas do solo formando uma barreira contra a passagem de fluxo (LUKJANTCHUKI, 2007).

Atualmente os sistemas de impermeabilização que vem sendo desenvolvidos possuem como principal objetivo a segurança. Procura-se dessa maneira garantir a funcionalidade das

camadas impermeabilizantes durante um determinado período de tempo, e assegurar a durabilidade dos materiais empregados na obra sob condições adversas.

Daniel (1993) recomenda a utilização de bentonita misturada ao solo em locais que apresentam inadequação do solo para a construção de barreiras impermeáveis, de forma que se consiga obter baixos valores de permeabilidade.

A redução do coeficiente de permeabilidade em uma mistura de solo-bentonita, depende basicamente do tipo de bentonita utilizada a ser adicionada e da proporção do material. Segundo Rowe (2000), a proporção adequada de bentonita para ser misturada com solo está entre 4 e 10%, obtendo assim valores de coeficiente de permeabilidade menores que 10^{-9} m/s.

A granulometria do solo utilizado para a mistura é um fator muito importante a ser considerado na permeabilidade (K) resultante, sendo que quanto menor K do solo utilizado, menor será o coeficiente da mistura.

A mistura em campo é realizada com grades e/ou lâminas de motoniveladora. Antes do início da mistura o solo local deve ser destorroado e limpo. Depois da mistura, a compactação deve ser realizada seguindo recomendações de projeto (energia de compactação e teor de umidade). A camada de base do aterro sanitário de Campina Grande (Figura 6) possui o sistema de mistura de solos descrito.

Figura 6 – Execução de camada de base do Aterro Sanitário de Campina Grande (PB)



Após a execução da camada de base, procede-se com a execução dos drenos de lixiviado, tendo em vista coletar esse material do interior da célula sanitária. Isso reduz o gradiente hidráulico no maciço e minimiza riscos de acidentes ambientais pelo vazamento de líquido percolado.

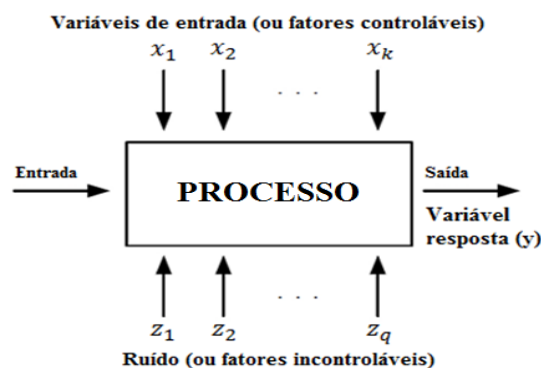
2.5. Planejamento fatorial

Um experimento nada mais é que um teste onde alterações intencionais são feitas nas variáveis de entrada do processo (ou sistema), de forma que se possa observar e identificar as razões para as mudanças ocorridas na sua variável resposta. Experimentos são realizados em praticamente todos os campos de investigação, como: indústria química, farmacêutica, agrícola, têxtil, dentre outras. E, geralmente, têm o propósito de obter informações acerca de um processo particular (BARROS NETO *et al.*, 1995; BARROS NETO *et al.*, 2007).

Usando o planejamento de experimentos, os pesquisadores conseguem extrair do sistema em estudo o máximo de informações úteis, fazendo um número mínimo de experimentos. Consequentemente, consegue-se melhorar ou aperfeiçoar sistemas, processos e produtos, podendo assim diminuir o número de ensaios necessários, agilizando o processo e reduzindo custos (MONTGOMERY *et al.*, 2003; MONTGOMERY, 2009).

De acordo com Montgomery (2009), os processos podem ser compreendidos como a combinação de métodos, pessoas e outros recursos que transformam algumas entradas, geralmente, um determinado produto em uma saída, que pode ter uma ou mais respostas observáveis (Figura 7).

Figura 7 – Representação de um experimento



Fonte: MONTGOMERY, 2009.

Observa-se que uma variável de entrada é considerada controlável se os valores que ela assumir, denominados de níveis, for definido antes do início dos experimentos. As variáveis de entrada controláveis que são de interesse do pesquisador, comumente, são denominadas de fatores, cuja variação pode ou não influenciar a resposta final do processo, seja de maneira isolada ou interagindo com uma ou mais variáveis do mesmo processo. As combinações possíveis entre os níveis dos fatores são denominadas de tratamento (MONTGOMERY, 2009; BORTOLINI, 2012).

É importante ressaltar que nem todos os fatores afetam o desempenho da mesma forma, isto é, alguns fatores podem apresentar fortes influências, enquanto que outros podem nem ter efeito na variável resposta (y) e poderão ser descartados à *posteriori* (ANTONY, 2003).

Quando se deseja estudar dois ou mais fatores de interesse em um experimento, um planejamento fatorial deve ser utilizado. Seu intuito é permitir uma combinação de todas as variáveis em todos os níveis, obtendo-se assim uma análise de uma variável, sujeita a todas as combinações das demais. Também é a única maneira possível de prever interação entre os fatores (MONTGOMERY *et al.*, 2012; RODRIGUES *et al.*, 2009).

O emprego dos planejamentos fatoriais, além de definir as múltiplas interações entre diferentes fatores, permite também determinar a existência ou não de linearidade da resposta. A linearidade significa que a variação da resposta do sistema ao mudar um fator de um nível até outro é diretamente proporcional. Se não houver linearidade, o que acontece é que, a mudança da resposta do sistema não vai ser diretamente proporcional à mudança no nível do fator. Para poder determinar esse comportamento linear ou não da resposta, além dos experimentos nos níveis inferior e superior, deve ser feito um experimento a mais nos níveis médios de todas as variáveis (ponto central). Nessa condição, é importante realizar um mínimo de três réplicas, pois a reprodutibilidade do experimento nesse ponto central do plano fatorial permite estimar o erro experimental global, considerando que este erro é uniforme em todo o plano experimental. O planejamento fatorial com a inclusão dos pontos centrais é definido como delineamento composto central (DCC) (MONTGOMERY, 2009; RODRIGUES *et al.*, 2009).

Pode-se ainda realizar delineamentos com inclusão de pontos axiais, permitindo uma rotação no modelo, sendo denominado delineamento composto central rotacional (DCCR) (RODRIGUES *et al.*, 2009).

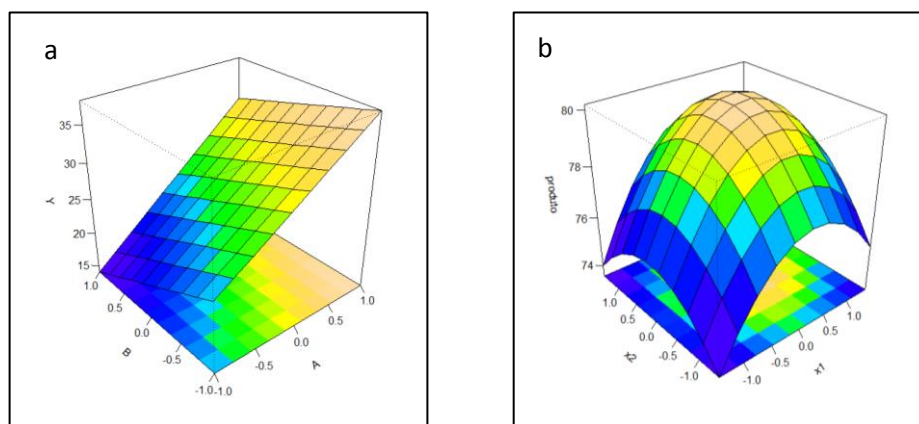
Em relação ao número de fatores a estudar em um planejamento fatorial a dois níveis, é importante saber que, quanto maior for o número de fatores a avaliar, maior vai ser o número de experimentos a realizar, sendo esse número igual a 2^k , sendo k o número de fatores. De forma geral, quando o número de fatores a avaliar é maior do que cinco, a quantidade de experimentos a fazer em um planejamento completo a dois níveis torna-se difícil de realizar na prática, pois supera-se rapidamente os recursos da maioria dos experimentadores (MONTGOMERY, 2009; RODRIGUES *et al.*, 2009).

Segundo Branco (2003), certos tipos de problemas científicos envolvem a expressão de uma variável resposta, tal como o rendimento de um produto, como uma função empírica de um ou mais fatores quantitativos, tais como a temperatura de reação e a pressão. Isso pode ser efetuado utilizando uma superfície de respostas (SR) para modelar a relação Rendimento = f (temperatura de reação, pressão). O conhecimento da forma funcional de f permite tanto sumarizar os resultados do experimento quanto prever a resposta para valores dos fatores quantitativos.

No planejamento de experimentos, para estudar ou ajustar superfícies de respostas, a função resposta é caracterizada em uma região de interesse do pesquisador. Após ajuste do modelo aos dados, é possível estimar a sensibilidade da resposta aos fatores, além de determinar os níveis dos fatores nos quais a resposta é ótima (SILVA, 2008).

Em um gráfico de SR, os valores dos dois fatores são representados nos eixos x e y , enquanto os valores das respostas estão no eixo z . Esse gráfico fornece uma visão tridimensional (Figura 8).

Figura 8 – Exemplos de superfícies de respostas: (a) para Delineamento Composto Central; (b) para Delineamento Composto Central Rotacional.



Fonte: Google imagens (2017)

2.6. Critérios de ajustes de modelos

Quando diferentes modelos são ajustados para um mesmo conjunto de dados é necessário a avaliação desses modelos, afim de selecionar aquele que melhor se ajusta aos dados. Na literatura existem critérios que fornecem estatísticas de auxílio na decisão de qual modelo escolher (PEREIRA, 2014).

Entretanto, pode-se dizer que, mesmo com diferentes formas de cálculo e diferentes critérios particulares, todas as formas de seleção de modelos usam, entre outros, um dos dois critérios gerais, ou ambos, separadamente ou combinados, quais sejam, o ajustamento e o erro, mas há outros critérios que são relevantes.

De acordo com Navarro *et al.* (2004), ao avaliar um modelo, há vários fatores a considerar. Em termos gerais, podem ser usados métodos estatísticos para medir a suficiência descritiva de um modelo (ajustando-o aos dados e testando esses ajustes), como também sua generalização e simplicidade (usando ferramentas de seleção de modelos). Porém, a qualidade de um modelo também depende de sua interpretabilidade, de sua consistência com outros e de sua plausibilidade global. Isso implica em julgamentos inerentemente subjetivos, mas não menos importantes.

Pode-se classificar os critérios de seleção em qualitativos e quantitativos. Os critérios qualitativos para seleção de um modelo dizem respeito à sua suficiência explicativa. Um modelo satisfaz o critério de suficiência explicativa se suas suposições são plausíveis, consistentes com os resultados encontrados, e se a relação teórica é razoável para o processo de interesse. O modelo também deve ser interpretável, fazer sentido e ser compreensível. Não há razão em se escolher um modelo que não se pode explicar (MYUNG *et al.*, 2003).

Os critérios quantitativos levam em conta a falseabilidade, a qualidade do ajustamento, a complexidade e a generabilidade do modelo. Existem vários critérios quantitativos para seleção do melhor modelo, dentre os quais pode-se destacar o coeficiente de determinação (R^2), soma dos quadrados dos resíduos (SQR) e o critério de informação de Akaike (AIC), proposto por Akaike (1974) (MYUNG *et al.*, 2003).

As formas mais simples de escolha de modelos baseiam-se no uso do coeficiente de determinação (R^2) da regressão, que estima o ajustamento e na soma dos quadrados dos

resíduos (SQR) que estima o afastamento entre os experimentos e o modelo obtido, como recomendado por Sit (1994).

O coeficiente de determinação (R^2) visa determinar a parcela da variabilidade amostral que foi, de fato, explicada pela reta de regressão. O R^2 varia entre 0 e 1 (ou 0% e 100%) e quanto mais próximo de 1 (ou 100%), melhor explicado é a variabilidade do modelo (MONTGOMERY *et al.*, 2012).

O coeficiente de determinação (R^2) é calculado pela Equação 1.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_e - \bar{X})}{\sum_{i=1}^n (X_0 - \bar{X})} \quad (1)$$

Onde: R^2 = coeficiente de determinação;

n = número de variáveis;

X_e = variáveis estimadas;

X_0 = variáveis observadas;

\bar{X} = média das variáveis.

A SQR é determinada pelo somatório da diferença entre os valores observados pelos valores estimados pelo modelo, sendo determinado pela Equação 2.

$$SQR = \sum_{i=1}^n (X_0 - X_e)^2 \quad (2)$$

Onde: SQR = soma dos quadrados dos resíduos;

n = número de variáveis;

X_0 = variáveis observadas;

X_e = variáveis estimadas.

O Critério de Informação de Akaike (AIC) pode ser definido como um critério que dá uma pontuação para o modelo, baseado em sua adequação aos dados e na ordem do modelo. (AKAIKE, 1974).

A lógica do teste pelo AIC é que não há hipótese sendo testada. Ao contrário, o teste permite que se determine qual modelo é o mais correto e quanto é mais correto. O teste pode ser utilizado para comparar qualquer tipo de modelo: lineares, não-lineares, aninhados e não-aninhados.

Segundo Motulsky *et al.* (2003), somente devem ser comparados modelos que se ajustam bem aos dados, devendo-se antes eliminar todos os modelos que não apresentam bons resultados, ficando-se com os dois ou três melhores para a comparação final por meio de ferramentas estatísticas como o AIC.

O AIC é determinado pela Equação 3.

$$AIC = n \times \ln(\hat{\sigma}_p^2) + 2 \times (p + 1) \quad (3)$$

Onde: AIC = critério de informação de Akaike;

n = número de observações;

p = número de parâmetros;

$\hat{\sigma}_p^2$ = estimador de máxima verossimilhança da variância do erro.

O estimador da variância do erro é determinado pela Equação 4.

$$\hat{\sigma}_p^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_o - X_e)^2}{n} \quad (4)$$

Onde: n = número observações;

X_o = variáveis observadas;

X_e = variáveis estimadas.

Ao serem selecionados modelos, é preciso ter em mente que não existem modelos verdadeiros. Há apenas modelos aproximados da realidade que causam perda de informações. Deste modo, é necessário fazer a seleção do “melhor” modelo, dentre aqueles que foram ajustados, para explicar o fenômeno estudado (EMILIANO *et al.*, 2010).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo descreve o campo experimental, os materiais utilizados, os métodos para realização dos ensaios para caracterização geotécnica, físico-química e mineralógica, planejamento experimental e identificação da mistura ideal para camadas de base de aterros sanitários.

Foram utilizados os Laboratórios de Geotecnia Ambiental (LGA) do Curso de Engenharia Civil, de Irrigação e Salinidade (LIS) do curso de Engenharia Agrícola e de Caracterização dos Materiais (LCM) do curso de Engenharia de Materiais, todos da UFCG, para viabilização dos ensaios. Foi estabelecida parceria através do convênio UFCG nº 01/2015 com a empresa Ecosolo, responsável pela operação do Aterro Sanitário de Campina Grande, para apoio logístico na realização da pesquisa.

3.1 Campo experimental

Os materiais utilizados no desenvolvimento desta pesquisa são aplicados na camada de base do Aterro Sanitário de Campina Grande (PB). Segundo estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2016), este município tem uma população estimada de 407.754 habitantes e área de aproximadamente 593,026 km². Está situada na região oriental do Planalto da Borborema. O clima da região é de semiárido, apresentando temperatura máxima anual de 28,6° C e mínima de 19,5° C. Apresenta precipitação média anual de 802,7 mm e evaporação de 1417,4 mm com umidade relativa do ar em torno de 70% (AESA, 2009; CUNHA *et al.*, 2009).

O referido aterro foi implantado na Fazenda Logradouro II em Catolé de Boa Vista, distrito de Campina Grande, com Latitude 7°16'45,22"S e Longitude 36°0'48,36"O. Possui uma área total de 80 ha, destes 39,384 ha destinados à implantação do Aterro Sanitário. Está prevista a construção de 22 Células de Aterro Sanitário, dentre as quais, 04 encontram-se finalizadas e 5^a em operação. Recebe aproximadamente 500 toneladas de resíduos por dia.

Essas Células têm forma piramidal (Figura 9), com área de base de 10 mil metros quadrados (100x100 m) e altura média de 20 metros, divididas em bermas¹ de aproximadamente 5 metros. Além das camadas de solo na base e na cobertura, o RSU recebido diariamente é coberto por camadas de solo para evitar aparecimento de agentes externos. Para as camadas de base são utilizados solos de jazidas da área do próprio aterro misturados a um solo oriundo do município de Boa Vista.

Figura 9 – Célula 1 do Aterro Sanitário de Campina Grande (PB)



3.2 Materiais

Os solos referidos nesta pesquisa são utilizados na camada de base do Aterro Sanitário de Campina Grande (Figura 10). A função dessa camada é impermeabilizar o fundo da célula do aterro e é obtido pela mistura dos Solos 1 e 2.

¹ Acostamento ou passagem estreita que separa os taludes da célula do aterro sanitário.

Figura 10 – Execução de camada de base do Aterro Sanitário de Campina Grande (PB)



3.2.1 Solo 1

O Solo 1 foi obtido em jazidas na área do próprio Aterro Sanitário. Após coletado, esse material ficou disposto a céu aberto próximo às Células (Figura 11).

Figura 11 – Solo 1 obtido em jazidas na área do Aterro Sanitário de Campina Grande- PB



3.2.2 Solo 2

O Solo 2 foi obtido em jazidas no município de Boa Vista-PB. Após coletado, este material foi transportado para o Aterro Sanitário e ficou disposto a céu aberto próximo às Células (Figura 12).

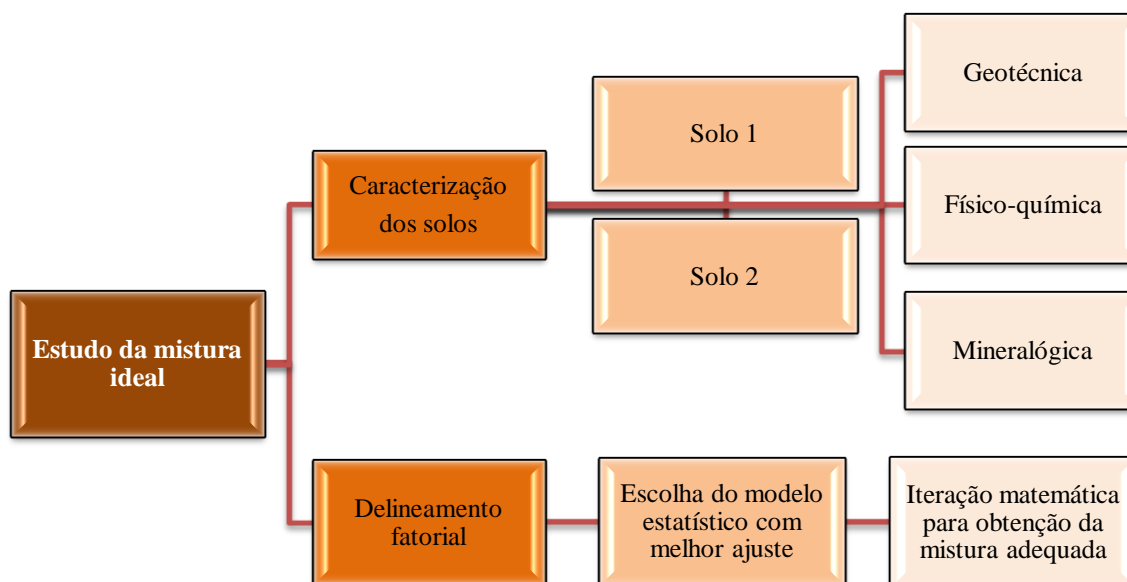
Figura 12 – Solo 2 obtido em jazidas no município de Boa Vista – PB e disposto na área do Aterro Sanitário de Campina Grande - PB



3.3 Métodos

Tendo em vista obter a mistura que apresente permeabilidade adequada para a camada de base do referido aterro sanitário, é apresentada na Figura 13 a metodologia do trabalho.

Figura 13 – Organograma do trabalho para obtenção da mistura adequada



Inicialmente foi realizada a caracterização dos solos 1 e 2 quanto aos aspectos geotécnicos, químicos e mineralógicos. Em seguida, utilizou-se o planejamento experimental variando os fatores considerados mais influentes no desempenho das *liners*, obtendo modelos

estatísticos. Procedeu-se com a seleção do modelo que apresentou melhor ajuste. Este modelo subsidiou a escolha da mistura adequada de solos por meio da iteração matemática.

3.3.1 Caracterização dos solos

Os solos podem apresentar grande variabilidade nas suas características, então, conhecer seus parâmetros é essencial para analisar seu comportamento. No caso de misturas de dois solos, é necessário entender cada material para que o comportamento dessa composição de solos seja compreendido. Para tal, realizou-se ensaios de caracterização geotécnica, físico-química e mineralógica dos dois tipos de solos utilizados, denominados Solos 1 e 2.

a) Caracterização geotécnica

I – Em campo

As amostras foram coletadas seguindo os procedimentos descritos na NBR 9.604 (ABNT, 1986c). A coleta das amostras influencia diretamente na garantia de representatividade do material obtido para realização dos ensaios.

II – Em laboratório

Os ensaios de caracterização física realizados nas amostras de solos obedeceram às recomendações da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), constantes nas normas descritas a seguir:

- NBR 6457/16: Amostras de solo — Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização (ABNT, 2016a);
- NBR 6459/16: Solo – Determinação do limite de liquidez (ABNT, 2016b);
- NBR 6508/84: Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm – Determinação da massa específica (ABNT, 1984);
- NBR 7180/16: Solo – Determinação do limite de plasticidade (ABNT, 2016c);
- NBR 7181/16: Solo – Análise granulométrica (ABNT, 2016d);
- NBR 7182/16: Solo – Ensaio de compactação (ABNT, 2016e).

Os ensaios de granulometria e compactação para o Solo 2 não foram possíveis de serem realizados no LGA. Trata-se de um material extremamente argiloso e a utilização de água dificulta o trabalho pelas metodologias descritas nas NBR's 7181/16 e 7182/16, respectivamente. No ensaio de granulometria, a expansão do solo faz com que sejam inviabilizadas as leituras para sedimentação do material. Na compactação, a água acrescentada neste solo dificulta a acomodação das partículas provocando escorregamento em suas superfícies.

b) Caracterização físico-química

As análises de solos para caracterização química foram realizadas em amostras dos Solos 1 e 2. Estes ensaios foram realizados em parceria com o LIS e o LCM.

I) Determinação do potencial hidrogeniônico (pH)

Este ensaio foi realizado no LIS seguindo métodos descritos em Donagema *et al.* (2011). As medições de pH foram realizadas por meio de um potenciômetro com eletrodo combinado imerso em suspensão solo: líquido (água, KCl ou CaCl₂) na proporção 1:2,5.

II) Carbono orgânico total

Este ensaio foi realizado no LIS seguindo métodos descritos por Donagema *et al.* (2011). O carbono orgânico total foi obtido pela oxidação da matéria orgânica em via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, obtendo como fonte de energia o calor desprendido do ácido sulfúrico e/ou aquecimento. A porcentagem de matéria orgânica é calculada multiplicando-se o resultado do carbono orgânico por 1,724. Este fator é utilizado em virtude de se admitir que, na composição média do húmus, o carbono participa com 58%.

III) Sólidos voláteis

Este ensaio foi realizado no LGA. A metodologia utilizada para determinação do sólidos voláteis (SV) é descrita por Who (1979). Após determinação do teor de água, o solo é levado a mufla onde, gradativamente se eleva a temperatura até atingir 550° C, mantendo-se por 30 minutos. Após esse processo, deixou-se resfriar ao ar livre até que maior parte do calor

tenha sido dissipado. Transferiu-se para um dessecador para resfriamento final em local seco e então pesou-se a cápsula tão logo ela esfrie. O percentual de sólidos voláteis é determinado pela Equação 5.

$$SV = \frac{P_s - P_{ss}}{P_s} \times 100 \quad (5)$$

Onde: SV = sólidos voláteis (%);

Ps = peso do solo após secagem a 100° C (g);

Pss = peso do solo após ignição a 550° C (g).

IV) Análise química

Este ensaio foi realizado no LCM. Os elementos químicos presentes em cada um dos solos ensaiados foram determinados por fluorescência de raios-X (EDX) em amostras fundidas com tetraborato de lítio. O aparelho de marca *Shimadzu* do tipo *Energy Dispersive X-ray Fluorescence Spectrometer* (Figura 14) foi utilizado para realizar o ensaio de EDX.

Figura 14 – Equipamento para realização de ensaio de fluorescência de raio-x (EDX)



Fonte: Catálogo de produtos Shimadzu (2016)

Através destas análises foi possível obter os teores de óxidos de sílica (SiO₂), de alumina (Al₂O₃), de titânio (TiO₂), de ferro (Fe₂O₃), de magnésio (MgO), dentre outros elementos presentes nos solos.

c) Caracterização mineralógica

A composição mineralógica dos solos foi determinada por meio de ensaios de Difração de raios-X (DRX) realizados no LCM. Foi utilizado o aparelho de marca *Shimadzu* modelo XRD-7000 (Figura 15) para a análise, com radiação *Cuka*, tensão de 40 kV, corrente de 30 mA, varredura de $2^\circ < 2\theta < 30^\circ$ e $\lambda = 1,54\text{\AA}$.

Figura 15 – Equipamento para realização de ensaio de difração de raio-x (DRX)



Fonte: Catálogo de produtos Shimadzu (2016)

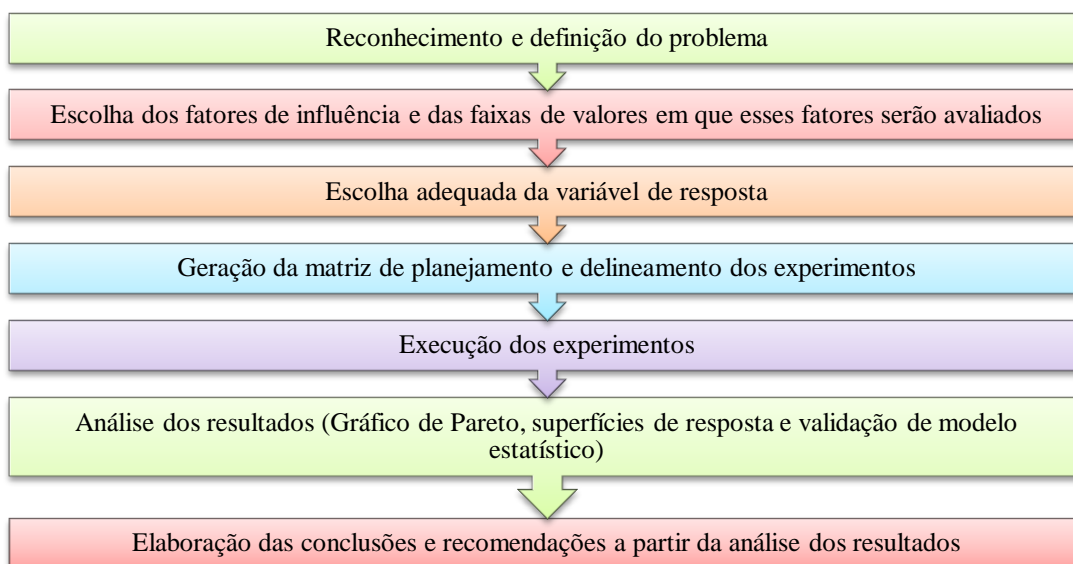
Através do aparelho mencionado foram obtidos os registros gráficos (difratogramas) onde são apresentados os picos que representam as distâncias interplanares entre as bases formadas pelos planos cristalinos do mineral, sendo possível verificar de modo qualitativo a presença de argilominerais no solo.

3.3.2. Planejamento experimental

O planejamento experimental envolve as etapas descritas na Figura 16. A obtenção da mistura ideal de solos para camada de base de aterros sanitários é definido como problema principal para esse estudo. As variáveis – denominadas de independentes ou preditoras – escolhidas foram energia de compactação, umidade da mistura e porcentagem de solo 2, que tiveram seus níveis fixados segundo o interesse do pesquisador. A permeabilidade à água foi identificada como variável resposta, de modo a fornecer soluções para a problemática apontada. Em seguida, foi realizado um delineamento dos experimentos a partir de uma

matriz de planejamento, variando os níveis propostos de acordo com os fatores de influência, obtendo resultados para cada combinação. A análise dos resultados foi realizada com auxílio do *Software Statistica 8.0*.

Figura 16 – Sequência de operação do planejamento experimental.



Fonte: Adaptado de Montgomery *et al.* (2012)

As variáveis dos delineamentos foram definidas como:

- Variáveis independentes: energia de compactação, umidade e porcentagem de solo 2;
- Variável dependente: permeabilidade à água.

Foram utilizados dois tipos de delineamentos experimentais: o delineamento composto com ponto central (DCC) e o delineamento composto central rotacional (DCCR). O que diferencia os modelos de delineamentos é a inclusão dos pontos axiais no DCCR.

O número de ensaios para o DCC e DCCR são definidos pelas Equações 6 e 7, respectivamente.

$$n_1 = 2^k + Pc \quad (6)$$

$$n_2 = 2^k + Pc + 2 \times k \quad (7)$$

Onde: n_1 = número de ensaios para o DCC;

n_2 = número de ensaios para o DCCR;

k = número de fatores;

Pc = número de pontos centrais.

O DCC apresenta dois níveis e três fatores (2^3) com 3 pontos centrais, obtendo 11 respostas de permeabilidades à água (Tabela 3).

Tabela 3 – DCC para obtenção dos resultados de permeabilidade à água

| Experimentos | Energia (MN.m/m ³) | Umidade (%) | Solo 2 (%) | Permeabilidade (m/s) |
|--------------|-----------------------------------|-------------|------------|-------------------------|
| 1 | -1 | -1 | -1 | R1 |
| 2 | +1 | -1 | -1 | R2 |
| 3 | -1 | +1 | -1 | R3 |
| 4 | +1 | +1 | -1 | R4 |
| 5 | -1 | -1 | +1 | R5 |
| 6 | +1 | -1 | +1 | R6 |
| 7 | -1 | +1 | +1 | R7 |
| 8 | +1 | +1 | +1 | R8 |
| 9 (C) | 0 | 0 | 0 | R9 |
| 10 (C) | 0 | 0 | 0 | R10 |
| 11 (C) | 0 | 0 | 0 | R11 |

(C) = pontos centrais.

Já o DCCR apresentou os mesmos níveis, fatores e pontos centrais com a inclusão de 6 pontos axiais, obtendo 17 respostas de permeabilidades à água (Tabela 4).

Tabela 4 – DCCR para obtenção dos resultados de permeabilidade à água

| Experimentos | Energia (MN.m/m ³) | Umidade (%) | Solo 2 (%) | Permeabilidade (m/s) |
|--------------|-----------------------------------|-------------|------------|-------------------------|
| 1 | -1 | -1 | -1 | R1 |
| 2 | +1 | -1 | -1 | R2 |
| 3 | -1 | +1 | -1 | R3 |
| 4 | +1 | +1 | -1 | R4 |
| 5 | -1 | -1 | +1 | R5 |
| 6 | +1 | -1 | +1 | R6 |
| 7 | -1 | +1 | +1 | R7 |
| 8 | +1 | +1 | +1 | R8 |
| 9 (C) | 0 | 0 | 0 | R9 |
| 10 (C) | 0 | 0 | 0 | R10 |
| 11 (C) | 0 | 0 | 0 | R11 |
| 12 (A) | -1,68 | 0 | 0 | R12 |
| 13 (A) | +1,68 | 0 | 0 | R13 |
| 14 (A) | 0 | -1,68 | 0 | R14 |
| 15 (A) | 0 | +1,68 | 0 | R15 |

| | | | | |
|--------|---|---|-------|-----|
| 16 (A) | 0 | 0 | -1,68 | R16 |
| 17 (A) | 0 | 0 | +1,68 | R17 |

(C) = pontos centrais; (A) = pontos axiais.

A partir da definição das variáveis para o DCC foi possível estabelecer os fatores e níveis propostos, constantes na Tabela 5.

Tabela 5 – Matriz de planejamento com fatores e níveis propostos para o DCC

| Variáveis | Código | Nível | | |
|--|--------|-------|-------|-------|
| | | -1 | 0 | +1 |
| Energia de Compactação (MN.m/m ³) | X1 | 0,47 | 0,59 | 0,70 |
| Umidade (%) | X2 | 8,24 | 13,24 | 18,24 |
| Solo 2 (%) | X3 | 10,00 | 20,00 | 30,00 |

Os pontos denominados limites inferior (-1) e superior (+1) delimitam faixas experimentais de valores mínimo e máximo, respectivamente. O ponto central (0) corresponde à faixa de valor intermediária entre os limites -1 e +1.

A energia de compactação média (ponto central) foi obtida pelo ensaio de compactação com Proctor normal para a mistura utilizada no início desta pesquisa na camada de base do Aterro Sanitário de Campina Grande. Fez-se com que essa energia variasse 20% para mais e para menos, obtendo os níveis inferior e superior. Vale salientar que a estatística permite selecionar as variáveis para o estudo, bem como suas faixas de valores experimentais.

A umidade ótima obtida no mesmo ensaio de compactação com Proctor Normal foi utilizada como valor central para a umidade no planejamento. Variou-se esse parâmetro +/- 5% para obter os valores de mínimo e máximo.

O percentual de Solo 2 em massa no valor central é o que está sendo praticado no aterro sanitário. Partindo desta prática, variou-se os valores em +/-10%, obtendo os limites inferior e superior.

Para o DCCR, a inclusão dos pontos axiais, definidos como $-\alpha$ e $+\alpha$, são estabelecidos pela Equação 8:

$$\alpha = (2^k)^{1/4} \quad (8)$$

Onde: α = valor dos pontos axiais;
 k = número de fatores.

Então, para o planejamento em questão, os pontos axiais variam de -1,68 a +1,68. Os níveis axiais propostos podem ser obtidos pela interpolação dos valores definidos para os limites inferiores e superiores, como mostra a Equação 9.

$$\frac{(+1)-(-1)}{N_{+1}-N_{-1}} = \frac{(\pm 1,68)-(0)}{N_{\pm 1,68}-N_0} \quad (9)$$

Onde: $N_{\pm 1}$ = nível proposto para o limite superior (+1) e inferior (-1);
 $N_{\pm 1,68}$ = níveis propostos para os limites axiais $\pm 1,68$;
 N_0 = nível proposto para o ponto central.

Logo, os níveis e fatores para o DCCR podem ser verificados na Tabela 6.

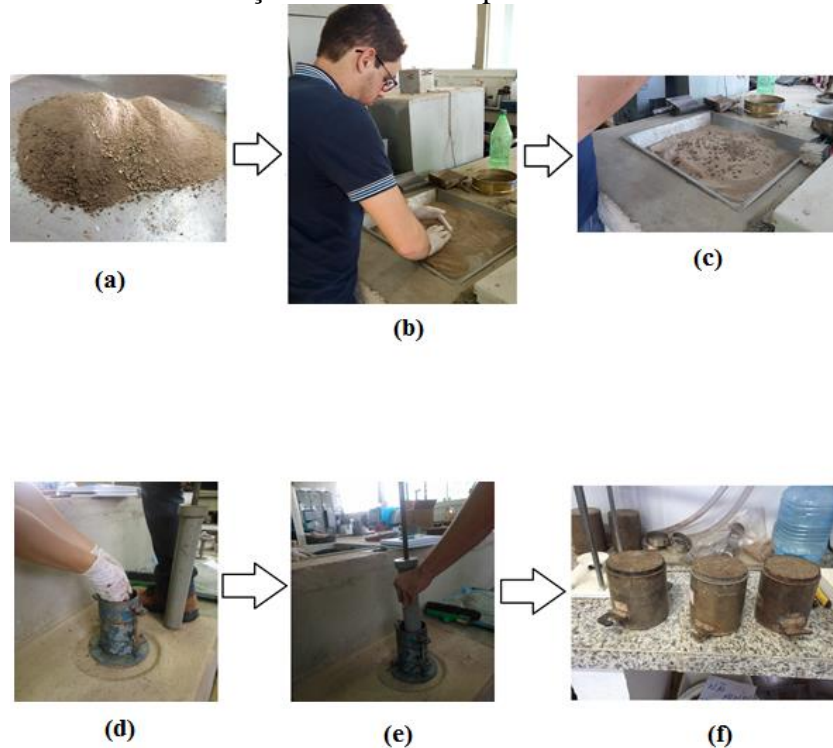
Tabela 6 – Matriz de planejamento com fatores e níveis propostos para o DCCR

| Variáveis | Código | Nível | | | | |
|---|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | -1,68 | -1 | 0 | +1 | +1,68 |
| Energia de Compactação (MN.m/m ³) | X1 | 0,39 | 0,47 | 0,59 | 0,70 | 0,77 |
| Teor de umidade (%) | X2 | 4,83 | 8,24 | 13,24 | 18,24 | 21,65 |
| Solo 2 (%) | X3 | 3,18 | 10,00 | 20,00 | 30,00 | 36,82 |

Os corpos de prova foram compactados (Figura 17) de acordo com os fatores e níveis indicados na Tabela 7, e os resultados são obtidos por meio de ensaios de permeabilidade à

carga variável, segundo a ABNT NBR 14545/00 – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável.

Figura 17 – Moldagem dos corpos de prova para ensaio de permeabilidade: (a) solo 1 com adição de solo 2; (b) mistura de solos; (c) adição de água para alcançar os teores de umidade preestabelecidos; (d) colocação de mistura de solos no molde cilíndrico; (e) aplicação de golpes para alcançar a energia de compactação prevista; (f) corpos de prova moldados para realização de ensaios de permeabilidade.



Vale salientar que os ensaios de compactação são fundamentais na confecção dos corpos de prova para os ensaios planejados e erros no manuseio podem influenciar o comportamento das misturas de solos.

Depois de obtidos os resultados das permeabilidades à água para os dois delineamentos, seguiu-se com análise do planejamento fatorial com auxílio do *Software Statistica 8.0*, que gerou o gráfico de Pareto e superfícies de respostas, além de auxiliar na análise de variância.

3.3.3 Seleção do modelo que melhor se ajusta

Para seleccionar o modelo que melhor se ajusta para o caso em estudo, foram utilizados 3 testes:

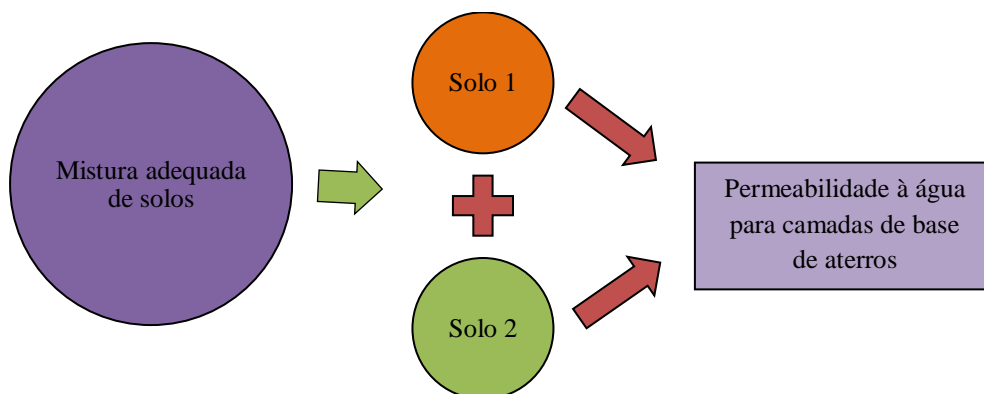
- i. Coeficiente de determinação (R^2) – quanto mais próximo a 1 indica que os valores estimados estão próximos aos valores observados, demonstrando melhor ajuste do modelo;
- ii. Soma dos quadrados dos resíduos (SQR) – quanto menor o valor de SQR, melhor o ajuste do modelo obtido no delineamento.
- iii. Critério de Akaike – quanto menor o valor de AIC, melhor será o ajuste do modelo.

Com resultados destes testes foi possível seleccionar o modelo que melhor se ajusta e, a partir dele, determinar a permeabilidade adequada para a configuração de camada de base do Aterro Sanitário.

3.3.4 Determinação da mistura adequada de solos

A mistura adequada de solos para camada de base de aterros sanitários (Figura 18) é definida como a composição entre os Solos 1 e 2, variando características geotécnicas, para obter o menor coeficiente de permeabilidade à água de acordo com parâmetros estabelecidos para aterros sanitários.

Figura 18 – Mistura adequada de solos



Os padrões de coeficiente de permeabilidade à água estabelecidos para a configuração da camada de base em estudo seguiram valores descritos na Tabela 7.

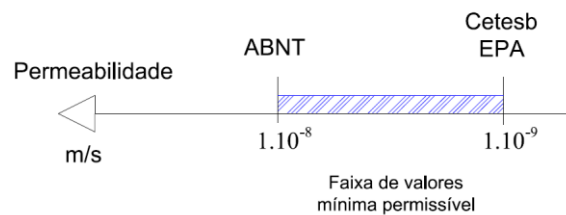
Tabela 7 – Referências de permeabilidade à água a 20° C para estudo da mistura adequada

| Referência | Coefficiente de permeabilidade (m/s) |
|--|--------------------------------------|
| Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1993) | 1×10^{-9} |
| NBR 13896 (ABNT, 1997) | 1×10^{-8} |
| Environmental Protection Agency (USEPA, 1993) | 1×10^{-9} |

Um processo iterativo foi utilizado para determinação dos valores das variáveis preditoras, de acordo com padrões constantes na Tabela 7. A ferramenta *Solver* do *Software Microsoft Office Excel 2010*, auxiliou na realização desse processo para obtenção dos parâmetros necessários para as condições estabelecidas.

Como as especificações de coeficiente de permeabilidade à água tem determinações diferentes para camadas de base de aterros sanitários, determinou-se uma faixa de valores mínima admissível (Figura 19) para a variável resposta, podendo assim obter os parâmetros da mistura de solos para essa condição estabelecida.

Figura 19 – Faixa de valores de coeficiente de permeabilidade à água mínima admissível de acordo com ABNT (1997), CETESB (1993) e EPA (1993)



Logo, os parâmetros determinados para a mistura devem estar, no mínimo, nessa faixa de valores.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

São apresentados e discutidos os resultados dos ensaios realizados em laboratório com solos utilizados no Aterro Sanitário de Campina Grande – PB. Os resultados estão seccionados em caracterização dos solos e planejamento experimental.

4.1 Caracterização dos solos

Com a caracterização dos solos realizada, foi possível conhecer as propriedades que interferem no comportamento da mistura. Para tal, são apresentadas as caracterizações dos Solos 1 e 2.

4.1.1 Solo 1

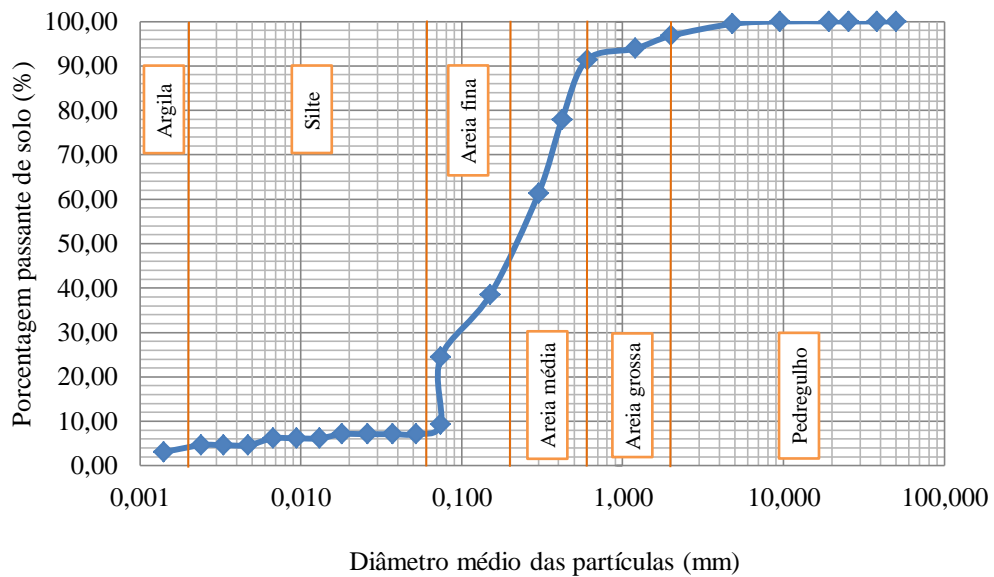
O Solo 1 foi caracterizado sob aspectos geotécnicos, químicos e mineralógicos.

I) Caracterização geotécnica

A umidade higroscópica teve valor médio de 0,56%, sinalizando ser um solo com baixa capacidade de retenção de água.

A curva de distribuição granulométrica é mostrada na Figura 20. Percebe-se que há um sobressalto (degrau) na fração de areia fina na faixa de diâmetros das partículas entre 0,070 e 0,074 mm, com concentração de aproximadamente 15% de solo nesta dimensão, contribuindo significativamente para característica mal graduada do solo. A fração indicada está na fase de transição entre os ensaios de peneiramento e sedimentação (peneira #200 – 0,075 mm), em consonância ao constatado em Araujo (2017) para outro tipo de solo. Problemas na execução do ensaio, especialmente na lavagem do material nas peneiras, podem influenciar no aparecimento deste degrau.

Figura 20 – Curva de distribuição granulométrica do Solo 1



A partir da curva granulométrica é possível classificar o solo pelo Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS) como uma areia argilosa mal graduada (SP-SC). Pode-se dizer que o solo é predominantemente granular com finos preenchendo os vazios.

Como pode ser visto na Tabela 8, a porcentagem de solos arenosos é predominante e o teor de finos varia entre 5 e 12%, fornecendo a classificação complementar.

Tabela 8 – Porcentagens de frações granulométricas do solo 1

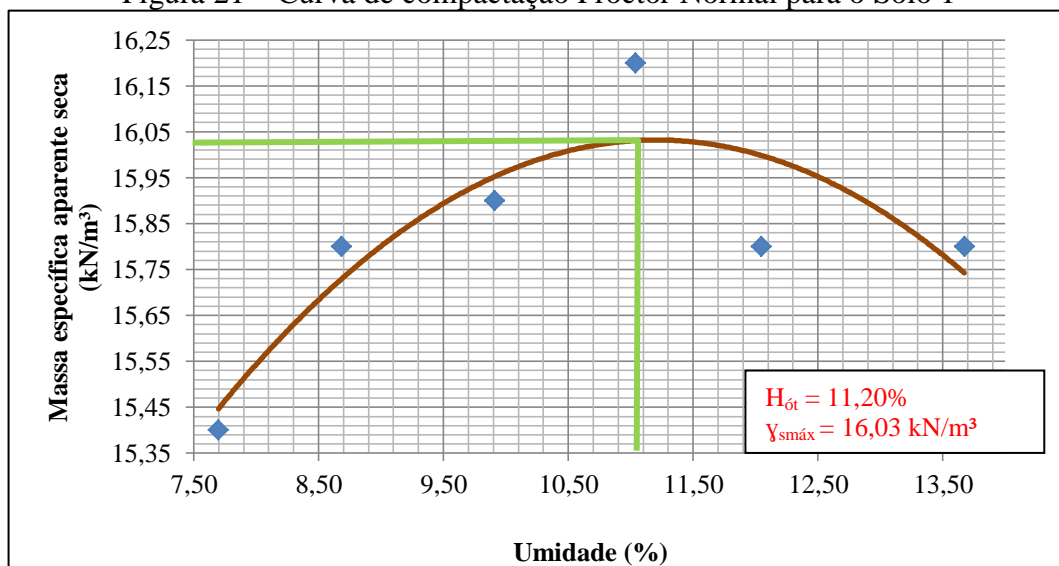
| Ensaio | Tipo de solo | Valor | Unidade |
|---------------|--------------|-------|---------|
| Granulometria | Pedregulho | 3,22 | % |
| | Areia grossa | 5,44 | % |
| | Areia média | 45,34 | % |
| | Areia fina | 38,89 | % |
| | Silte | 2,48 | % |
| | Argila | 4,63 | % |

A alta porcentagem de areia (89,67%) justifica a baixa retenção de água verificada inicialmente, que também pode ser confirmada pela ausência de limites de consistência. Logo, não foi possível obter os limites de liquidez e plasticidade pelos métodos descritos nas normas citadas para estes ensaios.

A massa específica dos grãos de solo obtida pelo ensaio com os picnômetros foi de 26,98 kN/m³, muito próximo ao citado por Pinto (2006) para solos com partículas de quartzo, típico de solos arenosos, que é de 26,5 kN/m³.

A curva resultante do ensaio de compactação (Proctor Normal) com o Solo 1 é mostrada na Figura 21 e indica que a umidade ótima para este solo é 11,20% e a massa específica aparente seca máxima é 16,03 kN/m³.

Figura 21 – Curva de compactação Proctor Normal para o Solo 1



Como se trata de um solo predominantemente arenoso, a composição com um material extremamente argiloso pode fornecer uma camada ideal do ponto de vista impermeabilizante, entendendo que esse material fino ocupará parte dos vazios do solo de empréstimo.

II) Caracterização química

O pH do solo em H₂O é de 5,45. De acordo com Pedroso Neto *et al.* (2012), o solo é classificado com acidez média pela classificação química e pH baixo pela classificação agronômica.

O Carbono Orgânico Total (COT) é igual a 0,96%. Segundo Donagema *et al.* (2011), a matéria orgânica (MO) é obtida pela multiplicação de COT (g/kg) por 1,724. Logo, o valor de MO é igual a 1,65%, que indica baixa capacidade de retenção de umidade (Costa *et al.*, 2013).

Os Sólidos Voláteis (SV) são iguais a 1,59%, valor que se aproxima muito ao do MO obtido pelo carbono orgânico total. Segundo Pariente *et al.* (2000), o valor de MO é considerado baixíssimo. Trata-se de um solo com baixa capacidade de atividade e pouca matéria orgânica, justificando os valores mencionados.

Os compostos químicos presentes podem ser vistos na Tabela 9. Há predominância de SiO₂ e Al₂O₃ na composição química do solo.

Tabela 9 – Análise química da fração argilosa do solo de empréstimo

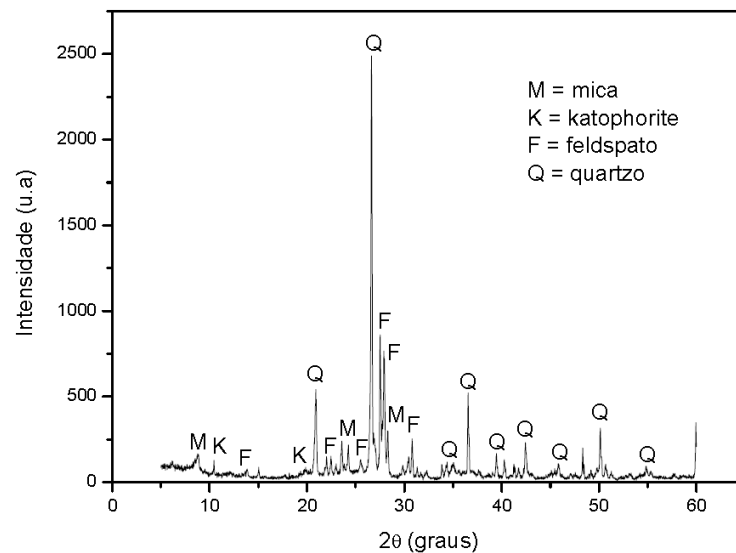
| Composto | Teor (%) |
|--------------------------------|----------|
| SiO ₂ | 59,069 |
| Al ₂ O ₃ | 24,958 |
| Fe ₂ O ₃ | 8,007 |
| K ₂ O | 3,078 |
| MgO | 2,002 |
| CaO | 1,145 |
| TiO ₂ | 0,840 |
| Outros | 0,901 |

III) Caracterização mineralógica

O resultado do ensaio de Difração de Raios-X (DRX) é ilustrado na Figura 22, que mostra a presença dos minerais quartzo, mica, feldspato e *katophorite*, todos minerais não expansivos. Há grande predominância de picos de quartzo, partícula característica de solos granulares, que se originam do intemperismo físico e não apresentam capacidade de adsorção

de água (PINTO, 2006). Não há indicações de argilominerais, justificando a ausência de características de plasticidade neste solo.

Figura 22 – Gráfico do ensaio de DRX para o solo 1



4.1.2 Solo 2

I) Caracterização geotécnica

Para o Solo 2 não foi possível realizar os ensaios de granulometria e compactação por métodos descritos pelas respectivas normas, pois a alta expansão apresentada dificultou o desenvolvimento dos trabalhos. Segundo o Relatório de Impacto ao Meio Ambiente (RIMA) do empreendimento (Lima *et al.*, 2010), este solo é uma bentonita tratada. Apresenta umidade higroscópica, após seca ao ar, de 7,78%, demonstrando alta capacidade de retenção de água. A massa específica dos grãos é de 27,50 kN/m³, obtido a partir do método descrito em ABNT (1984) com a utilização de picnômetros. Este solo apresenta maior superfície específica que o Solo 1, que justifica maior capacidade de adsorção e massa específica dos grãos.

Apresenta um limite de liquidez de 168% e um limite de plasticidade de 44%. Seu Índice de Plasticidade (IP) é de 124%, dentro dos limites estabelecidos de CETESB (1993) para uso em *liners* de argila compactada. Seu IP demonstra ser um solo expansivo, típico de bentonitas sódicas, e com alta capacidade de retenção de água. Seu incremento em porcentagens definidas no Solo 1 pode melhorar as características impermeabilizantes dessa mistura (BICALHO *et al.*, 2006).

Adições de Solo 2 – com características de bentonita – ao Solo 1 em excesso podem produzir baixa permeabilidade, porém, alta expansão para a mistura. Também, baixas porcentagens deste material podem não fornecer o coeficiente de permeabilidade ideal.

II) Caracterização química

O pH do Solo 2 em H₂O é de 8,92. De acordo com Pedroso Neto *et al.* (2012), o solo é classificado com alcalinidade elevada pela classificação química e pH muito alto pela classificação agrônômica. Está dentro da faixa recomendada pela Cetesb para uso em *liners* de aterros sanitários (pH>7).

O COT é igual a 0,45%, logo o valor de MO é igual a 0,76%. Esse valor sugere baixa capacidade de absorção de umidade, porém, o IP de 124%, a umidade higroscópica de 7,78% e Sólidos Voláteis mostram o contrário (Costa *et al.*, 2013).

Os SV são iguais a 4,93%, discrepante em relação ao do MO obtido pelo carbono orgânico total. Segundo Pariente *et al.* (2000), o valor de MO é considerado baixo, tendo em vista que seu valor varia de 2 a 6%. O valor de SV elevado pode ser justificado pela alta umidade higroscópica com possível perda de água adsorvida durante o processo de realização do ensaio. Trata-se de um solo com alta capacidade de atividade devido à presença de argilominerais, que serão apresentados no item III desta seção, e com indicação de pouca matéria orgânica.

Os compostos químicos presentes podem ser vistos na Tabela 10. Há predominância de SiO₂ e Al₂O₃ na composição química do solo em mais de 75%, provenientes de

argilominerais, que serão apresentados no item III desta seção, e da sílica livre presente no solo.

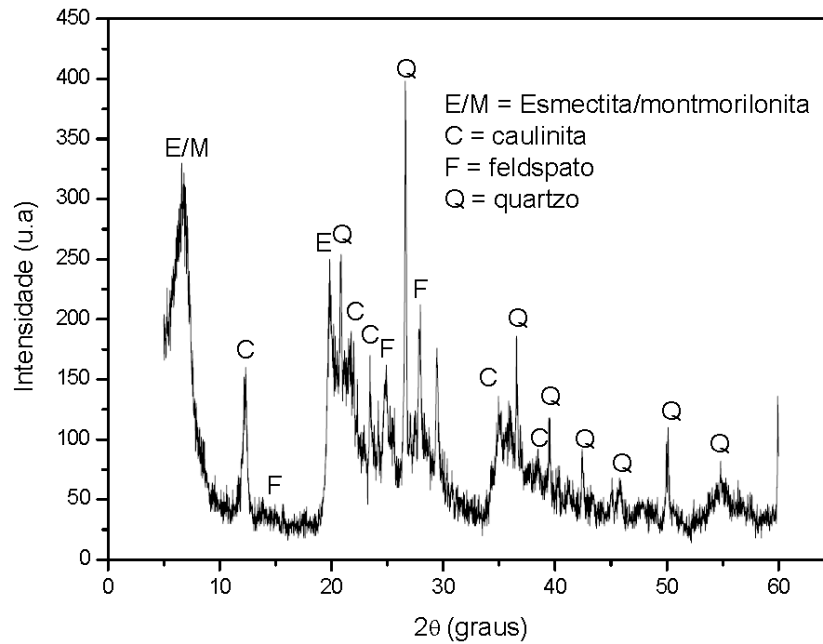
Tabela 10 – Análise química do Solo 2

| Composto | Teor (%) |
|--------------------------------|----------|
| SiO ₂ | 54,606 |
| Al ₂ O ₃ | 24,779 |
| Fe ₂ O ₃ | 8,944 |
| K ₂ O | 4,399 |
| MgO | 3,204 |
| CaO | 1,718 |
| TiO ₂ | 1,273 |
| Outros | 1,077 |

III) Caracterização mineralógica

O Solo 2 é composto por esmectitas/montmorilonitas, caulinita, feldspato e quartzo, mostrado na Figura 23. A presença de argilominerais influencia diretamente no comportamento do solo. As esmectitas, da família das montmorilonitas, apresentam características de expansão e alta capacidade retenção de água. Segundo Pinto (2006), as partículas de esmectitas apresentam volume e área 10^{-4} e 10^{-2} vezes menor, respectivamente, que as de caulinita. As caulinitas apresentam baixa capacidade de retenção de água e pouca expansão. O solo apresenta ainda quartzo e feldspato na sua composição, mostrando que, apesar de ser um solo extremamente fino, possui algumas partículas típicas de solos granulares. Pode ser que a forma de depósito a céu aberto deste material tenha influência no aumento dos minerais quartzo e feldspato, pois algumas partículas de solos podem ser transportadas pela ação do vento.

Figura 23 – Gráfico do ensaio de DRX para o solo 2



Percebe-se enfim, que as características deste material são de solo expansivo, devido à presença de argilominerais esmectíticos, que possuem alta capacidade de retenção de água devido às distâncias interplanares, possibilitando alta capacidade de troca catiônica (COGO, 2011).

4.2 Respostas do planejamento experimental

Neste item são mostradas e analisadas as respostas dos ensaios de permeabilidade à água de acordo com o planejamento experimental do tipo fatorial completo, analisando informações do Gráfico de Pareto, análise de variância e superfícies de respostas.

Com as interações entre energia de compactação, umidade e porcentagem de Solo 2 na mistura foi possível realizar diversas análises tendo como foco os resultados de permeabilidades à água obtidos.

A Tabela 11 mostra os resultados obtidos no ensaio de permeabilidade à carga variável. O DCC forneceu 11 resultados e pode ser visualizado entre os ensaios de 1 a 11. O

DCCR forneceu 17 respostas e pode ser visto como resultados dos experimentos de 1 a 17. Com este procedimento foi possível otimizar a realização dos experimentos, com alto grau de confiabilidade e redução no número de ensaios.

Tabela 11 – Resultados de permeabilidades à água para os delineamentos propostos

| Nº experimento | Variações | | | Permeabilidade (m/s) |
|-------------------|--------------------------------|-------------|------------|-------------------------|
| | Energia (MN.m/m ³) | Umidade (%) | Solo 2 (%) | |
| 1 | 0,47 | 8,24 | 10,00 | $9,03.10^{-7}$ |
| 2 | 0,70 | 8,24 | 10,00 | $6,98.10^{-7}$ |
| 3 | 0,47 | 18,24 | 10,00 | $1,90.10^{-6}$ |
| 4 | 0,70 | 18,24 | 10,00 | $1,09.10^{-7}$ |
| 5 | 0,47 | 8,24 | 30,00 | $6,70.10^{-8}$ |
| 6 | 0,70 | 8,24 | 30,00 | $2,08.10^{-7}$ |
| 7 | 0,47 | 18,24 | 30,00 | $2,88.10^{-7}$ |
| 8 | 0,70 | 18,24 | 30,00 | $7,99.10^{-7}$ |
| 9 (C) | 0,59 | 13,24 | 20,00 | $1,20.10^{-6}$ |
| 10 (C) | 0,59 | 13,24 | 20,00 | $1,17.10^{-6}$ |
| 11 (C) | 0,59 | 13,24 | 20,00 | $1,14.10^{-6}$ |
| 12 (A) | 0,39 | 13,24 | 20,00 | $1,73.10^{-7}$ |
| 13 (A) | 0,77 | 13,24 | 20,00 | $4,90.10^{-8}$ |
| 14 (A) | 0,59 | 4,83 | 20,00 | $1,25.10^{-7}$ |
| 15 (A) | 0,59 | 21,65 | 20,00 | $1,15.10^{-6}$ |
| 16 (A) | 0,59 | 13,24 | 3,18 | $3,37.10^{-7}$ |
| 17 (A) | 0,59 | 13,24 | 36,82 | $8,00.10^{-9}$ |

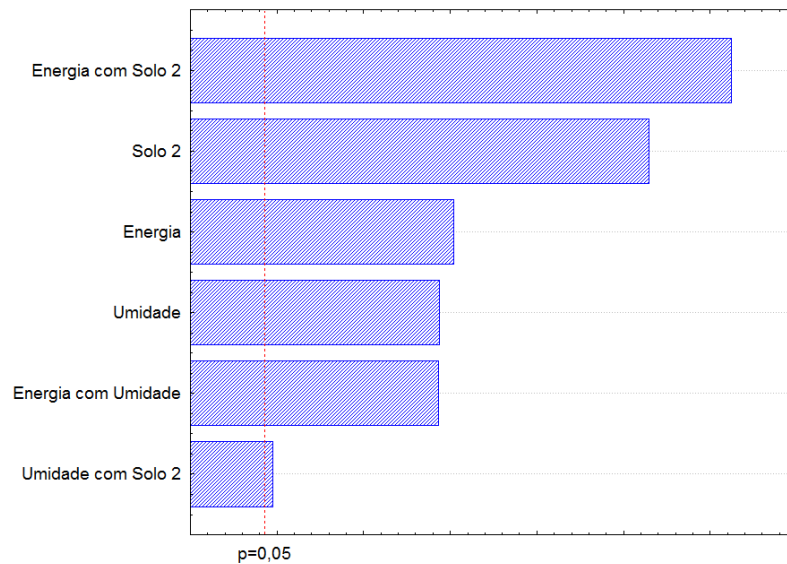
(C) = pontos centrais; (A) = pontos axiais.

Os valores das respostas de permeabilidade à água da Tabela 11 variam de $8,00.10^{-9}$ a $1,90.10^{-6}$ m/s e foram realizados sem réplicas. Rodrigues *et al.* (2014) afirmam que é admissível realizar ensaios sem réplicas, para modelos preliminares, com muitos fatores e

poucos recursos, como o caso em estudo. Foram analisados os modelos DCC e DCCR para as misturas.

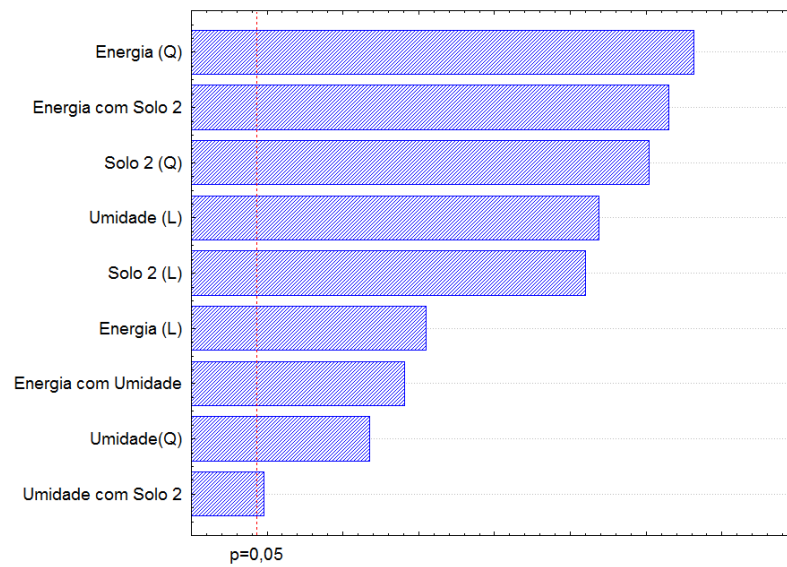
O Gráfico de Pareto (Figura 24) mostra a influência de cada fator na obtenção do resultado de permeabilidade à água para o DCC. É possível constatar que todos os fatores têm influência no processo, sendo que a interação da energia de compactação com percentual de solo 2 e o parâmetro percentual do solo 2 isoladamente exercem maior influência na permeabilidade do solo para o modelo obtido. É possível dizer que todos os fatores são significativos para o processo, com efeito menos expressivo para a interação entre a umidade com o percentual de solo 2.

Figura 24 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o DCC



Na Figura 25, o Gráfico de Pareto para o DCCR mostra que todos os fatores influenciam no processo. A energia de compactação (parcela quadrática do modelo), interação da energia com percentual de solo 2 e o parâmetro percentual de Solo 2 (parcela quadrática do modelo) apresentam os efeitos de maior influência na obtenção do resultado de permeabilidade para o modelo.

Figura 25 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o DCCR



Q = parcela quadrática do modelo; L = parcela linear do modelo

A Tabela 12 mostra o p_{valor} obtido através da análise de variância (Anova) realizada para o DCC. O coeficiente de determinação (R^2) do modelo foi de 0,6463, que demonstra que aproximadamente 64,63% da variabilidade do processo pode ser explicada pelo modelo gerado, com nível de significância de 5%. Como o p_{valor} de todos os itens foi menor que o nível de significância, pode-se afirmar que todas as parcelas do modelo influenciam no processo, com nível de significância de 5%.

Tabela 12 – P_{valor} para o modelo DCC

| Variáveis | Grau de liberdade (GL) | P_{valor} |
|---------------------|------------------------|--------------------|
| Energia | 1 | 0,0043 |
| Umidade | 1 | 0,0048 |
| Solo 2 | 1 | 0,0014 |
| Energia com Umidade | 1 | 0,0048 |
| Energia com Solo 2 | 1 | 0,0010 |
| Umidade com Solo 2 | 1 | 0,0414 |
| Falta de ajuste | 2 | 0,0015 |

A Tabela 13 mostra o p_{valor} obtido através da análise de variância (Anova) realizada para o DCCR. O R^2 do modelo foi de 0,7724, que demonstra que aproximadamente 77,24% da variabilidade do processo pode ser explicada pelo modelo gerado. Como o p_{valor} de todos os itens foi menor que o nível de significância, pode-se afirmar que todas as parcelas do modelo influenciam no processo, com nível de significância de 5%.

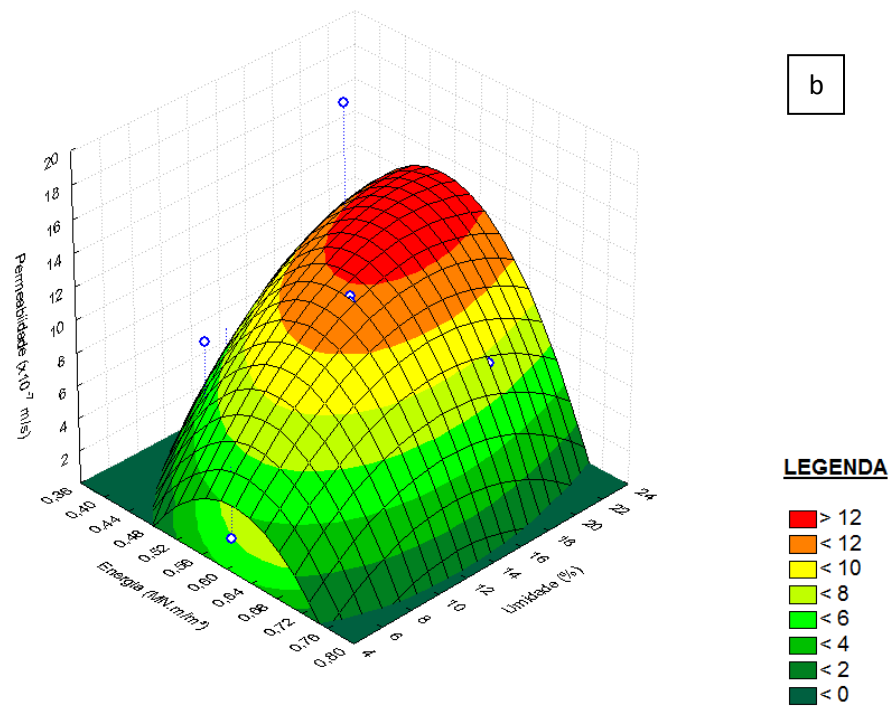
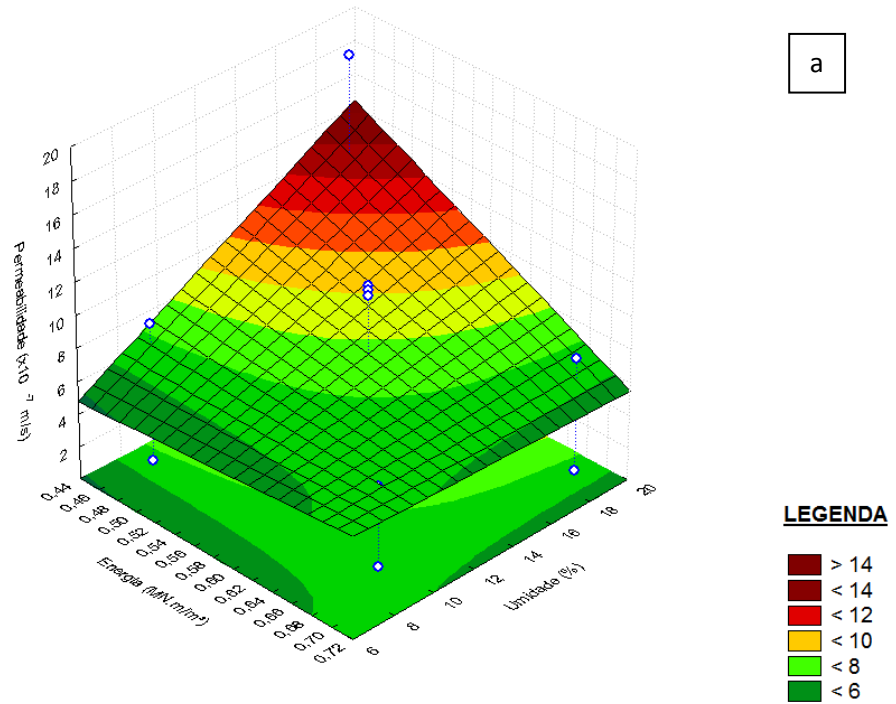
Tabela 13 – P_{valor} para o modelo DCCR

| Variáveis | GL | P_{valor} |
|-----------------------|-----------|--------------------------------------|
| Energia (L) | 1 | 0,0041 |
| Energia (Q) | 1 | 0,0009 |
| Umidade (L) | 1 | 0,0014 |
| Umidade (Q) | 1 | 0,0072 |
| Bentonita (L) | 1 | 0,0015 |
| Bentonita (Q) | 1 | 0,0011 |
| Energia com Umidade | 1 | 0,0050 |
| Energia com Bentonita | 1 | 0,0010 |
| Umidade com Bentonita | 1 | 0,0414 |
| Falta de ajuste | 5 | 0,0039 |

Verificando as Tabelas 12 e 13, o p_{valor} de todos os parâmetros foi menor que o nível de significância escolhido para o modelo ($p_{\text{valor}} < 0,05$), logo todos os parâmetros apresentaram-se significantes para o modelo que descreve a permeabilidade à água,

As Figuras 26a e 26b mostram, respectivamente, as superfícies de respostas obtidas para os modelos DCC (modelo plano) e DCCR (modelo com curvatura) envolvendo as variáveis energia de compactação e umidade, tendo porcentagem de solo 2 fixada em 20% (ponto central).

Figura 26 – a: Superfície de resposta do DCC para Umidade x Energia; b: Superfície de resposta do DCCR para Umidade x Energia



Para o DCC, verifica-se que, com a diminuição da umidade e aumento da energia de compactação, há diminuição da variável permeabilidade à água. A queda de umidade faz com que haja aumento da porcentagem de ar na mistura e, conseqüente, aparecimento de oclusões de ar, que dificultam o fluxo de líquidos nos interstícios do solo (CAMAPUM DE CARVALHO et al., 2015).

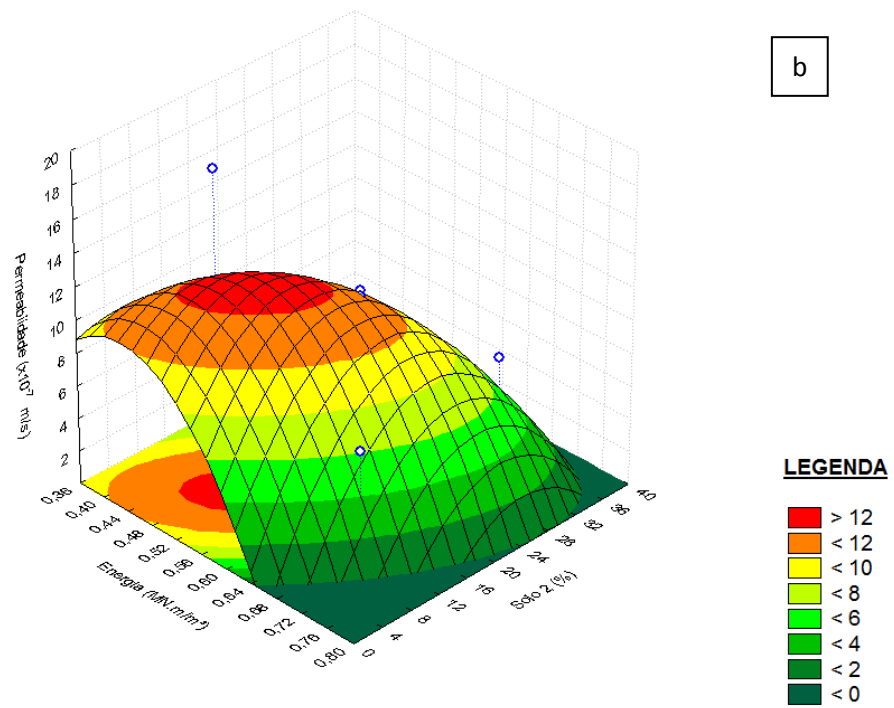
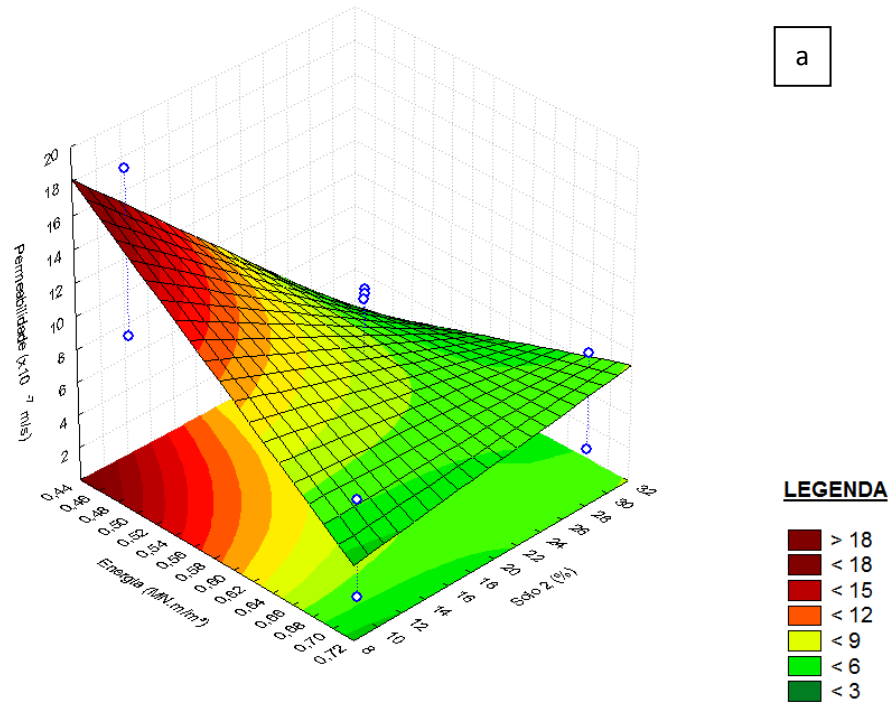
O modelo confirma que quanto maior a umidade, mais energia de compactação deve ser aplicada para obtenção de um coeficiente de permeabilidade baixo, pois o aumento da energia de compactação faz com que seja possível maior acomodação das partículas. Porém, energia em excesso nem sempre promove diminuição da permeabilidade, pois pode haver quebra ou reacomodação das partículas, possibilitando interferências nas configurações da mistura. É válido recordar que aproximadamente 67% dos eventos de permeabilidade para a mistura estudada podem ser explicados por este modelo.

Para o DCCR, as informações do modelo plano podem ser parcialmente confirmadas. A queda de umidade tem efeito diminutivo da permeabilidade. Porém, com aumento de energia, há uma faixa de valores entre 0,50 e 0,64 MN.m/m³ em que a permeabilidade sofre significativa elevação, mesmo para baixos valores de umidade. Há uma maximização da permeabilidade nas faixas de valores de umidade de 16 a 24% para as energias de compactação citadas anteriormente.

Sendo o solo da mistura, em grande maioria, arenoso, possivelmente na faixa de valores apontada houve quebra de partículas para que se desse a acomodação, possibilitando o aparecimento de novos caminhos preferenciais de fluxo. A maior concentração de baixa permeabilidade, alvo desta pesquisa, pode ser verificado para umidades entre 4 e 10%, bem como para energias entre 0,36 e 0,44 MN.m/m³.

As Figuras 27a e 27b mostram as superfícies de respostas para as variáveis energia de compactação e porcentagem de solo 2 na mistura, com umidade média fixada em 13,24% (valor médio). De acordo com o modelo DCC (Figura 27a), o aumento da energia e da porcentagem de solo 2 produzem diminuição da variável permeabilidade.

Figura 27 – a: Superfície de resposta do DCC para Energia x Solo 2; b: Superfície de resposta do DCCR para Energia x Solo 2

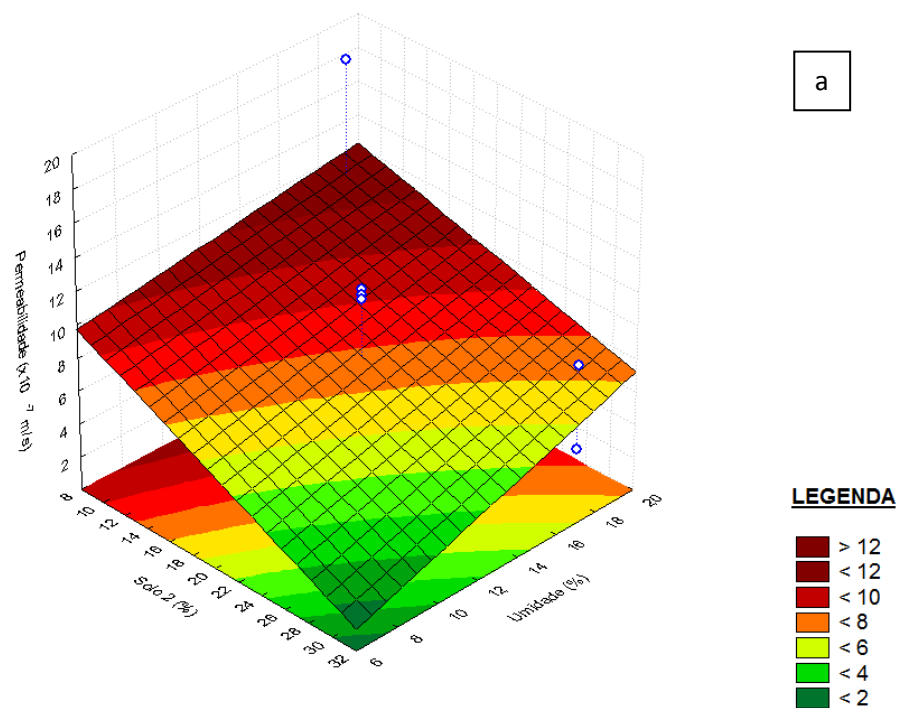


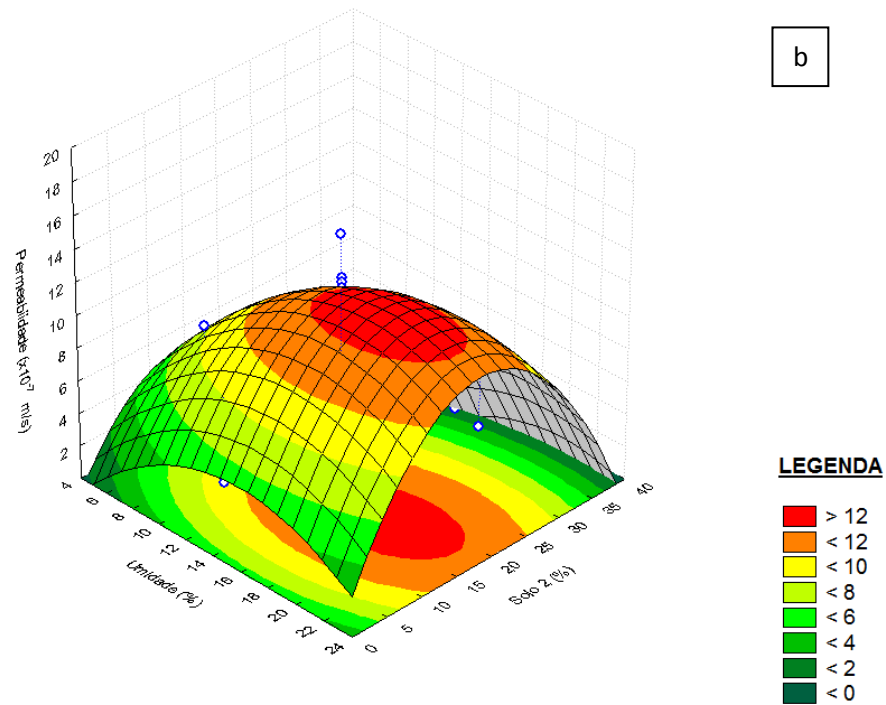
No modelo DCCR (Figura 27b) é possível constatar o exposto para a Figura 27a. O aumento de energia e da porcentagem de Solo 2 também fornece diminuição de permeabilidade à água. Para energias elevadas, a quebra das partículas se torna benéfica, pois, com a umidade fixa no ponto central, o Solo 1 passa a ter nova configuração granulométrica, permitindo que os grãos do Solo 2 se acomodem com mais facilidade, possibilitando diminuição brusca da permeabilidade.

Como o Solo 2 tem alta capacidade de retenção de água, a fixação da umidade em um valor central pode permitir que esse solo se expanda e impermeabilize ainda mais a camada. A curvatura mostra que há um aumento da permeabilidade para a faixa de valores de energia entre 0,44 e 0,56 MN.m/m³ e porcentagem de Solo 2 na mistura entre 8 e 24%. Para a faixa de energia apontada, é necessário um aumento na porcentagem de Solo 2 para que se alcance baixos valores de permeabilidade. A faixa preferencial para este trabalho com estas variáveis se situa para energias entre 0,64 e 0,80 MN.m/m³ e Solo 2 entre 4 e 12% ou 32 e 40%.

As Figuras 28a e 28b mostram as superfícies de respostas para obtenção da variável permeabilidade através da interação entre as variáveis percentual de solo 2 e umidade, com energia de compactação fixada no ponto central (0,59 MN.m/m³).

Figura 28 – a: Superfície de resposta do DCC para Umidade x Solo 2; b: Superfície de resposta do DCCR para Umidade x Solo 2





A partir do modelo plano (Figura 28a) é possível verificar que o aumento de percentual de Solo 2 na mistura aliado à diminuição da umidade diminui bruscamente a permeabilidade à água da mistura. Porém, baixos valores de umidade não permitem ao Solo 2 o aproveitamento de sua capacidade de expansão com vistas à impermeabilização. Para alcançar baixa permeabilidade por este modelo, teores acima de 30% de Solo 2 devem ser adicionados.

Este solo, que apresenta características esmectíticas (montmorilonita), inicialmente recebe a umidade e absorve, possibilitando sua expansão. As montmorilonitas permitem maior retenção de água em seu interior e tem alta capacidade de troca catiônica. Como os solos com predominância de argilominerais tem superfície específica elevada, a umidade é aderida à partícula, ficando em forma de água adsorvida (CAMAPUM DE CARVALHO et al., 2015).

Para a superfície de resposta do DCCR (Figura 28b), percebe-se uma mudança brusca na tendência de diminuição da permeabilidade com relação ao modelo da Figura 28a. É possível constatar que há uma tendência de elevação da permeabilidade à água na faixa de

valores de umidade de 14 a 22% e de porcentagem de solo 2 entre 12 e 22%. Para umidades elevadas, essa porcentagem em torno da faixa indicada encontra-se em processo de expansão, que pode ter fornecido à mistura o aparecimento de caminhos preferenciais de fluxo, aumentando neste intervalo a permeabilidade. Para diminuir o valor da variável resposta, baixas umidades e percentual de solo 2 nas faixas de 0 a 5% e 30 a 40%, respectivamente, são mais interessantes, de acordo com a superfície indicada.

Vale salientar que nenhum modelo estatístico consegue explicar 100% dos eventos das misturas experimentais. Erros acumulados de execução nos ensaios, bem como possibilidade de variabilidade nas características dos solos coletados podem influenciar diretamente nos resultados obtidos. Porém, percebe-se que todas as variáveis independentes apresentaram influência para obtenção dos resultados.

4.3 Seleção do modelo que melhor se ajusta

A escolha do modelo que melhor se ajusta foi necessária para que a mistura final fosse obtida a partir do modelo mais representativo. A Tabela 14 mostra os resultados dos testes para avaliação da qualidade do DCC e do DCCR.

Tabela 14 – Escolha de modelo com melhor ajuste

| Modelo | Critério de Akaike (AIC) | Soma dos Quadrados dos resíduos (SQR) | Coefficiente de determinação (R²) |
|---------------|---------------------------------|--|---|
| DCC | 33,83 | 115,20 | 0,64 |
| DCCR | 45,10 | 150,72 | 0,77 |

Como critérios de escolha hierárquicos, verifica-se em sequência decrescente, o AIC, o SQR e o R². Os testes realizados mostram que o modelo obtido pelo DCC apresentou melhor ajuste de acordo com o Critério de Akaike e a Soma dos Quadrados dos Resíduos, porém, o mesmo não pode ser verificado para o Coeficiente de Determinação. Acrescenta-se ainda que o modelo plano apresentou falta de ajuste menor que modelo curvo, sendo um indicador que o modelo plano se ajustou melhor.

Desta forma, pode-se dizer que o modelo plano apresentou melhor ajuste aos dados experimentais, sendo utilizado para o cálculo da permeabilidade à água que melhor se adequa à camada de base em estudo.

Em grande parte das pesquisas científicas, a utilização do R^2 é fator predominante para escolha do modelo ideal. O resultado obtido neste trabalho comprova que outros testes para os modelos devem ser realizados com vistas a obter o melhor ajuste. O coeficiente de determinação diz respeito apenas à variabilidade dos resultados no modelo.

4.4 Determinação da mistura adequada de solos

Conforme visto na seção 3.2 deste trabalho, a grande maioria das exigências de coeficiente de permeabilidade para camadas de base de aterros sanitários são inferiores ou iguais a 10^{-9} m/s, com exceção do disposto em ABNT (1997) que descreve que esse coeficiente é admissível como sendo 10^{-8} m/s.

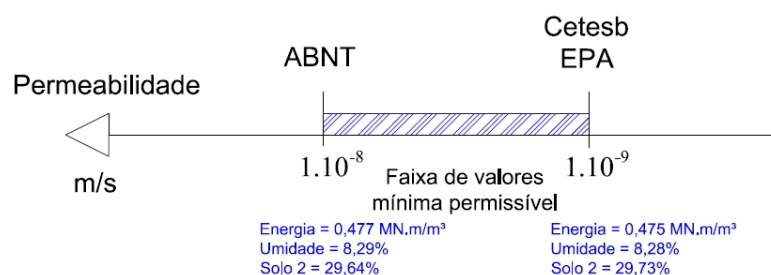
Através do modelo obtido para o DCC, os parâmetros da mistura que melhor se adequam às características de permeabilidade exigidas de acordo com os valores de referência são descritos na Tabela 15.

Tabela 15 – Definição dos parâmetros para mistura adequada de solos para aterros sanitários

| Referência | Coefficiente de permeabilidade à água a 20°C (m/s) | Parâmetros para a mistura em estudo |
|---------------------------|--|---|
| CETESB (1993), EPA (1993) | 1×10^{-9} | Energia = 0,475 MN.m/m ³ Umidade = 8,28% Solo 2 = 29,73% |
| NBR 13896 (1997) | 1×10^{-8} | Energia = 0,477 MN.m/m ³ Umidade = 8,29% Solo 2 = 29,64% |

A iteração matemática encontrou os valores com todas as restrições e condições satisfeitas. A faixa de valores mínima admissível para coeficiente de permeabilidade pode ser vista na Figura 29.

Figura 29 – Faixas de valores de coeficiente de permeabilidade mínima admissível



Percebe-se baixíssima variação entre os parâmetros da mistura para diferentes referências, mostrando a sensibilidade do modelo para valores baixos. A energia de compactação, umidade e porcentagem de Solo 2 são praticamente as mesmas, não variando mais de 0,4%.

A porcentagem de Solo 2, presente em quase 30% da massa da mistura adequada, influencia substancialmente no comportamento desta combinação. Este solo tem alta capacidade de retenção de água devido à presença de argilominerais, não necessitando de grandes quantidades de água para sua compactação.

Quando há água em excesso, pode ocorrer expansão deste material, e, com ressecamento deste solo, o aparecimento de fissuras, possibilitando abertura de caminhos preferenciais de fluxo. Além do mais, este solo apresenta bastante dificuldade para ser compactado e alta porcentagem de Solo 2 solicita energias de compactação exequíveis.

Pode-se, então, estabelecer como a mistura adequada de solos estudados para camada de base de aterros sanitários a média entre os parâmetros. Logo, a energia de compactação adequada é de 0,48 MN.m/m³, a umidade da mistura é de 8,28% e a porcentagem de Solo 2 deve ser de 29,68%.

A característica extremamente arenosa do Solo 1 influencia na utilização de alta porcentagem de Solo 2 para obtenção de um coeficiente de permeabilidade adequado. Oren *et al.* (2011) misturou 80% de areia e 20% de bentonita para testar sua condutividade hidráulica e obteve um coeficiente de $3,90.10^{-9}$ m/s. Mahler *et al.* (2015) acrescentou 5% de bentonita a uma areia silte argilosa obteve coeficiente da ordem de 10^{-9} m/s.

No caso deste estudo, de acordo com o modelo obtido é necessário utilizar aproximadamente 30% em massa de porcentagem de Solo 2 para obtenção de um coeficiente de permeabilidade à água que atenda aos parâmetros técnicos especificados. Apesar do alto percentual de Solo 2, esse valor se justifica devido à necessidade de volume suficiente para preencher os poros do Solo 1 com quase 90% de materiais granulares em sua composição.

5 CONCLUSÕES

- O desenvolvimento deste estudo possibilitou a obtenção de camada de base de Aterro Sanitário atendendo às exigências de permeabilidade à água de acordo com padrões nacionais e internacionais;
- O incremento de um solo argiloso com presença de argilominerais a um solo predominantemente arenoso possibilitou a diminuição da porosidade da mistura para atender à permeabilidade à água adequada para atender aos critérios de camada de base de Aterro Sanitário;
- A partir do planejamento fatorial foi possível otimizar as variáveis energia de compactação, umidade da mistura e porcentagem de Solo 2, sendo possível a realização de um número mínimo de ensaios com elevado grau de confiabilidade, otimizando assim todo processo experimental.
- As superfícies de respostas obtidas forneceram subsídios para analisar como a permeabilidade se comportou com a variação dos parâmetros da mistura;
- O modelo estatístico que melhor se ajustou foi o DCC (plano), sendo este utilizado para obtenção da mistura adequada para a camada de base em estudo;
- As faixas de valores das variáveis preditoras estudadas foram obtidas para uma permeabilidade que atendeu aos níveis exigidos pelos órgãos ambientais/reguladores.
- A porcentagem de Solo 2, em torno de 30%, se mostra como um valor elevado quando comparado aos valores da literatura, porém, é necessário entender que, devido à característica extremamente arenosa do solo do local do empreendimento, um maior percentual de Solo 2 deve ser acrescentado ao solo 1 para atingir níveis de permeabilidade eficientes.
- A energia de compactação obtida mostra que não foi necessário grande esforço para obter uma camada ideal.
- Como o Solo 2 está em porcentagem relativamente elevada para a mistura e apresenta forte capacidade de retenção de água, não foi necessário grandes volumes de líquidos para lubrificar as partículas e alcançar menor massa específica aparente seca;
- No caso do Aterro Sanitário de Campina Grande, são utilizados 20% de Solo 2 na mistura, que, segundo esta pesquisa, essa porcentagem deve ser de 29,68%, não

alcançando os níveis de coeficiente de permeabilidade exigidos para padrões estabelecidos;

- Sugere-se que haja redirecionamento na operacionalização da camada de base deste aterro sanitário com vistas a atender às exigências.

5.1 Sugestões para pesquisas futuras

- Realizar a caracterização da mistura adequada nos aspectos geotécnicos, químicos e mineralógicos;
- Realizar testes de permeabilidade com lixiviado do próprio aterro no planejamento experimental;
- Estudar novos solos na região com menor teor de areia para utilização na camada de base;
- Incrementar na mistura materiais alternativos, como os resíduos de construção e demolição (RCD), para verificar o comportamento quanto à permeabilidade;
- Testar a viabilidade do uso de geossintéticos para o referido aterro, bem como para outros aterros;
- Estudar o transporte de poluentes na camada de base do referido aterro, bem como outros aterros.

REFERÊNCIAS

Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESPA). In: *Dados ano 2009*. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br> Acesso em: 10 jul. 2016.

AKAIKE, H. *A new look at the statistical model identification*. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, n. 6, p. 716-723, 1974.

ALONSO, T.P., *Condutividade Hidráulica de Solos Compactados em Ensaio com Permeâmetro de Parede Flexível*. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, **Universidade de São Paulo**, 2005, 113 p.

ANDERSON, S. A.; HEE, B. H. *Hydraulic conductivity of compacted lateritic soil with bentonite admixture*. **Environmental & Engineering Geoscience**, 1995, v. 1, n. 3, pag. 299-312.

ANTONY, J. *Design of experiments for engineers and scientists*. **Oxford: Butterworth-Heinemann**, 2003. 152 p.

ARAÚJO, P. S.; SILVA, D. L. M.; CARIBE, R. M.; BATISTA, P. I. B.; MONTEIRO, V. E. D. Estudo geotécnico para impermeabilização de aterro sanitário em escala experimental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 17., 2014, Goiânia. **Anais Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica**. Goiânia: ABMS, 2014.

ARAÚJO, P. S. *Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – **Universidade Federal de Campina Grande**, Campina Grande-PB, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6.457: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização*. Rio de Janeiro, 2016a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6.459: Solo – Determinação do limite de liquidez*. Rio de Janeiro, 2016b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6.502: Rochas e solos*. Rio de Janeiro, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6.508: Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm – Determinação da massa específica*. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 7.180: Solo – Determinação do limite de plasticidade*. Rio de Janeiro, 2016c.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 7.181: Solo – Análise granulométrica*. Rio de Janeiro, 2016d.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 7.182: Solo – Ensaio de compactação*. Rio de Janeiro, 2016e.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9.604: Abertura de Poço e Trincheira de inspeção em solo, com retirada de amostras deformadas e indeformadas*. Rio de Janeiro, 1986c.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 14.545: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável*. Rio de Janeiro, 2000.

BARROS NETO, B.; SCARMÍNIO, I. S.; BRUNS, R. E. Planejamento e otimização de experimentos. Campinas: UNICAMP, 1995. 299 p.

BARROS NETO, B., SCARMINIO, I. S., BRUNS, R. E. *Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria*. Campinas: EDUNICAMP, 2007.

BENSON, C. H.; DANIEL, D. E. *Minimum thickness of compacted soil liners: I. stochastic models*. **Journal Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. ASCE, 120 (1), p. 129-152, 1994.

BETIM, L. S. *Caracterização da condutividade hidráulica dos solos e estudo da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos da sub-bacia do Córrego Palmital - Viçosa/MG*. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal de Viçosa**. Viçosa - MG, 2013.

BICALHO, K. V.; COLLODETTI, G.; CASTELLO, R. R.; CAVASSANI, M. R. P. Estudo da plasticidade de misturas de Bentonita-areia. In: **Anais do XIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica**, Belo Horizonte. XIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica. 2006.

BIDONE, F.R.A. *Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: eliminação e valorização*. Rio de Janeiro: **ABES**. 240p. 2001.

BORTOLINI, J. *Estudo de experimentos fatoriais 2^k aplicados em um processo industrial*. 2012. 143 f. Dissertação (Mestrado) - **Universidade Federal de Lavras**, Lavras, 2012.

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

BRANCO, I. G.; GASPARETTO, C. A. *Aplicação da metodologia de superfície de resposta para o estudo da temperatura sobre o comportamento reológico de misturas ternárias de polpa de manga e sucos de laranja e cenoura*. **Revista Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, 23, p. 166-171, 2003.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010. *Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 03 ago. 2010.

BRASIL. *Sumário Mineral 2015*. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Ministério de Minas e Energia**. 135 p. Brasília, 2016.

BRASIL. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2015*. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Ministério das Cidades**. 173 p. Brasília, 2017.

BUENO, B. S.; BENVENUTO, C.; VILAR, O. M. *Aplicação em barreiras impermeabilizantes*. In: **Manual Brasileiro de Geossintéticos**. São Paulo, Editora Edgard Bluncher, 2004, cap. 13, p. 335-379.

CAMAPUM, J.C.; [et al] orgs. *Solos não saturados no contexto geotécnico*. **Associação Brasileira de Mecânica dos Solos**. São Paulo, 2015. 759 p.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. *Monitoramento ambiental e geotécnico de aterros sanitários*. In: **Anais do VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, Campina Grande. VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. 2016.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1993. 233p.

CHAPUIS, R. P. *Sand-bentonite liners: predicting permeability from laboratory tests*. **Canadian Geotechnical Journal**, 1990, v. 27, pag. 47-57.

COGO, J. M. *Caracterização e funcionalização de argila esmectita de alteração basáltica e utilização na remoção de corante com processo de adsorção: estudo da cinética e equilíbrio do processo*. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal do Mato Grosso**. Cuiabá - MT, 2011.

COSTA, E. M.; SILVA, H. F.; RIBEIRO, P. R. A. *Matéria Orgânica do Solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas*. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 17, p.1842-1860, 2013.

CUNHA, J. E. B. L.; RUFINO, I. A. A.; IDEIÃO, S. M. A. *Determinação da Temperatura de Superfície na cidade de Campina Grande-PB a partir de imagens do Satélite Landsat 5-TM*. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal. 2009.p. 5717-5724.

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

DANIEL, D. E. *Geotechnical practice for waste disposal*. **Ed. Chapman & Hall**. London, 1993.

DAS, B. M. *Principles of Geotechnical Engineering*, 4a. Ed., **PWS Publishing Company**, USA, 1998, 712 p.

DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; VIANA, J. H. M.; CALDERANO, S. B. TEIXEIRA, W. G. *Manual de métodos de análises de solos*. 2ª ed. **Embrapa Solos**. Rio de Janeiro, 2011. 230 p.

DURUKAN, S.; PULAT, H. F.; YUKSELEN-HAKSOY, Y. *Suction characteristics of compacted zeolite-bentonite and sand-bentonite mixtures*. **Waste Management & Research**, v32[2], p.149-156, 2014.

EMILIANO, P. C.; VEIGA, E. P.; VIVANCO, M. J.; MENEZES, F. S. *Critérios de Informação de Akaike Versus Bayesiano: Análise Comparativa*. 19º **Simpósio Nacional de Probabilidade e Estatística**, 2010.

FARNEZI, M. K. *Alternativa de melhoramento técnico de solos tropicais para uso em sistemas de basais de selagem, através da aplicação de bentonita*. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal de Ouro Preto**. Ouro Preto, 2006.

FERRARI, A. A. P. *Viabilidade da utilização de silte compactado como material de impermeabilização em aterros de resíduos*. Dissertação de mestrado. **Universidade de São Paulo**. São Paulo, 2005.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. *Proteção da qualidade da água subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais*. São Paulo: **SERVMAR**, 2006. 114 p.

FUDALA-KSIAZEK, S.; PIERPAOLI, M.; KULBAT, E.; LUCZKIEWICZ, A. *A modern solid waste management strategy – The generation of new by-products*. **Waste Management**, v49, p.516-529, 2016.

GIUSTI, L. *A review of waste management practices and their impact on human health*. **Waste Management**, v29, p.2227-2239, 2009.

GLEASON, M. K.; DANIEL, D. E.; EYKHOLT, G. R. *Calcium and sodium bentonite for hydraulic containment applications*. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. 1997. V. 123, n. 5, pag. 438-445.

GLOBO. **Inea vai multar empresa por chorume que vazou na Baixada Fluminense**. 2016a. Disponível em: <http://g1.globo.com/rio-de-janeiro/noticia/2016/02/inea-vai-multar-empresa-por-chorume-que-vazou-na-baixada-fluminense.html?utm_source=twitterfeed&utm_medium=twitter>. Acesso em 28 de julho de 2016.

GLOBO. **Chorume de aterro sanitário vaza e atinge córrego em Montes Claros**. 2016b. Disponível em: <<http://g1.globo.com/mg/grande-minas/noticia/2016/01/chorume-de-aterro-sanitario-vaza-e-atinge-corrego-em-montes-claros.html>>. Acesso em 28 de julho de 2016.

GRIM, R.E., NÜVEN, N., *Bentonites: Geology, Mineralogy, Properties and Uses*, Amsterdã, Holanda. **Editora Elsevier Scientific Publishing Company**, 1978.

GRUPO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (GRS/ UFPE). *Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão*. Recife. 2013. 188 p.

GUNEY, Y.; CETIN, B.; AYDILEK, A. H.; TANYU, B. F.; KOPARAL, S. *Utilization of sepiolite materials as a bottom liner material in solid waste landfills*. **Waste Management**, v34, p.112-124, 2014.

HANNAN, M. A.; MAMUN, M. A. A.; HUSSAIN, A.; BASRI, H.; BEGUM, R. A. *A review on technologies and their usage in solid waste monitoring and management systems: Issues and challenges*. **Waste Management**, v43, p.509-523, 2015.

HERMANN, J.G.; ELSBURY, B.R., *Influential Factors in Soil Liner Construction for Waste Disposal Facilities*, In: **Geotechnical practice for waste disposal '87, Geotechnical Special Publication**, ASCE, New York, USA, n 13, 1987, pp. 522-536.

HOEKS, J.; GLAS, H.; HOFKAMP, J.; RYHINER, A. H. *Bentonite Liners for Isolation of Waste Disposal Sites*. **Waste Management & Research**, 1987, n. 5, p. 93-105.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)*. Rio de Janeiro, RJ. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades*. Campina Grande – PB. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/pb/campina-grande/panorama>> Acesso em: 06 jun. 2016.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT). *Manual de Gerenciamento Integrado. Lixo Municipal*: 2. ed. São Paulo. 2000. 29 p.

JURAS, I. A. G. M. *Nota técnica - Legislação sobre resíduos sólidos: exemplos da Europa, Estados Unidos e Canadá*. **Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados**, Brasília, DF, nov. 2005.

KAWAI, M.; KISHI, M.; HAMERSLEY, M.R.; NAGAO, N.; HERMANA, J.; TODA, T. *Biodegradability and methane productivity during anaerobic co-digestion of refractory leachate*. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v72, pag. 46-51, 2012.

KENNEY, T.C.; VAN VEEN, W. A.; SWALLOW, M. A.; SUNGAILA, M. A. *Hydraulic conductivity of compacted bentonite-sand mixtures*. **Canadian Geotechnical Journal**, v.29, p.364-374, 1992.

KNOP, A. *Estudo do comportamento de liners atacados por ácido sulfúrico*. 2007. 256 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, **Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 2007.

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. *Soil Mechanics, SI version*. **John Wiley & Sons, Inc.**, 553 p. Singapura, 1969.

LIMA, J. D.; NÓBREGA, C. C. *Relatório de Impacto ao Meio Ambiente (RIMA) para Projeto de Implantação de um Aterro Sanitário para Resíduos Sólidos no município de Campina Grande – PB*. João Pessoa, 2010

LOCASTRO, J. K.; DE ANGELIS, B. L. D. *Barreiras de impermeabilização: configurações aplicadas em aterros sanitários*. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. V20, pag. 200-210, 2016.

LUKIANCHUKI, J. A. *Influência do teor de bentonita na condutividade hidráulica e na resistência ao cisalhamento de um solo arenoso utilizado como barreira impermeabilizante*. Dissertação de mestrado. **Universidade de São Paulo**. São Carlos, 2007.

MAHLER, C. F.; HUSE, K. *Estudos da adição de bentonita ao solo de cobertura de aterros sanitários*. In: VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SOLOS NÃO SATURADO, 2015, Fortaleza. **Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados**. CT/UFC, 2015. p. 339-344.

MELARE, A. V. S.; GONZALEZ, S. M.; FACELI, K.; CASADEI, V. *Technologies and decision support systems to aid solid-waste management: a systematic review*. **Waste Management**, 2017, vol. 59, p. 567-584.

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

Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. MMA – SRHU. *Águas Subterrâneas, um recurso conhecido a ser protegido*. Brasília, 2007. 38p.

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

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

MONTEIRO, V. E. D. *Estudos geotécnicos de cortinas de argila no aterro da Muribeca, Pernambuco*. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal de Pernambuco**. Recife, 1998.

MONTGOMERY, D.; CALADO, V. *Planejamento de Experimentos usando o Statistica*. **E-papers Serviços Editoriais Ltda**, 2003. 260 p.

MONTGOMERY, D. C. *Design and analysis of experiments*. 7. ed. New York: **John Wiley & Sons**, 2009. 656 p.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. *Estatística Aplicada e Probabilidade para Engenheiros*. Rio de Janeiro: **LTC**, 2012.

MOTULSKY, H.; CHRISTOPOULOS, A. *Fitting models to biological data using linear e nonlinear regression : a practical guide to curve fitting*. **San Diego: GraphPad Software**, 2003. 351p.

MYUNG, In J.; PITT, Mark A.; KIM, Woojae. *Model evaluation, testing and selection*. Columbus : **Ohio State University**, Department of Psychology, 2003. 45p.

NAVARRO, Daniel J.; MYUNG, In Jae. *Model evaluation and selection*. Columbus, USA: **Ohio State University**, Department of Psychology, 2004. 6p.

OREN, A. H.; KAYA, A.; KAYALAR, A.S. *Hydraulic conductivity of zeolite–bentonite mixtures in comparison with sand–bentonite mixtures*. *Canadian Geotechnical Journal*, v48: p. 1343-1353, 2011.

PARIENTE, S.; LAVEE, H. *Soil Organic Matter and degradation*. **Soil conservation and Protection for Europe**, 2000.

PEDROSO NETO, J. C.; COSTA, J. O. (Org.). *Análise do solo – determinações, cálculos e interpretação*. **EPAMIG – EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DE MINAS GERAIS**. 2011. Lavras: EPAMIG Sul de Minas, 2012. 16p.

PEREIRA, N. N. *Modelos não lineares mistos na análise de curvas de crescimento de bovinos da raça tabapuã*. Dissertação de mestrado em Estatística aplicada e biometria. **Universidade Federal de Viçosa**. P. 51. Viçosa, 2014.

PINTO, C.S. *Curso Básico de Mecânica dos Solos*. 3a ed. São Paulo, SP: **Oficina de Textos**, 2006. v. 1. 356p.

POEHLS, D.; SMITH, G. *Encyclopedic Dictionary of Hydrogeology*. **Boston: Academic Press/Elsevier**, 2009. 528 p.

POTTER, H. A. B.; YOUNG, R. N. *Waste disposal by landfill in Britain: problems, solutions and the way forward*. In: **Anais Green'93 – International Symposium on Geotechnics related to the environment**. v.1, pag. 41-48. Bolton, Reino Unido, 1993.

REBELO, K. M. W. *Resistência de interface entre geomembranas e solos através do ensaio de Ring Shear*. 2003. 216 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, **Universidade de São Paulo**, São Carlos, 2003.

REGADÍO, M.; *et al.* *Containment and attenuating layers: An affordable strategy that preserves soil and water from landfill pollution*. **Waste Management**, v46, p. 408-419, 2015.

RITTER, E.; FERREIRA, J. A.; DIAS, A. P.; SILVA, A. A. D. *Avaliação da Permeabilidade da barreira de proteção da fundação do aterro sanitário de Pirai*. In: 6º Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória. **Anais do Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2002.

RODRIGUES, M.I.; IEMMA, A.F. *Planejamento de experimentos e otimização de processos*. 2a ed. **Casa do Espírito Amigo Fraternidade Fé e Amor**. Campinas, SP. 2009. 618p.

ROWE, R. K.; QUIGLEY, R. M.; BOOKER, J. R., *Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities*, **E&FN Spon**, London, 1995, 390 p.

ROWE, R. K. *Barrier systems*. In: **Geotechnical and Geoenvironmental engineering handbook**. Ontario, Kluwer academic publishers, 2000, chapter 25, p. 25, p. 739-788.

SHACKELFORD, C. D. *Waste-soil interactions that alter hydraulic conductivity. Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil*. Philadelphia, 1994, **ASTM STP 1142**, pag. 111-166.

SILVA, A. R. V.; FERREIRA, H. C. *Argilas bentoníticas: conceitos, estruturas, propriedades, usos industriais, reservas, produção e produtores/fornecedores nacionais e internacionais*. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**. V3.2, pag. 26-35, 2008.

SILVA, A. S. *Avaliação da secagem do bagaço de cajá usando planejamento fatorial composto central*. Dissertação de mestrado. **Universidade Federal do Rio Grande do Norte**. 83 p. Natal, 2008.

SIT, Vera. *Catalog of curves for curve fitting - Handbook 4*. Victoria: Ministry of Forests, **Forest Science Research Branch**, Biometrics information, 1994. 110p.

SOARES, V. *Utilização de mistura de solo saprolítico com betonita na construção de revestimento de fundo de aterros sanitários*. Dissertação de Mestrado. **Universidade de São Paulo (USP)**. São Paulo - SP, 2012.

STEWART, D.I.; STUDDS, P.G.; COUSENS, T.W. *The factors controlling the engineering properties of bentonite-enhanced sand*. **Applied Clay Science**, 23, p.97-110, 2003.

THE WORLD BANK. *What a waste: a global review of solid waste management*. **Urban Development Series Knowledge Paper**. No. 15. Washington DC: The World Bank. 2012.

TORRALBA, V. *Influência do método de compactação na permeabilidade de uma mistura colúvio-composto orgânico*. Dissertação de mestrado. **Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2007.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Solid waste disposal facility criteria technical manual*. Office of solid waste and emergency response. EPA-530-R-93-017. Washington DC.: **USEPA**, 1993. 11p.

VAN ELK, A. G. H. P.; BOSCOV, M E. G. *Desafios Geotécnicos Advindos da Política Nacional de Resíduos Sólidos*. In: XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2016, Belo Horizonte. **Anais do XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica**. Minas Gerais, 2016.

ZUQUETTE, L. V. *Geotecnia Ambiental*. 1ª ed. **Elsevier**. Rio de Janeiro, RJ. 2015. 399 p.

WHO (1979). *International Reference Center For Wastes Disposal. Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost*. Switzerland, 1979.