



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

**FLUXO DE ÁGUA E GÁS EM CAMADA DE COBERTURA FINAL DE SOLO
COMPACTADO EM ATERRO SANITÁRIO**

PABLO DA SILVA ARAUJO

CAMPINA GRANDE – PB

Fevereiro de 2024

PABLO DA SILVA ARAUJO

**FLUXO DE ÁGUA E GÁS EM CAMADA DE COBERTURA FINAL DE SOLO
COMPACTADO EM ATERRO SANITÁRIO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, como exigência a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de Concentração: Geotecnia

Linha de Pesquisa: Geotecnia Ambiental e Obras de Terra

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Coorientador: Prof. Dr. William de Paiva

CAMPINA GRANDE – PB

Fevereiro de 2024

A663f

Araujo, Pablio da Silva.

Fluxo de água e gás em camada de cobertura final de solo compactado em aterro sanitário / Pablio da Silva Araujo. – Campina Grande, 2024.

218 f. : il. color.

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

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

Referências.

1. Geotecnia. 2. Permeabilidade do Solo à Água e ao Ar. 3. Maciços Sanitários. 4. Monitoramento Geoambiental. 5. Geotecnia Ambiental e Obras de Terra. 6. Modelos Preditivos. 7. Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) – Aterros Sanitários. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Paiva, William de. III. Título.

CDU 624.131(043)

PABLO DA SILVA ARAUJO

**FLUXO DE ÁGUA E GÁS EM CAMADA DE COBERTURA FINAL DE SOLO
COMPACTADO EM ATERRO SANITÁRIO**

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

Aprovado em: 29/02/2024

BANCA EXAMINADORA:

Prof^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)
Orientadora

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

Prof. Dr. Olavo Francisco dos Santos Júnior
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)
Examinador Interno

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

Prof. Dr. Cláudio Luis de Araújo Neto
Universidade Federal do Maranhão (UFMA)
Examinador Externo

Prof. Dr. Orencio Monje Vilar
Universidade de São Paulo (USP)
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE – PB

Fevereiro de 2024



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

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

2. **ALUNO(A): PABLO DA SILVA ARAUJO / COMISSÃO EXAMINADORA: DR.ª VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO - PPGECA/UFCG (PRESIDENTE) - ORIENTADORA; DR. WILLIAM DE PAIVA – PPGECA/UFCG – COORIENTADOR; DR. OLAVO FRANCISCO DOS SANTOS JUNIOR - PPGECA/UFCG - EXAMINADOR INTERNO; DR. GERSON MARQUES DOS SANTOS - UNIVASF - EXAMINADOR EXTERNO; DR. CLÁUDIO LUIS DE ARAÚJO NETO - UFMA – EXAMINADOR EXTERNO; DR. ORENCIO MONJE VILAR - USP - EXAMINADOR EXTERNO (PORTARIA 14/2024). / TITULO DA TESE: “FLUXO DE ÁGUA E GÁS EM CAMADA DE COBERTURA FINAL DE SOLO COMPACTADO EM ATERRO SANITÁRIO” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GEOTECNIA / HORA DE INICIO: 14:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: HÍBRIDA.**

3. **EM SESSÃO REALIZADA DE FORMA HÍBRIDA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) CANDIDATO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA TESE, SENDO-LHE ATRIBUÍDO O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE TESE, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA” PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADO”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, FLÁVIO PEREIRA DA CUNHA, SECRETÁRIO(A), ALUNO(A) E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**

4. **CAMPINA GRANDE, 29 DE FEVEREIRO DE 2024**

5.

6.

Documento assinado digitalmente
 ORENCIO MONJE VILAR
Data: 08/04/2024 21:06:04-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

7.

8.

9. **ORENCIO MONJE VILAR - EXAMINADOR EXTERNO**



Documento assinado eletronicamente por **PABLO DA SILVA ARAUJO, Usuário Externo**, em 21/03/2024, às 08:48, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.](#)



Documento assinado eletronicamente por **OLAVO FRANCISCO DOS SANTOS JÚNIOR, PROFESSOR**, em 21/03/2024, às 09:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cláudio Luis de Araújo Neto, Usuário Externo**, em 21/03/2024, às 13:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gerson Marques dos Santos, Usuário Externo**, em 21/03/2024, às 14:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **FLAVIO PEREIRA DA CUNHA, SECRETÁRIO (A)**, em 21/03/2024, às 14:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **William de Paiva, Usuário Externo**, em 22/03/2024, às 18:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VERUSCHKA ESCARIO DESSOLES MONTEIRO, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 08/04/2024, às 08:40, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **4305222** e o código CRC **28FB4B3B**.

DEDICATÓRIA

Aos meus familiares e amigos falecidos (*in memoriam*): avôs, Manoel Araujo dos Santos e Jacinto José da Silva; ao meu pai, Paulo Araujo dos Santos; ao meu padrinho, José Carlos Candeia; e ao meu amigo, Frank Lean Chaves de Oliveira.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelas graças e bênçãos derramadas em minha vida. Por todas as oportunidades que surgiram durante a minha caminhada acadêmica. Por ter me ajudado em todos os momentos de angústia e falta de esperança, e por me fazer perseverar. Agradeço a oportunidade da realização e conclusão do meu doutorado, que se tornou um momento único de aprendizado e crescimento pessoal e profissional. A Ti, Senhor, toda honra e toda a glória! Agradeço também a minha fiel protetora e guia, a Bem-aventurada Virgem Santíssima. Com Ela pude dividir meus momentos de oração e reflexão durante o meu doutorado. Ela que me guiou, iluminou meus passos e sonhos, e me apontou sempre o caminho do seu filho, Jesus Cristo. E me ensina, a confiar e depositar nas mãos de Cristo, todos os meus anseios, projetos pessoais e sonhos, para que sejam feitos segundo a vontade Dele.

A minha família, nas pessoas dos meus pais. A minha mãe Edileusa, meu pai Paulo (*in memoriam*) e minha irmã Pâmella, que desde o início de minha formação pessoal estiveram ao meu lado e me incentivaram sempre. Nos momentos de alegria, compartilharam com seus próximos, as minhas conquistas, e sempre estavam por perto para me dar suporte. Aos demais membros da minha família, que foram alicerces firmes para apoiar todos os meus sonhos e me impulsionaram a trilhar caminhos mais altos na vida pessoal e profissional.

A minha esposa, Fernanda, minha companheira de todas as horas. Com ela dividi todos as etapas desse doutorado. Nos momentos de dúvida estive ao meu lado para me dar conforto e apoio. Me fez perseverar na disciplina da escrita do texto final da tese, na análise dos dados, na organização das bancas e na compreensão dos cuidados dos afazeres de casa. Minha fortaleza e minha eterna namorada, te agradeço por tudo.

Aos Amigos que a pesquisa me deu como verdadeiros irmãos, nas pessoas de Paulo, Cláudio e Amanda. Eles que estavam comigo todos os dias, compartilhando suas ideias, metodologias de trabalho, disciplina nos estudos e publicações. Foram minha alegria, parceria e sustento, quando estava longe de minha família. Aos amigos do subgrupo de pesquisa de Solos de Cobertura. Os que passaram e os que continuaram até o final do meu doutorado, como, Jordan, Jeovana, Carlos, Aline e Thiago Sena. Com eles, pude dividir cada linha de resultados dos ensaios de campo e laboratório, compartilhamos discussões de pesquisa futuras, elaboramos ensaios e estavam sempre a disposição para ajudar.

Ao Grupo de Geotecnia Ambiental – GGA, que me acolheu no início de minha formação acadêmica como iniciação científica e ajudou a me moldar como pesquisador e docente. Todos os desafios enfrentados e vencidos, me motivaram a continuar na pesquisa e encontrar a plena realização como profissional. Aos amigos do GGA, nas pessoas de Daniela, Wlysses, Libânia, Thiago Fernandes, Tuilly, Daniel e Auriberto, que não mediram esforços para promover meios para que este trabalho tivesse seus objetivos alcançados, e com quem estive compartilhando e dividindo várias produções acadêmicas enquanto aluno de pós-graduação.

Aos funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, nas pessoas de Wellington e Flávio, que deram suporte em todas as etapas do doutorado, quanto aos caminhos para marcação de bancas, solicitação de documentos e estão sempre dispostos e prestativos a ajudar todos os alunos desse programa. Aos funcionários e técnicos dos laboratórios do Bloco CT da UFCG, nas pessoas de Netinho, Ladjane, Nildinho, Jadilson e Arthur, que me auxiliaram na realização dos ensaios, forneceram materiais e com quem pude compartilhar vários momentos de alegrias nas idas ao laboratório.

Aos professores orientadores, Veruschka e William, que me moldaram como pessoa, docente, engenheiro civil e pesquisador. Agradeço por todos os ensinamentos, conselhos, orientações e broncas. Tudo isso, fez com que eu pudesse amadurecer profissionalmente. Carrego um pouco de cada um de vocês quando estou dividindo momentos com meus alunos. Aos membros da banca examinadora desta tese, por todo o comprometimento que tiveram na leitura e apresentação de sugestões e correções ao trabalho, para que o seu resultado estivesse a nível de doutorado. Aos todos os professores que lecionaram suas disciplinas durante o período do doutorado. Com eles pude aprender e aprofundar todos os conhecimentos adquiridos durante a minha formação pessoal.

Agradeço ainda, a UFCG, minha segunda casa, que me transformou em um profissional capacitado e habilitado para o mercado. Aos órgãos de fomento à pesquisa, que possibilitaram, por meio de projetos de pesquisa, a aquisição de equipamentos e materiais para realização dos ensaios. A ECOSOLO, por permitiu a realização dessa pesquisa no Aterro Sanitário.

Por fim, agradeço a todos que, de forma direta ou indireta, estiveram presentes durante todo o período de pós-graduação. Vocês fazem parte dessa conquista. Muito obrigado!

RESUMO

A camada de cobertura aplicada sobre os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), em aterros sanitários, geralmente de solo compactado, por estar em contato direto com ambiente externo apresenta modificações das suas condições físicas, químicas e biológicas. Estas variações podem acontecer devido à exposição do solo aos agentes ambientais naturais que fazem com que a camada perca a sua estanqueidade ao longo do tempo, quanto aos fluxos simultâneos de água e ar, prevalecendo assim a condição não saturada do solo em regiões semiáridas. Em razão disso, excessos desses fluxos podem prejudicar a vida útil do aterro, a segurança da operação e afetar negativamente a saúde pública. As formas existentes para monitoramento desses parâmetros, utilizam-se apenas da medição do coeficiente de permeabilidade à água, a partir abordagens analíticas, numerosas análises experimentais e numéricas, que são insuficientes para previsão dos comportamentos da camada de cobertura frente aos fluxos de água e ar. Dessa forma, faz-se necessário a utilização de modelos preditivos, por exemplo, as Redes Neurais Artificiais (RNA), que são ferramentas versáteis que, possuem a capacidade de tomada de decisões e disponibilizar para usos e aplicação em outros aterros sanitários. Assim, o objetivo desse trabalho é propor modelos preditivos por meio de RNA para previsão dos coeficientes de permeabilidade do solo à água e ao ar de camada de cobertura de um aterro sanitário em região semiárida. Como metodologia, utilizou-se de um planejamento experimental para realização de ensaios em laboratório e em campo, para verificação das condições da camada e do solo utilizado. Por meio de análises estatísticas, definiram-se os parâmetros do solo que influenciavam nos fluxos de água e gás pela camada de cobertura. Posteriormente, pela elaboração de modelos de regressão linear múltipla e modelagem numérica por redes neurais, a partir de um banco de dados sintéticos, definiu-se a topologia e arquitetura das RNA. Os resultados indicaram que, a variação física do solo utilizado na camada de cobertura influencia nas emissões de gases e na infiltração de água. Os parâmetros de eficiência da compactação apresentam-se de menor variabilidade, indicando uniformidade na energia aplicada, porém, não refletem a homogeneidade do solo da camada. O valor da umidade ótima de compactação é semelhante ao ponto de entrada de ar da curva característica, e nesse ponto as permeabilidades não saturadas à água e ao ar são semelhantes. Os parâmetros do solo que mais influenciam nas permeabilidades não saturadas do solo à água e ao ar são o grau de saturação, a umidade volumétrica e a umidade gravimétrica. As RNA desenvolvidas apresentaram bons desempenhos para predição dos coeficientes de permeabilidade à água e ao ar do solo. Diante disso, pode-se concluir que, os parâmetros do solo que se relacionam com o conteúdo de água presente no solo, apresentam maiores influências nos fluxos. A execução e monitoramento da camada de cobertura devem ser regulamentadas por normas que incluam os parâmetros ambientais e físico-químicos do solo. As RNA desenvolvidas podem ser aplicadas para análises dos fluxos em aterros com características semelhantes.

Palavras-chave: Permeabilidade do solo à água e ao ar; Monitoramento geoambiental; Maciços sanitários; Modelos preditivos.

ABSTRACT

The cover layer applied to Municipal Solid Waste (MSW), in landfills, generally made of compacted soil, as it is in direct contact with the external environment, presents changes in its physical, chemical and biological conditions. These variations can occur due to the exposure of the soil to natural environmental agents that cause the layer to lose its tightness over time, in terms of simultaneous flows of water and air, thus prevailing the unsaturated condition of the soil in semi-arid regions. As a result, excess flows can harm the useful life of the landfill, the safety of its operation and negatively affect public health. The existing ways to monitor these parameters only use the measurement of the water permeability coefficient, based on analytical approaches, numerous experimental and numerical analyses, which are insufficient to predict the behavior of the covering layer in the face of water and air flows. Therefore, it is necessary to use predictive models, for example, Artificial Neural Networks (ANN), which are versatile tools that have the capacity to make decisions and make them available for use and application in other landfills. Thus, the objective of this work is to propose predictive models using ANN to predict soil permeability coefficients for water and air in the cover layer of a landfill in a semi-arid region. As a methodology, an experimental design was used to carry out tests in the laboratory and in the field, to verify the conditions of the layer and soil used. Through statistical analyses, the soil parameters that influenced water and gas flows through the cover layer were defined. Subsequently, by developing multiple linear regression models and numerical modeling using neural networks, based on a synthetic database, the topology and architecture of the ANN were defined. The results indicated that the physical variation of the soil used in the cover layer influences gas emissions and water infiltration. The compaction efficiency parameters have less variability, indicating uniformity in the energy applied, however, they do not reflect the homogeneity of the soil in the layer. The optimum compaction moisture value is similar to the air entry point of the characteristic curve, and at this point the unsaturated water and air permeabilities are similar. The soil parameters that most influence unsaturated soil permeability to water and air are the degree of saturation, volumetric moisture and gravimetric moisture. The developed ANN showed good performance for predicting soil water and air permeability coefficients. Given this, it can be concluded that soil parameters that are related to the water content present in the soil have greater influences on flows. The execution and monitoring of the cover layer must be regulated by standards that include the environmental and physical-chemical parameters of the soil. The developed ANN can be applied to analyze flows in landfills with similar characteristics.

Keywords: Soil permeability to water and air; Geoenvironmental monitoring; Sanitary massifs; Predictive models.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Camada convencional ou resistiva.....	23
Figura 2 - Camada evapotranspirativa ou monolítica.....	25
Figura 3 - Camada como barreira capilar.	27
Figura 4 - Camada de cobertura metanotrófica.	30
Figura 5 - Ensaio de permeabilidade do solo à água: (a) infiltrômetro de anel; (b) permeâmetro de parede flexível.	33
Figura 6 - Placa de fluxo estática.....	36
Figura 7 - Curva de retenção de água no solo.	39
Figura 8 - Curva de retenção de água para solos distintos.	40
Figura 9 - Método do Papel Filtro.	42
Figura 10 - Câmara de Pressão (Richards).	43
Figura 11 - Tensiômetro.	44
Figura 12 - Representação de uma Superfície Resposta.....	51
Figura 13 - Exemplo genérico de uma Rede Neural Artificial (RNA).....	55
Figura 14 - Representação da arquitetura de uma RNA.....	57
Figura 15 - Representação gráfica dos resíduos estatísticos: (a) nulo; (b), (c) e (d) heterogeneidade das variâncias; (e) não linearidade; (f) não linearidade e heterogeneidade.	60
Figura 16 - Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG).	64
Figura 17 - Municípios atendidos pelo ASCG.	65
Figura 18 - LTL's e Lagoa de drenagem.....	66
Figura 19 - Drenos verticais e Queimadores (flare).	66
Figura 20 - Fluxograma de pesquisa.	68
Figura 21 - Área experimental no ASCG	69
Figura 22 - Amostras deformadas de solos.	71
Figura 23 - Homogeneização das amostras de solos.	71
Figura 24 - Distribuição das amostras de solos para a homogeneização.	72
Figura 25 - Placa de fluxo estática cravada no solo.	73
Figura 26 - Dimensões da Placa de Fluxo.	74
Figura 27 - Equipamentos de medição instalados na placa de fluxo.....	75
Figura 28 - Sistema de Permeabilidade Triflex-2.....	78
Figura 29 - Esquema para o ensaio de permeabilidade saturada à água do solo.....	79
Figura 30 - Posicionamento do corpo de prova de solo na base da câmara.	80
Figura 31 - Esquema para o ensaio de permeabilidade ao ar do solo.....	82
Figura 32 - Confecção de corpos de prova para determinação da sucção por meio do método do papel filtro.	86
Figura 33 - Processo de saturação das amostras.....	86
Figura 34 - Posicionamento dos papéis filtro.	87
Figura 35 - Análise em Componentes Principais: Infiltração e índices do solo.....	107
Figura 36 - Distribuição granulométrica das amostras homogeneizadas.	110
Figura 37 - Curvas de compactação das amostras homogeneizadas.	112
Figura 38 - Curva de compactação e Curvas de Saturação (Amostra 1).....	113
Figura 39 - Curva característica (Amostra 1): ajustes de curva.	120

Figura 40 - Curva Característica (Amostra 1): Umidade Volumétrica x Sucção Matricial.	122
Figura 41 - Curva Característica (Amostra 1): Umidade Gravimétrica x Sucção Matricial.	124
Figura 42 - Curva Característica (Amostra 1): Grau de Saturação x Sucção Matricial.	126
Figura 43 - Permeabilidades não saturadas à água e ao ar em função da sucção matricial (Amostra 1).....	127
Figura 44 - Permeabilidades não saturadas em função da umidade gravimétrica (Amostra 1).....	129
Figura 45 - Normais Climatológicas da Precipitação e Evaporação Total (1981-2010).	134
Figura 46 - Precipitação mensal acumulada e Dados históricos.	135
Figura 47 - Precipitação/Evaporação Total/Temperatura Média no período dos ensaios <i>in situ</i>	137
Figura 48 - Correlograma utilizando a Correlação de Spearman para a Permeabilidade Não Saturada à Água.	140
Figura 49 Superfície resposta para: kágua x Grau de Saturação x Umidade Volumétrica.	141
Figura 50 - Análise dos resíduos para a permeabilidade não saturada à água: (a) Grau de saturação; (b) Umidade volumétrica; (c) Umidade gravimétrica.	143
Figura 51 - Correlograma utilizando a Correlação de Spearman para a Permeabilidade Não Saturada ao Ar.....	144
Figura 52 - Superfície resposta para: kar x Grau de Saturação x Umidade Volumétrica.	145
Figura 53 - Análise dos resíduos para a permeabilidade não saturada ao ar.	147
Figura 54 - Performance das RNA de melhor desempenho para predição das permeabilidades não saturadas: (a) água; (b) ar.	150
Figura 55 - Valores observados e preditos para as permeabilidades não saturadas: (a) água; (b) ar.....	151

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estatística descritiva dos Ensaios <i>in situ</i>	98
Tabela 2 - Estatística descritiva dos Ensaios em laboratório e Índices do solo.....	102
Tabela 3 - Matriz de Correlação de Pearson para Infiltração.....	105
Tabela 4 - Resumo da granulometria das amostras homogeneizadas (Escala ABNT NBR 6502:2022).....	111
Tabela 5 - Parâmetros da curva de compactação.....	112
Tabela 6 - Limites de consistência e Classificação dos solos (SUCS).....	114
Tabela 7 - Permeabilidades à água do solo.....	115
Tabela 8 - Permeabilidades do solo ao ar.....	116
Tabela 9 - Avaliadores estatísticos para ajustes de curva.....	118
Tabela 10 - Parâmetros das equações de ajuste (Amostra 1).....	120
Tabela 11 - Análises químicas das amostras homogeneizadas.....	130
Tabela 12 - Análise descritiva dos dados (Amostra 1).....	138
Tabela 13 - Avaliadores numéricos do modelo de regressão para a permeabilidade não saturada do solo à água.....	142
Tabela 14 - Banco de dados da Permeabilidade Não Saturada à Água.....	143
Tabela 15 - Avaliadores numéricos do modelo de regressão para a permeabilidade não saturada do solo ao ar.....	146
Tabela 16 - Banco de dados da Permeabilidade Não Saturada ao Ar.....	147
Tabela 17 - Performance geral da RNA para predição da permeabilidade não saturada à água e ao ar do solo.....	148

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Equações de ajuste para curva de retenção de água no solo.	41
Quadro 2 - Equações empíricas para definição da curva de permeabilidade à água em meio não saturado (k).	46
Quadro 3 - Principais expressões para modelos de regressão não linear.	53
Quadro 4 - Funções de ativação.	56
Quadro 5 - Avaliadores estatísticos de desempenho para RNA.	61
Quadro 6 - Ensaios <i>in situ</i> na camada de cobertura.	70
Quadro 7 - Amostras homogeneizadas e Pontos de ensaios.	72
Quadro 8 - Ensaios de solos em laboratório.	76
Quadro 9 - Dados utilizados na análise descritiva.	91
Quadro 10 - Características físicas das amostras de solos coletadas dos pontos de ensaios <i>in situ</i>	177
Quadro 11 - Infiltração, Fluxo mássico e Concentração de gases nos pontos de ensaios <i>in situ</i>	181
Quadro 12 - Melhores performances das RNA para Permeabilidade Não Saturada à Água.	183
Quadro 13 - Melhores performances das RNA para Permeabilidade Não Saturada ao Ar.	190

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba

ACP – Análise em Componentes Principais

ASCG – Aterro Sanitário em Campina Grande

ASTM – *American Society for Testing and Materials*

DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes

EQM – Erro Quadrático Médio

GEE – Gases do Efeito Estufa

GGA – Grupo de Geotecnia Ambiental

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

k – coeficiente de permeabilidade do solo à água/ar

MAE – Erro Absoluto Médio

MAPE – Erro Percentual Absoluto Médio

MSE – Erro Médio Quadrático

NBR – Norma Brasileira

NRMSE – Erro Quadrático Médio Normalizado

R – Coeficiente de correlação

R^2 - Coeficiente de determinação

RMSE – Raiz do Erro Quadrático Médio

RNA – Redes Neurais Artificiais

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SQR – Soma do Quadrado dos Resíduos

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

w – Umidade gravimétrica

θ – Umidade volumétrica

ψ – Sucção

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	19
1.1 Objetivos.....	21
1.1.1 Objetivo Geral.....	21
1.1.2 Objetivos Específicos.....	21
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
2.1 Camada de cobertura final de aterros sanitários.....	22
2.1.1 Camada de cobertura convencional ou resistiva.....	23
2.1.2 Camadas de cobertura evapotranspirativas ou monolíticas.....	25
2.1.3 Camada de cobertura como barreira capilar.....	26
2.1.4 Camada de cobertura com uso de materiais alternativos.....	28
2.1.5 Camada de cobertura oxidativa, metanotrófica ou biocobertura.....	29
2.2 Fluxo em meios porosos.....	31
2.2.1 Medição do fluxo de água no solo de <i>liners</i> de aterros sanitários.....	32
2.2.2 Medição do fluxo de gás no solo de <i>liners</i> de aterros sanitários.....	34
2.3 Solos não saturados.....	38
2.3.1 Fluxo de água e ar em solos não saturados.....	44
2.4 Estudo estatístico e numérico.....	48
2.4.1 Regressão linear e não linear.....	51
2.4.2 Redes Neurais Artificiais.....	54
2.4.3 Avaliação dos modelos preditivos.....	59
3 METODOLOGIA.....	63
3.1 Área de estudo.....	63
3.2 Análise das condições de fluxo da camada de cobertura final de solo compactado.....	67
3.2.1 Determinação do número de ensaios <i>in situ</i>	68
3.2.2 Ensaios <i>in situ</i>	69
3.2.2.1 Emissão de gases pela camada de cobertura final.....	73
3.2.3 Ensaios e análises em laboratório.....	76
3.2.3.1 Determinação da permeabilidade saturada e não saturada do solo.....	77
a) Determinação da permeabilidade saturada à água do solo.....	78
b) Determinação da permeabilidade não saturada por fluxo de ar.....	82
3.2.3.3 Análise da condição não saturada e ajuste estatístico dos pontos experimentais.....	84

3.2.3.6 Caracterização físico-química	89
3.3 Análise das condições meteorológicas	90
3.4 Análise e tratamento estatístico dos dados	91
3.4.1 Análise estatística dos dados	91
3.4.2 Modelos Preditivos.....	92
4 RESULTADOS	97
4.1 Ensaios <i>in situ</i>	97
4.1.1 Caracterização física e de fluxo da camada de cobertura de solo compactado	97
4.2 Ensaios em laboratório.....	108
4.2.1 Caracterização física do solo	109
4.2.2 Permeabilidade à água e ao ar	115
4.2.3 Curva característica do solo	117
4.2.4 Análises físico-químicas	130
4.3 Condições Meteorológicas.....	133
4.4 Avaliação das Redes Neurais Artificiais.....	138
4.4.1 Análise do banco de dados e tratamento estatístico	138
4.4.2 Métricas de desempenho das RNA para a permeabilidade não saturada à água e ao ar do solo.....	148
5 CONCLUSÕES.....	152
REFERÊNCIAS	154
APÊNDICE	176
APÊNDICE A.....	177
APÊNDICE B.....	183
APÊNDICE C	197

1 INTRODUÇÃO

A camada de cobertura final de solo compactado de aterros sanitários, também denominada de *liner*, está em constante interação com a atmosfera e seus agentes naturais modificadores (intemperismo, erosão, condições meteorológicas). Esses agentes, proporcionam variações sazonais de fluxos de água e gás através da camada, além de, alterações no volume do solo utilizado, provocados pelos efeitos do umedecimento/secagem e contração/expansão. Essas situações, promovem a perda da estanqueidade e integridade do sistema de cobertura do aterro com o aparecimento de caminhos preferenciais (trincas e fissuras), de entrada de água e escape de gás para a atmosfera (emissões fugitivas) e o aumento da permeabilidade de líquidos e gases no solo.

No sistema de cobertura de aterros sanitários existe a presença de fluxos simultâneos e em sentidos opostos de água e gás através da camada de solo compactado. A entrada de água para o maciço sanitário, de forma descendente, pode provocar efeitos danosos à vida útil e estabilidade do próprio aterro, pois favorecem o surgimento de efeitos capazes de alterar os processos de biodegradação dos resíduos, estabilidade do maciço sanitário e proporcionar um aumento da geração de lixiviado.

De maneira simultânea, as emissões fugitivas de gases para a atmosfera (ascendente) podem oferecer riscos à saúde ambiental das comunidades circunvizinhas ao aterro, além de inviabilizar o aproveitamento energético do gás metano (CH_4) presente na composição do biogás. Além do mais, o gás metano, segundo Shen *et al.* (2018), é considerado um dos principais potencializadores do aquecimento global, sendo 25 vezes mais agressivo quando comparado ao dióxido de carbono (CO_2). As camadas de cobertura, de acordo com Santos (2023), possuem ainda um papel importante na mitigação das emissões de metano para a atmosfera, uma vez que, utilizando-se de biossistemas e favorecimento do processo de oxidação biológica mediado por bactérias metanotróficas presentes no solo, convertem esse gás em dióxido de carbono.

A NBR 13896 (ABNT, 1997), que fixa as condições mínimas para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, e outras legislações ambientais nacionais e internacionais, não apresentam critérios técnicos adequados para execução da camada de cobertura de aterros sanitários. Além disso, o monitoramento e a escolha do solo para composição da camada de cobertura, de forma que, estabeleçam

valores máximos de coeficientes de permeabilidade à água e ao ar do solo, não apresentam especificações técnicas recomendadas. A escassez ou insuficiência de informações das características geotécnicas dos solos para execução da camada de cobertura, faz com que a operação de aterros sanitários esteja passível a apresentar falhas que podem alterar o seu desempenho eficiente e duradouro, quanto a estanqueidade da camada e vida útil desse sistema. Dessa forma, se faz necessário a determinação de critérios e parâmetros para escolha e monitoramento da camada de cobertura de solo de aterros sanitários, baseados nos fluxos de água e gás através desse sistema.

O estudo dos fluxos de água e gás através da camada de cobertura de solo de aterros sanitários, pode ser comumente realizado a partir de três abordagens: analíticas, experimentais (laboratório e *in situ*) e numéricas. No entanto, essas abordagens quando aplicadas, apresentam algumas dificuldades operacionais devido ao número excessivo de análises experimentais; lacunas a serem preenchidas para o uso de equações encontradas na literatura pertinente; e estão limitadas a sempre necessitarem da definição de condições de contorno, que permitem a análise preliminar e pontual, por meio de simulações, de um fenômeno que se tenha interesse em estudar. Dessa forma, essas abordagens se apresentam como insuficientes para avaliação de fluxo de água e gás, que varia ao longo do tempo, devido às alterações nas características físicas, químicas e biológicas do solo e da sazonalidade das condições meteorológicas.

À vista disso, as Redes Neurais Artificiais (RNA) se apresentam como uma das alternativas para solução desses problemas de fluxos de água e gás em camada de cobertura. As RNA por serem uma ferramenta versátil, possuem a capacidade de resolver problemas altamente complexos (Karimpour-Fard *et al.*, 2018; Li, Zhang, Li, 2019; Cai *et al.*, 2020; Ebid *et al.*, 2021; Xu *et al.*, 2022; Ghasemi *et al.*, 2023), pois utilizam-se de algoritmos computacionais que, adquirem por meio de treinamentos, os conhecimentos necessários para solução de problemas propostos à rede. Essa ferramenta possui a capacidade de armazenar conhecimento experimental, aprender e tomar decisões baseadas em seu próprio aprendizado e torná-lo disponível para o uso futuro (Haykin, Engel, 2003). Dessa maneira, o presente trabalho visa a proposição de modelos preditivos, por meio das RNA, para determinação dos coeficientes de fluxo de água e gás em camadas de cobertura final de solo compactado em aterro sanitário, a partir de parâmetros geotécnicos do solo, obtidos de análises experimentais (campo e laboratório) e numéricas.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Propor modelos de Redes Neurais Artificiais para obtenção de coeficientes de permeabilidade à água e ao gás do solo para camada de cobertura em aterros sanitários.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Estabelecer correlações existentes entre parâmetros físicos e de fluxo do solo com a percolação de água e gás na camada de cobertura de solo compactado;
- Definir critérios para execução e monitoramento da camada de cobertura de solo em aterro sanitário sob aspecto de fluxos de água e gás;
- Desenvolver modelos de regressão linear múltipla de fluxo para água e gás em camada de cobertura de solo compactado de aterro sanitário por meio de análises experimentais e numéricas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste tópico está apresentado o embasamento teórico, conceitos, propriedades, ensaios, análises e estudos relacionados ao fluxo de água e gás em camada de cobertura final de solo compactado de aterros sanitários, bem como, a utilização de modelos preditivos de regressão linear e Redes Neurais Artificiais como ferramenta de análise desses fluxos no solo.

2.1 Camada de cobertura final de aterros sanitários

De acordo com a USEPA (2004), pode-se classificar as camadas de cobertura de aterros sanitários, ou *liner*, em: convencionais, evapotranspirativas, barreira capilar, com uso de materiais alternativos e uso de geossintéticos. No entanto, segundo van Verseveld e Gebert (2020), existem ainda as camadas oxidativas de metano (CH_4), que são projetadas para estimular a atividade de bactérias que ocorrem naturalmente no solo, e que usam o gás metano como única fonte de carbono e energia.

Além desses tipos de camada de cobertura final, existem ainda as camadas intermediárias que têm por finalidade o recobrimento dos resíduos após finalizado o dia de operação, não sendo o objeto desse estudo. Segundo Gomes, Moraes e Boff (2007), as camadas intermediárias devem ser executadas com materiais que permitam a infiltração de lixiviado, quando se opta pela técnica de recirculação para tratamento do líquido e aceleração da estabilização do aterro sanitário. Ferreira *et al.* (2022), apontam que, no interior do maciço sanitário ocorre a geração de lixiviado e de gases, sendo essas camadas vias preferenciais para o fluxo ascendente de gases e descendente de líquidos, dessa forma, sendo integrantes do sistema de drenagem interna. Araújo Neto (2021), afirma que, tanto os solos da camada de cobertura final e intermediária se misturam à composição gravimétrica dos resíduos, uma vez que são carregados pelo processo de infiltração de água.

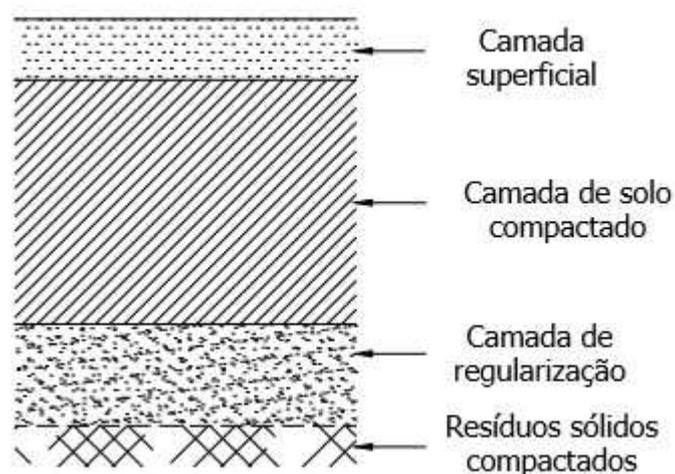
Segundo Araujo e Ritter (2016), a implantação de determinado sistema de cobertura final está ligado aos potenciais problemas que podem surgir durante a operação

do aterro, devido às características dos resíduos aterrados e as particularidades regionais de cada aterro sanitário.

2.1.1 Camada de cobertura convencional ou resistiva

As camadas de cobertura do tipo convencional, também denominadas resistivas ou barreiras hidráulicas, são geralmente executadas com solo compactado de baixa permeabilidade à água, podendo ser executadas diretamente sobre os resíduos (Figura 1). Essas camadas ainda podem ser executadas entre camadas de solo, sendo uma de regularização executada sobre os resíduos e outra superficial, que permite o desenvolvimento da vegetação. O sistema de cobertura tem a função de controlar os fluxos de líquidos e gases, ou seja, diminuir a entrada de líquidos precipitados para o interior do maciço sanitário, controlar as emissões de gases para a atmosfera e impedir a entrada de ar atmosférico. Esse tipo de camada de cobertura foi objeto de estudo dos trabalhos de Araujo (2017), Moreira (2018), Guedes (2018), Santos (2019), Souza (2021), Sena (2022), Barreto (2023) e Santos (2023), ao analisarem condições de fluxo de água e gás (emissões fugitivas) através do solo da camada de cobertura final do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), localizado no semiárido brasileiro.

Figura 1 - Camada convencional ou resistiva.



Fonte: Adaptado de WasteMINZ (2022).

Segundo a USEPA (2004), as camadas de cobertura convencionais podem ser compostas por outros subsistemas, como: camada de regularização diretamente executada

sobre os resíduos; camada de solo de baixa permeabilidade à água ($k=1 \times 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$), geralmente argiloso, e com espessura de até 0,60 m, e uma barreira hidráulica/gás composta por uma geomembrana (espessura de 0,5 mm); camada de drenagem com solo granular ($k=1 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$) e espessura de até 0,30 m; e uma dupla camada final com espessura de até 0,60 m formada por uma de proteção e a última, superficial, com possibilidade de implantação de vegetação. Segundo Damasceno (2018), o desempenho satisfatório dessas camadas é observado em regiões de clima úmido, por possuir condições de manutenção da umidade (por exemplo, distribuição regular de chuvas durante o ano).

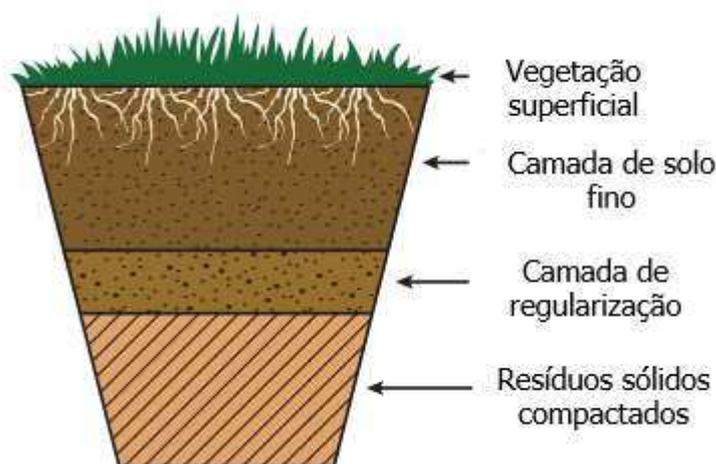
Os sistemas convencionais de cobertura final normalmente têm uma ou mais camadas que funcionam como barreiras para restringir a infiltração de água para o interior do maciço sanitário e migração de gases para a atmosfera (Chetri; Reddy, 2021). Shaikh *et al.* (2019), analisaram o desempenho hidráulico ao longo do tempo do sistema de cobertura multicamadas executadas em duas regiões de clima quente-úmido da Índia (Mumbai e Guwahati), mostrando que durante condições extremas de seca e chuva, o sistema de cobertura de três camadas poderia prevenir efetivamente o fluxo de água para a camada de resíduos.

Yesiller *et al.* (2018), quantificaram a variabilidade espacial e temporal nas emissões de gás metano em um aterro sanitário localizado no norte do estado da Califórnia (EUA), numa região de clima temperado, e verificaram menores fluxos de gás em áreas com cobertura final espessa e de granulação fina. No entanto, Souza (2021) ao estudar os fatores intervenientes na camada de cobertura final de um aterro sanitário, localizado no semiárido brasileiro, observou que, o aumento da temperatura ambiente e a consequente diminuição da umidade do solo, proporcionam maiores emissões de gases pela camada, principalmente no período de estiagem. Isso corrobora com Oliveira (2021) ao apontar que, o uso desse tipo de camada apresenta incertezas quanto ao seu desempenho a longo prazo devido à sua vulnerabilidade frente às condições meteorológicas, bem como, alto custo de material para o atendimento às exigências de permeabilidade à água.

2.1.2 Camadas de cobertura evapotranspirativas ou monolíticas

As camadas de cobertura evapotranspirativas, também denominadas monolíticas, podem ser definidas como camadas mais espessas de solo de granulação relativamente fina (alta capacidade de armazenamento de água), quando comparadas com os demais tipos. Estas camadas, podem ser recobertas com solos para proteção, ou serem tratadas superficialmente para fornecerem condições para o desenvolvimento de espécies vegetais, de forma que reduzam o potencial de erosão pluvial ou eólica (Figura 2). Segundo Jalilzadeh *et al.* (2020), esse tipo de camada apresenta desempenho semelhante ou melhor do que as camadas convencionais, em termos de retenção de umidade e percolação de líquidos, principalmente, em regiões de clima árido ou semiárido.

Figura 2 - Camada evapotranspirativa ou monolítica.



Fonte: Adaptado de USEPA (2011).

Zhang, Sun e Qiu (2016), apontam que, as camadas evapotranspirativas com elevada espessura, usam da sua capacidade de armazenamento para reter água nos períodos chuvosos e devolvem a atmosfera nos períodos de estiagem por meio da evaporação e transpiração, funcionando como “esponjas”. No entanto, Koerner (2003) e Oliveira (2021), salientam que os processos de umedecimento/secagem do solo da camada provocam o surgimento de caminhos preferenciais de fluxo, assim como, a penetração de raízes de plantas e as aberturas feitas por animais, intensificam essa situação.

Kim *et al.* (2016), ao avaliarem diferentes configurações de camadas de cobertura evapotranspirativas em lisímetros na cidade Jinju (Coréia do Sul), observaram que, a

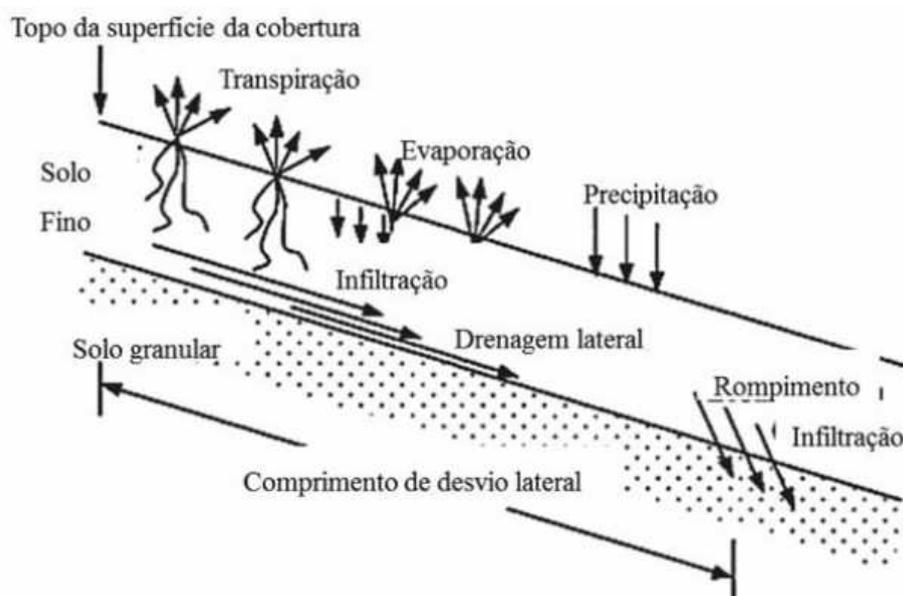
aplicabilidade desse tipo de camada em aterros sanitários é considerada uma forma promissora para mitigação das emissões de gás metano para atmosfera quando se faz uso de vegetação superficial. Hui e Chu (2019), ao analisarem a aplicabilidade de coberturas vegetais em camadas evapotranspirativas de aterros sanitários em Hong Kong (China), região de clima úmido e subtropical, indicaram que as espécies úteis para essas regiões seriam aquelas com altas taxas de transpiração (crescimento de folhas), cujo objetivo seria o de reduzir a percolação de líquidos para o interior do aterro e restaurar as áreas de disposição dos resíduos.

No entanto, Catapreta *et al.* (2018), ao avaliarem as condições de manutenção e de operação das camadas evapotranspirativas dos aterros sanitários brasileiros, verificaram que a manutenção da cobertura vegetal não é realizada adequadamente, e que geralmente, é feita sem critérios, não considerando as características locais. Vaverková *et al.* (2019) e Marques (2022), apontam que, a escolha da vegetação para implantação no aterro sanitário deve ter como base a particularidade do ambiente do aterro, que não é estável em termos de composição de espécies, bem como, a sua interação com o ecossistema local, de forma a não prejudicar as áreas circunvizinhas.

2.1.3 Camada de cobertura como barreira capilar

A barreira capilar é constituída geralmente por uma camada de solo de granulação fina (denominada por camada capilar), sobreposta a outra camada de solo de granulação grossa (denominada por camada de bloqueio) (Figura 3). Pela diferença física entre as dimensões granulométricas dos materiais componentes das camadas, ocorre uma quebra ou ruptura do fluxo de água na sua interface, o que minimiza a percolação de líquidos para o interior do maciço sanitário, aumentando assim, a capacidade de armazenamento temporário de água da camada de solo fino e a diminuição da formação de trincas e fissuras na superfície. O fluxo de água pela camada ocorre em um meio não saturado, dependente do teor de umidade armazenado e dos potenciais de água, nesse sentido, o avanço da frente de umedecimento ocorrerá após a saturação da camada inicial (Weil; Brady, 2017). Segundo Zhan *et al.* (2020a), essas camadas apresentam bom desempenho quando aplicadas em aterro localizados em regiões áridas ou semiáridas.

Figura 3 - Camada como barreira capilar.



Fonte: Lima, Zornberg, Palmeira (2015).

Stormont (1995), apresentam uma camada denominada barreira anisotrópica, com características similares à barreira capilar, diferindo desta devido à imposição de uma drenagem interna lateral de uma ou mais camadas em função da inclinação da cobertura. Lima, Zornberg e Palmeira (2015), apontam que o projeto desse tipo de camada se torna mais complexo devido à necessidade de se quantificar as propriedades hidráulicas das camadas de solos que compõe os perfis, bem como o volume de água que pode ser drenado lateralmente.

Silva e Gitirana Jr. (2017), ao realizarem a simulação física e numérica do surgimento e desaparecimento da ruptura capilar, verificaram que, este fenômeno está relacionado à diferença de permeabilidade à água e ao desenvolvimento de cargas piezométricas na interface dos dois materiais. Desse modo, à medida que essa diferença era reduzida, bem como, a ocorrência da formação de uma coluna de material saturado, acima da interface, observa-se a falha na ruptura capilar e a formação do fluxo. Porém, quando a diferença entre as permeabilidades se elevava novamente, devido a minimização do fluxo de água (evapotranspiração) vindo da camada sobrejacente, ocorria a recuperação da barreira capilar.

No estudo de Rahardjo *et al.* (2016), ao verificarem os efeitos da infiltração por água de chuva em duas barreiras capilares no Aterro Sanitário de Lorang Halus (Singapura), perceberam que estas se mostraram eficazes em impedir o fluxo de água para

o interior do aterro, bem como, evitaram a lixiviação de materiais residuais para áreas circundantes. Os mesmos autores comprovaram também que, o uso de materiais reciclados, como o pavimento asfáltico, pode ser considerado como uma alternativa adequada à substituição ao material granular natural da barreira capilar. Esta associação permite a redução dos custos envolvidos na aquisição de materiais.

2.1.4 Camada de cobertura com uso de materiais alternativos

A utilização de materiais alternativos ao solo que compõem a camada de cobertura de aterros sanitários tem a finalidade de melhorar o seu desempenho e comportamento frente às condições climáticas (frio e calor) a que está submetido; aos processos de umedecimento/secagem (expansão e contração); minimizar a formação de trincas e fissuras e os processos de erosão; promover o desenvolvimento e sustentação de vegetação superficial; melhorar as condições de armazenamento e retenção de água; reduzir o odor na atmosfera do aterro; diminuir a permeabilidade à água e ao gás; bem como, fazer uso de materiais que são descartados no meio ambiente, fruto de processos produtivos.

De acordo com Araujo (2017), o uso de materiais alternativos pode estar ligado também à indisponibilidade de solo, em algumas regiões, que apresentem os requisitos mínimos requeridos pelas legislações ligadas a operação de aterro sanitários, que afetam diretamente nos custos de transporte e aquisição de solos adequados. Chetri e Reddy (2021), afirmam que o custo para construção e manutenção usando coberturas com materiais alternativos pode ser reduzido significativamente, além disso, as camadas convencionais não são capazes de fornecer estanqueidade a longo prazo, o que reduz o seu desempenho e durabilidade. Esse tipo de camada pode ser analisada por meio da escala piloto (lisímetros), no próprio aterro sanitário ou por meio de ensaios laboratoriais.

Gonçalves *et al.* (2016), avaliaram o incremento de lodo de Estação de Tratamento de Água (ETA), em diferentes proporções, a solos argilosos (1:0,5 e 1:1) e arenosos (1:0,25), para utilização em camadas impermeabilizantes de aterros sanitários. Os autores observaram que, a condutividade hidráulica para as misturas foi da ordem de 10^{-10} m.s⁻¹ a 10^{-9} m.s⁻¹, sendo o lodo de ETA um material viável para uso em camada de cobertura

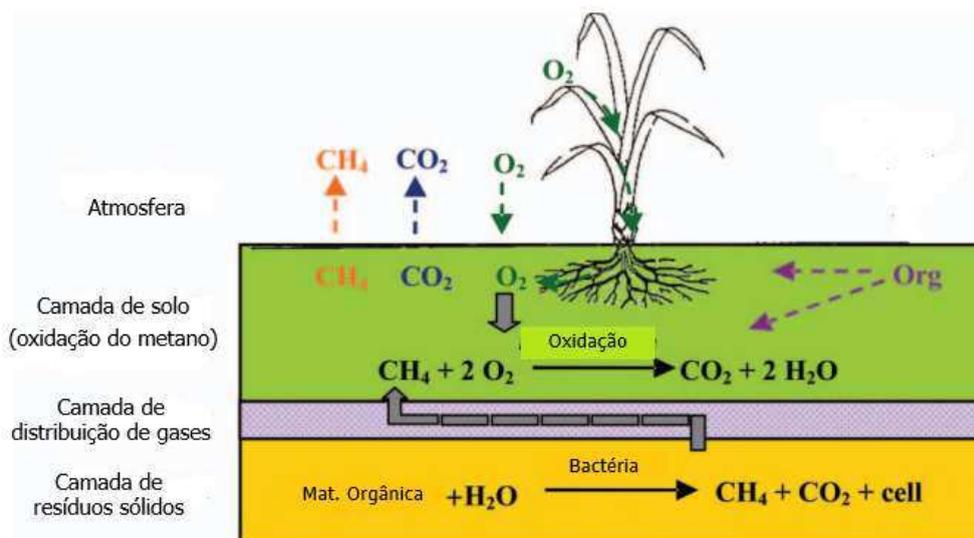
final de aterros sanitários, bem como, apresentando-se como uma alternativa de destinação final e uso ambientalmente adequado.

Van Tienen *et al.* (2020), avaliaram a redução do odor do biogás (via olfatometria dinâmica) em emissões fugitivas no Aterro Sanitário Municipal de Guarapuava (Guarapuava-PR), usando o solo do aterro (silte argiloso) em dois substratos diferentes: o primeiro na configuração de solo + composto orgânico (em campo); e o segundo, solo + espuma de Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), em células-piloto. A partir da análise, foi observado que, as diferentes configurações de camada de cobertura apresentaram redução de odor entre 89% a quase 100%. No entanto, os autores avaliaram que, apenas a camada de solo sem adição de materiais, foi suficiente para minimizar a emissão de gases para a atmosfera.

2.1.5 Camada de cobertura oxidativa, metanotrófica ou biocobertura

A cobertura de aterros sanitários do tipo oxidativa, também denominada de metanotrófica ou biocobertura ou biorreativa (Figura 4), consiste numa camada composta por materiais, além do solo, que apresentam condições ótimas para o desenvolvimento e sustentação de microrganismos (bactérias) capazes de oxidar o gás metano, que atravessa a camada de cobertura final executada sobre os RSU aterrados. Segundo Zhan *et al.* (2020b), as biocoberturas são consideradas uma das tecnologias capazes de mitigar as emissões fugitivas de gás metano de aterros sanitários para a atmosfera em até 70%. Esse sistema torna-se uma técnica economicamente viável quando aplicado em aterros de pequeno porte, com atividades encerradas ou que possuem baixa produção de biogás (Stroparo *et al.*, 2019; Huber-Humer; Röder; Lechner, 2009).

Figura 4 - Camada de cobertura metanotrófica.



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

Segundo Geck (2017) e Lira (2017), as bactérias, que oxidam (consomem) o gás metano, denominadas metanotróficas, estão naturalmente presentes no solo. No entanto, essas bactérias necessitam de fatores ideais para o seu desenvolvimento e sustentação, como temperatura, umidade do solo (grau de saturação), matéria orgânica disponível, textura do solo (porosidade), adição de vegetação na superfície (formação da rizosfera), potencial hidrogeniônico do solo (pH) e nutrientes. Para que ocorra o processo de oxidação, é preciso que estejam presentes no meio, o gás metano (CH_4) e o oxigênio (O_2), resultando na conversão do metano em água (H_2O), dióxido de carbono (CO_2), biomassa e calor. Huber-Humer, Gerbert e Hilger (2008), apresentam outros mecanismos de mitigação das emissões de biogás para a atmosfera com a oxidação microbiana do metano, com base biológica, como as biocoberturas temporárias ou de longo prazo, os biofiltros, as biojanelas (*biowindows*) e as biolonas (*biotarps*).

Hu e Long (2016), investigaram alguns fatores que afetam a oxidação do metano através da camada de cobertura por meio da confecção de biorreatores de acrílico com diâmetro de 0,15 m e alturas de 0,50 m, 0,80 m e 1,10 m. Como resultados, os autores verificaram que, ao introduzir bactérias metanotróficas na camada de cobertura, ocorre uma menor emissão de gás metano, e esta camada poderá ter menor espessura, por exemplo, 0,30 m; e à medida que as camadas aumentam suas espessuras, ocorre a inibição da atividade metanotrófica devido a redução da disponibilidade de oxigênio no meio.

Van Verseveld e Gebert (2020), analisaram a relação entre o efeito da compactação e da umidade de solos arenosos na permeabilidade efetiva ao gás (não saturada) dos aterros sanitários de Hamburgo (Alemanha) e de Weiringermeer (Países Baixos) utilizados como camada de cobertura oxidativa. Como resultados, a permeabilidade dos solos ao ar e os processos oxidativos foram fortemente impactados pelo nível de compactação e pela textura do solo. Dessa maneira, pelo processo executivo da camada de cobertura, a distribuição espacial da carga de gás vinda do interior do maciço sanitário, para dentro da camada de cobertura, é afetada.

2.2 Fluxo em meios porosos

O solo, sendo um meio poroso, possui em seu interior espaços vazios interligados ou não entre si, distribuídos aleatoriamente, que permitem aos fluidos como a água e gases, percolarem devido ao surgimento de gradientes de energia e/ou pressão, fazendo com que esses fluidos se desloquem de ambientes de maior gradiente para outros de menor. Esses vazios, por sua vez, com formas e tamanhos variáveis, permitem a percolação de fluidos, e quando conectados, constituem redes que podem chegar a ser muito complexas (Badillo; Rodríguez, 1973).

Segundo Fredlund, Rahardjo e M. Fredlund (2012), a taxa de fluxo de um fluido em um meio poroso é regulada pelo coeficiente de permeabilidade (k) que, quando saturado à água, geralmente se assume como uma constante, no entanto, este parâmetro pode variar amplamente à medida que o solo seca. Com a redução da umidade do solo e consequentemente do grau de saturação, reduz-se a seção disponível para o fluxo, aumentando assim a resistência à passagem de água e diminuindo o seu coeficiente de permeabilidade (Vilar, 2021). Dessa forma, à medida que o grau de saturação do solo diminui, aumenta-se a permeabilidade ao ar, tornando-se máxima quando o solo se encontra seco ($S=0\%$) (Fredlund; Rhardjo, 1993).

2.2.1 Medição do fluxo de água no solo de *liners* de aterros sanitários

A observação do fluxo de água e a sua variação ao longo do tempo podem permitir a previsão das condições críticas, bem como, a otimização de custos operacionais da implementação e monitoramento geoambiental de aterros sanitários (Dezem; Santana, 2020). A partir do estudo do fluxo de água através da camada de cobertura final de solo compactado em aterros sanitários é possível observar a interferência na geração de lixiviado, na estabilidade do aterro, bem como, no seu balanço hídrico (Quinalha, 2019). Assim como, fatores operacionais e executivos da camada de cobertura, como a espessura, o tipo de material, a existência de vegetação superficial e a energia de compactação aplicada, alteram a permeabilidade à água da camada.

O deslocamento de água no interior do solo pode ocorrer devido a infiltração por águas de chuvas, drenagem, capilaridade, evaporação e absorção pelas raízes dos vegetais que se desenvolvem na superfície (Pinto, 2005). Domingues (2020), aponta que a infiltração de água para o interior do maciço sanitário proporciona a dispersão de compostos orgânicos e microrganismos, bem como, a realocação de contaminantes presentes nos RSU aterrados.

Baraldi (2003) cita ainda os processos de recirculação de lixiviado em aterros sanitários como a pré-umidificação do resíduo, pulverização, poços e sistemas de injeção, quando não monitorados podem elevar as pressões internas do maciço sanitário. Segundo Giorgini (2019), a acumulação de líquidos no interior da massa de resíduos tem influência direta nos processos de biodegradação, bem como, implicações na estabilidade do aterro. Para Oliveira e Braga (2017), a determinação do balanço hídrico de camadas de cobertura de solo compactado de aterros sanitários, evidencia a capacidade de armazenamento de água do material, fornece estimativas de evapotranspiração potencial e relativa, da deficiência e do excedente hídrico, assim como, permite o monitoramento da geração de efluentes líquidos e gasosos.

Segundo Costa *et al.* (2018), a avaliação do comportamento dos sistemas de cobertura, quanto a sua eficiência, é de suma importância, uma vez que, podem afetar inúmeros aspectos do desempenho de aterros sanitários. Para Maciel (2003) e Araujo (2017), estando a camada de cobertura em contato direto com o meio externo ao maciço e sujeita às variações das condições climáticas, intempéries e processos de umedecimento

e secagem, encontrando-se na condição de fluxo não saturado. Dessa forma, o coeficiente de permeabilidade à água em um solo não saturado não pode ser assumido como uma constante, conforme descreve a Lei de Darcy, mas agora, torna-se uma variável que está em função do teor de umidade ou da sucção matricial do solo (Fredlund; Rahardjo; Fredlund, 2012).

A partir dessas observações, torna-se necessário a obtenção e o monitoramento da permeabilidade à água do solo da camada de cobertura de aterros sanitários ao longo do tempo. A verificação da permeabilidade à água do solo pode ser observada a partir da realização de ensaios de laboratório (permeâmetros de parede rígida e flexível) e de campo (infiltrômetro de anel, Guelph), assim como, pelo método do perfil instantâneo de água com a utilização de tensiômetros (potencial matricial) e sonda de nêutrons ou sondas TDR (reflectometria no domínio do tempo) para medidas da umidade. A Figura 5 apresenta ensaios realizados em campo e em laboratório.

Figura 5 - Ensaios de permeabilidade do solo à água: (a) infiltrômetro de anel; (b) permeâmetro de parede flexível.



Fonte: Freitas *et al.* (2021); Autor (2023).

Quanto a ensaios *in situ* em aterros sanitários, Viana *et al.* (2016), utilizaram o permeâmetro de Guelph para determinação *in situ* do k e da vazão (Q) do solo da área para implantação da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Nova Iguaçu (CTRS-NI), situada em Nova Iguaçu-RJ. Em sua pesquisa, os mesmos autores obtiveram uma variação do k do solo da ordem de 10^{-6} m.s^{-1} a 10^{-7} m.s^{-1} , e vazões da ordem de $10^{-7} \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Já Souza (2018), realizou ensaios *in situ* com o infiltrômetro de anel duplo em pontos

selecionados da camada de cobertura do Aterro Sanitário do município de Caucaia-CE, obtendo valores no solo da ordem de 10^{-7} m.s⁻¹.

Além de ensaios de campo e laboratoriais, utilizando-se de equipamentos normatizados, existe a possibilidade da determinação da taxa de infiltração a partir da montagem de colunas de solo, que simulam condições de campo e tipos de camadas de cobertura para implantação em aterros sanitários.

Zhan *et al.* (2017), fizeram medições *in situ* na camada de cobertura do Aterro Sanitário de Xi'an Jiangcungou na China (província de Xianxim) para verificar a capacidade de armazenamento de água, de uma camada do tipo barreira capilar, constituída por cascalho de *loess*, usando testes de simulação de chuva. Como resultados, a percolação para o interior do maciço sanitário foi observada quando as poropressões de água medidas com tensiômetros, perto da interface entre os solos que compõem a barreira capilar, aumentaram substancialmente e atingiram os valores de entrada de água do cascalho.

Souza, Soares e Elias (2019), verificaram a viabilidade da aplicação de cinzas da queima de carvão mineral em sistemas de cobertura de aterros sanitários. Os autores confeccionaram três colunas de solos baseadas numa modelagem numérica preliminar (fluxo de água e balanço hídrico), que representavam camadas de cobertura, com diferentes configurações. Como resultados, a coluna que possuía a seguinte configuração, 0,30 m de solo + 0,30 m de material impermeabilizante com a mistura de solo e cinzas (70% de solo e 30% de cinzas), apresentou melhores condições de manutenção da umidade que, foram suficientes para redução do fluxo de gases no interior do sistema, além de apresentar reduzidas taxas de infiltração em relação às demais colunas.

2.2.2 Medição do fluxo de gás no solo de *liners* de aterros sanitários

Em aterros sanitários, o fluxo de gás acontece pela passagem do biogás através da camada de cobertura final de solo compactado, executada diretamente sobre os resíduos, sob a forma de emissões fugitivas para atmosfera. As emissões fugitivas, segundo Damasceno (2018), variam espacial e temporalmente, devido estarem associadas às condições internas do maciço sanitário e à massa de resíduos aterrados, como também, aos aspectos operacionais do aterro sanitário e às condições meteorológicas da região

onde está localizado. No entanto, vale salientar que nem todo o biogás gerado é emitido para atmosfera, ou seja, parte desse gás pode ser oxidado, biodegradado, retido na camada de cobertura, conduzido ao sistema de drenagem, coletado e controlado por sistemas de queimadores de gás, ou captados para reaproveitamento energético em usinas e consequente geração de energia elétrica (Boscov, 2008).

O biogás consiste numa mistura de gases resultante da biodegradação dos RSU sob determinadas condições, que envolve diferentes processos ou fases ao longo do tempo (especificamente da fermentação anaeróbica da matéria orgânica), composto essencialmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) em diferentes concentrações, além de gases traços que podem ser tóxicos (Tchobanoglous; Theisen; Vigil, 1993). Esse subproduto se não for devidamente gerenciado pode afetar negativamente o meio ambiente, causando incômodos às comunidades circunvizinhas aos aterros sanitários (Franqueto *et al.*, 2020). Além disso, Schirmer *et al.* (2022), mencionam que os aterros sanitários são uma das principais fontes antropogênicas de geração de gases do efeito estufa (GEE), como o metano e o dióxido de carbono emitidos para a atmosfera.

Vilela e Dantas (2021) mostram que, até 90% das emissões de metano pela camada de cobertura de solo compactado de aterros sanitários podem ser minimizadas ao se utilizar de cobertura adequada, associada a um sistema eficiente de coleta de gases. De acordo com Bear e Cheng (2010), o transporte de gases em meios porosos, é dependente de certos mecanismos de fluxo divididos em transporte advectivo e difusão molecular, além de processos que ocorrem a geração ou consumo de gases. Desse modo, os gases se deslocam por meio de processos físicos (gradientes de pressão) que descrevem o seu movimento, assim como, processos químicos (concentração) que são responsáveis pelas interações moleculares com o meio percolante.

O mecanismo de fluxo de gases por advecção é o resultado de gradientes de pressão existentes entre as diferentes regiões internas do meio poroso, ou entre o meio externo (atmosfera) e o meio poroso (Ignátius, 1999). Enquanto o mecanismo por difusão molecular é resultado de interações moleculares, ou seja, quando o gás está mais concentrado em uma região, este se desloca naturalmente para uma região de menor concentração por difusão, independentemente do fluido estar em movimento e sem a necessidade de gradiente de pressão (Aachib; Mbonimpa; Aubertin, 2004).

A partir do entendimento dos mecanismos de transporte do biogás pela camada de cobertura final de solo compactado de aterros sanitários, assim como, sabendo do

potencial de emissões fugitivas de gases para atmosfera, faz-se necessário, o acompanhamento periódico e a quantificação das emissões por meio de análises de campo e de laboratório. Segundo Boscov (2008), o monitoramento tem o propósito de caracterizar a situação atual de um local, partindo da elaboração de programas de investigação *in situ* (campanhas de ensaios) e ensaios de laboratório, para diagnóstico de possíveis contaminações, obter parâmetros limítrofes para normas e propor alternativas de mitigação.

Maciel (2003) e Moreira (2018), citam algumas técnicas quantitativas para medição das emissões de biogás em aterros sanitários, como: a placa de fluxo estática, placa de fluxo dinâmica, gradiente subsuperficial, pluma de contaminação (dispersão dos gases), técnicas micrometeorológicas, análises por infravermelho.

Dentre as técnicas de campo, pode-se destacar as características operacionais e técnicas da placa de fluxo estática (Figura 6). A placa de fluxo estática consiste numa das metodologias mais utilizadas para monitoramento e quantificação das emissões fugitivas de biogás através da camada cobertura final de aterros sanitários, devido ao seu baixo custo e facilidade de operação (Rees-White *et al.*, 2019). Segundo Franqueto *et al.* (2020), essa metodologia tem como princípio, o acúmulo de um determinado volume de gases dentro de uma estrutura (câmara circular, retangular, cônica ou quadrada), que está disposta sobre o solo da camada de cobertura, sendo utilizada comumente para medições de fluxos de compostos orgânicos voláteis e poluentes gasosos inorgânicos em superfícies de solo.

Figura 6 - Placa de fluxo estática.



Fonte: Guedes (2018).

Gómez *et al.* (2019), utilizaram a placa de fluxo estática, com volume de 0,10 m³ (0,50 m x 0,50 m x 0,40 m) e área inferior a 1,0 m², para aferição das emissões fugitivas e quantificação das concentrações de metano em 223 pontos de amostragem, sobre uma área de 4,70 ha, no Complexo Ambiental Valsequillo (Antequera, província de Málaga, Espanha). Os autores quantificaram as concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ (% volume) e CO e H₂S (ppm) utilizando um analisador portátil de gases juntamente com outro equipamento para aferição da pressão barométrica. A partir da placa de fluxo, foi possível detectar *hot spots* (pontos quentes) sobre a camada de cobertura, ou seja, zonas de saída preferencial de gases da camada de cobertura para a atmosfera.

As medições obtidas pela placa de fluxo podem ser complementadas com a utilização de Dispositivos de Medição de Concentração e Pressão (DMCP) instalados na camada de cobertura. De acordo com Moreira *et al.* (2020), os DMCP's têm a finalidade de comparar a geração de biogás na interface solo/resíduo e o eventual fluxo pela *liner*, fornecendo assim, um indicativo da eficiência de retenção desses gases pela camada de cobertura de solo compactado. Os mesmos autores, utilizaram os DMCP's em sua pesquisa desenvolvida no Aterro Sanitário localizado em Campina Grande-PB, instalados em diferentes pontos da camada de cobertura do Aterro Sanitário, sobre uma área de aproximadamente 1,0 ha. Como resultados, observaram o percentual de retenção dos gases de 99,27% para o CH₄ e de 95,62% para o CO₂, decorrente da interação de vários fatores (tipo de solo, execução e operação da camada de cobertura) que contribuíram para minimizar as emissões de biogás pela *liner*.

Quanto às análises laboratoriais para determinação da quantificação das concentrações dos gases componentes do biogás, pode-se citar a técnica analítica por cromatografia gasosa. O método da cromatografia gasosa consiste numa análise físico-química empregada tanto na separação de compostos químicos (analitos) como na identificação (análise qualitativa) e quantificação (análise quantitativa). Por ser uma técnica de separação, os componentes são distribuídos em duas fases: uma fase estacionária (coluna cromatográfica) e uma fase móvel (gás quimicamente inerte, chamado gás de arraste), que se movem em uma direção definida (Lima *et al.*, 2018).

A análise cromatográfica total, segundo Nascimento *et al.* (2018), é constituída por uma análise qualitativa (cromatograma), que objetiva identificar os componentes de interesse presentes na amostra, e uma análise quantitativa (análise de padrões analíticos

com concentrações conhecidas), que se dedica a determinar o nível de concentração dos gases componentes na amostra.

Borba *et al.* (2018), utilizaram a cromatografia gasosa para determinação das concentrações dos gases do efeito estufa (GEE), CH₄ e CO₂, coletadas de amostras de 21 pontos na camada de cobertura e em 31 locais no ar acima da superfície da camada na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Seropédica, no estado do Rio de Janeiro. As amostras foram coletadas com seringas de polipropileno de 60 mL de volume sob duas situações e obedecendo às condições especificadas pelos autores: em conexão junto à placa de fluxo e a 1,50 m de altura do solo da camada de cobertura. Como resultados, as taxas de emissão dos GEE's observadas variaram entre 0,1 e 575,0 g.m⁻².dia⁻¹ para CH₄ e entre 0,1 e 316,0 g.m⁻².dia⁻¹ para CO₂. Já as concentrações no ar ambiente, variaram entre 3,5 e 150,0 ppm e entre 333 e 655 ppm, para CH₄ e CO₂, respectivamente.

2.3 Solos não saturados

Na ocorrência de fluxo de água livre em um solo não saturado, a sucção representará a quantidade de energia necessária para se retirar (desprender) a água retida nos poros do solo por unidade de volume, ou seja, quanto mais seco estiver o solo, maior será a sucção (Lee; Wray, 1992). Essa energia da água no solo pode ser expressa em termos de uma função termodinâmica (energia livre de Gibbs), representada por um potencial equivalente ou pressão de sucção. Assim, o potencial total (Equação 1) da água no solo (Ψ_{Total}), ou potencial hidráulico, define a energia disponível para realização de trabalho em uma parcela infinitesimal de água, no sentido dos pontos de maior potencial total, para os de menor.

$$\Psi_{Total} = \Psi_{Térm} + \Psi_{Grav} + \Psi_{Osm} + \Psi_{Mat} + \Psi_{Pneu} + \Psi_{Hidr} \quad (1)$$

Sendo:

Ψ_{Total} = Potencial total

$\Psi_{Térm}$ = Potencial térmico.

Ψ_{Grav} = Potencial gravitacional ou de posição.

Ψ_{Osm} = Potencial osmótico ou de soluto.

Ψ_{Mat} = Potencial mátrico.

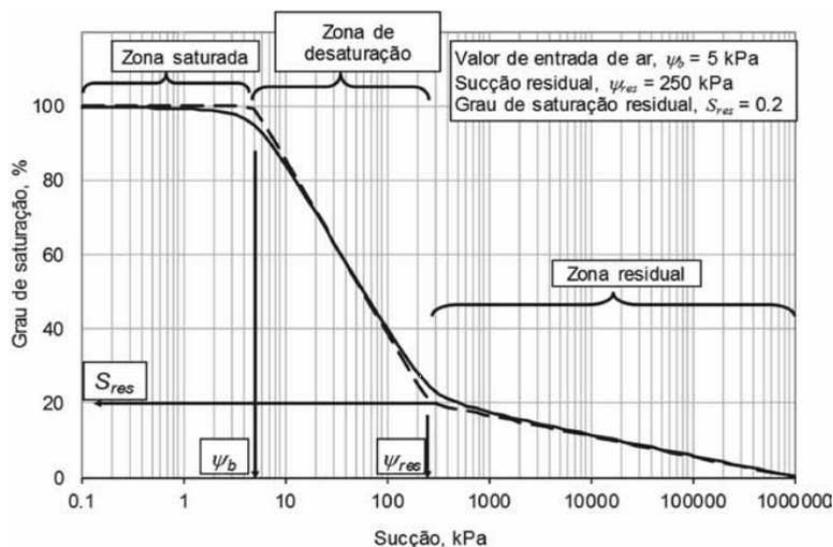
Ψ_{Pneu} = Potencial pneumático.

Ψ_{Hidr} = Potencial hidrostático.

A partir de algumas considerações, a Equação 1 pode ser simplificada em termos das componentes matricial (Ψ_{mat}) e osmótica (Ψ_{osm}). Segundo Fredlund, Rahardjo e M. Fredlund (2012), a componente matricial está relacionada à parcela de sucção referente à pressão isotrópica negativa da água intersticial do solo devida às forças de capilaridade e de adsorção e que depende da matriz do solo (combinação do tipo de partículas e do arranjo estrutural do solo). Já a parcela da componente osmótica, é função dos sais dissolvidos no interior do solo, ou seja, é a parcela de sucção relacionada à diferença de concentração química de solutos da água no solo.

A sucção total, por ser um fator dependente da condição não saturada dos solos, possui alguns elementos que podem interferir na sua magnitude, como o conteúdo volumétrico de água no solo (θ_w), que afeta diretamente no grau de saturação. De acordo com Gitirana Jr., Marinho e Soto (2015), o comportamento do solo na condição não saturada exige a compreensão da distribuição, retenção e liberação da água nas diversas situações às quais o solo pode estar sujeito. A forma como o solo administra a presença da água no seu interior pode ser representada pela curva de retenção de água no solo (Figura 7), sendo a retenção mais acentuada em solos argilosos.

Figura 7 - Curva de retenção de água no solo.



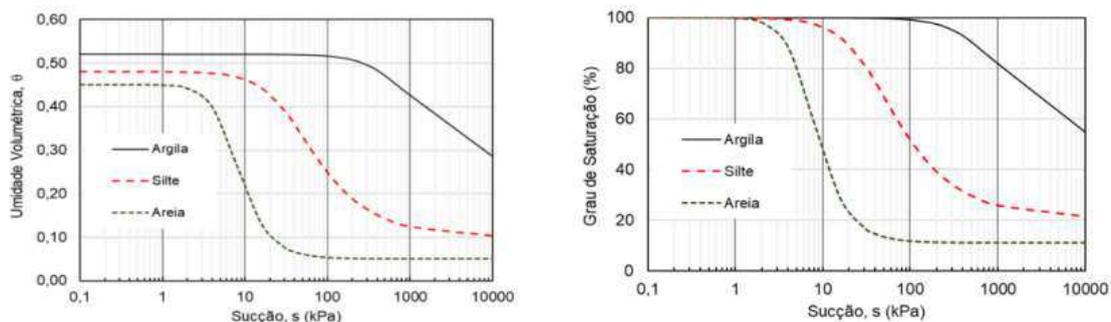
Fonte: Gitirana Jr., Marinho e Soto (2015).

A curva apresenta, de acordo com Gusmão (2020), alguns outros elementos que representam fenômenos físicos, como: o valor ou ponto de entrada generalizada de ar (ψ_b), que representa o valor da sucção que se inicia o processo de dessaturação do solo,

ou seja, a incorporação de ar na estrutura do solo; a sucção residual (ψ_{res}), a saturação residual (S_{res}) e a umidade volumétrica residual (θ_{res}), umidade na qual necessita uma grande variação de sucção para remover água do solo; a umidade de saturação (θ_{sat}), umidade em que todos os vazios estão preenchidos por água, também representando a porosidade do solo; assim como, o efeito de histerese, que reflete o efeito das curvas de umedecimento e secagem, bem como, a indicação da sucção de entrada de água no processo de umedecimento do solo (ar aprisionado).

A curva de retenção, também conhecida por curva característica do solo, define a relação gráfica constitutiva entre o potencial da sucção matricial ou total do solo (expressa em termos de carga ou pressão) e o conteúdo volumétrico de água no solo (θ), ou o grau de saturação (S), ou a umidade gravimétrica do solo (w). Essa representação gráfica, permite caracterizar os solos quanto à sua capacidade de retenção de água (capacidade de campo e ponto de murcha permanente), auxiliar nos cálculos de fluxo e armazenamento de água e prever experimentalmente as funções condutividade hidráulica e resistência ao cisalhamento (Vilar, 2021). Além disso, a curva determinará a distribuição dos poros no solo, o que apresenta comportamentos distintos para diferentes tipos de solo analisados (Figura 8).

Figura 8 - Curva de retenção de água para solos distintos.



Fonte: Vilar (2021).

Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012) apontam que, devido aos diversos formatos de curvas de retenção, para os vários tipos de solos, faz-se necessário encontrar uma equação matemática, baseada em parâmetros empíricos, que melhor represente a relação entre o conteúdo volumétrico de água no solo (θ) e a sucção (ψ), a partir de pontos experimentais. O Quadro 1 apresenta as equações de ajustes mais utilizadas, sendo algumas dessas equações analíticas que, em geral, descrevem o tamanho e distribuição dos poros, enquanto outras são ajustadas estatisticamente.

Quadro 1 - Equações de ajuste para curva de retenção de água no solo.

Autor	Equação	Parâmetros
Gardner (1956)	$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{(1 + \alpha\psi^n)}$	α, n
Brutsaert (1967)	$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{\left[1 + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^n\right]}$	α, n
Van Genuchten (1980)	$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{(1 + \alpha\psi^n)^m}$	α, m, n
McKee e Bumb (1987)	$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{\left(1 + \text{Exp}\left(\frac{\alpha - \psi}{n}\right)\right)}$	α, n
Fredlund e Xing (1994)	$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{\left\{\ln\left[e + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^n\right]\right\}^m}$	α, n, m
Gitirana Jr. e Fredlund (2004)	$\theta = \theta_{Res} + \frac{\theta_{Sat} - \theta_{Res}}{\left(\frac{\psi}{\sqrt{\psi_b\psi_{Res}}}\right)^d}$	d

Sendo: os parâmetros, α , m , n e d , específicos para cada tipo de solo e encontrados por processos numéricos iterativos.

Fonte: Araujo (2017).

Percebe-se nas equações a inserção da umidade volumétrica residual (θ_{res}) com a pretensão de ajustar as curvas de retenção até esse valor. Dessa forma, empregando-se a variável umidade volumétrica normalizada (θ_{norm}), oriunda da Equação 2. A normalização pode se dar em termos semelhantes à umidade gravimétrica (W_{norm}) e ao grau de saturação efetivo (Se).

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

Sendo:

θ_{norm} = umidade volumétrica normalizada

θ = umidade volumétrica

θ_{res} = umidade volumétrica residual

θ_{sat} = umidade volumétrica de saturação

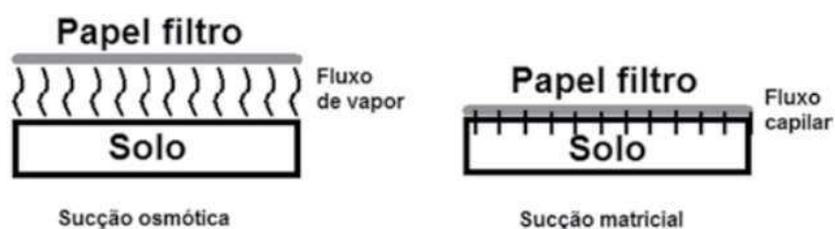
Segundo Morettin e Bussab (2017), a realização do ajuste de pontos experimentais às equações matemáticas, têm como finalidade comparar, analisar, avaliar e indicar o melhor modelo, aplicando-se dessa forma, às curvas de retenção para o solo. Para isso, de acordo com Legates e McCabe Jr. (1999), faz-se necessário o uso de avaliadores

estatísticos como o coeficiente de determinação (R^2), o Erro Quadrático Médio (EQM), o Erro padrão, Coeficiente de Eficiência (E) e o Índice de Concordância (d).

As curvas de retenção podem ser obtidas experimentalmente por meio de técnicas de medição e da imposição da sucção, observando principalmente a sucção matricial, em campo e em laboratório. Segundo Fredlund e Rahardjo (1993), no campo, as técnicas são sempre de medição da sucção de momento, enquanto, em laboratório, dependendo do caso, pode-se ter a imposição (controle) ou a medição da sucção.

Entre as técnicas de medição da sucção do solo existentes, a técnica do papel filtro (*filter-paper*), segundo Marinho, Soto e Gitirana Jr. (2015), certamente é a mais simples e econômica de todas para se medir sucção (Figura 9). A técnica consiste num método indireto de medição, com a utilização de um papel filtro quantitativo específico, calibrado previamente, para a quantificação indireta da sucção matricial e/ou total do solo. De acordo com Ng e Menzies (2007), o método se baseia no equilíbrio de umidade entre o solo e o papel filtro, alcançado por troca de umidade líquida ou de vapor. Para a realização do ensaio, exige-se que o papel filtro (livre de cinzas e quantitativo) a ser utilizado seja calibrado, e que no ensaio esteja em contato direto com o solo para determinação da sucção matricial após a sua pesagem e secagem em estufa. Segundo Boszczowski *et al.* (2023), para a realização do ensaio pode-se utilizar os papéis filtro Whatman nº 42 ou Schleicher e Shuell nº 589, com suas respectivas equações de calibração para definição das sucções matricial e total, tendo a umidade gravimétrica do papel filtro como variável independente.

Figura 9 - Método do Papel Filtro.



Fonte: Marinho, Soto, Gitirana Jr. (2015).

A Placa de Pressão, também conhecida como Câmara de Richards (Figura 10), faz uso da extração da água por diferença de potencial entre uma placa porosa e a amostra de solo. Esse método consiste na aplicação e controle da sucção que emprega o princípio da translação de eixos proposta por Hilf em 1956. A técnica da translação de eixos considera que, mantendo-se inalterada a diferença entre as pressões (pressão de ar e água), não há

alteração do raio do menisco e, portanto, não existe variação de sucção. Dessa maneira, ao realizar uma mudança do referencial de pressão (pressão atmosférica), aumenta-se artificialmente a pressão do ar (u_{ar}) existente nos poros do solo. Dessa forma, admitindo-se que isto produz um aumento igual da pressão de água (u_w), em condições não drenadas, a sucção é mantida, levando-a até valores mensuráveis (Soto, 2004).

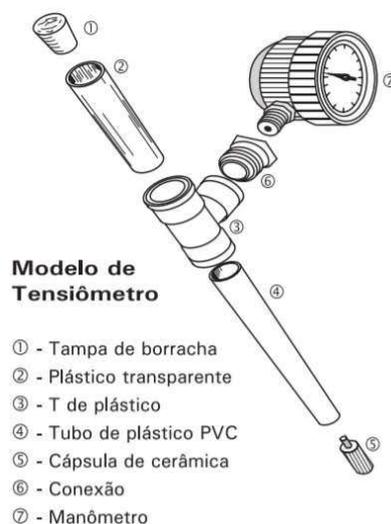
Figura 10 - Câmara de Pressão (Richards).



Fonte: ALEMMAR (2021).

Entre as técnicas de medição da sucção em campo, pode-se citar a utilização do tensiômetro (Figura 11), cuja instalação pode ser feita por cravação estática ou com auxílio de um trado. Segundo Azevedo e Silva (1999), o tensiômetro consiste em uma cápsula porosa, geralmente de cerâmica ou porcelana, conectada a um medidor de vácuo, que pode ser um vacuômetro metálico, ou um manômetro de mercúrio, ou um transdutor elétrico de pressão, por meio de um tubo plástico (preferencialmente transparente) ou de outro material, tendo todas as partes preenchidas por água destilada.

Figura 11 - Tensiômetro.



Fonte: Azevedo e Silva (1999).

O tensiômetro permite a medição direta da poropressão negativa da água do solo, a partir da qual tem-se o valor da sucção matricial, com limite teórico-prático de 80 kPa a 100 kPa. A cápsula porosa do tensiômetro é colocada em contato com o solo, sendo responsável por promover a interface entre a água do dispositivo e o solo, sem permitir a entrada de bolhas de ar no sistema. À medida que o solo seca, a água sai do tensiômetro por meio da cápsula porosa, criando um vácuo no interior do tubo equivalente à tensão da água no solo (Azevedo; Silva, 1999). Dessa maneira, a água do tensiômetro é tensionada pela água do solo, sendo que, após o equilíbrio de carga hidráulica (entre 6 e 8 horas), tem-se uma leitura no dispositivo de medição de pressão correspondente à poropressão da água no solo (Marinho; Soto; Gitirana Jr, 2015). As leituras do tensiômetro devem ser devidamente corrigidas em função da coluna de água sobre a cápsula porosa.

2.3.1 Fluxo de água e ar em solos não saturados

O espaço poroso do solo é ocupado pela água e pelo ar em diferentes proporções, estando a água retida nos pequenos poros por capilaridade e adsorção, enquanto os poros maiores (macroporos) são destinados a aeração do solo. Segundo Brito (2010), dependendo da distribuição dos poros no solo, esta pode influenciar no transporte de fluidos, como a água e o ar, com maior ou menor facilidade. A compreensão do

mecanismo de fluxo de água e ar em meios porosos não saturados se faz necessário, por exemplo, na elaboração de projetos de camadas de cobertura, base e intermediárias de solos compactados de aterros sanitários, quando submetidos a infiltração de água da chuva na superfície, de lixiviado e percolação do biogás; bem como, no entendimento do transporte de contaminantes em solos (metais pesados) e nos processos de remediação na zona vadosa do perfil de solo.

O fluxo em meio não saturado pode ser explicado pela existência de gradientes como o de conteúdo de água presente nos vazios do solo, de sucção matricial e do hidráulico, que possibilita a formação de potenciais de deslocamento (energia ou capacidade de trabalho). Conforme Fredlund e Rahardjo (1993), o mecanismo de fluxo de água em meio não saturado é definido pela Equação de Darcy-Buckingham, combinada por Richards em 1931, e pela Equação da Continuidade. A primeira equação, determina que, o coeficiente de permeabilidade torna-se função do teor de umidade volumétrica, ou seja, do conteúdo de água presente no solo, bem como da sucção matricial. Ao passo que a segunda, parte do pressuposto da conservação de massa devido à situação do meio não saturado estar sob regime transiente (não permanente) de fluxo.

A permeabilidade à água em meio não saturado, pode ser expressa quantitativamente em termos de permeabilidade intrínseca (k_{Int}), que representa as propriedades inerentes ao solo, em conjunto com o espaço poroso, ou seja, tamanho, geometria e distribuição dos poros do solo (tortuosidade e conectividade), sendo independente das propriedades do fluido (densidade e viscosidade). Silveira *et al.* (2011), caracterizam a permeabilidade intrínseca ou permeabilidade ao ar, como uma propriedade para identificação de alterações no espaço poroso do solo. Segundo Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012), a permeabilidade intrínseca é de aproximadamente 10^{-12} m^2 para um solo que tem uma permeabilidade à água de 10^{-5} m.s^{-1} .

Em solos não saturados pode-se encontrar o ar nas formas contínuas ou de bolhas oclusas. Corey (1957) aponta que, a fase ar se torna contínua quando o grau de saturação diminui e atinge valor aproximado de 85%, enquanto a fase de bolhas de ar oclusas, com a obstrução da fase gasosa contínua, se inicia com o aumento do grau de saturação a partir de 90%. O mecanismo de fluxo de ar no solo pode ser causado por fatores como variações na pressão barométrica, infiltração da água de chuvas que comprime o ar presente nos poros e mudanças de temperatura (Ng; Menzies, 2007). Este mecanismo, pode ser descrito pela lei de Fick (1855), frequentemente usada para descrever a difusão de gases

através de líquidos; e pela lei de Darcy (1856), sendo o gradiente de pressão comumente considerado como o único potencial de deslocamento desta fase gasosa.

Em meio saturado, a permeabilidade é função do índice de vazios do solo, já em meio não saturado, tem a combinação dos efeitos da porosidade, do grau de saturação e do conteúdo de água no solo (Bicalho; Machado; Gerscovich, 2015; Lambe; Whitman, 1979). Segundo Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012), a permeabilidade intrínseca é frequentemente usada para converter propriedades de fluxos de diferentes áreas do conhecimento, como na Mecânica dos Solos Não Saturados entre as fases fluidas de água e ar, podendo ser expressa em termos de unidades de comprimento ao quadrado (L²).

Burdine (1953) e Brooks e Corey (1964) apontaram como sugestão para obtenção da função permeabilidade o uso do grau de saturação relacionando-o, por meio de uma curva, com o coeficiente de permeabilidade saturada à água e a sucção matricial. Da curva de retenção de água, que relaciona o grau de saturação com a sucção matricial, é possível extrair o valor de entrada generalizada de ar, o grau de saturação residual e o índice de distribuição do tamanho do poro (inclinação da curva de saturação). Dessa forma, diante da obtenção de dados experimentais é possível estimar a permeabilidade não saturada do solo em função da sucção matricial, da umidade gravimétrica e da umidade volumétrica por meio de equações empíricas (Quadro 2).

Quadro 2 - Equações empíricas para definição da curva de permeabilidade à água em meio não saturado (k).

Autor	Equação	Definição das variáveis
Gardner (1958)	$k = \frac{k_{sat}}{1 + a \cdot \left(\frac{\psi}{\rho_w \cdot g}\right)^n}$	<p>ψ = sucção a e n = parâmetros de ajuste ρ_w = densidade da água g = aceleração da gravidade ksat = coeficiente de permeabilidade do solo saturado</p>
Brooks e Corey (1968)	$\left\{ \begin{array}{l} k(\psi) = k_{sat} \cdot \left(\frac{\psi_b}{\psi}\right)^n \rightarrow \psi > \psi_b \\ k(\psi) = k_{sat} \rightarrow \psi \leq \psi_b \end{array} \right\}$	<p>ψ_b = sucção de entrada de ar ψ = sucção n = parâmetro de ajuste</p>

Autor	Equação	Definição das variáveis
		ksat = coeficiente de permeabilidade do solo saturado
Arbhabhirama e Kridakorn (1968)	$k = \frac{k_{sat}}{\left(\frac{\psi}{\psi_b}\right)^{n'} + 1}$	<p>ψ_b = sucção de entrada de ar</p> <p>ψ = sucção</p> <p>n' = parâmetro de ajuste</p> <p>ksat = coeficiente de permeabilidade do solo saturado</p>
Davidson <i>et al.</i> (1969)	$k = k_{sat} \cdot e^{[\beta \cdot (\theta - \sigma_q)]}$	<p>θ_{sat} = teor de umidade volumétrica saturada</p> <p>β = parâmetro de ajuste</p> <p>ksat = coeficiente de permeabilidade do solo saturado</p>
Campbell (1974)	$k = k_{sat} \cdot \left(\frac{\theta}{\theta_{sat}}\right)^{2b+3}$	<p>θ_{sat} = teor de umidade volumétrica saturada</p> <p>b = parâmetro de ajuste</p> <p>ksat = coeficiente de permeabilidade do solo saturado</p>
Mualem (1976)	$K_{rel} = \frac{[1 - (\alpha \cdot \psi)^{m \cdot n} \cdot (1 + (\alpha \cdot \psi)^n)^{-m}]^2}{[1 + (\alpha \cdot \psi)^n]^{\frac{m}{2}}}$ <p>$\psi > 0$</p>	<p>$K_{rel} = k/k_{sat}$</p> <p>ψ = sucção</p> <p>m, n, α = parâmetros de ajuste</p>
Mualem e Dagan (1978)	$K_{rel} = S_e^x \cdot \left(\frac{\int_0^\theta \frac{d\theta}{\psi^{1+b}}}{\int_0^s \frac{d\theta}{\psi^{1+b}}} \right)^2$	<p>$K_{rel} = k/k_{sat}$</p> <p>θ = teor de umidade volumétrica</p> <p>ψ = sucção</p> <p>b = fator de tortuosidade</p>
Van Genuchten (1980)	$k(S_e) = k_{sat} \cdot S_e^l \cdot \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2$ $S_e = \frac{S - S_{res}}{S_{sat} - S_{res}}$	<p>θ_{res} = teor de umidade volumétrica residual</p> <p>θ_{sat} = teor de umidade volumétrica saturada</p> <p>S_e = grau de saturação efetivo do solo</p> <p>ksat = coeficiente de permeabilidade do solo saturado</p> <p>m = parâmetro de ajuste</p> <p>$l = 0,5$</p>

Autor	Equação	Definição das variáveis
Leong e Rahardjo (1998)	$K_{rel} = \theta_{norm}^p \rightarrow \theta_{norm} = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}}$	<p>$K_{rel} = k/k_{sat}$</p> <p>θ_{norm} = teor de umidade volumétrica normalizado</p> <p>θ_{res} = teor de umidade volumétrica residual</p> <p>θ_{sat} = teor de umidade volumétrica saturada</p> <p>p = parâmetro de ajuste</p>
Vanapalli e Lobbezoo (2002)	$K_{rel} \approx 10^{(7,9 \cdot \log S^\gamma)}$ $\gamma = 14,08 \cdot (IP)^2 + 9,4 \cdot (IP) + 0,75$	<p>$K_{rel} = k/k_{sat}$</p> <p>S = grau de saturação</p> <p>IP = Índice de Plasticidade</p>

Fonte: Bicalho, Machado e Gerscovich (2015).

Costa (2019), aplicou em seu estudo da camada de base de solo compactado executada no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, as equações empíricas para determinação das permeabilidades à água em solo não saturado. O autor observou que, ao utilizar as equações de Brooks e Corey (1964) e Arbhabhima e Kridakorn (1968), estas corroboraram a afirmação de Gerscovish e Guedes (2004), segundo o qual, estas equações apresentaram os melhores ajustes ao se avaliar a permeabilidade não saturada de solos brasileiros.

2.4 Estudo estatístico e numérico

A análise e compreensão dos dados, por meio da estatística, coletados, por exemplo, no monitoramento geoambiental de aterros sanitários, em especial da camada de cobertura final de solo compactado, orientam o pesquisador a guiar as informações para o atendimento aos seus objetivos de estudo. Morettin e Bussab (2017) apontam que, o pesquisador deve trabalhar os dados para transformá-los em informações, para posterior realização de comparações com outros resultados, ou ainda, julgar sua adequabilidade a alguma teoria.

Paiva (2009) afirma que, na análise das propriedades do solo, a estatística descritiva permite uma visão geral dos seus aspectos, sem pretensão de inferência. Essa análise está baseada na obtenção da distribuição de frequência dos dados, das medidas de

tendência central e das medidas de dispersão. A análise descritiva dos dados é a primeira etapa na realização de um estudo estatístico devido a possibilidade de caracterização da amostra obtida (Colvero *et al.*, 2017). Além da estatística descritiva para análise de dados, pode-se utilizar ainda a estatística inferencial, ou seja, produzir informações sobre uma característica da população a partir de informações coletadas de uma amostra dessa mesma população.

No monitoramento geoambiental, vários aspectos e condições de qualidade do ar, da água (superficial e subsuperficial) e do solo do aterro sanitário são observadas. Catapreta e Simões (2016) apontam que, as atividades envolvidas nesse monitoramento compreendem observações de campo, análise da instrumentação instalada e das análises físico-químicas e microbiológicas em amostras de líquidos (águas e lixiviado), o que formam um conjunto de amostras e variáveis que apresentam correlações entre várias interseções dessas medidas.

Essa correlação entre variáveis quantitativas pode ser verificada pela Matriz de Correlação de Pearson, sendo útil, segundo Rocha (2018), para visualizar de maneira imediata o potencial grau de relação linear entre cada par de variáveis (regressão linear), resumir uma grande quantidade de dados e encontrar padrões e uso em métodos de análises multivariadas. Os valores de correlação variam de -1,0 a +1,0, o que significa que as variáveis podem estar correlacionadas de maneira positiva (variam na mesma direção), nula (não existe relação) ou negativa (variam em direções opostas). Estatisticamente, esses valores são representados pela letra “R”, interpretados da seguinte forma: quais mais próximo de -1,0 ou +1,0, mais forte será a correlação. SAS (2020) indica que os valores de correlação são identificados como fracos ($R < 0,30$), moderados ($0,30 < R < 0,60$) e fortes ($R > 0,60$). Além da correlação de Pearson, Miot (2018) cita que, em investigações de correlação entre variáveis que não apresentam distribuição normal, pode-se utilizar a Correlação de *Spearman* (r_s), cuja análise do coeficiente é semelhante a de Pearson.

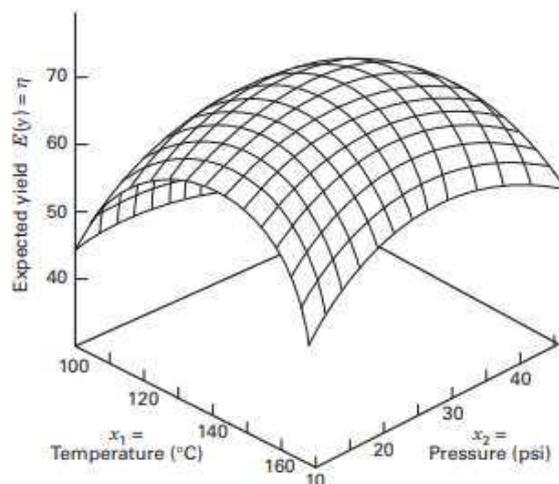
A Análise em Componentes Principais (ACP) consiste numa das técnicas da estatística de análise multivariada que transforma linearmente um conjunto original de variáveis, inicialmente correlacionadas entre si, num conjunto substancialmente menor de variáveis não correlacionadas de mesma dimensão (componentes principais) que contém a maior parte da informação do conjunto original (Hongyu; Sandanielo; Oliveira Júnior, 2015).

Conforme descrito por Paiva (2009), a ACP possui como objetivos o de examinar as correlações entre as variáveis estudadas, avaliar a importância de cada variável e promover a eliminação daquele que contribui pouco, em termos de variação no grupo de indivíduos avaliados e construir índices das variáveis analisadas. Lyra *et al.* (2010) afirmam que, a ideia dessa transformação é permitir que todas as variáveis possam exercer influências equitativas nos resultados além de torná-las adimensionais.

Magalhães *et al.* (2020), avaliaram por meio da ACP as características físicas e químicas do solo que compõem a camada de cobertura final do Aterro Sanitário de Belo Horizonte-MG, evidenciando critérios técnicos de manutenção e sustentação de vegetação superficial. Os autores verificaram ao utilizar a ACP que, um ajuste nos teores de Matéria Orgânica (MO) e massa específica seca máxima são atributos a serem considerados durante a execução da camada de cobertura final pois, baixos valores de MO tornam o solo infértil e a densidade elevadas inviabilizam o desenvolvimento do sistema radicular das espécies vegetais.

Associada a análise multivariada, aponta-se ainda a utilização da Metodologia de Superfície Resposta (MSR), que segundo Montgomery (2009) e Myers, Montgomery e Anderson-Cook (2016) e, é uma coleção de técnicas matemáticas e estatísticas úteis para a modelagem e análise de problemas em que uma resposta de interesse é influenciada por diversas variáveis, e o objetivo é otimizar essa resposta. Oliveira (2018), afirma que, trabalhos mais recentes, porém, a descrevem como um método útil no estabelecimento de relações matemáticas entre as variáveis de entrada e saída de um processo, de tal forma que seja possível sua otimização. A sua representação é feita de forma gráfica (superfície), a partir de variáveis consistentes que regem o processo estudado e atestadas suas significâncias estatísticas (Figura 12).

Figura 12 - Representação de uma Superfície Resposta



Fonte: Montgomery (2009).

O primeiro passo dentro da metodologia MSR é encontrar uma aproximação razoável para o verdadeiro relacionamento entre a variável dependente “y” e o conjunto de variáveis independentes, empregando-se usualmente um polinômio de baixa ordem (Paiva, 2006). Se a resposta for bem modelada por uma função linear das variáveis independentes, então a função de aproximação é o modelo de primeira ordem. Se houver curvatura no sistema, então um polinômio de maior grau deve ser usado, como o modelo de segunda ordem (Montgomery, 2009).

2.4.1 Regressão linear e não linear

Modelos de regressão linear e não linear consistem em relações matemáticas que são usados para descrever o comportamento de uma variável aleatória “Y” (variável dependente ou resposta) como uma função de condicionantes “x” chamadas de variáveis explicativas, independentes, covariáveis ou estímulos (Zeviani; Ribeiro Júnior; Bonat, 2013). Por meio dessa técnica, é possível compreender, avaliar e mensurar a influência de variáveis independentes sobre o comportamento das variáveis dependentes, representando a ocorrência de um fenômeno que se deseja analisar.

A regressão linear, simples ou múltipla, fornece uma equação denominada de equação de regressão que descreve o comportamento de uma variável resposta (y) em função do comportamento de uma ou mais variáveis preditoras (x_i) (Fontelles, 2012;

Queiroz, 2020). Essa equação, proporciona a elaboração de um gráfico (reta de regressão) ajustada por dados amostrais emparelhados, cujo modelo em termos estatísticos, é definido conforme a Equação 3.

$$y = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_1 + \beta_2 \cdot x_2 + \dots + \beta_n \cdot x_n + \varepsilon \quad (3)$$

Sendo:

y = variável dependente.

β_0 = coeficiente linear ou intercepto da reta com o eixo da ordenadas.

β_i ($i= 1, 2, 3, \dots, n$) = coeficiente de regressão linear ou inclinação da reta de regressão.

x_i ($i= 1, 2, 3, \dots, n$) = dados observados pela variável explicativa (independente).

ε_i = erro, também denominado de componente aleatória, ou desvio, ou resíduo (diferença entre o valor real e o previsto).

A estimativa do intercepto da reta (β_0) e do coeficiente de regressão linear (β_i) consiste numa das etapas na análise de regressão linear, a partir do qual, segundo Morettin e Bussab (2017), podem ser obtidos pelo Método dos Mínimos Quadrados (MMQ).

Os modelos de regressão não linear, podem ser utilizados nas mais variadas áreas do conhecimento, inclusive na engenharia, devido ao fato de apresentarem boa qualidade de ajuste com uma quantidade pequena de parâmetros com interpretações práticas. O seu uso é baseado no conhecimento prévio sobre a existência de uma relação entre as variáveis envolvidas (Silveira *et al.*, 2018). Os modelos de regressão não linear possuem em sua estrutura uma variável resposta, a função é não linear contínua, com forma conhecida das variáveis explicativas e de parâmetros não conhecidos, acrescidos de erros ou desvios independentes e identicamente distribuídos. As técnicas de estimação dos parâmetros não lineares não apresentam solução explícita, necessitando de processos numéricos iterativos.

Segundo Morettin e Bussab (2017), os modelos de regressão não linear podem ser: exponencial, logarítmica, semilogarítmica, inversa, quadrática, cúbica e logística (Quadro 3). Dentre os processos iterativos pode-se citar os métodos de Gauss-Newton (mais utilizado), Newton-Raphson, Steepest-Descent (Método do Gradiente) e Marquardt.

Quadro 3 - Principais expressões para modelos de regressão não linear.

Forma funcional	Modelo
Exponencial	$y = \beta_0 + \beta_i^{x_i}$
Logarítmica	$y = \beta_0 + \beta_i \cdot \ln(x_i) + \varepsilon$
Semilogarítmica	$\ln(y) = \beta_0 + \beta_i \cdot x_i + \varepsilon$
Inversa	$y = \beta_0 + \beta_i \cdot \left(\frac{1}{x_i}\right) + \varepsilon$
Quadrática	$y = \beta_0 + \beta_i \cdot x_i^2 + \varepsilon$
Cúbica	$y = \beta_0 + \beta_i \cdot x_i^3 + \varepsilon$
Logística	$y = \frac{\beta_0}{1 - \left(1 - \frac{\beta_0}{y_0}\right) \cdot e^{(-\beta_i \cdot x_i)}}$

Fonte: Adaptado de Fávero e Belfiore (2017) e Nascimento (2014).

Damasceno (2018), avaliou as emissões fugitivas de gás metano pela camada de cobertura do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC), em Salvador-BA, por meio da realização de ensaios de placas de fluxo estática em zonas trincadas e não trincadas da camada. Para análise dos resultados obtidos, foram propostos modelos de estimativa das emissões fugitivas de metano com a aplicação das regressões múltiplas linear e não linear, considerando a ocorrência de zonas trincadas ou não trincadas. Pela regressão linear, as correlações entre as variáveis analisadas não explicaram a mudança de comportamento das emissões fugitivas por não apresentarem significância, ou seja, não apresentaram uma relação de causa e efeito entre as variáveis independentes e dependente. Já para a regressão não linear, o modelo exponencial explicou melhor a variação das emissões em áreas trincadas e não trincadas.

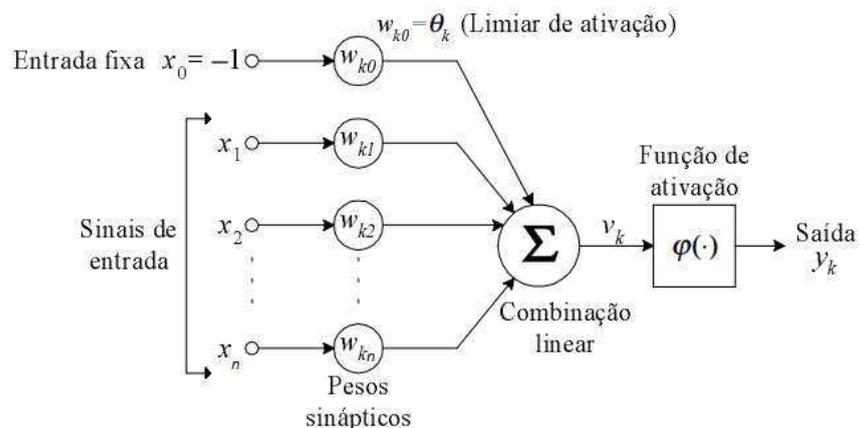
2.4.2 Redes Neurais Artificiais

As Redes Neurais Artificiais (RNA), ou *Artificial Neural Networks* (ANN), conforme Haykin e Engel (2003), podem ser definidas como um sistema computacional paralelo, distribuído em camadas interligadas, constituído de unidades de processamento simples (neurônios artificiais), formando redes de conexão, que têm a propensão natural para armazenar conhecimento experimental e torná-lo disponível para o uso futuro. De acordo com Géron (2019), as RNA são versáteis, poderosas e escaláveis, tornando-as ideais para lidar com grandes tarefas altamente complexas que estão no cerne da Inteligência Artificial (IA) e do Aprendizado de Máquinas (*Machine Learning*), denominado de Aprendizado Profundo (*Deep Learning*).

As RNA são constituídas por algoritmos computacionais que apresentam um modelo matemático preditivo inspirado na estrutura de células nervosas biológicas, os neurônios, capazes de aprender e tomar decisões baseadas em seu próprio aprendizado (Fleck *et al.*, 2016). Assim como as unidades biológicas, os neurônios artificiais, buscam simular a forma, função e o comportamento destas, ou seja, interpretar estímulos, processados a partir de dados de entrada, que resultam em uma resposta.

Pioneiros nessa simulação, McCulloch e Pitts em 1943, propuseram um modelo simples de neurônio biológico, conhecido como neurônio artificial (Figura 13) que possuíam uma ou mais entradas binárias (ligado/desligado) e uma saída binária, denominada resposta (Géron, 2019). Para saída ou resposta do neurônio, calcula-se a soma ponderada das variáveis de entrada com o produto de seus respectivos ganhos (pesos) sendo seus fatores de ponderação. Em 1957 Frank Rosenblatt propôs uma arquitetura para as RNA denominada *Perceptron*, constituída por neurônios MLP (Perceptrons de Múltiplas Camadas) e arranjada em forma de rede composta de duas camadas.

Figura 13 - Exemplo genérico de uma Rede Neural Artificial (RNA).



Fonte: Fernandes (1999).

O modelo apresentado na Figura 13 pode ser descrito matematicamente conforme a Equação 4. Observa-se que, x_1, x_2, \dots, x_n são os sinais ou variáveis de entrada; $w_{k1}, w_{k2}, \dots, w_{kn}$ são os pesos sinápticos do neurônio k , que indicam a sua influência ou o grau de importância que determinada variável de entrada possui em relação àquele neurônio; o valor do produto $x_0 \cdot w_{k0}$ (θ_k) representa o limiar de ativação ou viés (*bias*), com peso unitário, e que possui a função de estimular inicialmente a rede; a combinação linear (Σ) representa a soma dos produtos de todos os sinais de entrada por suas ponderações cuja saída está representada por v_k ; $\varphi(\cdot)$ representa a função de ativação, cuja função é restringir a amplitude de saída do próprio neurônio (limiar lógico), ou seja, decide o que fazer com o resultado da combinação linear; y_k representa o valor da saída do neurônio, fornecendo esse valor a outros neurônios artificiais.

$$v_k = \sum_{i=0}^n x_i \cdot w_{ki} \rightarrow y_k = \varphi(v_k) \quad (4)$$

Entre as funções de ativação existentes, segundo Haykin (2008), pode-se citar: a função de limiar (degrau), a função linear por partes, a função sigmóide e a função tangente hiperbólica. Segundo Fleck *et al.* (2016), as funções de ativação representam o efeito que a entrada interna e o estado atual de ativação exercem na definição do próximo estado de ativação do neurônio artificial. Zhang *et al.* (2021) complementam que, estas são fundamentais para o aprendizado profundo (*deep learning*), ao decidirem se um neurônio deve ser ativado ou não, sendo operadores diferenciados ao transformarem sinais de entrada em saídas. As características das funções de ativação podem ser observadas no Quadro 4.

Quadro 4 - Funções de ativação.

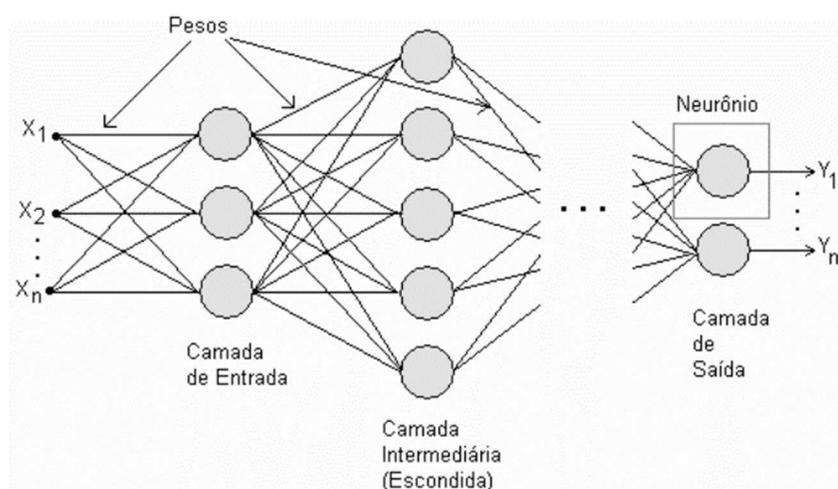
Função	Equação	Gráfico
Limiar	$y_k = \begin{cases} 1, & \text{se } v_k \geq 0 \\ 0, & \text{se } v_k < 0 \end{cases}$	
Linear por partes	$\varphi(v_k) = \begin{cases} 1, & v \geq +\frac{1}{2} \\ v + \frac{1}{2}, & -\frac{1}{2} < v < +\frac{1}{2} \\ 0, & v \leq -\frac{1}{2} \end{cases}$	
Sigmóide	$\varphi(v_k) = \frac{1}{1 + e^{-av}}$	
Tangente hiperbólica	$\varphi(v_k) = \tanh(v_k)$ $\tanh(v_k) = \frac{1 - e^{-2v}}{1 + e^{-2v}}$	

Fonte: Adaptado de Haykin (2001).

As diferentes maneiras de arranjo dos neurônios artificiais, são denominadas de arquitetura, cuja forma de agrupamento das unidades de processamento está diretamente ligada ao tipo de algoritmo de aprendizagem usado para treinar a rede, ou seja, ao tipo de problema no qual a rede poderá ser utilizada (Dantas Neto *et al.*, 2016; Haykin, 2001). As RNA's possuem uma arquitetura composta por uma camada de entrada (*passthrough* ou *input layer*); uma ou mais camadas intermediárias, escondidas ou ocultas (*hidden*

layers); e uma camada final chamada de camada de saída (*output layer*) (Géron, 2019), conforme Figura 14, com neurônios interligados. Dessa forma, um neurônio em qualquer camada da rede está conectado a todos os neurônios (nós) na camada anterior. É imediato constatar que a rede com seu fluxo de sinal funciona no sentido direto da entrada para a saída (*feedforward*), unidirecional, e a camada de entrada não possui processamento (Maitelli; Gabriel Filho, 2003).

Figura 14 - Representação da arquitetura de uma RNA.



Fonte: Minussi e Lotufo (2006).

Segundo Furtado (2019), a capacidade de resolver um determinado problema encontra-se na sua arquitetura, ou seja, no número e modo pelo qual os elementos processadores estão interconectados, nos pesos destas conexões e no número de camadas. Na prática o processo deve ser aplicado com o intuito de testar os vários métodos de aprendizado e as diferentes configurações que uma rede possa ter para a resolução do problema em questão (Oliveira, 2020). Dentre as arquiteturas, Henriques (2019) e Araújo Neto (2021), destacam as seguintes possibilidades de arranjos: Adaline, Redes Neurais Convolucionais, Perceptron de Múltiplas Camadas (MLP), Camada recorrente, Estrutura reticulada, Long, Short-Term Memory (LSTM), Redes de Hopfield, e outras que ainda se encontram em fase de desenvolvimento e aperfeiçoamento.

O processo de aprendizagem ou treinamento (processos interativos ou épocas) é a maneira pela qual os parâmetros de uma RNA são ajustados e adaptados através de uma sequência contínua de valores apresentados à entrada (pesos sinápticos) para que através de seus algoritmos, adquira o conhecimento necessário na solução de problemas

propostos à rede. Os métodos podem ser divididos em aprendizado supervisionado, não supervisionado e por reforço.

O método de aprendizagem supervisionado, ocorre quando um agente externo fornece à RNA a saída desejada em relação a um padrão de saída (Bishop, 1995). Dessa forma, é possível realizar a comparação entre a resposta da RNA com a resposta esperada, obtendo-se assim, o respectivo erro referente à resposta atual. Com isso, os pesos sinápticos são ajustados de forma a minimizar o erro. Segundo Minussi e Lotufo (2008), um dos algoritmos mais difundidos para treinamento deste tipo de rede é o algoritmo retropropagação (*backpropagation*), existentes, além deste, outros algoritmos como o Levenberg-Marquardt e quase-Newton.

Na aprendizagem não supervisionada ou auto-organizada, segundo Ferneda (2006), não existe a atuação de um agente externo para acompanhar o processo de aprendizado, ou seja, fornecer as respostas, estando apenas os padrões de entrada disponíveis. Dessa forma, ao processar as informações de entrada, a rede detecta suas irregularidades, na tentativa de estabelecer progressivamente representações internas para que se consiga encontrar padrões em tais dados. No método de aprendizagem por reforço, enfatiza-se a aprendizagem de um agente, por tentativa e erro (*feedback*), através da interação direta com o ambiente, sem se basear em uma supervisão ou um modelo completo deste ambiente, visando maximizar seu desempenho geral (Monteiro; Ribeiro, 2004).

Ao final da etapa de aprendizagem ou treinamento, a rede neural terá adquirido conhecimento sobre o ambiente em que está operando, sendo este, “armazenado” em seus parâmetros, estando pronta para a fase de testes e verificação do seu desempenho (Fleck *et al.*, 2016).

Karimpour-Fard *et al.* (2018), aplicaram as RNA e modelos de regressão linear múltipla com o objetivo de estimar as características de compactação de solos a partir de resultados de ensaios de caracterização física obtidos em laboratório (tipo do solo, distribuição granulométrica, limites de consistência, massa específica dos grãos de solo, umidade ótima e densidade seca máxima). A partir dos resultados, os autores observaram que, as RNA's poderiam prever as características de compactação do solo com eficiência para umidade ótima de 0,95 para treinamento e 0,94 para teste, e para densidade seca máxima de 0,93 para treinamento e 0,92 para teste, com erro padrão de zero. Dessa

maneira, as RNA's consistem numa ferramenta bastante eficaz na captura de relações entre as características de compactação e seus índices físicos.

2.4.3 Avaliação dos modelos preditivos

A avaliação dos modelos de regressão linear e não linear consiste no procedimento de indicação do modelo estatístico preditivo mais adequado ou não, dadas as suposições que são feitas sobre eles (Morettin; Bussab, 2017). Para isso, se faz necessário a utilização de avaliadores estatísticos e análise de comportamentos dos dados que apontem o modelo que melhor explica os dados amostrais coletados em campo ou em laboratório. Dessa forma, pode-se citar os respectivos avaliadores: coeficiente de determinação (R^2), análise de variância (ANOVA) e a análise de resíduos.

Pode-se descrever inicialmente a obtenção do coeficiente de determinação (R^2), que representa o grau de associação entre duas variáveis quantitativas, ou seja, o quanto a variável dependente pode ser explicada pelo modelo de regressão analisado. O R^2 varia de 0 a 1 (ou 0% a 100%), dessa forma, quanto maior o valor do coeficiente, melhor será o ajuste do modelo aos dados. Esse índice pode ser obtido a partir da Equação 5.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2} \quad (5)$$

Sendo:

R^2 = coeficiente de determinação.

n = número de variáveis.

y_i = variáveis estimadas.

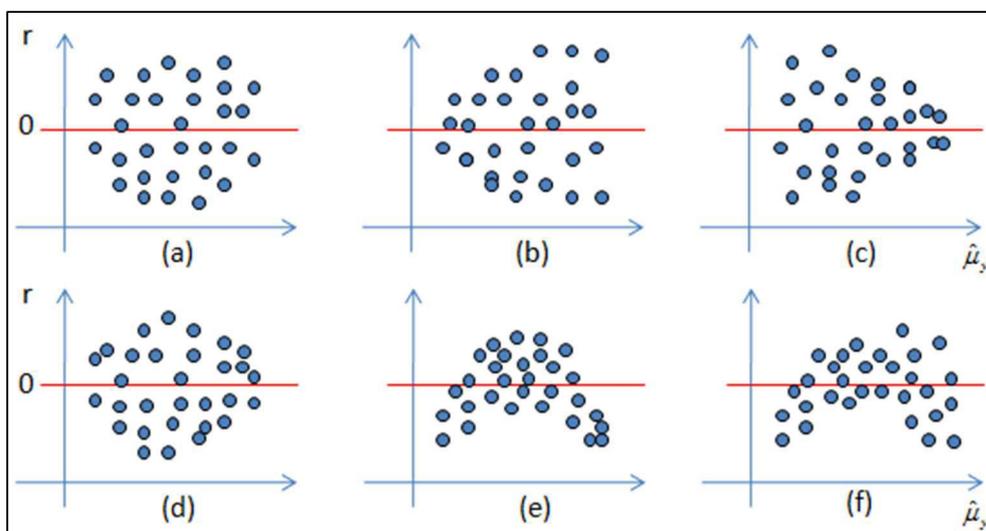
\hat{y}_i = variáveis observadas.

\bar{y} = média das variáveis observadas.

A análise de variância (ANOVA), segundo Silva (2016), consiste em um método adequado para verificação da significância do modelo. Nessa análise, são agrupadas informações numa tabela, como a soma dos quadrados dos resíduos (SQR), graus de liberdade (g.l.), o quadrado médio (Qméd) e o Test-F (estatística de Fisher). Na SQR quanto menor for o valor encontrado entre os modelos, pode-se inferir que determinado modelo melhor se ajusta aos dados observados.

Para verificar se um modelo é adequado Morettin e Bussab (2017) afirmam que, é necessário também investigar o comportamento do modelo por meio da análise de resíduos, usando o conjunto de dados observados em conjunto com os valores ajustados por este, por meio de representações gráficas ou de testes. A análise de resíduos passa pela obtenção dos resíduos brutos, resíduos padronizados e resíduos estudentizados. As representações gráficas dos resíduos podem ser nos seguintes formatos: ideal (nulo), não linear, elemento atípico, heterocedasticidade e de não normalidade. Essas representações gráficas dos resíduos estatísticos (r) em função da variável independente (x_i) podem ser observadas na Figura 15.

Figura 15 - Representação gráfica dos resíduos estatísticos: (a) nulo; (b), (c) e (d) heterogeneidade das variâncias; (e) não linearidade; (f) não linearidade e heterogeneidade.



Fonte: ESALQ/USP (2024).

O diagnóstico de normalidade dos resíduos, segundo Rodrigues (2012), pode ser realizado por meio de métodos gráficos ou de testes específicos. Os processos gráficos podem ser obtidos pelo gráfico P-P plot dos resíduos (distribuição de probabilidades) e histograma dos resíduos estandardizados (forma simétrica e unimodal da distribuição normal). Entre os testes aplicados para análise de resíduos, pode ser citado o teste de Kolmogorov-Smirnov e o teste de Shapiro-Wilk. Araújo Neto (2016), ainda sugere a utilização de dois outros diagnósticos para análise dos resíduos, são eles, o teste de homocedasticidade, onde os erros devem ter variância constante; e o de independência, onde se realiza o teste de Durbin-Watson para verificar a presença de autocorrelação (dependência) entre os resíduos.

A avaliação do desempenho das RNA, segundo Araújo Neto (2021), é uma etapa essencial, que auxilia na identificação dos melhores modelos que representem com precisão o comportamento da rede para o tipo de problema que se deseja resolver. Soares e Teive (2015), afirmam que o desempenho de uma RNA pode ser medido por diferentes índices de eficiência, que são calculados utilizando-se dos valores previstos e os valores medidos. Esses mesmos autores utilizaram do Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe (E), da Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) e do Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE), como avaliadores de suas RNA geradas. Alguns desses avaliadores podem ser observados no Quadro 5.

Quadro 5 - Avaliadores estatísticos de desempenho para RNA.

Avaliador	Fórmula	Referência
MAE	$\frac{\sum_{i=1}^n \hat{y}_i - y_i }{n}$	Santos, Souza e Rosa (2020)
RMSE	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{n}}$	Santos, Souza e Rosa (2020)
MAPE	$\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \left(\frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right)$	Nascimento, Pereira e Seixas (2009)
NRMSE	$\frac{RMSE}{\widehat{y}_{Máx} - \widehat{y}_{Mín}}$	Amoedo (2021)
R	$\frac{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i) \cdot (\hat{y}_i - \bar{y}_i)}{n}}{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2}{n}} \cdot \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y}_i)^2}{n}}}$	Lira e Chaves Neto (2006)
R ²	$\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y}_i)^2}$	Morettin e Bussab (2017)
E	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y}_i)^2}$	Legates e McCabe Jr. (1999)

Sendo: \hat{y}_i os valores observados, y_i os valores estimados ou previstos, \bar{y}_i a média dos valores observados, $\bar{\hat{y}}_i$ a média dos valores estimados ou previstos, n representa o número de dados utilizados.

Xu *et al.* (2021), apresentam o uso dos avaliadores estatísticos de desempenho de RNA mais comumente utilizados nos 177 artigos revisados e publicados entre os anos de 2000 e 2010, constatando a aplicação do Coeficiente de Determinação (R^2), do Coeficiente de Determinação Ajustado (R_{ajust}^2), da RMSE, do Erro Médio Quadrático (MSE), do Erro Absoluto Médio (MAE), do MAPE e do Erro Quadrático Médio Normalizado (NRMSE).

Entre outros avaliadores estatísticos existentes para a análise dos resultados das RNA, pode-se citar ainda os utilizados por Coutinho, Silva e Delgado (2016) como, o coeficiente de correlação de Pearson (R) entre os dados preditos e os dados esperados, o Erro Médio (EM), o MAE, e a RMSE e o Erro Médio Percentual (PME). Nascimento, Pereira e Seixas (2009), fizeram uso do MSE e do MAPE. Mendonça *et al.* (2015), utilizaram o MAPE, o Desvio Médio Absoluto (MAD) e o Desvio Médio Quadrático (MSD). Vale salientar que, a seleção e comparação de índices devem ser executados de acordo com as características específicas de cada pesquisa.

3 METODOLOGIA

Neste tópico da pesquisa, estão apresentados os procedimentos metodológicos utilizados, bem como, a área onde foi realizada o estudo, de forma a obter os resultados necessários ao atendimento dos objetivos propostos.

3.1 Área de estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida no município de Campina Grande-PB, que possui área territorial de 591,66 km², população estimada de 419.379 habitantes (IBGE, 2023), altitude de 551,0 m e está distante 126,0 km da capital João Pessoa-PB. O município faz parte da região do Semiárido brasileiro, caracterizando-se climatologicamente por temperaturas que variam de 28,8°C a 20,2°C, umidade relativa do ar de 77,0%, evaporação total anual de 1541,4 mm e pluviometria anual de 777,7 mm/ano (INMET, 2023). Segundo Marques Júnior (2020), existe um *déficit* hídrico na região deste estudo, onde a evaporação é maior nos meses de janeiro a maio e de agosto a dezembro.

A área de estudo foi o Aterro Sanitário, localizado na Fazenda Logradouro II (Latitude 7°16'46" S; Longitude 36°00'45" O), distrito de Catolé de Boa Vista, no município de Campina Grande-PB (Figura 16). O Aterro possui uma área total de 64 ha, sendo 40 há destinados a construção de Células sanitárias, com vida útil de 25 anos e está em operação desde o mês de julho de 2015. Desde março de 2016 o Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), realiza o monitoramento geoambiental do Aterro Sanitário, com a interveniência do Parque Tecnológico da Paraíba (PaqTcPB), por meio do Acordo de Parceria N°. 3, realizado entre a UFCG e a Ecosolo Gestão Ambiental de Resíduos Ltda (responsável pela operação do Aterro).

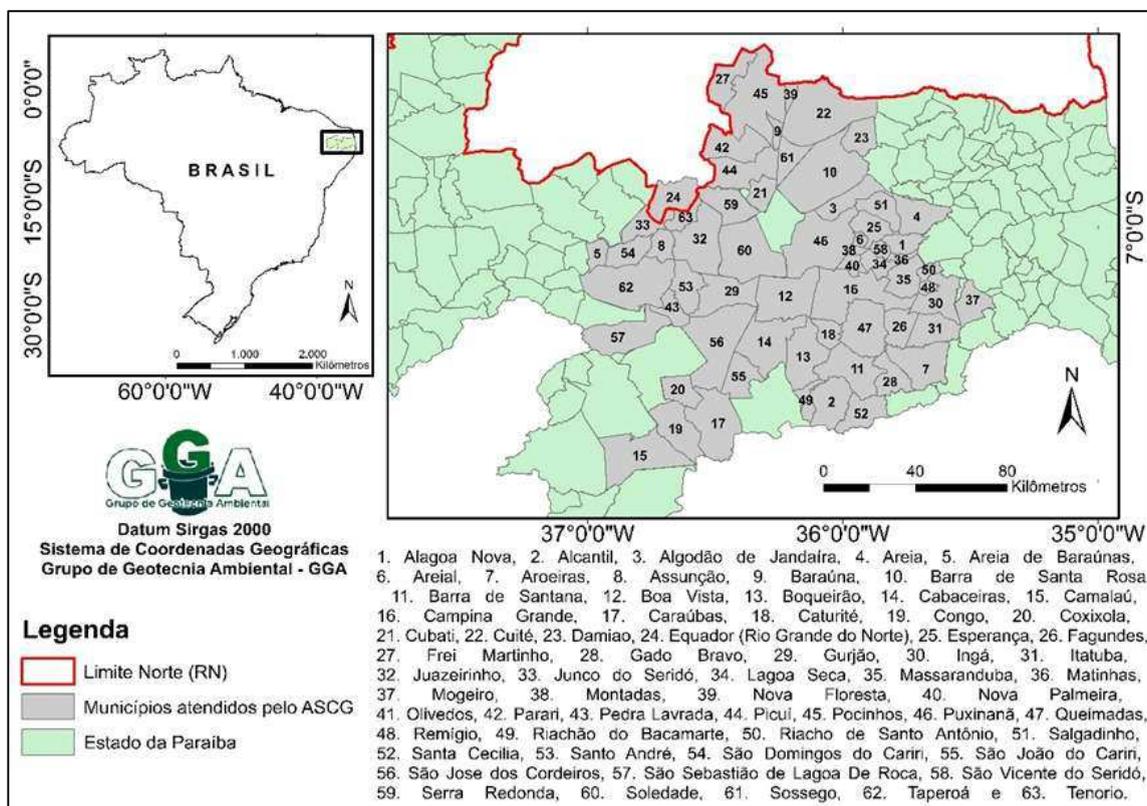
Figura 16 - Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG).



Fonte: GGA/UFCG (2023).

Este empreendimento recebe resíduos de Campina Grande-PB (município sede) e de outros 62 municípios (Figura 17) dos estados da Paraíba e Rio Grande do Norte, sendo aproximadamente $732 \text{ toneladas.dia}^{-1}$ de resíduos.

Figura 17 - Municípios atendidos pelo ASCG.



Fonte: GGA/UFCG (2023).

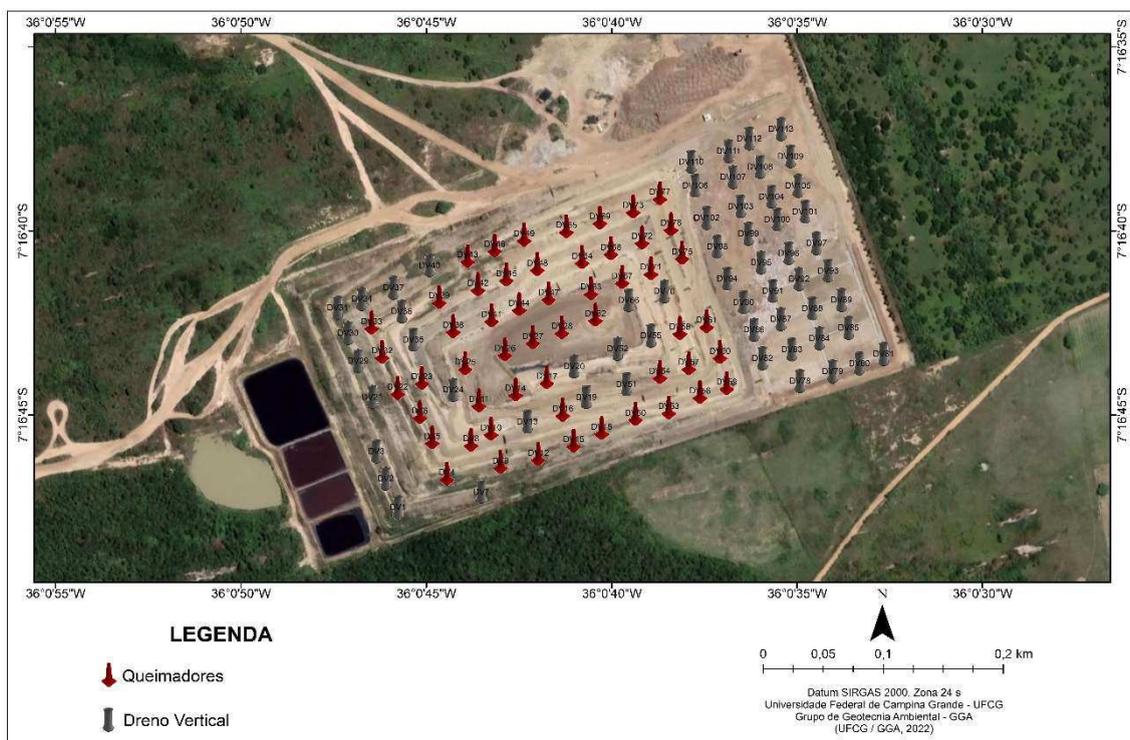
Desde o início da operação do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) até o presente momento foram realizadas modificações nas configurações físicas das Células executadas, anteriormente nomeadas Célula 1, Célula 2 e Célula 3. Atualmente, o empreendimento possui a configuração de uma única Célula com área de base de 460 x 210 m; altura aproximada de 40 m; 4 (quatro) Lagoas de Tratamento de Lixiviado (LTL); uma lagoa de acúmulo de águas provenientes da drenagem superficial (Figura 18); e um total de 113 drenos verticais e queimadores (*flare* de biogás) que estão instalados pela área da Célula (Figura 19).

Figura 18 - LTL's e Lagoa de drenagem.



Fonte: UFCG/GGA (2022).

Figura 19 - Drenos verticais e Queimadores (flare).



Fonte: GGA/UFCG (2022).

A camada de cobertura final ou *liner* executada no Aterro Sanitário consiste em um sistema de proteção superficial do tipo convencional ou resistivo com a utilização de

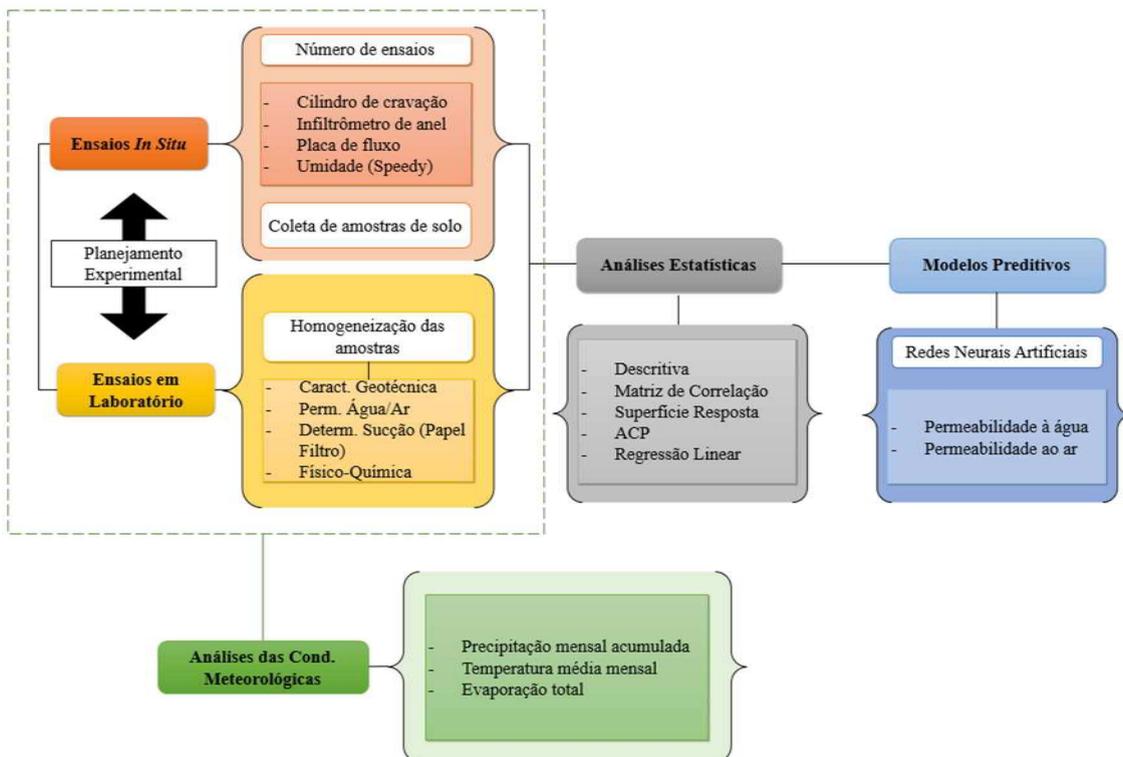
solo compactado proveniente de jazidas localizadas nas proximidades do Aterro. A execução da camada é realizada com o espalhamento do solo sobre os resíduos com tratores de esteira, possuindo espessura final variável entre 0,60 m e 1,50 m. A camada de cobertura não possui uma proteção superficial vegetativa, o que possibilita a sua vulnerabilidade aos processos erosivos; além de permitir que maiores volumes de água precipitada infiltrem para o interior do maciço sanitário; bem como, facilidade no transporte de partículas sólidas em suspensão pela atmosfera circunvizinha ao Aterro Sanitário.

O Aterro possui ainda alguns elementos complementares à sua operação como: camada de base mista de solo compactado (camada de regularização e proteção mecânica), geotêxtil (não tecido) e geomembrana (PEAD); piezômetros do tipo Casagrande; camada de cobertura intermediária; marcos topográficos superficiais para medição dos deslocamentos horizontais; sistema de drenagem profunda de lixiviado; e sistema de drenagem superficial de águas pluviais. Vale salientar que, a maior parte da área da camada de base da Célula do Aterro, é constituída apenas por solo compactado, sendo utilizados os materiais geossintéticos, na base da área mais recente de deposição de resíduos.

3.2 Análise das condições de fluxo da camada de cobertura final de solo compactado

Para determinação das condições de fluxo conjunto de água e gás da camada de cobertura final de solo compactado do Aterro Sanitário, foram realizados ensaios *in situ* (campo) e em laboratório. O processo metodológico desenvolvido está apresentado na Figura 20.

Figura 20 - Fluxograma de pesquisa.



3.2.1 Determinação do número de ensaios *in situ*

A determinação do número de pontos de ensaios a serem realizados em campo, para análise das condições de fluxo de água e gás pela camada de cobertura, foi definida em função do tamanho da zona de monitoramento (área) para medição do fluxo de gás. Baseando-se nas metodologias descritas pela USEPA (1986) e EAW (2010), utilizou-se da equação especificada para áreas superiores a 5.000 m².

Definiu-se para análise nesta pesquisa, uma área de 40.000 m² (4 hectares) do Aterro Sanitário, por corresponder a área livre de disposição de resíduos e do tráfego de veículos da operação, bem como, estarem integralizados neste local os sistemas de drenagem das águas pluviais. A partir dessa metodologia adotada, foi possível realizar uma distribuição espacial dos pontos de análise sobre a camada de cobertura final do Aterro Sanitário. O número de pontos de ensaios, foi obtido pela Equação 6 da metodologia descrita por EAW (2010):

$$n = 6 + 0,15 \times \sqrt[2]{Z} \quad (6)$$

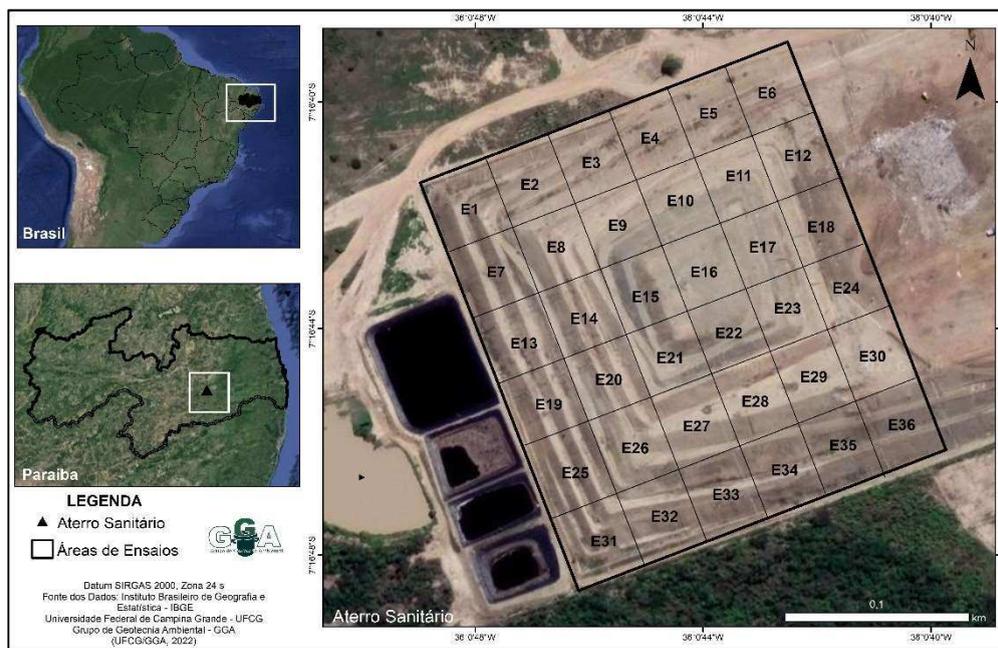
Sendo:

n = o número de pontos requeridos para os ensaios.

Z = área ou tamanho da zona de monitoramento (m^2).

Por meio da Equação 6, obteve-se um total de 36 (trinta e seis) pontos ou zonas de monitoramento onde foram realizados os ensaios, sendo os pontos centrais dessas zonas espaçados por um valor médio de 33 metros (Figura 21), denominados E1 a E36.

Figura 21 - Área experimental no ASCG



Fonte: GGA/UFCG (2022).

Todos os pontos centrais dos locais de ensaios na área do Aterro Sanitário foram georreferenciados, com a obtenção de suas coordenadas geográficas (latitude e longitude) e altitude, sendo estas informações utilizadas em análises subsequentes.

3.2.2 Ensaios *in situ*

Definidos o número de ensaios *in situ*, realizaram-se nos pontos sobre a camada de cobertura do Aterro Sanitário os ensaios e medições com suas normas especificadas no Quadro 6. Da mesma forma, baseou-se na metodologia proposta por Maciel (2009) para realização do ensaio de placa de fluxo estática, descrita nos tópicos seguintes deste item. Os ensaios foram realizados no período de outubro de 2020 a novembro de 2021.

Quadro 6 - Ensaios *in situ* na camada de cobertura.

Ensaio	Norma/Metodologia
Cilindro de Cravação (massa específica do solo)	NBR 9813 (ABNT, 2016)
Teor de Umidade do solo com emprego do “Speedy”	ME-052 (DNIT, 1994)
Infiltrômetro de Anel	D3385 (ASTM, 2018)
Placa de Fluxo Estática	Maciel (2009)

De cada um dos 36 pontos de ensaio em campo, foi coletada uma amostra deformada de solo de aproximadamente 10 kg (Figura 22), e encaminhada ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), pertencente ao Departamento de Engenharia Civil (DEC), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus I, para caracterização física, físico-química, determinação das propriedades de fluxo de água e gás e da condição não saturada do solo, após os processos de preparação de amostras. As amostras foram coletadas, imediatamente, após a realização do ensaio de Placa de Fluxo.

Os ensaios *in situ* de placa de fluxo, teor de umidade do solo com emprego do “Speedy” e massa específica da camada de solo (cilindro de cravação) foram realizados em três campanhas de 12 (doze) ensaios cada, sendo a 1ª campanha realizada entre os meses de outubro a novembro de 2020, e a 2ª e 3ª campanhas realizadas no mês de julho de 2021. Já os ensaios de infiltração, foram realizados entre os meses de junho de 2021 (1ª campanha) e de agosto a novembro de 2021 (2ª e 3ª campanhas). Adotou-se esses procedimentos para que fosse possível atender às condições operacionais do Aterro, como forma de planejamento e realização dos ensaios *in situ* na área experimental.

Figura 22 - Amostras deformadas de solos.



Fonte: GGA/UFCG (2021).

Após cada campanha de ensaios, realizou-se a homogeneização de parte das amostras de solos coletadas em campo (12 amostras de cada campanha), denominando-as de Amostra 1, Amostra 2 e Amostra 3, aos produtos homogeneizados (Figura 23). Para realização da homogeneização, a área experimental foi dividida em 4 quadrantes contendo 9 áreas de monitoramento cada. De cada quadrante, foram tomadas por sorteio 3 amostras, para composição de cada uma das amostras homogeneizadas (Figura 24).

Figura 23 - Homogeneização das amostras de solos.



Fonte: GGA/UFCG (2021).

Figura 24 - Distribuição das amostras de solos para a homogeneização.

1° Quadrante		2° Quadrante			
E1	E2	E3	E4	E5	E6
E7	E8	E9	E10	E11	E12
E13	E14	E15	E16	E17	E18
3° Quadrante		4° Quadrante			
E19	E20	E21	E22	E23	E24
E25	E26	E27	E28	E29	E30
E31	E32	E33	E34	E35	E36

Legenda:

Amostra 1

Amostra 2

Amostra 3

A especificação das amostras de solos dos pontos de ensaios pertencentes a cada amostra homogeneizada, escolhidas por sorteio, pode ser observada no Quadro 7.

Quadro 7 - Amostras homogeneizadas e Pontos de ensaios.

Amostras Homogeneizadas	Pontos de Ensaios
1	E2, E7, E10, E11, E13, E16, E19, E21, E22, E23, E33 e E35
2	E1, E5, E9, E12, E14, E17, E20, E27, E29, E31, E34 e E36
3	E3, E4, E6, E8, E15, E18, E24, E25, E26, E28, E30 e E32

De cada amostra homogeneizada das campanhas de ensaios, estas foram separadas em quantidades suficientes para realização dos ensaios de caracterização física, físico-química, propriedades de fluxo de água e gás e da condição não saturada do solo, e em

seguida, encaminhadas ao laboratório LGA da UFCG para as demais análises descritas nos tópicos subsequentes.

3.2.2.1 Emissão de gases pela camada de cobertura final

As emissões de gases pela camada de cobertura final de solo do ASCG foram verificadas pelo método da placa de fluxo estática, baseadas na metodologia proposta por Maciel (2009) (Figura 25).

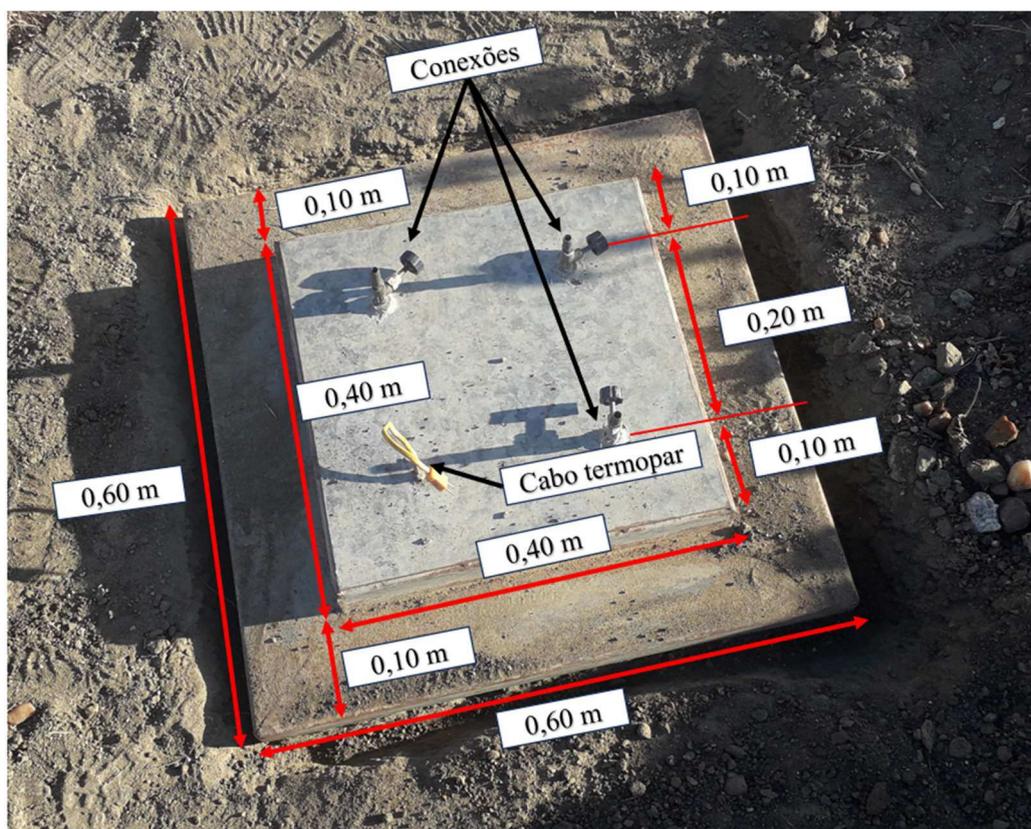
Figura 25 - Placa de fluxo estática cravada no solo.



Fonte: Adaptado de GGA/UFCG (2021) e Souza (2021).

Foi utilizada uma placa de fluxo que consiste em uma câmara metálica fechada com 0,002 m de espessura, que possui dimensões de 0,60 m x 0,60 m, altura útil de 0,05 m, área útil de 0,16 m² (0,40 m x 0,40 m) e volume útil de 0,008 m³ (Figura 26). A placa possui três conexões de saída fixa na parte superior, para acoplamento dos equipamentos de medição, e um cabo Termopar de Extensão Tipo-K com conector, previamente calibrado. De acordo Czepiel *et al.* (1996), é possível verificar a variação de concentrações de gases acumulados em seu interior ao longo do tempo, permitindo-se o cálculo do fluxo de gases.

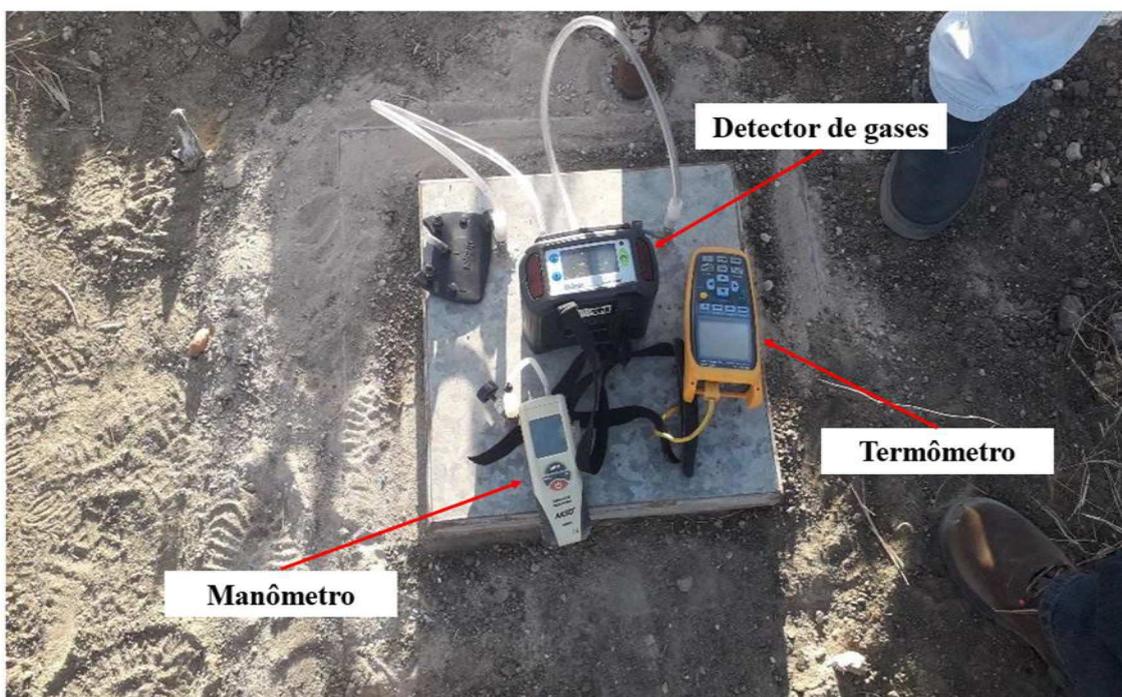
Figura 26 - Dimensões da Placa de Fluxo.



Fonte: Adaptado de GGA/UFCG (2021).

O ensaio possui uma duração total de 30 a 180 minutos (3 horas), com intervalos iniciais de medição na primeira hora a cada 10 minutos, espaçadas posteriormente para frequência de leituras a cada 20 minutos. Para a realização do ensaio é conectado ao sistema da placa de fluxo, um detector portátil de gases (Drager X-am 7000); um termômetro digital portátil (Modelo Minipa MT-600; faixa de medição -100°C a 1300°C ; precisão de $\pm 0,1\%+0,7^{\circ}\text{C}$; resolução de $0,1^{\circ}\text{C}$); e manômetro digital portátil (Modelo Akso-205; faixa de medição de ± 5 psi; resolução de $0,001$ psi) para aquisição dos dados (Figura 27). Após a finalização do ensaio, a placa é retirada para verificação da massa específica aparente *in situ*, pelo método do Cilindro de Cravação, NBR 9813 (ABNT, 2016) e da umidade pelo método do Speedy, ME-052 (DNIT, 1994). Em seguida, é coletada uma amostra deformada de solo do local, sendo esta amostra encaminhada ao laboratório para realização de outras análises.

Figura 27 - Equipamentos de medição instalados na placa de fluxo.



Fonte: Adaptado de GGA/UFCG (2021).

Os procedimentos para realização desse ensaio se basearam nas etapas descritas por Maciel e Jucá (2011) e Guedes (2018): (1) posicionamento da placa no local do ensaio e cravação desta para garantir a estanqueidade entre a câmara de fluxo e o solo; (2) aplicação e compactação de selo bentonítico umedecido no perímetro da placa de fluxo para evitar vazamentos de biogás e a interferência de fatores do ambiente externo para o interior da placa; (3) instalação dos equipamentos nas conexões da placa de fluxo para aferição das concentrações de gases, medição da temperatura interna e pressão diferencial. Além disso, fez-se a utilização de um termoanemômetro digital (Modelo TAD-500, com faixa de medição da velocidade $0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ a $45 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, resolução de $0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ e precisão de $\pm 3\%$, faixa de medição da temperatura 0°C a 60°C , resolução de $0,1^{\circ}\text{C}$ e precisão de $\pm 2\%$), para aferição externa à placa, da pressão atmosférica, temperatura ambiente e velocidade dos ventos.

A partir dos dados obtidos com a realização de cada ensaio de placa de fluxo sobre o solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário, foram determinados a partir da equação proposta por Czepiel *et al.* (1996), o fluxo de gases Metano (CH_4) e Dióxido de Carbono (CO_2), sendo os resultados normalizados para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP). Com a Equação 7, é possível determinar a taxa de emissão volumétrica superficial de gases em termos volumétricos:

$$Q_{EVSUP} = \frac{V_{placa}}{A_{placa}} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \rho \times \frac{273,15}{(273,15 + T_{Interna})} \times \frac{P_{atm}}{1000[hPa]} \times \frac{86400s}{dia} \quad (7)$$

Sendo:

Q_{EVSUP} = taxa de emissão volumétrica superficial para CH₄ ou CO₂ em g.m⁻².dia⁻¹.

V_{placa} = volume útil da placa de fluxo em litros (L).

A_{placa} = área de solo coberta pela placa em m².

$\Delta C/\Delta t$ = variação da concentração do CH₄ ou CO₂, em função do tempo, em %v/v/s.

ρ = densidade do gás (ρ_{CH_4} de 0,714 g/L; ρ_{CO_2} de 1,964 g/L).

$T_{Interna}$ = temperatura interna do gás no interior da placa em °C.

P_{atm} = pressão atmosférica em hPa.

3.2.3 Ensaios e análises em laboratório

As 36 amostras coletadas de cada ponto de ensaio, bem como, as amostras homogeneizadas, foram encaminhadas ao laboratório para realização dos ensaios listados no Quadro 8.

Quadro 8 - Ensaios de solos em laboratório.

Ensaios	Norma/Metodologia
Preparação de amostras e umidade	NBR 6457 (ABNT, 2016)
Massa específica dos grãos de solo	NBR 6458 (ABNT, 2016)
Limite de liquidez	NBR 6459 (ABNT, 2016)
Limite de plasticidade	NBR 7180 (ABNT, 2016)
Compactação (Energia Proctor Normal)	NBR 7182 (ABNT, 2016)
Análise granulométrica	NBR 7181 (ABNT, 2016)
Permeabilidade à água do solo (Triflex-2)	D5084 (ASTM, 2016)
Permeabilidade ao ar do solo (Triflex-2)	D6539 (ASTM, 2013)/Maciel (2003)

Ensaio	Norma/Metodologia
Determinação da sucção pelo método do Papel filtro	D5298 (ASTM, 2016)

Para as 36 amostras de solos coletadas dos pontos de ensaios *in situ* (E1 a E36), realizaram-se os ensaios de caracterização, com a finalidade de classificação dos solos pelo Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS), D2487 (ASTM, 2017). Já para as três amostras homogeneizadas (Amostra 1, Amostra 2 e Amostra 3), provenientes da homogeneização dos solos coletados *in situ*, realizaram-se todos os ensaios listados no Quadro 8.

3.2.3.1 Determinação da permeabilidade saturada e não saturada do solo

Na determinação da permeabilidade à água (saturada) e ao ar (não saturada) das amostras homogeneizadas (Amostra 1, Amostra 2 e Amostra 3) de solo compactado da camada de cobertura, foi utilizado o permeômetro de parede flexível e carga constante, *Sistema de Teste de Permeabilidade Triflex-2 da ELE International Inc./Soiltest Products Division* (Figura 28), sob temperatura controlada de $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, baseado na norma D5084 (ASTM, 2016) para permeabilidade saturada à água, e a norma D6539 (ASTM, 2013), para permeabilidade não saturada. O Sistema Triflex- 2 permite aplicação de cargas confinantes e gradientes de pressão de topo e de base da amostra com vários tipos de fluidos, que podem ser controladas no seu painel principal (Maciel, 2003).

Figura 28 - Sistema de Permeabilidade Triflex-2.

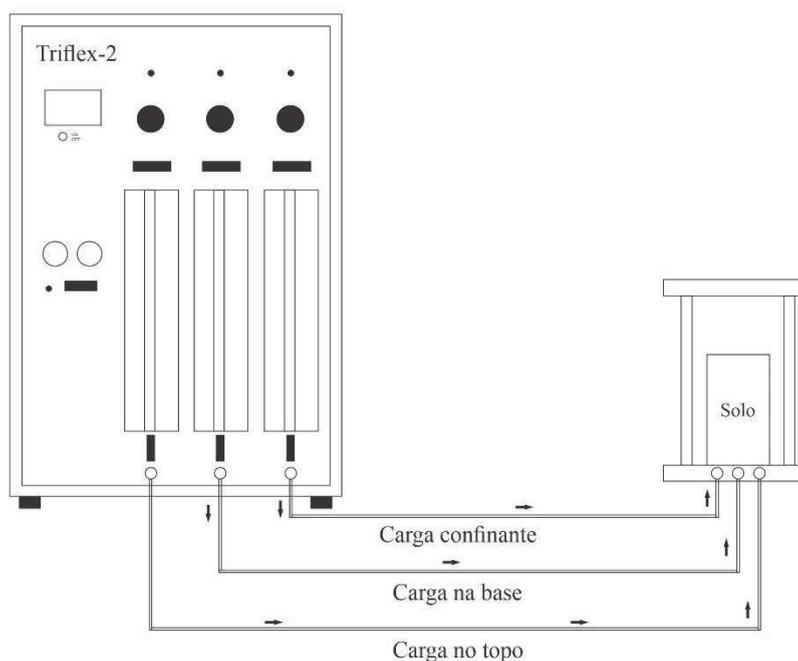


Fonte: GGA/UFCG (2021).

a) Determinação da permeabilidade saturada à água do solo

A determinação da permeabilidade saturada à água do solo compactado da camada de cobertura do Aterro Sanitário, baseou-se na norma D5084 (ASTM, 2016), e nas metodologias de Santos (2015), Costa (2019) e Sena (2022), possuindo os seguintes procedimentos: (1) preparação do equipamento para uso; (2) moldagem do corpo de prova pelo processo de compactação na energia Proctor Normal; (3) montagem da câmara de permeabilidade; (4) aplicação da carga confinante; (5) saturação do corpo de prova; e (6) realização das medições nas buretas do painel principal. Foi utilizado o Método A (carga constante), descrito pela D5084 (ASTM, 2016), conforme esquema da Figura 29. As buretas do painel principal estavam preenchidas com água destilada, servindo para monitorar o fluxo de entrada e saída de água pela amostra, bem como, a estabilidade de aplicação da carga confinante.

Figura 29 - Esquema para o ensaio de permeabilidade saturada à água do solo.



Fonte: GGA/UFCG (2021).

Anteriormente ao início do uso do equipamento, da montagem da câmara de permeabilidade e da realização do ensaio, forneceu-se ao sistema uma pressão, sem exceder 150 psi (1034,21 kPa), vinda de um compressor de ar, aguardando por pelo menos 30 minutos para sua devida estabilização. Nessa pesquisa foi fornecida ao sistema uma pressão de 40 psi (275,79 kPa). Em seguida, preencheram-se as buretas presentes no *Master Control Panel* (painel principal) do equipamento com água, que servem para fazer as leituras de fluxo pelo corpo de prova ensaiado.

Após este procedimento, os corpos de prova de solo das amostras homogeneizadas foram moldados, a partir da aplicação de energia Proctor Normal, utilizando-se dos seus parâmetros (umidade ótima e peso específico aparente seco máximo) obtidos no ensaio de compactação, NBR 7182 (ABNT, 2016), possuindo as seguintes dimensões: 100 mm de diâmetro e 129 mm de altura.

Para a montagem da câmara de permeabilidade, posicionou-se o corpo de prova no centro da base da câmara (Figura 30). O corpo de prova foi posicionado com um conjunto de pedras porosas e papéis filtro em contato com o solo, no topo e na sua base. Em seguida, colocou-se na parte superior do corpo de prova, uma peça de acrílico, denominada *cap set*, para conexão das mangueiras de drenagem. Posteriormente, o corpo de prova foi encamisado por uma membrana de látex e ligas de borracha, para fixação da

membrana e evitar assim o contato lateral da amostra de solo com a água da câmara. Por fim, fez a instalação da câmara de permeabilidade, e logo após, preencheu-a com água da instalação hidráulica do laboratório (rede pública), que serviu como fluido para aplicação da carga confinante. Procurou-se evitar a formação de bolhas de ar no interior da câmara, sendo necessário retirá-las pela sua parte superior, na saída do ar, enquanto ocorria o seu preenchimento.

Figura 30 - Posicionamento do corpo de prova de solo na base da câmara.



Fonte: GGA/UFCG (2021).

Para a aplicação da carga confinante (consolidação) foi fornecida uma pressão ao fluido (água) que preencheu a câmara, que de acordo com Costa (2019), deve garantir que, o fluxo de água pela amostra de solo não ocorra entre a interface membrana/corpo de prova. Durante essa etapa os registros de saída da câmara permaneceram abertos para o topo e a base da amostra, até que se atingisse a estabilização. Aguardou-se pelo menos 2 horas para correta aplicação da carga confinante e a sua estabilização. Vale salientar que, o tempo de estabilização depende do tipo de solo e pode ser verificada pela queda do nível na bureta de entrada e a elevação na bureta de saída, do painel principal de controle do equipamento.

Na etapa de saturação do corpo de prova, aplicou-se um diferencial de pressão ascendente, ou seja, da base para o topo da amostra, de forma que foi possível a visualização do avanço da frente de umedecimento pela amostra ensaiada. Vale salientar que, foi utilizada água destilada para os processos de saturação e realização do ensaio,

que estava armazenada em um reservatório. O critério de saturação assumido baseou-se na metodologia proposta por Santos (2015), segundo a qual, o volume de água que entra pela base da amostra deve ser o mesmo que sai pelo topo. A saturação pode durar de 1 a 2 dias a depender do tipo de solo.

Finalizada a saturação, iniciou-se o ensaio para determinação do coeficiente de permeabilidade saturada à água das amostras de solo. Utilizou-se um fluxo ascendente pelo corpo de prova com a aplicação de gradiente hidráulico menor que a carga confinante, conforme a D5084 (ASTM, 2016), estando entre 5 psi a 20 psi, para uma faixa de permeabilidade à água entre $1 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ a $1 \times 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$. Foi utilizada essa faixa de permeabilidade à água pois, de acordo com a NBR 13896 (ABNT, 1997), um solo será adequado para compor a camada de cobertura de aterros sanitários quando possuir permeabilidade à água igual ou inferior a $1 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$.

As leituras nas buretas referente à entrada (base) e à saída (topo) de água no corpo de prova, foram realizadas em intervalos de tempo de 5 minutos (300 s), ou após 5 cm³ de variação de leitura nas buretas. O ensaio foi finalizado, segundo a D5084 (ASTM, 2016), quando as leituras de volume de água na entrada e na saída do corpo de prova se estabilizaram ou a razão entre as duas, em pelo menos 4 (quatro) leituras seguidas ao longo do tempo, situaram-se no intervalo de 0,75 a 1,25. Para solos com o valor do coeficiente de permeabilidade à água menor que $1 \times 10^{-10} \text{ m.s}^{-1}$, essa razão deve ser considerada no intervalo de 0,50 a 1,50. O coeficiente de permeabilidade à água ($k_{\text{água}}$) foi calculado a partir da Equação 8 proposta pela D5084 (ASTM, 2016):

$$k_{\text{água}} = \frac{\Delta V \times L}{\Delta P_{BT} \times A \times \Delta t} = \frac{\Delta V \times L}{\Delta P_{BT} \times 70,37 \times A \times \Delta t} \quad (8)$$

Sendo:

$k_{\text{água}}$ = coeficiente de permeabilidade à água do solo em cm.s^{-1} .

ΔV = variação da quantidade de fluxo, em cm^3 , para um determinado intervalo de tempo.

L = comprimento do corpo de prova, em cm.

ΔP_{BT} = gradiente hidráulico, em psi, entre a base e o topo do corpo de prova.

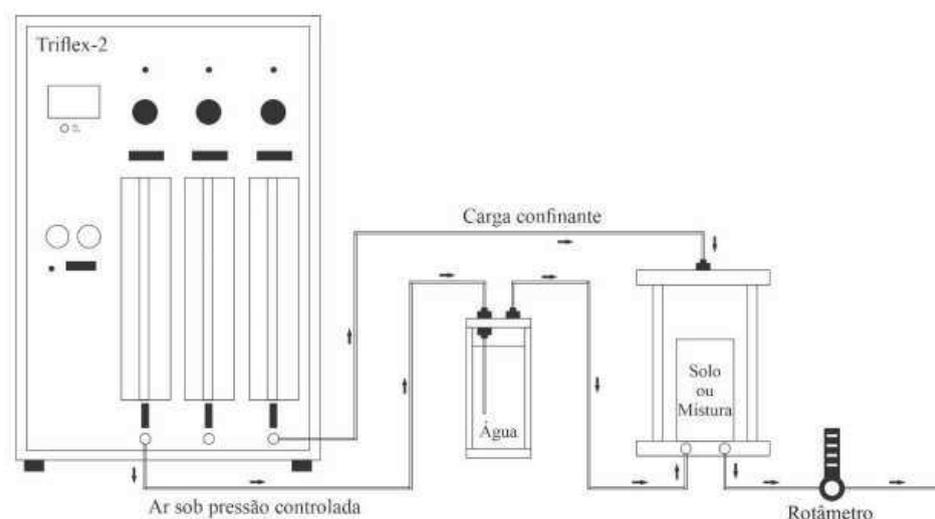
A = área da seção transversal da amostra ensaiada, em cm^2 .

Δt = intervalo de tempo, em segundos (s), entre as leituras efetuadas.

b) Determinação da permeabilidade não saturada por fluxo de ar

A determinação da permeabilidade não saturada por fluxo de ar das amostras homogeneizadas de solo compactado na energia Proctor Normal, baseou-se na norma D6539 (ASTM, 2013) e nas metodologias propostas por Sena (2022), Santos (2015), e Maciel (2003). Para que fosse possível a realização desse ensaio com a utilização do *Sistema de Teste de Permeabilidade Triflex-2*, foi necessário a adaptação do equipamento com a inserção de um pré-saturador (umidificador) e um medidor de vazão tipo rotâmetro na saída da câmara de permeabilidade (Figura 31). Diferentemente ao ensaio de permeabilidade à água, apenas duas buretas do painel principal foram utilizadas: a primeira para aplicação da carga confinante (água que preenche a câmara) e a segunda, que estava vazia, para devida aplicação da pressão de ar que percolava a amostra.

Figura 31 - Esquema para o ensaio de permeabilidade ao ar do solo.



Fonte: GGA/UFCG (2021).

O umidificador tem a função, segundo Maciel (2003), de evitar a remoção significativa da umidade presente na amostra de solo, na forma de vapor, durante a percolação de ar pela amostra. Esse dispositivo foi colocado entre a conexão de saída do fluxo de ar vinda do equipamento e a entrada na câmara de permeabilidade, e foi parcialmente preenchido com água destilada.

Os rotômetros consistem em medidores de vazão no qual um flutuador varia verticalmente a sua posição dentro de um tubo cilíndrico de vidro ou acrílico, transparente, com escala, proporcional à vazão do fluido. No ensaio foram utilizados três

tipos de rotâmetros com escalas diferentes na saída da câmara (jusante) para melhor realização das leituras na saída da amostra. O primeiro rotâmetro do Modelo Série 1900 da *AppliTech*, flutuador esférico de aço inox, com faixa de leitura de 3 a 30 NL.h⁻¹ e erro de 5%; o segundo rotâmetro será do Modelo Série 1900 da *AppliTech*, flutuador esférico de aço inox, com faixa de leitura de 1,2 a 12 NL.h⁻¹ e erro de 5%; e o terceiro da LZM, flutuador plástico, com faixa de leitura de 0,5 a 5 NL.min⁻¹.

Os procedimentos para moldagem dos corpos de prova, montagem da câmara e aplicação da carga confinante são semelhantes ao ensaio de permeabilidade à água, modificando apenas o fluido percolante (ar comprimido). Na etapa de preparação das amostras homogeneizadas, estas foram analisadas sob a condição da umidade ótima, obtido do ensaio de compactação na energia Proctor Normal, para melhor visualização das diferenças de permeabilidade não saturada ao ar e à água do solo. Para atingir o grau de saturação com as umidades que antecedem a umidade ótima, as amostras foram colocadas em estufa à temperatura de 105°C ± 5°C, até atingir massa constante. Segundo a D6539 (ASTM, 2013), o grau de saturação da amostra deve ser menor do que aquele que produziria transporte interno significativo de água dos poros ou alteraria a continuidade dos vazios de ar sob os gradientes aplicados.

Foram aplicados gradientes de pressão (ΔP) de forma ascendente (base para o topo), e que fossem suficientes para gerar um fluxo de entrada de ar entre 1,2 e 30 NL.h⁻¹, e menores do que a carga confinante aplicada em 5 kPa. Maciel (2003), utilizou gradientes que variaram de 2 kPa a 11 kPa, Rajesh e Viswanadham (2011), indicaram que, as pressões internas nas camadas de cobertura variam de 10 kPa a 40 kPa, o que se adotou como limite de pressões para os ensaios, excedendo apenas, quando não se observava a existência de fluxo possível de medição com os rotâmetros.

As leituras de vazão (NL.h⁻¹) foram feitas diretamente no rotâmetro posicionado à jusante da câmara de permeabilidade (saída da câmara), quando se observava uma condição de equilíbrio de fluxo, sendo realizadas 5 (cinco) leituras para cada gradiente de pressão aplicado, conforme especificado na norma D6539 (ASTM, 2013) e na metodologia de Sena (2022). As leituras foram realizadas em intervalos de tempo de 5 minutos cada (300 s), conforme proposto por Sena (2022), ocorrendo variações a depender das condições de saturação da amostra.

Para o cálculo da permeabilidade ao ar das amostras homogeneizadas ensaiadas, calculou-se inicialmente a permeabilidade intrínseca do solo ao ar (k_{Int}), em m². Segundo

Ignatius (1999), deve-se levar em consideração os efeitos da compressibilidade, conforme a Equação 9 a seguir:

$$k_{Int} = \frac{2 \times \mu \times L \times P_s \times Q_s}{A \times (P_{Ent}^2 - P_{Sai}^2)} \quad (9)$$

Sendo:

k_{Int} = coeficiente de permeabilidade intrínseca do solo ao ar, em m^2 .

μ = coeficiente de viscosidade dinâmica do ar, em Pa.s. Considerada $1,837 \times 10^{-5}$ Pa.s, na temperatura de $25^\circ C$, para efeitos de cálculo.

L = comprimento da amostra de solo ensaiada, em m.

P_s = pressão absoluta de saída do ar no ensaio, em Pa.

Q_s = vazão de saída ou fluxo de ar através da área da amostra, medida na saída do fluxo sob pressão, em $m^3 \cdot s^{-1}$.

A = área da seção transversal da amostra de solo, em m^2 .

P_{Ent} = pressão absoluta de entrada de ar no ensaio, em Pa.

P_{Sai} = pressão absoluta de saída do ar no ensaio, em Pa.

Para a obtenção do coeficiente de permeabilidade do solo ao ar (k_{Ar}), em $m \cdot s^{-1}$, calculada a partir da permeabilidade intrínseca (k_{Int}), utilizou-se a seguinte Equação 10:

$$k_{Ar} = \frac{k_{Int} \times \rho \times g}{\mu} \quad (10)$$

Sendo:

k_{Ar} = coeficiente de permeabilidade do solo ao ar, em $m \cdot s^{-1}$.

ρ = densidade do ar atmosférico, em $kg \cdot m^{-3}$. Considerada $1,185 kg \cdot m^{-3}$ para efeitos de cálculo.

g = aceleração da gravidade, em $m \cdot s^{-2}$. Considerada $9,81 m \cdot s^{-2}$ para efeitos de cálculo.

3.2.3.3 *Análise da condição não saturada e ajuste estatístico dos pontos experimentais*

Em laboratório realizou-se a determinação da sucção pelo Método do Papel Filtro baseado na norma D5298 (ASTM, 2016) e nas metodologias de Marinho e Oliveira (2006), Santos (2015) e Araujo (2017), para as três amostras homogeneizadas obtidas em cada uma das campanhas de ensaios. A partir desse ensaio, foi possível obter as curvas

características das amostras de solo pelo processo de secagem, após o procedimento de ajuste dos dados experimentais às curvas de ajuste.

O papel filtro quantitativo utilizado foi o *Whatman* n°. 42 com as seguintes características: 90 mm de diâmetro, 100 g.m⁻² de gramatura média, 200 µm de espessura, 6% de umidade inicial, que permitiu a obtenção de valores de sucção em um intervalo de 0 a 29 MPa. A calibração do papel filtro foi obtida com a utilização das equações e valores de umidade do papel propostas por Chandler *et al.* (1992):

Para valores de umidade do papel filtro $\leq 47\%$, utiliza-se a Equação 11:

$$\Psi_{pf} = 10^{(4,84 - 0,0622 \times W_{pf})} \quad (11)$$

Já para valores de umidade do papel filtro $> 47\%$, utiliza-se a Equação 12:

$$\Psi_{pf} = 10^{(6,05 - 2,48 \times \text{Log}W_{pf})} \quad (12)$$

Sendo:

Ψ_{pf} = tensão de sucção do papel filtro, em kPa.

W_{pf} = umidade do papel filtro obtida na estufa, em temperatura de $105^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$.

Os procedimentos do ensaio pelo Método do Papel Filtro foram divididos em quatro etapas: (1) moldagem dos corpos de prova; (2) saturação por capilaridade; (3) posicionamento dos papeis filtro; (4) pesagem e troca do papel filtro. As etapas do ensaio se basearam nas metodologias anteriormente mencionadas.

Na etapa de moldagem, realizou-se a compactação das amostras homogeneizadas na energia Proctor Normal, totalizando 3 (três) corpos de prova. Os corpos de prova tinham 100 mm de diâmetro e 129 mm de altura, onde foram compactados utilizando-se dos seus respectivos parâmetros obtidos no ensaio de compactação (umidade ótima e peso específico aparente seco máximo). De cada corpo de prova moldado, esculpiram-se três corpos de prova menores com a utilização de anéis metálicos com 20 mm de altura e 70 mm de diâmetro (Figura 32), totalizando 9 (nove) pequenas amostras. Após esse procedimento, cada pequena amostra foi pesada em balança de precisão (0,01 g) e registrada a sua massa sob a configuração denominada solo + anel metálico.

Figura 32 - Confeção de corpos de prova para determinação da sucção por meio do método do papel filtro.



Fonte: GGA/UFCG (2021).

Logo após a moldagem, as 9 (nove) pequenas amostras foram submetidas à saturação, que se procedeu por capilaridade. Nessa etapa, as amostras foram dispostas sobre pedras porosas em uma bandeja com lâmina d'água destilada equivalente à espessura da pedra porosa (Figura 33). As amostras permaneceram nessa situação por um período de 7 (sete) dias, ou até que fosse possível observar ganho de umidade na sua superfície. Após esse período, as amostras foram novamente pesadas e suas massas registradas, para que fosse possível calcular o grau de saturação e as suas respectivas umidades gravimétricas e volumétricas de saturação. A partir do cálculo do grau de saturação, se estabeleceu um percentual de 3% de perda natural da umidade do solo de cada amostra, para o acompanhamento gradual da secagem ao ar livre.

Figura 33 - Processo de saturação das amostras.



Fonte: GGA/UFCG (2021).

Finalizada a etapa de saturação, foram posicionados dois papéis filtro na amostra, um em cada face (Figura 34). O primeiro papel filtro, foi colocado em contato direto com o solo, para posterior obtenção da sucção matricial. O segundo papel, foi posicionado sobre uma tela de pequena espessura, de forma que fosse possível a formação de um distanciamento entre o solo e o papel filtro, observando a seguinte configuração, solo + tela + papel filtro. Esta situação permitiu a obtenção da sucção total das amostras.

Figura 34 - Posicionamento dos papéis filtro.



Fonte: GGA/UFCG (2020).

Após a disposição dos papéis filtro nas faces de cada amostra, estas foram envolvidas com filme plástico (PVC) e papel alumínio. Vale ressaltar que, após uma volta do filme plástico na amostra, os papéis foram pressionados por uma esponja, de forma a garantir o contato solo + papel e a regularidade da superfície deste. Posteriormente, as amostras foram acondicionadas numa caixa de isopor para preservação de suas condições físicas e minimização do contato com o ambiente externo. As amostras permaneceram nessa situação por um período de 7 (sete) dias, que de acordo com Marinho e Oliveira (2006), corresponde ao tempo necessário para se atingir o tempo mínimo do equilíbrio de umidade entre o papel filtro e o solo de cada amostra.

A quarta etapa do ensaio consistiu na retirada e pesagem dos papéis filtro colocados nas amostras. Essa etapa foi realizada após o período de equilíbrio de umidade. Os papéis filtro foram pesados em balança de precisão (0,0001g), registradas suas massas e em seguida colocados em estufa, à temperatura de $105^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$, por um período de 24

horas, para obtenção das suas umidades (W_{pf}) e posterior cálculo da tensão de sucção (Ψ_{pf}) pelas Equações 10 ou 11. As amostras também foram pesadas, e registradas as suas massas.

Logo após a retirada dos papéis filtro de cada amostra, estas ficaram expostas ao ar livre no ambiente do laboratório, para que fosse possível a perda natural da umidade, observada por meio da aferição das massas das amostras em balança de precisão e cálculo de conferência. Observada essa perda de umidade, colocaram-se novos papéis filtro nas faces de cada amostra, repetido o procedimento de acondicionamento destas e obedecido o período de equilíbrio de umidade entre o papel e o solo. A troca dos papéis filtro nas amostras repetiu-se até que se observasse o equilíbrio higroscópico de umidade entre o solo e o ambiente, e não fosse mais possível a perda de 3% de umidade requerida.

Com a obtenção dos dados experimentais e realizada a calibração do papel filtro, os dados foram ajustados às equações propostas por Gardner (1956), Van Genuchten (1980) e Fredlund e Xing (1994), que de acordo com Gerscovish e Sayão (2002), representam as melhores equações de ajuste para os solos brasileiros e obtenção da curva característica. Dessa forma, foram gerados gráficos que relacionam: a umidade volumétrica (θ) com a sucção matricial (ψ_{mat}); umidade gravimétrica (w) com a sucção matricial (ψ_{mat}); grau de saturação (S) com a sucção matricial (ψ_{mat}).

O tratamento dos dados experimentais foi realizado com a utilização do *software Statistica* versão 12.0. Sendo não-lineares as equações de ajustes e a partir do processo iterativo de Gauss-Newton, estabeleceu-se um número de iterações máximas de 100 e critério de convergência de 10^{-6} , obtendo-se os valores dos parâmetros das equações de ajuste analisadas. Como critério de escolha da equação de ajuste que melhor expressa o comportamento dos dados experimentais, foram calculados na ordem a seguir, alguns avaliadores estatísticos, sendo eles: o Coeficiente de Determinação (R^2), a Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR), o Erro Padrão da Estimativa, a Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE).

Como complementação a estas análises, realizou-se a estimativa das permeabilidades não saturadas à água ($k_{NSatÁgua}$) e ao ar (k_{NSatAr}) para as amostras homogêneas de solo baseados nos dados obtidos nas curvas características de Van Genuchten (1980). As permeabilidades não saturadas foram analisadas de forma gráfica, relacionando-as com a sucção matricial (ψ_{mat}) e a umidade gravimétrica (w). As equações utilizadas para estimativa das permeabilidades não saturadas à água e ao ar seguiu o

modelo proposto por Van Genuchten (1980), baseado nas formulações de Mualem (1976), descrita por Zhang, Wang e Chen (2020) conforme as Equações 13 e 14.

$$\frac{k_{NSat\acute{A}gua}}{k_{\acute{a}gua}} = Se^{\lambda} x \left[1 - \left(1 - Se^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (13)$$

$$\frac{k_{NSatAr}}{k_{Ar}} = (1 - Se)^{\lambda} x \left(1 - Se^{\frac{1}{m}} \right)^{2m} \quad (14)$$

Sendo:

$k_{NSat\acute{A}gua}$ = permeabilidade não saturada do solo à água, em $m.s^{-1}$.

k_{NSatAr} = permeabilidade não satura do solo ao ar, em $m.s^{-1}$.

$k_{\acute{a}gua}$ = permeabilidade saturada do solo à água, em $m.s^{-1}$.

k_{Ar} = valor máximo da permeabilidade do solo ao ar, em $m.s^{-1}$.

Se = grau de saturação efetivo, obtida segundo Quadro 2.

λ = parâmetro que representa a tortuosidade do meio poroso, valor adotado como igual a 0,50.

m = parâmetro de ajuste da equação de Van Genuchten (1980).

3.2.3.6 Caracterização físico-química

Para as três amostras homogeneizadas (1, 2 e 3) do solo da camada de cobertura do ASCG, foi realizada a análise de complexo sortivo do solo, no Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS) do Departamento de Engenharia Agrícola (DEAg), que de acordo com Teixeira *et al.* (2017), representam o conjunto de partículas trocadoras de íons no solo. Nessa análise foram obtidos: a Soma de Bases Trocáveis (Valor S), a Capacidade de Troca Catiônica efetiva ($CTC_{efetiva}$), a Capacidade de Troca Catiônica total (Valor T) e a Percentagem de Saturação por Base (Valor V ou V%).

A Soma de Bases Trocáveis (Valor S) em $cmol_c.kg^{-1}$, corresponde ao somatório das bases trocáveis de Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na) e Potássio (K). A Capacidade de Troca Catiônica efetiva ($CTC_{efetiva}$) em $cmol_c.kg^{-1}$, é obtida pela soma do Valor S e a concentração de Alumínio (Al) trocável. A Capacidade de Troca Catiônica total (Valor T) em $cmol_c.kg^{-1}$, é o total de cargas negativas que o solo pode adsorver, e é determinado pela soma entre o valor S e acidez potencial (H + Al). A Percentagem de

Saturação por Base (Valor V), indica a proporção da CTC do solo que é preenchida pelas bases trocáveis, obtida pelo quociente do Valor S pelo Valor T, em percentual.

Foram realizadas também, baseado na metodologia de Teixeira *et al.* (2017), a análise de Potencial Hidrogeniônico do solo (pH), que corresponde à concentração de íons de Hidrogênio (H^+) na solução do solo, que tem influência na disponibilidade de nutrientes; e Matéria Orgânica (MO) que representa o teor de matéria orgânica quantificado pela diferença entre a massa do solo seco em estufa e a massa do resíduo obtido após a incineração em mufla.

A partir dessas análises, foi possível verificar a influência da composição química da água presente nas amostras ensaiadas, que interfere no comportamento do solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário, sendo necessárias para compreensão das condições de retenção e perda d'água, bem como, dos processos de umedecimento/secagem.

3.3 Análise das condições meteorológicas

Para análise das condições meteorológicas da região do Aterro Sanitário, foram coletados os dados mensais, de outubro de 2020 a novembro de 2021 (período da realização de ensaios *in situ*), de precipitação mensal acumulada (mm), temperatura média mensal (°C) e evaporação total (evaporímetro de piché) em mm, bem como, as normais climatológicas (1981-2010). Esses dados foram coletados na plataforma do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Apoiado nesses dados, foram gerados gráficos que permitiram associá-los às épocas de realização dos ensaios *in situ* no Aterro Sanitário.

Os dados coletados, foram monitorados numa estação do tipo convencional localizada na zona urbana do município de Campina Grande-PB, nas instalações da Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias/Algodão (EMBRAPA/ALGODÃO), sob a responsabilidade da Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) do Estado da Paraíba. A Estação n°. 82795, de acordo com o INMET (2020), possui latitude de 7°13'32" S e longitude de 35°54'17" W e altitude de 546,17 m, distante aproximadamente 21 km do Aterro Sanitário.

3.4 Análise e tratamento estatístico dos dados

Os dados obtidos em campo e em laboratório, foram analisados com a aplicação da análise descritiva, Matriz de Correlação de Pearson, correlograma utilizando a Correlação de *Spearman*, Análise em Componentes Principais (ACP), elaboração de gráficos de superfície resposta e análise em modelos preditivos por meio da regressão linear e das Redes Neurais Artificiais. Nessa etapa foram utilizadas as extensões de análise estatística do *Microsoft Excel 2013*, os programas *Statistica* versão 12.0, *MATLAB* versão R2020a (Licença N°. 41017090) e o Ambiente de Desenvolvimento Integrado (*Integrated Development Environment – IDE*) *RStudio* (versão 2023.12.1), aplicadas especificamente a cada etapa desenvolvida.

3.4.1 Análise estatística dos dados

A análise descritiva foi aplicada para organização e resumo dos dados do solo utilizado na camada de cobertura a partir das informações coletadas nos ensaios de campo, bem como dos índices físicos e de eficiência da compactação calculados. Foram calculadas as medidas de tendência central (média aritmética e mediana), sendo complementadas pelas medidas de dispersão (amplitude, valor máximo e mínimo, variância da amostra, coeficiente de variação, desvio padrão), além do erro padrão. O conjunto de variáveis utilizadas na análise descritiva podem ser observadas no Quadro 9.

Quadro 9 - Dados utilizados na análise descritiva.

Laboratório	Campo (<i>In situ</i>)
Percentual de finos ($\phi < 0,075\text{mm}$) Limite de Liquidez (LL) Limite de Plasticidade (LP)	Infiltração Densidade <i>in situ</i> (δ) Umidade gravimétrica (w) Concentração de CH_4 e CO_2

Laboratório	Campo (<i>In situ</i>)
	Fluxo mássico de CH ₄ e CO ₂
Índices físicos e de eficiência da compactação	
Índice de vazios (e) – Porosidade (n) – Grau de Compactação (GC) Grau de Saturação (S)	

Após a análise descritiva dos dados, e por meio da extensão estatística do *Microsoft Excel 2013* e do *software Statistica* versão 12.0, foi gerada a Matriz de Correlação de Pearson e realizada a ACP, respectivamente. Nessa etapa, realizaram-se duas análises descritivas com todas as variáveis apresentadas no Quadro 9: a primeira, com os dados dos ensaios *in situ*; e a segunda com os dados dos ensaios em laboratório e os índices calculados do solo. Para a primeira análise elaborou-se a Matriz de Correlação de Pearson e a ACP.

3.4.2 Modelos Preditivos

O procedimento para desenvolvimento dos modelos preditivos, por meio das RNA, obedeceu às seguintes etapas: (1) tratamento dos dados com a utilização de recursos da estatística; (2) geração do banco de dados sintético; (3) definição das variáveis de entrada, arquitetura e topologia das RNA; (4) elaboração do código das RNA; (5) treinamento e teste das RNA; e (6) validação por meio de avaliadores estatísticos para definição das RNA de melhor desempenho. Para a etapa de análise estatística, foi utilizada a extensão estatística do *Microsoft Excel 2013* e o *Statistica* versão 12.0, já para o procedimento de modelagem das redes, utilizou-se do IDE do *software MATLAB R2020a*. As RNA desenvolvidas, forneceram modelos estatísticos preditivos capazes de prever os coeficientes de permeabilidade não saturados do solo à água ($k_{NSatÁgua}$) e ao ar (k_{NSatAr}) de camadas de cobertura de solo compactado de aterros sanitários, denominadas de saída ou variável resposta (*output*).

Na etapa de tratamento estatístico dos dados, foram utilizados os parâmetros do solo dos ensaios *in situ* provenientes do cálculo de índices físicos e de eficiência da compactação (grau de saturação, grau de saturação efetivo, umidade gravimétrica, umidade volumétrica, índice de vazios, porosidade, densidade *in situ* e grau de compactação) e as permeabilidades não saturadas à água e ao ar do solo, estimadas pelas equações 13 e 14.

Os dados utilizados, foram inicialmente analisados por meio do Correlograma de *Spearman* gerado no Rstudio, para observação do coeficiente de correlação (r_s), e definição das variáveis que possuem maior contribuição às condições de fluxo de água e de ar na condição não saturada do solo da camada de cobertura de aterros sanitários. Os parâmetros do solo que apresentaram $r_s \geq 0,60$ com as variáveis de saída (permeabilidade do solo não saturado à água e ao ar), consideradas como correlação forte positiva ou negativa, segundo SAS (2020), foram utilizados nessa etapa da pesquisa e denominadas como variáveis de entrada (*input*) sendo estas o S, θ e w. As demais variáveis que apresentaram $r_s < 0,60$, foram excluídas dessa análise.

Posteriormente, realizaram-se a análise por superfície resposta e por regressão linear múltipla, como forma de descrever a relação existente entre as variáveis de entrada e os coeficientes de permeabilidade do solo não saturado à água e ao ar (variáveis de saída). Os modelos por regressão linear múltipla foram gerados utilizando as ferramentas do *Microsoft Excel 2013*, e para validação destes modelos, foram verificados os avaliadores estatísticos de coeficiente de determinação (R^2), análise de variância (ANOVA) e a análise dos resíduos.

Após a validação do modelo de regressão linear múltipla, elaboraram-se dois bancos de dados sintéticos, com 1000 novos pontos, tendo como variáveis dependentes em cada grupo de dados os coeficientes de permeabilidade do solo não saturado à água e ao ar, e como variáveis independentes o S, θ e w. Em razão da quantidade limitada de informações, a elaboração de um banco de dados mais robusto pode levar a um melhor desempenho das RNA, e representar o estudo de interesse (Almeida; Rezende; Almeida, 2022; Farias, 2023). A elaboração do banco de dados sintéticos, a partir dos modelos de regressão linear múltipla, consistiu nas seguintes etapas: (1) definição dos valores máximos e mínimos de cada variável; (2) como os dados utilizados caracterizam-se como variáveis estatísticas contínuas, tomou-se 1000 valores para cada variável; (3) por fim, realizou-se a aleatorização dos dados.

Devido a diferença de amplitude entre as variáveis de entrada e as variáveis de saída, realizou-se a normalização das variáveis sintéticas de saída do banco de dados, conforme Equação 13 proposta por Perboni, Frizzone e Camargo (2014), com a finalidade de manter os dados numa escala entre 0 e 1. Segundo Zheng e Cassari (2018), o processo de normalização dos dados é essencial em muitos algoritmos de aprendizado de máquina, pois permite que todos os recursos sejam considerados de maneira equânime durante a análise. Sem a normalização, as variáveis com maiores valores absolutos teriam um peso maior, mesmo que, não necessariamente, contribuíssem mais intensamente para a informação útil no conjunto de dados.

$$y_{norm} = \frac{y_0 - y_{mín}}{y_{máx} - y_{mín}} \quad (13)$$

Sendo:

Y_{norm} = valor da variável normalizada.

Y_0 = variável original.

$Y_{máx}$ = valor máximo observado da variável.

$Y_{mín}$ = valor mínimo observado da variável.

Para o desenvolvimento das RNA realizou-se a determinação dos parâmetros de treinamento, compostos pela quantidade de neurônios na camada oculta, funções de ativação e funções de treinamento. A arquitetura da RNA compreendeu uma camada de entrada, uma camada oculta e uma camada de saída. Como elementos da camada de entrada, indicaram-se as variáveis de maior influência (S , θ , w) nas condições de fluxo de água e ar na condição não saturada do solo compactado da camada de cobertura de aterros sanitários, provenientes do banco de dados sintéticos gerados anteriormente. Para cada arquitetura de rede foram utilizadas diferentes topologias com variação das funções de ativação e treinamento, e do número de neurônios na camada oculta de 1 a 20 neurônios. A quantidade de neurônios na camada oculta se baseou na recomendação proposta por Xu *et al.* (2021), que estabelecem uma faixa de 4 a 20 neurônios. Já para a camada de saída, foram analisadas RNA com as seguintes respostas: (i) coeficiente de permeabilidade do solo não saturado à água; (ii) coeficiente de permeabilidade do solo não saturado ao ar.

As funções de ativação utilizadas para as camadas ocultas e de saída foram 4: logística sigmóide (*logsig*), tangente hiperbólica sigmoidal (*tansig*), linear (*purelin*) e sigmóide simétrica de Elliot (*elliotsig*). Nesta pesquisa, utilizou-se uma rede do tipo

feedforward, com algoritmo de treinamento supervisionado *backpropagation* (retropropagação). Os algoritmos de treinamento utilizados para cada arquitetura definida foram 11: Levenberg-Marquardt *backpropagation* (*trainlm*), (Bayesian Regularization *Backpropagation* (*trainbr*), Gradient Descent *Backpropagation* (*traingd*), Quase-Newton (*trainbfg*), Resilient *backpropagation* (*trainrp*), Scaled Conjugate Gradiente (*trainscg*), Conjugate Gradient with Powell/Beale Restarts (*traincgb*), Fletcher-Powell Conjugate Gradient (*traincgf*), Polak-Ribière Conjugate Gradient (*traincgp*), One Step Secant (*trainoss*) e Variable Learning Rate *Backpropagation* (*traingdx*). A definição da quantidade de algoritmos de treinamento utilizados esteve em função do pacote de informações ofertados pelo *MATLAB R2020a*.

Os parâmetros de treinamento foram estabelecidos da seguinte forma: número máximo de iterações ou épocas de treinamento de 1000; taxa de aprendizagem de 0,01; e tempo máximo de iterações infinito (*inf*). Cada banco de dados gerado foi dividido aleatoriamente com 70% dos dados para treinamento, 15% dos dados para teste e 15% para validação. As análises reunidas por meio de combinações com quatro funções de ativação na camada oculta e de saída, número de neurônios variando de 1 a 20 na camada oculta, e aplicação de 11 algoritmos de treinamento, geraram 3520 redes para cada predição do coeficiente de permeabilidade não saturado. O número total de RNA foi de 7040 redes.

Para avaliação do desempenho das redes das redes geradas, analisaram-se os seguintes parâmetros estatísticos: Erro Absoluto Médio (MAE), Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE), Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE), Raiz do Erro Quadrático Médio Normalizado (NRMSE), Coeficiente de correlação de Pearson (R), Coeficiente de determinação (R^2), Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe (E). Na análise de desempenho das RNA foi necessário realizar o procedimento de desnormalização dos dados, ou seja, trazer os valores das saídas (respostas) para a escala real.

O MAE e o RMSE representam a magnitude média dos erros de previsão, ou seja, entre os valores preditos e observados, onde os menores valores de erro indicam uma melhor precisão da estimativa. Os resultados desses avaliadores variam de $[0, +\infty)$, sendo 0 (zero) a previsão perfeita (Araujo; Silva, 2020). O MAPE, segundo Nascimento, Pereira e Seixas (2009), representa a porcentagem média de erros (em valor absoluto), quanto menor esta medida, ou seja, próximo de 0 (zero), melhor será o desempenho da rede. Pelo critério do NRMSE, será considerada a rede de melhor desempenho àquela que possuir

os menores valores desse parâmetro, estando os valores normalizados entre 0 e 1, sendo que quanto menor o valor encontrado, melhor é o resultado (Amoedo, 2021).

Para o coeficiente R, Araujo e Silva (2020), afirmam que representa uma medida do grau de dependência linear entre duas variáveis, que no presente estudo são os valores estimados pela rede e os valores observados nos ensaios. O resultado do coeficiente de correlação varia no intervalo de $[-1,1]$, onde 1 representa que existe uma correlação linear positiva perfeita. Segundo Morettin e Bussab (2017), o coeficiente R^2 descreve a fração da variância total nos dados observados que pode ser explicada pela rede. Seu valor fica entre 0 e 1, e quanto maior o valor, melhor a concordância entre os valores estimados e os observados. Legates e McCabe Jr. (1999), afirmam que o valor do coeficiente E de Nash e Sutcliffe varia de $(-\infty, 1]$, com valores mais altos indicando melhor concordância. Para valores de $E=1$ há uma concordância total entre os valores preditos e observados, ou seja, a rede possui desempenho perfeito.

4 RESULTADOS

A seguir estão apresentados os resultados parciais das seguintes análises: ensaios realizados *in situ* na área de estudo da camada de cobertura final de solo compactado da Célula do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG); ensaios em laboratório, com as amostras deformadas de solos coletadas nos 36 pontos de ensaios e com as 3 amostras homogêneas, que permitiram determinar o comportamento do fluxo de água e gás pela camada de cobertura do Aterro Sanitário, bem como, nas condições saturadas e não saturadas. As condições meteorológicas na época dos ensaios *in situ* e a análise dos dados por meio de modelos preditivos (regressão linear múltipla e Redes Neurais Artificiais), complementam os resultados.

4.1 Ensaios *in situ*

Neste item estão apresentados os resultados obtidos após a realização dos ensaios *in situ* de infiltração por anel, densidade *in situ* pelo método do cilindro de cravação, umidade pelo método do Speedy e as medições de concentração e fluxo de gases (CH₄ e CO₂) por meio da placa de fluxo estática. Os resultados obtidos em cada ponto, podem ser observados nos quadros 10 e 11 no Apêndice deste trabalho.

4.1.1 Caracterização física e de fluxo da camada de cobertura de solo compactado

Na Tabela 1, pode-se observar o resumo estatístico dos resultados dos ensaios realizados na área de estudo do ASCG. Observa-se que, o número de dados apresentados em cada variável é menor que a quantidade de pontos determinados para ensaios na área experimental (36 pontos), em razão de algumas atividades de operação do ASCG ocorrerem na época de realização dos ensaios. Dessa forma, os ensaios nos pontos E12, E18, E24, E27 e E30, conforme Figura 21 apresentada anteriormente, ficou prejudicado durante as campanhas de ensaios de placa de fluxo e infiltração.

Tabela 1 - Estatística descritiva dos Ensaios *in situ*.

Variáveis	Infiltração (m.s ⁻¹)	Densidade <i>in situ</i> – δ (kN/m ³)	Umidade – w (%)	Fluxo CH ₄ (g/m ² /dia)	Fluxo CO ₂ (g/m ² /dia)	Conc. CH ₄ (%)	Conc. CO ₂ (%)
Nº de dados	31	33	33	33	33	33	33
Média	4,17x10 ⁻⁷	15,54	4,77	31,04	154,17	0,79	1,35
Mediana	2,34x10 ⁻⁷	15,59	4,34	3,25	73,82	0,10	0,89
Mínimo	8,69x10 ⁻⁸	12,85	1,36	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	3,17x10 ⁻⁶	18,24	13,33	505,94	1181,04	11,54	10,31
Amplitude	3,08x10 ⁻⁶	5,39	11,97	505,94	1181,04	11,54	10,31
Variância	3,19x10 ⁻¹³	1,62	5,75	8020,87	62864,91	4,22	3,76
Coef. Variação	135,56	8,18	50,24	288,55	162,63	258,95	143,94
Desv. Padrão	5,65x10 ⁻⁷	1,27	2,40	89,56	250,73	2,06	1,94
Erro padrão	1,01x10 ⁻⁷	0,22	0,42	15,59	43,65	0,36	0,34

Observa-se na Tabela 1 que a Densidade *in situ* (δ) apresentou o menor coeficiente de variação (CV), 8,18%, quando comparado aos demais índices, amplitude de 5,39 kN/m³, valor máximo de 18,24 kN/m³ e mínimo de 12,85 kN/m³, e média de 15,54 kN/m³. O valor do CV, de acordo com Garcia (1989), é considerado baixo, ao se realizar a diferença entre a média (15,54 kN/m³) e o desvio padrão (1,27 kN/m³), obtendo CV < 14,27%. Dessa forma, interpreta-se o CV como um resultado que demonstra pequena variabilidade entre os ensaios e maior precisão nos resultados. Assim, pode-se inferir que, existe uma distribuição uniforme desse índice pela área de estudo da camada de cobertura do ASCG, que pode ser justificada pela aplicação de uma mesma energia de compactação empregada na execução da camada de cobertura final. Vale salientar que, a uniformidade do δ não indica a homogeneidade do solo utilizado na camada de cobertura.

Mariano (2008), encontrou valores que variaram de 13,50 kN/m³ a 18,90 kN/m³, em 19 pontos de ensaios realizados pela superfície da camada de cobertura de um aterro, localizado na região metropolitana do Recife-PE, estando próximos dos valores encontrados nesta pesquisa. Por outro lado, Marques (2001) afirma que, a densidade *in situ* da camada de cobertura final de solo compactado de aterros aumentam ao longo da sua espessura, na direção da interface de contato com os resíduos. Esse comportamento foi observado por Beck-Broichsitter, Fleige e Horn (2018), em um aterro na Alemanha, onde a densidade *in situ* aumentou de 13,92 kN/m³ na superfície da camada, para 18,24 kN/m³ na profundidade de 1,0 metro.

Valores elevados de densidade *in situ* da camada de cobertura, reduzem a capacidade de armazenamento de água, dificultam a infiltração e escape de gases para a atmosfera, minimizam a erosão do solo, promovem um aumento do escoamento superficial, bem como, reduz o desenvolvimento das raízes de vegetação superficial (Michael *et al.*, 2004). Valores de densidade *in situ* do solo entre 11 kN/m³ e 15 kN/m³, fornecem boas condições para desenvolvimento e crescimento radicular de plantas, e condições moderadas, até 17 kN/m³ (Dias, 1998). Kabir e Taha (2004), recomendam valores de densidade *in situ* superiores a 14,50 kN/m³ para camadas de cobertura de aterros sanitários. Dentre os 33 pontos de ensaios, apenas 7 não se enquadraram dentro dessa sugestão dos autores, no entanto, apenas a análise isolada da densidade *in situ* não é suficiente para inferir sobre menores fluxos de água e gases pela camada, o que podem levar a interpretações elementares sobre as condições de fluxo, necessitando-se de outros índices e análises mais robustas. Algumas propriedades físicas do solo, além da densidade *in situ*, como o tamanho das partículas e parâmetros da estrutura do solo (conteúdo de ar, porosidade) influenciam na capacidade de transporte de gases e no fluxo de água (Wickramarachchi *et al.*, 2011).

No entanto, mesmo com certa distribuição uniforme da densidade *in situ* pela camada, percebe-se que a Umidade (50,24%), a Infiltração (135,56%) e os fluxos mássicos de CH₄ e CO₂ (288,55% e 162,63%, respectivamente) apresentam CV e amplitudes elevadas, o que demonstram significativas variações nos fluxos de água e gases pela camada de cobertura do Aterro Sanitário. Inicialmente, justificam-se essas variações devido aos diferentes de tipos de solos que foram utilizados pela área da camada de cobertura desde o início de sua operação (julho de 2015), e que foram objetos de estudo de Araujo (2017), Guedes (2018), Moreira (2018), Santos (2019), Souza (2021), Sena (2022), Barreto (2023) e Santos (2023), demonstrando características físicas e de permeabilidade à água e aos gases distintas. Justifica-se ainda, devido a variação da composição gravimétrica dos resíduos, idades de deposição e de biodegradação dos resíduos aterrados que interferem nas concentrações do biogás, conforme o trabalho de Araújo Neto (2021), e às épocas de realização dos ensaios (período de precipitação regular e de estiagem). As características físicas dos pontos de ensaio na camada de cobertura podem ser observadas nos quadros 10 e 11 em Apêndice.

Para os valores de infiltração à água na camada de cobertura, único critério exigido pelas normas, estes tiveram como média $4,17 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$, valor máximo de $3,17 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$

¹ e mínimo de $8,69 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$. Observa-se que, todas as infiltrações obtidas são maiores do que o permitido pela regulamentação da norma americana USEPA (2004), que tem como valor máximo $1 \times 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$. Dessa forma, percebe-se que, a realização apenas da análise de densidade *in situ* na camada de cobertura, mesmo de pequena variabilidade, pode encobrir pontos de fluxos de água em não conformidade com as normas ambientais para o interior do maciço sanitário. Observa-se que, os valores de infiltração variaram a sua magnitude em 100 vezes, quando se compara o máximo e o mínimo. Essa magnitude de valores se deve à camada estar sujeita a processos de umedecimento e secagem com a possibilidade da formação de caminhos preferenciais de entrada de água, como as fissuras, trincas e fendas (Berger; Groengroeft; Gebert, 2019); baixa capacidade de retenção de água no solo da camada de cobertura em regiões áridas e semiáridas (Bordoloi; Ni; Ng, 2020); assim como, nessas regiões, a camada de cobertura está sujeita a maiores efeitos dos agentes da erosão, pois não fornecem condições para manutenção de vegetação superficial (Chetri; Reddy, 2021).

A partir dos ensaios de placa de fluxo, avaliaram-se os fluxos de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Para o CH_4 , obteve-se fluxo mássico médio de $31,04 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, variando de 0 a $505,94 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, em 17 pontos onde se verificaram emissões desse gás. Já para o CO_2 , o fluxo mássico médio de $154,17 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, variou de 0 a $1181,04 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, em 25 pontos de verificação de emissões desse gás. A amplitude e o CV das medições desses gases foram bastante elevadas, quando comparadas aos demais parâmetros analisados.

Os valores das emissões fugitivas de CH_4 foram superiores quando comparados aos observados por Machado *et al.* (2021) em um aterro sanitário localizado em Salvador-BA, que variaram de 0 a $356 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$; assim como, aos valores encontrados por Santos *et al.* (2023) em um aterro sanitário localizado em Caruaru-PE, que variaram de $2,99 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ a $12,00 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Moreira *et al.* (2020), ao avaliarem as emissões fugitivas no ASCG, obtiveram fluxos de CH_4 que variaram de 0 a $0,09 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, e de CO_2 que variaram de $24,62$ a $331,31 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, ou seja, ao comparar esses valores com os encontrados na presente pesquisa, percebe-se uma perda de estanqueidade da camada de cobertura, permitindo maiores fluxos desses gases para a atmosfera. No entanto, essas variações podem estar associadas a outros fatores como, características geotécnicas do solo da cobertura, integridade física da camada de cobertura, variações das condições climáticas da região, idade de deposição dos resíduos e seu estágio biodegradativo,

propriedade de difusão dos gases (Vilela; Dantas, 2021; Moreira *et al.*, 2020; Ng *et al.*, 2015; Mariano; Jucá, 2010; Mariano, 2008).

No Brasil, vale salientar que, não existem normas ou regulamentações que apresentem limites ou faixas de valores recomendados para esses Gases do Efeito Estufa (GEE), no entanto, algumas recomendações internacionais podem ser consideradas como formas de avaliação desses valores. Algumas regulamentações ambientais de outros países trazem limites de fluxo de gases relacionados com: o potencial de explosividade do metano (BCME, 2016; USEPA, 2005), o raio máximo de propagação dos gases (DWAFRSA, 1998), o limite de fluxo mássico (EAW, 2010; CFI, 2022), a concentração de gases no interior de edificações próximas a aterros sanitários (EPASA, 2019; WasteMINZ, 2022).

Segundo a norma australiana, CFI (2022), é permitido um fluxo mássico máximo de CH₄ de 60 g.m⁻².dia⁻¹ pela camada de cobertura de aterros sanitários. À vista disso, pode-se observar que, em 87,9% dos pontos de medição (29 pontos) o fluxo mássico de CH₄ medido foi inferior a este limite (Quadro 10 em Apêndice). A normativa britânica, EAW (2010), apresenta um valor médio permitido para emissões de gases em regiões com cobertura final de 0,09 g.m⁻².dia⁻¹, onde 48,5% dos pontos de medição (16 pontos) apresentaram valor inferior ao limite dessa normativa, ou seja, a camada de cobertura não se enquadra em sua totalidade às condições limites. Em termos de potencial de explosividade do metano, entre 5% e 15% em volume no ar atmosférico, segundo a BCME (2016) e a USEPA (2005), apenas o ponto E3 apresentou concentração superior (11,54%), ou seja, fluxos mássicos elevados podem não indicar altas concentrações de gases na atmosfera. Souza (2021), indica a necessidade de implantação de medidas corretivas nesses pontos de elevadas emissões fugitivas de gases, denominados *hotspot* segundo Rees-White *et al.* (2019), além de monitoramento periódico.

Na Tabela 2 estão expostos os dados da estatística descritiva dos ensaios realizados em laboratório com as amostras coletadas de cada ponto de ensaio da área experimental (percentual passante na peneira de n°. 200, limite de liquidez e plasticidade), bem como, os índices calculados a partir desses ensaios (índice de vazios, porosidade, grau de saturação e compactação). Resultados mais específicos de cada ponto podem ser observados em Apêndice (Quadro 10).

Tabela 2 - Estatística descritiva dos Ensaios em laboratório e Índices do solo.

Variáveis	Passante #200 (%)	LL (%)	LP (%)	Índice de vazios (e)	Porosidade - n (%)	Grau de Saturação - S (%)	Grau de Compactação - GC (%)
Nº de dados	36	33	33	33	33	33	33
Média	37,94	28,36	22,91	0,71	41,19	18,89	84,69
Mediana	36,57	27,00	22,00	0,69	40,82	16,90	84,95
Mínimo	19,23	16,00	13,00	0,44	30,34	5,29	70,05
Máximo	69,96	54,00	36,00	1,08	51,84	52,87	100,00
Amplitude	50,73	38,00	23,00	0,64	21,50	47,58	29,95
Variância	145,73	49,11	20,96	0,02	23,53	107,09	47,90
Coef. Variação	31,82	24,71	19,98	20,44	11,78	54,79	8,17
Desv. Padrão	12,07	7,01	4,58	0,15	4,85	10,35	6,92
Erro padrão	2,01	1,22	0,80	0,03	0,84	1,80	1,20

As amostras de solo foram classificadas pelo sistema SUCS, D2487 (ASTM, 2017), verificando-se uma predominância de solos do tipo SM (areia siltosa), possuindo pontos sobre a área da camada de cobertura classificados como SC (areia argilosa), ML (silte de baixa plasticidade) e MH (silte de alta plasticidade). De acordo com a CETESB (1993), os solos do tipo CL, CH, SC e OH, apresentam características adequadas para uso em camada de cobertura de aterros sanitários. No entanto, mesmo o solo do ASCG não se enquadrando nestes tipos, verificam-se nas análises anteriores que, outras características físicas lhe concedem condições para utilização no Aterro Sanitário. Alguns trabalhos apresentaram classificação semelhantes à encontrada neste trabalho como, Costa (2015) no aterro da Muribeca em Jaboatão dos Guararapes-PE (solo do tipo ML), Borba (2015) no aterro de Seropédica-RJ (solo do tipo SM), Almeida (2017) no aterro de Caruaru-PE (solo do tipo SM), Shaikh *et al.* (2019) em um sistema experimental piloto na Índia (solo do tipo ML), Freire (2022) no aterro de Caucaia-CE (solos do tipo SC e SM).

Percebe-se ainda que, os solos utilizados na camada de cobertura se encontram numa região de transição granulométrica, sendo um solo granular com presença expressiva de finos em sua composição. Essa característica pode ser observada a partir da fração de grãos passantes na peneira de nº. 200 (abertura 0,075 mm) inferior a 50% em 83,33% das amostras analisadas, assim como, pela predominância de solos de leve ($1 < IP < 5$) a média plasticidade ($10 < IP < 20$), segundo Burmister (1949), típico de solos com essas características. Ferreira *et al.* (2022), afirmam que, a baixa plasticidade do solo

lhe confere uma menor deformabilidade, proporcionando a redução na formação de fissuras nos ciclos de umedecimento e secagem, tornando os solos com essa característica adequados para uso em camada de cobertura de aterros sanitários.

Em termos de porosidade (n), obteve-se um valor médio de 41,19%, variando entre 30,34% e 51,89%, já em termos de índice de vazios (e), seu valor médio foi de 0,71, variando de 0,44 a 1,08. Segundo Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012), os valores de porosidade de 23% a 47%, e de índice de vazios entre 0,30 e 0,90, caracterizam-se como típicos para solos do tipo SM. Valores próximos foram encontrados nas pesquisas de Santos *et al.* (2023) no Aterro Sanitário de Caruaru-PE, sendo a porosidade de 33,20% a 38,60%, e o índices de vazios variando de 0,50 a 0,63, em solos com predominância arenosa em sua composição, no entanto, a espessura da camada adotada tornou-se um fator significativo na redução do fluxo de gases através da camada. Van Tienen *et al.* (2020), afirmam que a porosidade é um dos parâmetros que contribuem para a eficiência da oxidação do gás metano que percola a camada de cobertura. Segundo Huber-Hummer, Röder e Lechner (2009), maior porosidade e tamanho dos poros do solo favorecem o transporte e a troca de gases disponíveis para os microrganismos que realizam a oxidação.

Oliveira *et al.* (2016), obteve valores de porosidade de 32,16%, evidenciando um solo de menor porosidade propiciando uma menor infiltração de água e consequente disponibilidade de água para desenvolvimento de plantas. A capacidade de armazenamento de água no solo depende da porosidade e do conteúdo volumétrico de água (Borma; Gitirana Jr.; Luiz, 2015). Aproximadamente 42% dos pontos de ensaios, possuem valores de porosidade entre 30% e 40%, demonstrando predominância dessa característica de baixa porosidade do solo. Para crescimento radicular de plantas, Brady (1989) recomenda um valor ideal médio de porosidade do solo de 50%, sendo esse valor observado em apenas dois pontos da área experimental (E4 e E5).

Dentre os valores na Tabela 2, observa-se que, o Grau de Compactação (GC) apresenta o menor coeficiente de variação (8,17%), corroborando com a Densidade *in situ*, destacando assim uma menor variabilidade entre os dados e distribuição uniforme pela área analisada do Aterro. Os valores mínimo e máximo para esse índice foi de 70,05% e 100%, respectivamente, amplitude de 29,95% e média de 84,69%. Ao avaliar o comportamento da camada de cobertura no Aterro de Caruaru-PE com relação às condições de fluxo de gases, Santos (2021) obteve GC entre 80% e 90%, faixa de valores semelhante ao encontrado neste trabalho. Percebe-se que para essa escala de valores de

GC, o fluxo mássico de CH₄ em 87,9% dos pontos apresentaram-se inferiores às regulamentações ambientais analisadas. Da mesma forma, pelos dados obtidos nos ensaios de placa de fluxo (Quadro 11 no Apêndice), para maiores valores de GC observaram-se menores fluxos de gás. Segundo Oliveira, Souza e Oliveira (2023), o GC influencia até certa parcela na retenção de gases metano e dióxido de carbono pela camada de cobertura final, no qual valores acima de 90% existe uma tendência maior à retenção. No entanto, demais parâmetros geotécnicos e características físicas do solo devem ser analisadas em conjunto ao GC da camada de cobertura.

Em contrapartida ao GC, observou-se que, o Grau de Saturação (S) apresentou o maior coeficiente de variação entre os índices (54,79%) próximo ao da Umidade (50,24%), média de 18,89%, mínimo de 5,29% e máximo de 52,87%. Essa variação pode ser explicada por diversos fatores como, a mudança de solos que compõem a camada de cobertura, a baixa capacidade de armazenamento e retenção de água do solo, ou a elevada energia de compactação aplicada na execução da camada que leva a menores valores de umidade. Santos (2021), obteve valores superiores de grau de saturação ao dessa pesquisa que variaram de 64,44% a 90,64% no Aterro Sanitário de Caruaru-PE, no entanto, a espessura aferida em campo (entre 0,80 m e 1,35 m) proporcionou baixos fluxos de metano pela camada de cobertura.

De acordo com Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012), para valores de grau de saturação a partir de 85% a fase gasosa se torna descontínua, estando os poros preenchidos por água que bloqueiam a passagem de ar. Segundo Ignatius (2005), o fluxo advectivo do ar no solo a partir de S=80% se anula, dificultando também o fluxo difusivo. Observa-se que, nenhum ponto da área de ensaio atingiu valores de saturação próximos de 80%, no entanto, outras condições físicas da camada proporcionaram menores fluxos de gases pela camada. Vale salientar que, a camada de cobertura, geralmente, funciona na condição não saturada, estando sujeita aos efeitos de umedecimento e secagem, devido às condições hidrológicas locais (Barbosa *et al.*, 2015).

Na Tabela 3 buscou-se avaliar a correlação entre a infiltração e os parâmetros obtidos em campo e em laboratório. Adotou-se, segundo critério de SAS (2020) que, valores superiores a 0,60 são considerados de correlação forte, entre 0,30 e 0,60 moderados, e menores que 0,30 são fracos. Complementando essa análise, o sinal negativo na correlação indica que as variáveis apresentam comportamentos inversos, e o

sinal positivo, indica que as variáveis se correlacionam de maneira diretamente proporcional.

Tabela 3 - Matriz de Correlação de Pearson para Infiltração.

	Infiltração	Passante #200	LL	LP	δ	w	GC	e	n	S
Infiltração	1,0000									
Passante #200	0,0284	1,0000								
LL	-0,1273	0,6800	1,0000							
LP	-0,1781	0,4175	0,8375	1,0000						
Densidade <i>in situ</i> (δ)	-0,2617	-0,0920	-0,0182	0,0353	1,0000					
Umidade (w)	0,0039	0,1169	0,2117	0,2019	0,0386	1,0000				
G. Compactação (GC)	-0,2573	-0,0747	0,0041	0,0537	0,9986	0,0686	1,0000			
Índice de vazios (e)	0,2724	0,0664	0,0100	-0,0598	-0,9918	-0,0584	-0,9907	1,0000		
Porosidade (n)	0,2423	0,0783	-0,0048	-0,0621	-0,9966	-0,0565	-0,9970	0,9943	1,0000	
G. Saturação (S)	-0,0403	0,1241	0,2446	0,2578	0,4157	0,9025	0,4443	-0,4214	-0,4327	1,0000

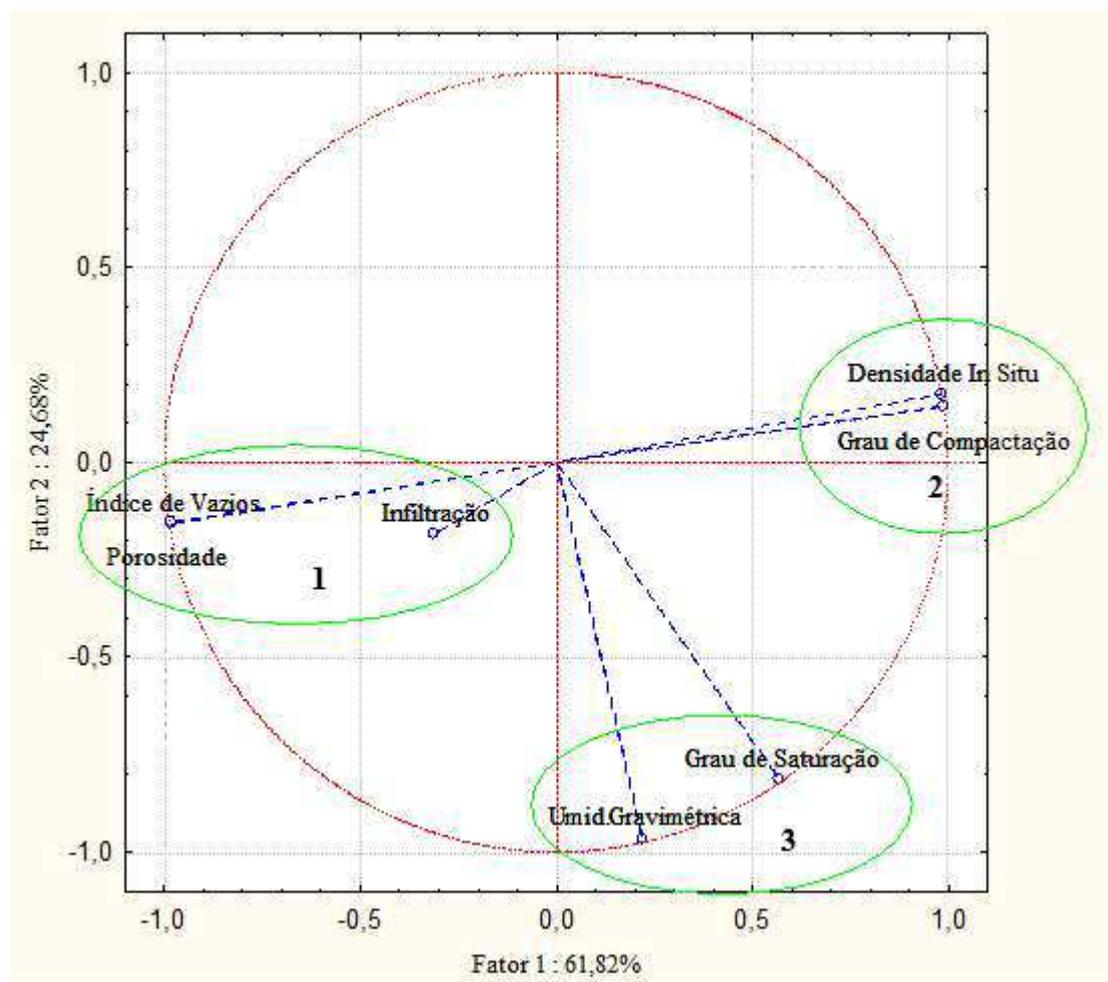
Pelo correlograma da Tabela 3, observa-se que a Infiltração não apresentou nenhuma relação moderada a forte com os parâmetros analisados. Essa característica pode ser explicada em razão dos parâmetros terem sido obtidos a partir de amostras de solos da superfície da camada de cobertura. De acordo com Naime (2001), a infiltração por ser uma medida acumulada em função do tempo, depende de informações sobre a distribuição da umidade ao longo da profundidade para aferição da frente de umedecimento e demais condições físicas do solo (grau de saturação, porosidade e índice de vazios). No entanto, a infiltração pode contribuir para o entendimento do escoamento superficial das águas de chuva sobre a camada de cobertura e na capacidade de absorção de água do solo. Lopes *et al.* (2011), ao realizar estudos de infiltração ao longo da profundidade de camadas de coberturas com diferentes configurações e tipos de camadas de coberturas (metanotrófica, barreira capilar e convencional) numa célula experimental,

observaram maiores variações de umidade na superfície das camadas e perda rápida da umidade em períodos de estiagem, bem como, uma maior capacidade de armazenamento de água em regiões mais profundas da espessura da camada. Souza, Soares e Elias (2019), observaram também que ao adicionar 30% de cinza de carvão mineral ao solo utilizado em camadas de cobertura, verificou-se reduzidas taxas de percolação de água ao longo da espessura da camada, e manutenção de elevadas condições de saturação (acima de 90%) suficientes para redução do fluxo de gases no interior do sistema. Já Ng *et al.* (2019), ao observarem os efeitos da implantação de vegetação superficial (arbustiva e herbácea) em camadas de coberturas experimentais com adição de concreto reciclado, verificaram a minimização da infiltração de água ao longo da espessura dessas camadas sob condições extremas de precipitação.

Segundo Nishiwaki (2016), existe em alguns aterros a prática de aspersão de lixiviado sobre a camada de cobertura de solo como forma de tratamento desse subproduto, porém, esse material apresenta alto potencial poluidor capaz de causar impactos negativos como, a incorporação de passivos ambientais ao solo (metais pesados) e diminuição da diversidade da população da fauna e da flora. Além disso, segundo Fan *et al.* (2022), essa prática pode levar a formação de bolsões de lixiviado (denominado de “lixiviado empoleirado”, *perched leachate*) sobre as camadas intermediárias do aterro sanitário quando colocados em excesso, ou seja, quando a taxa de infiltração de lixiviado é maior do que a permeabilidade à água da camada intermediária.

Na Figura 35, observa-se a Análise em Componentes Principais (ACP) realizada com os dados obtidos pelos ensaios em campo de infiltração, densidade *in situ* (δ) e umidade gravimétrica (w), e os índices do solo calculados a partir desses ensaios como, o índice de vazios (e), porosidade (n), grau de saturação (S) e grau de compactação (GC). Foram removidos da análise o Limite de Liquidez (LL), Limite de Plasticidade (LP) e o percentual passante na peneira de nº. 200 (Passante #200), pois a partir da análise apresentada na Tabela 3, não possuíam correlação de moderada a forte com os parâmetros do solo obtidos em campo.

Figura 35 - Análise em Componentes Principais: Infiltração e índices do solo.



Pela ACP apresentada na Figura 32, percebe-se a formação de 3 grupos devido à proximidade das variáveis e por se correlacionarem de maneira mais próxima. O Grupo 1 é formado pelo Índice de Vazios, Porosidade e Infiltração; o Grupo 2 pela Densidade *in situ* e o Grau de Compactação; e o Grupo 3 pela Umidade Gravimétrica e pelo Grau de Saturação. Os dois primeiros componentes principais (Fator 1 e Fator 2) foram responsáveis por explicar em 86,50% a variância total dos dados. De acordo com Rencher (2002), quando os primeiros componentes contabilizam percentuais acumulados de pelo menos 80%, estes são suficientes para responder pela variância total, assim como, explicar a maioria dos propósitos descritivos.

Percebe-se uma correlação negativa entre os grupos 1 e 3, visto que se encontram em quadrantes opostos do gráfico. Esse comportamento indica que, o aumento ou decréscimo de um desses, ocorrerá a diminuição ou crescimento do outro, ou seja, ao elevar-se o Grau de Compactação (GC) da camada de cobertura, observa-se uma redução do índice de vazios do solo. Conseqüentemente, essa variação pode indicar a redução da

infiltração de água em pontos da camada de cobertura solo com maior GC. Marques *et al.* (2021), observaram nos seus estudos em regiões de depósitos de resíduos sólidos no sul do estado de Minas Gerais que, para menores valores de porosidade encontrados, indicavam-se maiores densidades *in situ* e diminuição da infiltração de água no solo. No entanto, para se evitar a aplicação excessiva de energia durante a compactação do solo da camada de cobertura e reduzir a espessura de solo requerida, até mesmo em regiões com recursos limitados de solo, a adição de materiais ao solo capazes de reter a água que tende a infiltrar pela camada torna-se uma solução viável, até em regiões sujeitas a estiagens severas. Chen *et al.* (2022), ao adicionarem biocarvão modificado em solo a ser utilizado em camada de cobertura de aterro sanitário, perceberam o aumento dos microporos, com redução significativa dos macroporos, aumento da capacidade de retenção de água no solo e diminuição da infiltração de água.

Observa-se ainda que os grupos 1 e 3 e os grupos 2 e 3 apresentam baixas correlações negativas entre os dados, uma vez que, apresentam angulação próxima de 90° entre estes grupos. O Grupo 3 apresenta dois parâmetros dependentes do conteúdo de água no solo (umidade e grau de saturação), ambos variam ao longo do tempo, seja em função dos períodos de precipitação regular ou estiagem, seja na superfície ou ao longo da espessura da camada. A variação da umidade proporciona modificações nas condições volumétricas do solo afetando diretamente na porosidade e no índice de vazios, seja na expansão quando úmido ou na contração quando secos. Essas correlações baixas podem indicar a pequena presença de minerais argílicos no solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário, que segundo Magalhães e Soares (2021), são minerais com características expansivas. Sendo assim, a variação da umidade e do grau de saturação pouco influenciaram nas condições volumétricas da camada de cobertura.

4.2 Ensaio em laboratório

Nesse item estão apresentados os resultados obtidos em laboratório para as três amostras homogêneas de solos: Amostra 1, Amostra 2 e Amostra 3. O item se divide em caracterização física, permeabilidade à água e ao ar, curva característica do solo e análises físico-químicas. Os parâmetros físicos encontrados para o solo da camada de

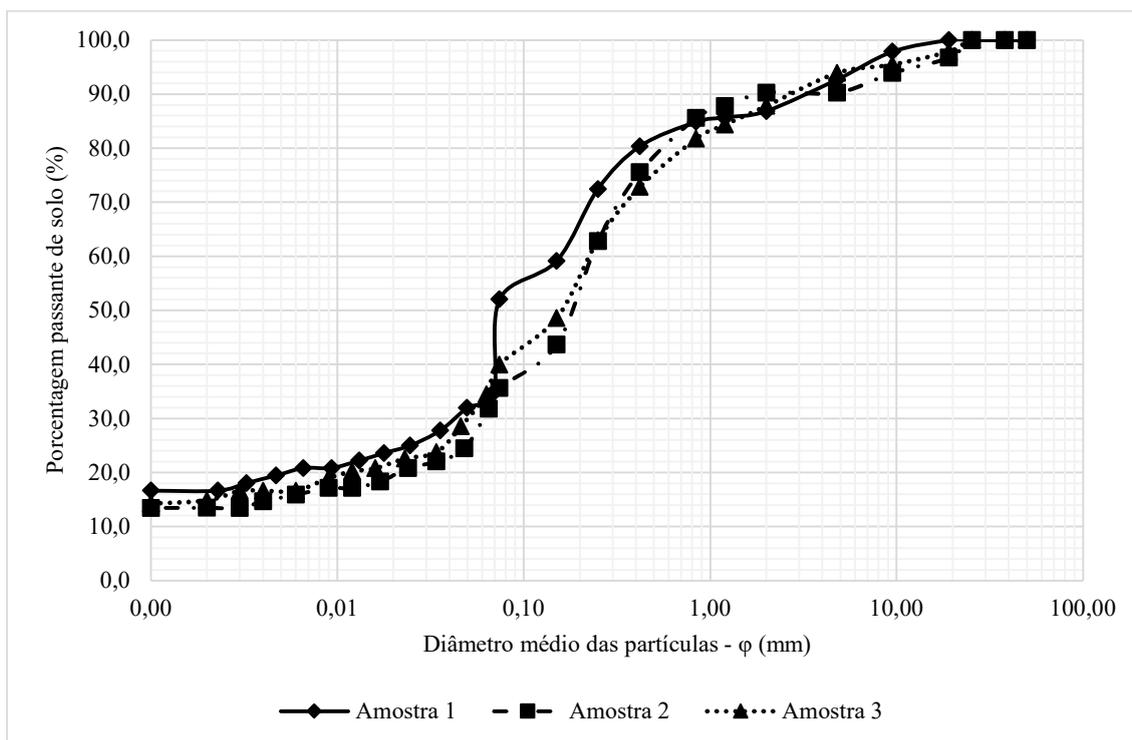
cobertura final foram comparados com os valores recomendados nas normativas nacionais e internacionais existentes.

4.2.1 Caracterização física do solo

Inicialmente aos índices físicos obtidos, apresentam-se os resultados de peso específico dos grãos para os solos da Amostra 1, Amostra 2 e Amostra 3 que, possuem valores de 26,39 kN/m³, 26,78 kN/m³ e 26,29 kN/m³, respectivamente. Observam-se valores próximos, o que pode indicar um material com características geotécnicas semelhantes. Segundo Camapum de Carvalho *et al.* (2023), esses valores são característicos de solos com presença de minerais primários como o quartzo e feldspatos, com partículas granulares e abundantes frações de areia e siltes, derivados de rochas ígneas e metamórficas. O município de Campina Grande-PB, de acordo com a CPRM (2005), apresenta geomorfologia com predominância de rochas metamórficas tipo gnaiss e ocorrência de intrusão granítica. Essas características proporcionam ao solo utilizado na cobertura dos resíduos uma reduzida capacidade de retenção de umidade nas espessuras superficiais da camada.

Na Figura 36 estão apresentadas as curvas de distribuição granulométrica para as três amostras homogeneizadas. Graficamente, percebe-se que os solos apresentam distribuições semelhantes. A Amostra 1 apresenta uma descontinuidade mais acentuada na transição dos resultados do ensaio de peneiramento para o de sedimentação ($\phi=0,075\text{mm}$). Descontinuidades na curva são esperadas, uma vez que, segundo Das e Sobhan (2019), ocorrem devido às partículas de solo possuírem formas irregulares. No ensaio de peneiramento, as dimensões obtidas das partículas são intermediárias, e a sedimentação, fornece o diâmetro de uma esfera equivalente, que poderia sedimentar de forma análoga a uma partícula de solo.

Figura 36 - Distribuição granulométrica das amostras homogeneizadas.



Como complemento às análises apresentadas na Figura 36, observam-se na Tabela 4 valores elevados de areia nas três amostras: 60,78% (Amostra 1), 65,80% (Amostra 2) e 65,41% (Amostra 3), o que corrobora com as afirmações sobre os valores de peso específico dos grãos e possível presença de minerais específicos na composição desses solos. Composições granulométricas com presença majoritária de areia foram encontradas no trabalho de Mello (2022) de 48%, ao analisar a camada de cobertura do Centro de Tratamento de Resíduos de Macaé-RJ. Santos (2021), no estudo da retenção de gases na camada de cobertura do Aterro Municipal de Caruaru-PE, obteve percentuais de areia de 57,06%. Já no estudo do solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário de Belo Horizonte-MG, Magalhães *et al.* (2020) encontraram maior contribuição granulométrica atribuída à textura arenosa no valor de 55,20%. Elevados percentuais de areia na composição do solo utilizado como camada de cobertura podem, segundo Borba *et al.* (2018), diminuir a eficiência quanto a redução das emissões de gases para a atmosfera. No entanto, outros elementos podem ser potenciais facilitadores das emissões fugitivas como, a espessura da camada de cobertura utilizada no aterro, a propensão do solo a formação de trincas e fissuras, a ausência ou insuficiência da realização de monitoramento periódico com correção de pontos críticos, a variação das condições ambientais,

inclinações dos taludes das Células. Souza (2021) no estudo da camada de cobertura do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, observou que a variação da temperatura ambiente e a umidade do solo da camada influenciam nas emissões fugitivas de biogás através da camada de cobertura.

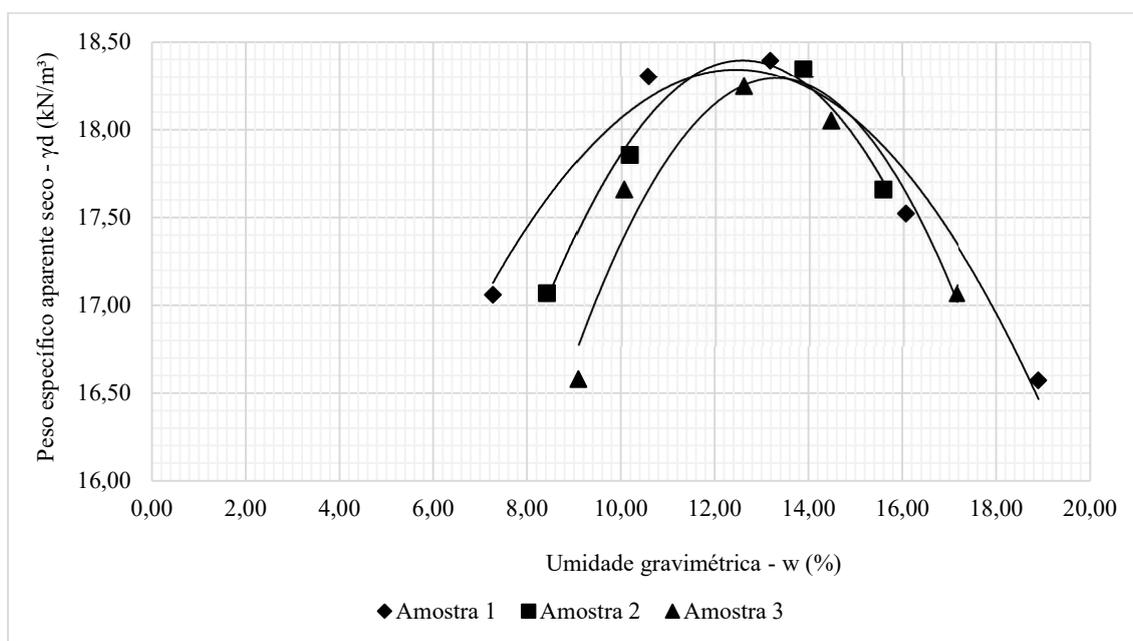
Tabela 4 - Resumo da granulometria das amostras homogeneizadas (Escala ABNT NBR 6502:2022).

Amostra	Pedregulho (%)	Areia Grossa (%)	Areia Média (%)	Areia Fina (%)	Silte (%)	Argila (%)	$\phi < 0,075$ mm (%)
1	7,26	7,86	12,41	40,51	12,50	19,46	52,04
2	9,71	4,69	22,76	38,35	9,80	14,69	35,67
3	6,06	12,16	18,78	34,47	11,90	16,63	39,96

Observando o percentual de finos ($\phi < 0,075$ mm) presentes nas amostras homogeneizadas (Tabela 4), todas apresentam o valor recomendado pela USEPA (2004) para o tipo de camada de cobertura utilizada no Aterro, entre 30% e 50%. Esse parâmetro atende ainda as recomendações da CETESB (1993), percentual de finos $> 30\%$, e da Diretiva da União Europeia (1999), valor superior a 30% de finos na composição do solo. Camapum de Carvalho *et al.* (2023), afirmam que a presença de materiais finos na granulometria dos solos ajuda a ocupar os espaços intragranulares, preenchendo assim os poros de forma total ou parcial, o que influenciam na percolação de gases e líquidos. Além disso, Freire (2022) afirma que uma distribuição granulométrica não uniforme das partículas, presentes na camada de cobertura, pode influenciar no comportamento do solo quanto à capacidade de retenção de água, resistência ao cisalhamento, formação de fissuras, fluxo de água e gás e potencial de expansibilidade.

A Figura 37 apresenta as curvas de compactação obtidas após a realização dos ensaios com aplicação da energia Proctor Normal. Pode-se observar uma proximidade entre as curvas e seus valores, caracterizando solos com aspectos físicos semelhantes. Vale salientar que, não existem regulamentações nacionais que especifiquem os parâmetros mínimos requeridos para compactação do solo da camada de cobertura de aterros sanitários. No entanto, quando os parâmetros da compactação de campo respeitam as condições estabelecidas de laboratório, faz com que a camada de cobertura se torne eficiente quanto à impermeabilização a líquidos e gases.

Figura 37 - Curvas de compactação das amostras homogeneizadas.



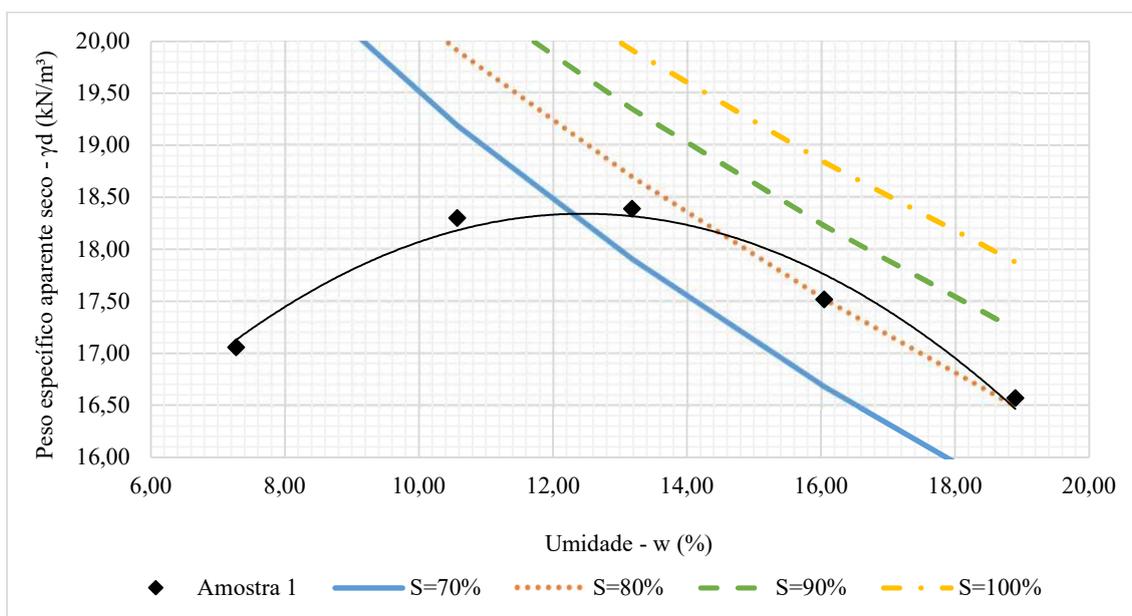
Os resultados extraídos das curvas de compactação podem ser observados na Tabela 5. Inicialmente, percebe-se que as umidades ótimas e os pesos específicos secos máximos apresentam valores próximos para as três amostras. Segundo Pinto (2006), os resultados encontrados aproximam-se dos valores típicos de areias finas, entre 12% e 14% para umidade ótima e $\gamma_{d\text{máx}}$ de 19 kN/m^3 , corroborando com o percentual dessa granulometria das partículas observadas anteriormente (Tabela 4). Os parâmetros de compactação obtidos se aproximaram dos encontrados por Freire *et al.* (2019), nas análises do solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário de Caucaia-CE, onde as umidades ótimas variaram de 13% a 16%, e o peso específico seco máximo de 17,31 kN/m^3 a 18,40 kN/m^3 . No entanto, os mesmos autores observaram que existiam diferenças entre as umidades ótimas obtidas em laboratório e as executadas em campo, variando as umidades entre 10,6% e 16%. Na análise de solos arenosos para fins de elaboração de camadas de cobertura oxidativas, van Verselved e Gebert (2020) obtiveram umidades ótimas de 10,6% e 13,1%, e pesos específicos secos máximos de 19 kN/m^3 e 17,6 kN/m^3 .

Tabela 5 - Parâmetros da curva de compactação.

Amostra	$W_{\text{ótima}}$ (%)	Índice de Vazios - e	Grau de Saturação - S (%)	Peso específico aparente seco máximo - $\gamma_{d\text{máx}}$ (kN/m^3)
1	12,47	0,44	75,11	18,35
2	12,59	0,46	73,90	18,39
3	13,30	0,44	80,08	18,30

Os valores de graus de saturação para as três amostras, obtidos a partir da umidade ótima, se aproximaram das especificações de variação de 80% a 90% segundo Pinto (2006) e Vilar (2021). Observa-se na Figura 38 que, a umidade ótima da Amostra 1 (12,47%), encontra-se entre as curvas de 70% e 80% de grau de saturação, mais especificamente 75,11%. Valores semelhantes foram encontrados por Gomes (2020), ao realizar a análise do solo utilizado na camada de cobertura do Aterro da Muribeca localizado na Região Metropolitana do Recife-PE, com grau de saturação de 76,66%, para uma umidade ótima de 16%. A Amostra 2 apresenta o maior valor de grau de saturação (80,08%) e de umidade ótima (13,30%), quando comparada com as demais amostras homogêneas (Tabela 5). Elevados graus de saturação influenciam diretamente na percolação de líquidos e gases, ocorrendo reduções consideráveis do fluxo de gases para valores acima de 75% de acordo com Maciel (2009), e de 85% o ponto em que a fase de ar passa de uma fase contínua para descontínua, segundo Ferreira (2022). Para este solo compactado da camada de cobertura, considerando a Amostra 1, a fase ar torna-se contínua quando o grau de saturação diminui e atinge o valor de 75,11%. No estudo desenvolvido por Cortellazzo *et al.* (2020), observou-se que as menores permeabilidades à água na camada de cobertura de um aterro sanitário municipal na Itália foram alcançadas quando o grau de saturação variou de 83% a 92%.

Figura 38 - Curva de compactação e Curvas de Saturação (Amostra 1).



Percebe-se então que, para o presente estudo, os valores das umidades ótimas encontram-se nos limites inferiores que permitem o fluxo facilitado de gases através do

solo. Ng *et al.* (2015) afirmam que, a camada de cobertura de solos argilosos compactados em regiões úmidas com espessuras inferiores a 0,60 m impede a passagem de gases com grau de saturação de cerca de 60%, no entanto, quando o solo não mantém esse parâmetro, recomendam-se a execução de camadas mais espessas, como o caso dos solos arenosos.

Na Tabela 6, estão apresentados os resultados dos ensaios de limites de consistência e a classificação das amostras homogêneas segundo o sistema SUCS. Pode-se afirmar que, as três amostras sintetizam as características geotécnicas de toda a área explorada da camada de cobertura do ASCG. De acordo com os critérios para os limites de consistência estabelecidos pela CETESB (1993), $IP \geq 15\%$ e $LL \geq 30\%$, pela USEPA (2004), $7\% \geq IP \geq 15\%$, e da Diretiva da União Europeia (1999), $20\% \geq IP \geq 30\%$, os solos não se enquadram nas condições estabelecidas. Pereira, Gondim e Freitas Neto (2019), obtiveram valores semelhantes ao analisarem o solo utilizado no Aterro Sanitário de Ceará-Mirim-RN ($LL=22\%$, $LP=15\%$, $IP=7,10\%$). Os autores indicam que, nessas condições, se faz necessário o uso do solo melhorado para manter a camada de cobertura com pequenas espessuras, ou a adoção de camadas mais espessas, significando maior proteção à integridade da camada aumentando sua vida útil e a minimização da perda de eficiência. Nessa perspectiva, Silva *et al.* (2022) no estudo de um solo, Não Plástico (NP) e com $LL=19\%$, melhorado com percentuais de bentonita, afirmam que não é suficiente a análise apenas do acréscimo de certo percentual para atender as recomendações técnicas, mas sim, análises de outros parâmetros físicos, como os níveis de umidade do solo.

Tabela 6 - Limites de consistência e Classificação dos solos (SUCS).

Amostra	LL (%)	LP (%)	IP (%)	Classificação (SUCS)
1	22,00	18,00	4,00	ML
2	24,00	19,00	5,00	SM-SC
3	24,00	23,00	1,00	SM

Observando a classificação das amostras, percebe-se que estas diferem de uma areia siltosa (SM) até um silte de baixa plasticidade (ML). Segundo a CETESB (1993), indica-se que os solos para uso em camada de cobertura de aterros sanitários sejam classificados como CL, CH, SC e OH, no entanto, essa denominação não corresponde ao encontrado para as três amostras. Porém, mesmo não possuindo a classificação recomendada, Souza (2021), afirma que, outras características do solo podem fazer com

ele seja adequado aos critérios para uso como material de cobertura final dos resíduos em aterros sanitários.

4.2.2 Permeabilidade à água e ao ar

Na Tabela 7 podem ser observados os resultados dos ensaios de permeabilidade à água em permeâmetro de parede flexível com o solo das amostras homogeneizadas. As amostras foram ensaiadas na umidade ótima ($w_{ótima}$) e na energia Proctor Normal. As permeabilidades à água variaram numa faixa de valores de 10^{-8} m.s⁻¹ a 10^{-9} m.s⁻¹. Observou-se que em umidades maiores e mesma energia, ocorre uma diminuição da permeabilidade à água e uma pequena variação do índice de vazios (e), indicando a possibilidade de baixas variações de volume do solo. Segundo Pinto (2006), os coeficientes de permeabilidade à água obtidos são típicos para solos siltosos quando se apresentam entre 10^{-6} m.s⁻¹ e 10^{-9} m.s⁻¹, corroborando com a classificação encontrada. Marques *et al.* (2021) afirmam que, valores abaixo de 10^{-6} m.s⁻¹ são característicos de solos de baixa permeabilidade à água.

Tabela 7 - Permeabilidades à água do solo.

Amostra	w_{ótima} (%)	Índice de Vazios (e)	Grau de Saturação - S (%)	k_{água} (m.s⁻¹)
1	12,47	0,44	75,11	$3,71 \times 10^{-8}$
2	12,59	0,46	73,90	$1,24 \times 10^{-9}$
3	13,30	0,44	80,08	$1,50 \times 10^{-9}$

As permeabilidades à água das amostras se assemelharam a obtida por Guimarães, Benatti e Ferreira (2020), com valor de 4×10^{-7} m.s⁻¹ para um solo CL, utilizado no aterro sanitário de Sinop-MT. Da mesma forma, Guo *et al.* (2023) na investigação da eficiência de três camadas de solos, por meio de colunas, para cobertura de um aterro sanitário em Hong Kong (China), obteve para um solo ML uma permeabilidade à água de $1,7 \times 10^{-8}$ m.s⁻¹. Percebe-se ainda que, os solos das amostras homogeneizadas 2 e 3 atenderam às recomendações para aterros sanitários quanto à permeabilidade à água da USEPA (2004), 1×10^{-9} m.s⁻¹.

Essa proximidade da permeabilidade à água do solo com os valores limites propostos podem dificultar a manutenção da estanqueidade da camada de cobertura *in situ* em camadas do tipo convencional a longo prazo, caso não sejam respeitados, por exemplo, os critérios de compactação (energia de compactação, umidade ótima). Santos (2023) afirma que a compactação do solo constitui um dos principais fatores que influenciam no fluxo de água e ar/gás através da cobertura de aterros sanitários. Conforme discutido anteriormente, observou-se que, a infiltração obtida em campo atingiu o valor recomendado pelas normativas apenas em um único ponto da área de estudo do ASCG (ponto E6 com $k = 8,69 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$), em virtude do grau de compactação atingido (GC= 100%), uma vez que, em campo as condições de compactação são diferentes. Marques (2001) afirma que, em aterros sanitários a variação do tipo do equipamento, o número de passadas, a espessura das camadas e a inclinação do plano de compactação transferem diferentes energias de compactação aos resíduos e ao solo de cobertura.

Além disso, outros fatores físicos do solo e condições climáticas podem interferir nos fluxos através da camada de cobertura. Ng *et al.* (2019) afirmam que, a dificuldade da manutenção das condições de permeabilidade à água em campo se justifica devido a camada de cobertura estar submetida a processos de secagem ocasionados pela radiação solar e pela absorção de água pelas raízes das plantas. Esses fatores alteram, por exemplo, o conteúdo de água presente no solo de cobertura e provocam variação do grau de saturação, fazendo com que a camada esteja sempre na condição não saturada.

Na Tabela 8 apresentam-se os valores das permeabilidades intrínsecas do solo ao ar (k_{Int}) para as amostras homogeneizadas, em que representa uma propriedade influenciada pelas características e mudanças do espaço poroso do solo; e das permeabilidades do solo ao ar (k_{Ar}); bem como, a umidade ótima de compactação ($w_{ótima}$) e volumétrica ($\theta_{Água}$), o grau de saturação (S) e o teor volumétrico de ar (θ_{Ar}).

Tabela 8 - Permeabilidades do solo ao ar.

Amostra	$w_{ótima}$ (%)	$\theta_{Água}$ (v/v)	θ_{Ar} (v/v)	Grau de Saturação - S (%)	k_{Int} (m^2)	k_{Ar} (m.s^{-1})
1	12,47	22,88	7,58	75,11	$1,16 \times 10^{-14}$	$7,40 \times 10^{-9}$
2	12,59	23,15	8,18	73,90	$8,94 \times 10^{-15}$	$5,69 \times 10^{-9}$
3	13,30	24,34	6,05	80,08	$1,42 \times 10^{-15}$	$9,00 \times 10^{-10}$

As permeabilidades intrínsecas e ao ar do solo variaram, de 10^{-14} m^2 a 10^{-15} m^2 , e de 10^{-9} m.s^{-1} a $10^{-10} \text{ m.s}^{-1}$, respectivamente. Observa-se que, com a diminuição do grau de

saturação, as permeabilidades intrínsecas e ao ar tendem a aumentar, em virtude da menor ocupação volumétrica de água no espaço poroso do solo e consequente aumento do conteúdo volumétrico de ar. Segundo Lu e Likos (2004), os valores obtidos das permeabilidades intrínsecas e ao ar são típicos de solos siltosos a areias siltosas, considerados muito baixos a baixos. Além disso, Gebert, Groengroeft e Pfeiffer (2011) afirmam que, conteúdos volumétricos de ar abaixo de 10% no espaço poroso do solo apresentam fluxo difusivo baixo em virtude da descontinuidade dos poros aerados e a maior presença de ar ocluso na matriz do solo. Vale salientar que, as normativas referentes a aterros sanitários não apresentam recomendações quanto a permeabilidade do solo ao ar para camada de cobertura final do tipo convencional.

Percebe-se ainda que, com o aumento da umidade ótima, e consequente aumento do grau de saturação, os valores das permeabilidades intrínsecas e ao ar diminuem. Conforme Ng *et al.* (2015) e Wen *et al.* (2023), para uma mesma pressão de gás e com o aumento do grau de saturação, ocorre uma diminuição da permeabilidade ao gás, e, portanto, menor taxa de emissão para a atmosfera. Observa-se ainda que, nas mesmas condições de umidade ótima em que foram ensaiadas, as permeabilidades do solo à água (Tabela 7) e ao ar (Tabela 8) apresentam alguns dos seus coeficientes semelhantes entre si (10^{-9} m.s^{-1}).

Os valores obtidos das permeabilidades intrínsecas e ao ar estão próximos aos encontrados por Gomes (2020), em estudo realizado com solo utilizado no Aterro da Muribeca (Região Metropolitana do Recife-PE), $4,14 \times 10^{-14} \text{ m}^2$ e $2,60 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$, assim como, o conteúdo volumétrico de 8,23% e o grau de saturação de 76,66%. Na análise numérica desenvolvida por Pu *et al.* (2023), com um solo que possuía permeabilidade à água de $5,0 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ e permeabilidade intrínseca de $1,25 \times 10^{-15} \text{ m}^2$, observou-se que, o transporte de gás através da camada de cobertura aumenta com a redução da taxa de infiltração de água da chuva e elevação da taxa de evaporação, proporcionando assim, a diminuição no coeficiente de permeabilidade à água.

4.2.3 Curva característica do solo

Nesse item estão apresentadas as análises da condição não saturada das amostras homogeneizadas após a realização do ensaio de sucção pelo método do papel filtro, bem

como, a estimativa das permeabilidades não saturadas à água e ao ar. Após a obtenção dos dados, foi possível, realizar a calibração do papel filtro utilizando as equações de Chandler *et al.* (1992), elaborar as curvas características de cada amostra, proceder o ajuste às equações de Gardner (1956), Van Genuchten (1980) e Fredlund e Xing (1994) e avaliar as métricas estatísticas conforme apresentadas na Tabela 9. Foi possível a obtenção da seguinte quantidade de pontos para a elaboração das curvas características: 14 pontos (Amostra 1), 12 pontos (Amostra 2) e 9 pontos (Amostra 3). Os avaliadores estatísticos utilizados para definição da melhor equação de ajuste foram o Coeficiente de Determinação (R^2), a Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR), o Erro Padrão da Estimativa e a Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE).

Tabela 9 - Avaliadores estatísticos para ajustes de curva.

Amostra	Equação de ajuste	R^2	SQR	Erro padrão	RMSE
1	Gardner (1956)	0,9869	0,0019	0,0125	0,0116
1	Van Genuchten (1980)	0,9775	0,0017	0,0120	0,0111
1	Fredlund e Xing (1994)	0,9876	0,0018	0,0121	0,0112
2	Gardner (1956)	0,9671	0,0034	0,0184	0,0168
2	Van Genuchten (1980)	0,9379	0,0033	0,0182	0,0166
2	Fredlund e Xing (1994)	0,9675	0,0033	0,0183	0,0167
3	Gardner (1956)	0,9460	0,0026	0,0191	0,0168
3	Van Genuchten (1980)	0,9498	0,0022	0,0175	0,0155
3	Fredlund e Xing (1994)	0,9513	0,0023	0,0182	0,0160

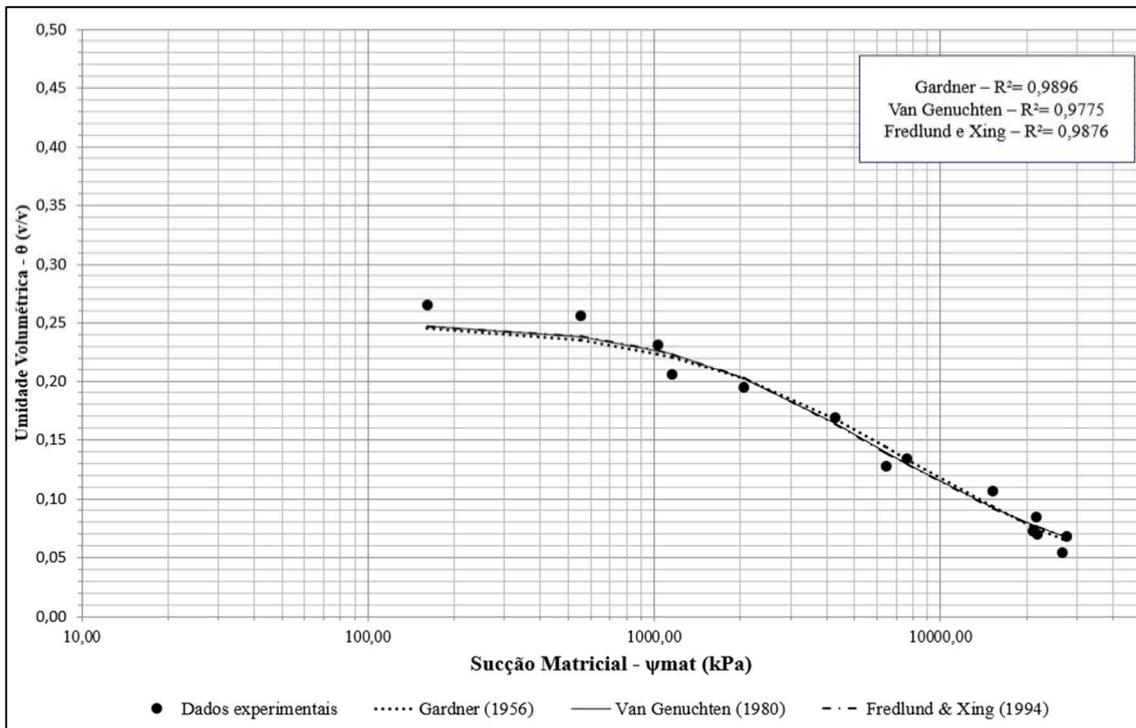
Pela observação dos resultados dos avaliadores estatísticos (Tabela 9), percebe-se uma proximidade entre os valores obtidos para cada equação de ajuste das amostras homogêneas. Observa-se que, a Amostra 1, por possuir a maior quantidade de pontos ajustados, os seus avaliadores estatísticos foram melhores, quando comparados às demais amostras. Pode-se inferir que existe semelhança entre os dados experimentais e aos obtidos por meio das equações de ajuste propostas. Galvão *et al.* (2020) afirmam que, a utilização de diferentes parâmetros estatísticos auxilia na verificação da performance da equação de ajuste. Os mesmos autores utilizaram o RMSE, o MAE e o Índice de Concordância de Willmott (d) ao comparar as equações de Van Genuchten (1980) e Brooks e Corey (1964) com amostras de campo e laboratório. Na estimativa da determinação da curva de retenção de uma camada de solo em campo, com uso de

sensores instalados em diferentes profundidades, Zeitoun *et al.* (2021), utilizaram o R^2 , o RMSE, a diferença entre as médias (Md) e o desvio padrão relativo (RSD) na avaliação das equações de Campbell (1974), Van Genuchten (1980) e Kosugi *et al.* (2002). Santos (2023), utilizou o SQR e o R^2 para avaliação da equação de Van Genuchten (1980) na comparação de um solo adicionado de composto orgânico em diferentes proporções para uso como *biowindows* em aterro sanitário.

Dentre as amostras, a Amostra 1 apresenta os melhores valores dos avaliadores estatísticos, ou seja, o maior valor de R^2 , e os menores valores do SQR, do Erro Padrão e do RMSE. Diante disso, as análises realizadas a seguir, estão baseadas nos dados da Amostra 1, sendo esta definida para representar as condições não saturadas da camada de cobertura do solo do ASCG.

Pode-se observar na Figura 39 que as curvas das equações de ajuste propostas se sobrepõem, o que demonstra um bom arranjo entre os dados experimentais observados e semelhança entre os preditos pelas equações. A curva característica apresentada, relaciona a sucção matricial (ψ_{Mat}) com a umidade volumétrica (θ), e descreve a trajetória de secagem ou drenagem do solo da Amostra 1, uma vez que, representa as condições naturais predominantes em que se encontra a camada de cobertura final do ASCG. O formato da curva, segundo Lu e Likos (2004), é típico de solos com predominância de granulometria grossa em sua composição, demonstrado pelo valor da umidade volumétrica e pela baixa capacidade de absorção de água, quando comparados aos solos de granulação mais fina. No entanto, vale salientar que, a forma da curva depende de vários outros fatores como a estrutura do solo, a umidade inicial ou de moldagem, o índice de vazios, tipo de solo, textura, mineralogia, histórico de tensões e o método de compactação (Miller *et al.*, 2002; Silva, 2005).

Figura 39 - Curva característica (Amostra 1): ajustes de curva.



Realizados os ajustes dos dados experimentais às equações propostas, obtiveram-se os parâmetros “ α ”, “ m ” e “ n ” para a Amostra 1, conforme apresentados na Tabela 10, exceto o parâmetro “ m ” que não ocorre para a equação de Gardner (1956). Nas equações obtidas, percebe-se uma parcela inicial referente a umidade volumétrica residual (θ_{res}), equivalente a 1,0%, bem como, o valor de 24%, resultante da diferença entre a umidade volumétrica de saturação (θ_{sat}) de 25%, e a umidade residual.

Tabela 10 - Parâmetros das equações de ajuste (Amostra 1).

Equação de ajuste	Parâmetros			Equação
	α	m	n	
Gardner (1956)	$1,10 \times 10^{-4}$	–	1,01	$\theta = 0,01 + \frac{0,24}{(1 + 1,10 \times 10^{-4} \cdot \psi^{1,01})}$
Van Genuchten (1980)	$2,91 \times 10^{-4}$	0,53	1,28	$\theta = 0,01 + \frac{0,24}{(1 + 2,91 \times 10^{-4} \cdot \psi^{1,28})^{0,53}}$
Fredlund e Xing (1994)	3319,32	1,21	1,24	$\theta = 0,01 + \frac{0,24}{\left\{ \ln \left[e + \left(\frac{\psi}{3319,32} \right)^{1,24} \right] \right\}^{1,21}}$

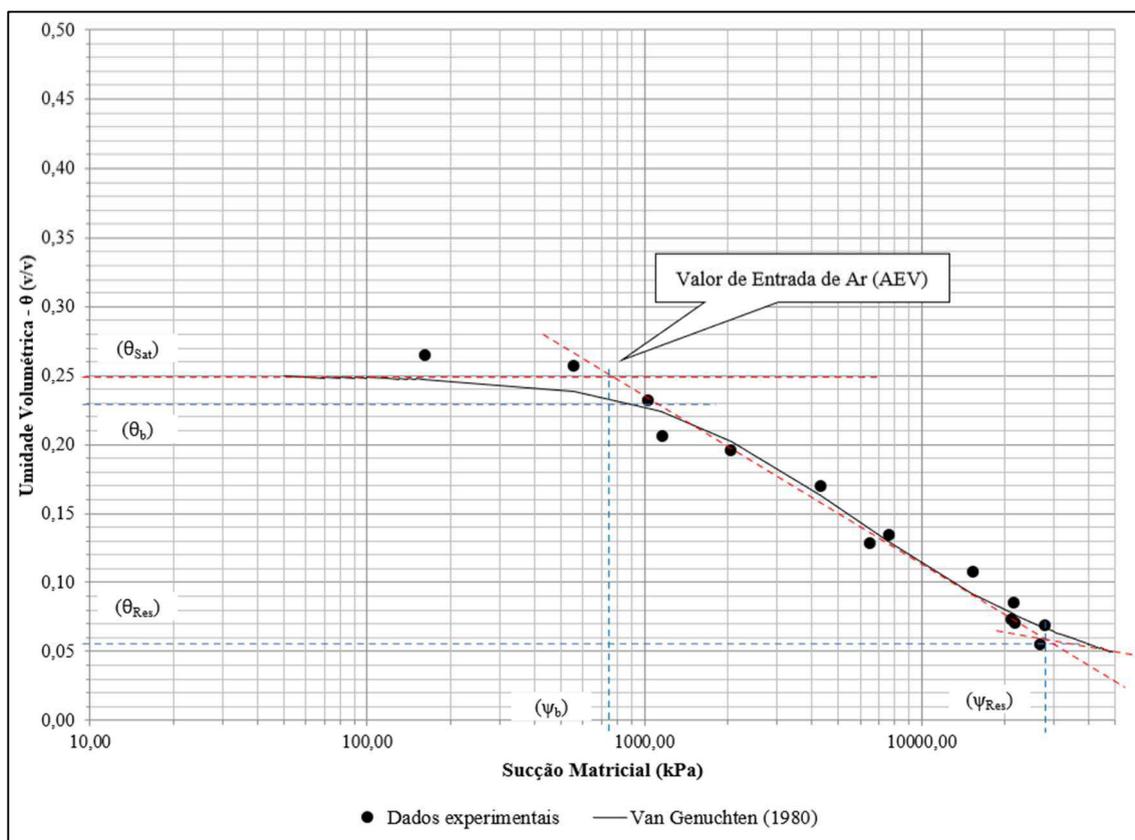
A partir dessas observações, Galvão (2023) obteve os seguintes valores para os parâmetros quando ajustados pela equação de Van Genuchten (1980), sendo $\alpha = 0,07 \text{ kPa}^{-1}$

¹ superior ao encontrado nesse trabalho ($\alpha = 2,91 \times 10^{-4} \text{ kPa}^{-1}$), um valor menor para “m” de 0,26 e um valor próximo de $n = 1,34$. Lima (2023), utilizando o procedimento de secagem de uma amostra de solo ajustada pela equação de Van Genuchten (1980), obteve os seguintes valores de $\alpha = 0,84 \text{ kPa}^{-1}$, $m = 0,25$ e $n = 1,33$ para o primeiro trecho da curva sucção (0 a 20 kPa), e de $\alpha = 1,70 \times 10^{-4} \text{ kPa}^{-1}$, $m = 0,48$ e $n = 1,91$ para o segundo trecho (20 kPa a 1000 kPa), estando mais próximos aos do segundo trecho. Os valores diferenciam-se dos encontrados por Castro (2020), que utilizando a equação de Fredlund e Xing (1994), obteve $\alpha = 40 \text{ kPa}^{-1}$, $m = 2,54$ e $n = 0,63$. Já os valores obtidos são próximos aos obtidos por Zhai *et al.* (2019) ao utilizar o ajuste de Fredlund e Xing (1994), $\alpha = 919,42 \text{ kPa}^{-1}$, $m = 1,11$ e $n = 2,10$.

O parâmetro “ α ” está relacionado com o Valor de Entrada de Ar (*Air-Entry Value* – AEV) do solo de forma inversa, em outras palavras, menores valores desse parâmetro indicam maiores AEV na curva característica (Lu; Likos, 2004), ou seja, maiores sucções de entrada de ar (ψ_b). Segundo Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012) os parâmetros “m” e “n” se relacionam com as características de flexibilização dos dados à curva e a dessaturação do solo à medida que a sucção excede o valor de entrada de ar (inclinação ou inflexão da curva), respectivamente. Vilar (2021), afirma que para menores valores de “m” as curvas são mais suaves com a redução do AEV e aumento do intervalo da zona de dessaturação ou transição (valores entre ψ_b e ψ_{res}). O mesmo autor ainda afirma que, o parâmetro “n” está relacionado à distribuição dos poros, ou seja, baixos valores conduzem a curvas mais distribuídas, já valores elevados resultam na total drenagem do solo em uma faixa reduzida de sucção. Características diferentes entre os parâmetros das equações, indicam a possibilidade de análises para as condições não saturadas do fluxo de água e propriedades físicas dos solos.

Na Figura 40 é possível observar a curva característica que relaciona a umidade volumétrica (θ) com a sucção matricial (ψ_{Mat}) para a Amostra 1, utilizando a equação de ajuste de Van Genuchten (1980). A definição dessa equação para apresentação das análises seguintes se justifica, inicialmente, por apresentar os melhores avaliadores estatísticos (Tabela 9) entre as demais equações para a Amostra 1. Além disso, Gitirana Jr., Marinho e Soto (2023) afirmam que, a equação de ajuste de Van Genuchten (1980) destaca-se pela sua relativa popularidade de utilização no meio científico, maior quantidade de parâmetros a serem determinados e a possibilidade de previsão da permeabilidade não saturada por meio de uma equação proposta pelo mesmo autor.

Figura 40 - Curva Característica (Amostra 1): Umidade Volumétrica x Sucção Matricial.



Analisando a curva característica, observa-se que a sucção matricial (ψ_{Mat}) apresentou variação numa faixa de valores entre 160 kPa e 30.000 kPa, e umidade volumétrica (θ), entre 26,5% e 5,0%. Baseado na faixa de valores de sucção matricial, e no valor do parâmetro “n” (1,28), Leong e Rahardjo (1997) afirmam que, para valores de “n” superiores a 1,0 a zona de dessaturação ou transição da curva característica percorre um curto trecho de sucções, devido a inclinação elevada da curva nessa região. Segundo Sillers, Fredlund e Zakerzadeh (2001), aumentos da sucção, em solos com essa característica, não apresentam variações significativas do conteúdo de água. Sendo assim, pode-se afirmar que, o solo da camada de cobertura do ASCG perde umidade rapidamente permitindo a entrada de ar e proporcionando o aumento do fluxo de gases para a atmosfera.

Além destes, outros valores podem ser obtidos de maneira aproximada na curva característica como, a sucção de entrada de ar (ψ_b) de 700 kPa, a sucção residual (ψ_{res}) de 30.000 kPa, a umidade volumétrica de saturação (θ_{sat}) de 25%, a umidade volumétrica de entrada de ar (θ_b) de 23% e a umidade volumétrica residual (θ_{res}) de 5,50%. Segundo

Gitirana Jr., Marinho e Soto (2023), o valor de θ_{sat} obtido na curva, corresponde à porosidade (n) do solo, nesse caso no valor de 25%.

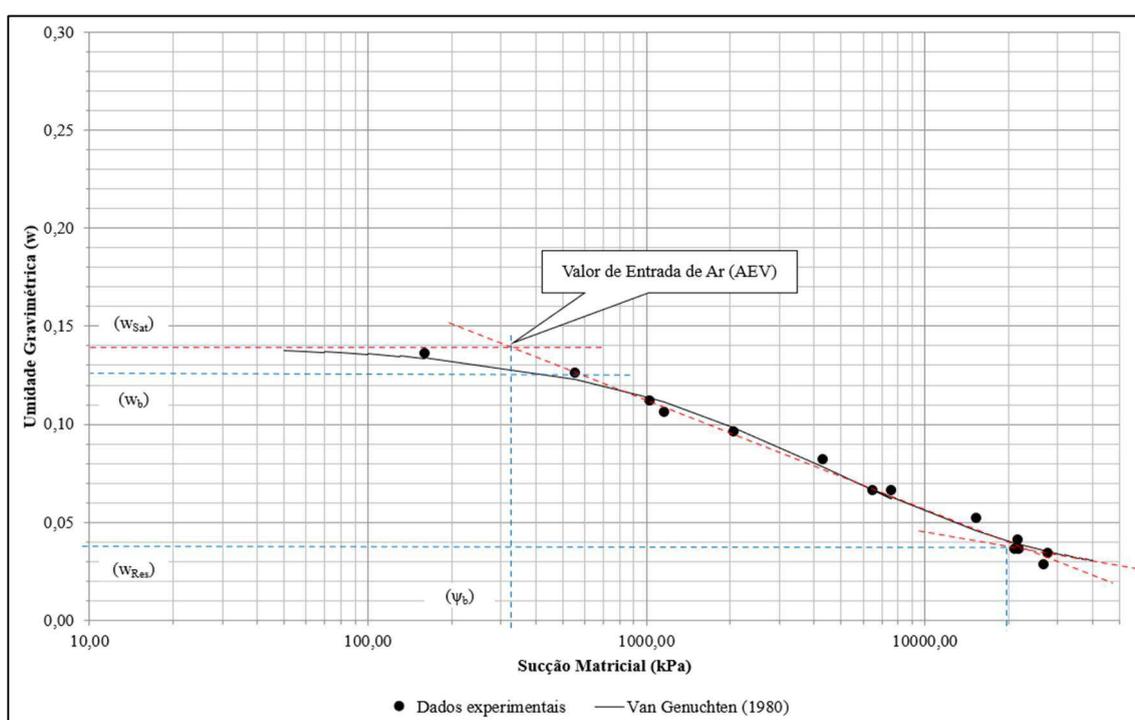
Por ser uma curva com formato unimodal, o valor de ψ_b (700 kPa) corresponde ao início do processo da dessaturação ou drenagem de água dos macroporos do solo. Segundo Bordoloi, Ni e Ng (2020), o valor de entrada de ar também pode ser definido como o de entrada de ar nas fissuras, ou seja, trata-se da sucção a ser ultrapassada para que o ar passe a entrar nas fissuras do solo durante o processo de secagem (porosidade de fissuração). O valor de entrada de ar está próximo ao obtido por Gusmão (2020), 900 kPa, para um solo do tipo CL, cuja faixa de variação de sucção matricial está entre 300 kPa e 20.000 kPa e parâmetro “ n ” de 1,85. No entanto, apresenta valores diferentes quando comparados aos de Guo *et al.* (2023), que apresenta o valor de entrada de ar de aproximadamente 10 kPa, para uma faixa de variação de sucção entre 0,1 kPa e 1.500 kPa e parâmetro “ n ” de 1,30, para um solo que apresenta a mesma classificação (ML).

Baseado em Richards (1965) e Andrade Júnior *et al.* (2007), pela curva característica é possível obter a umidade volumétrica referente a capacidade de campo (θ_{CC}), ou seja, a maior quantidade de água a ser retida pelo meio poroso, de 25%; bem como, o ponto de murcha permanente (θ_{PM}), ou seja, o conteúdo de água no qual as raízes das plantas não conseguem extrair do solo, de 21,5%. Percebe-se que os valores são próximos, pois estão influenciados pelas características físicas do solo, propriedades da vegetação que ocorre na região, forma da curva característica e pelos respectivos valores de sucção matricial para sua definição gráfica. A diferença entre essas duas últimas umidades corresponde a capacidade de armazenamento do solo (θ_{arm}) ou Água Disponível Total (ADT), o que significa a propriedade que o solo possui de reter água nos períodos secos (Lopes, 2011).

Segundo Andrade e Stone (2011), o valor de θ_{CC} apresenta características texturais de arenosa a média, devido estar entre os valores 23,9% e 35,4%. A capacidade de campo do solo de 25%, encontra-se abaixo do valor encontrado por Oliveira Júnior, Jucá e Mariano (2020), 36,46%, segundo o qual, atribui ao solo baixa capacidade de desempenhar as funções de reter água e funcionar como uma barreira de contenção do biogás. No entanto, a execução de camadas de maior espessura, para solos com essa condição, assim como, o controle das condições de compactação da camada, podem proporcionar melhores desempenhos desse sistema.

Na Figura 41, observa-se a curva característica que relaciona a umidade gravimétrica (w) e a sucção matricial (ψ_{Mat}). Pela curva, é possível obter os valores aproximados da umidade gravimétrica de saturação (w_{sat}) de 14%, umidade gravimétrica residual (w_{res}) de 4%, bem como, a umidade gravimétrica de entrada de ar (w_b) de 12,5%.

Figura 41 - Curva Característica (Amostra 1): Umidade Gravimétrica x Sucção Matricial.



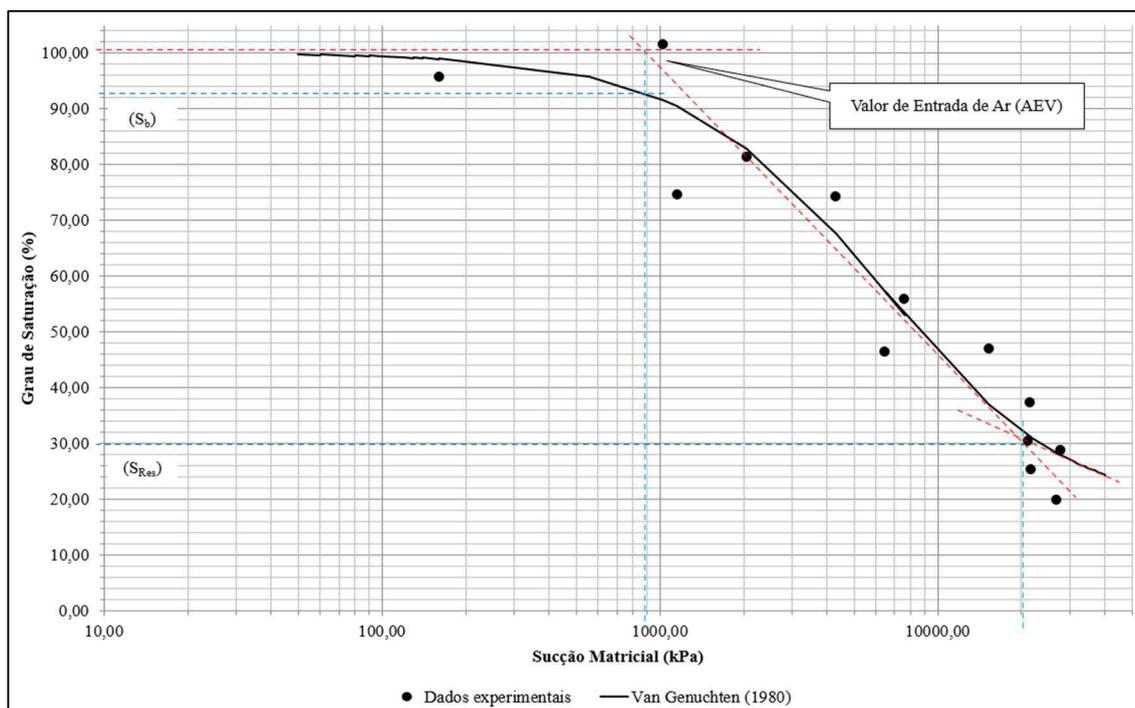
A umidade de entrada de ar deste trabalho está próxima da umidade ótima para a Amostra 1 (12,47%), conforme observado por Santos (2015) na análise de trabalhos relacionados a camadas de cobertura de aterros sanitários com diferentes configurações. O mesmo autor, obteve umidade ótima de 18% para um solo do tipo ML, com umidade de entrada de ar de 17,5%, para uma camada de cobertura convencional no Aterro da Muribeca (Região Metropolitana do Recife-PE). Diante disso, pode-se inferir que, o solo utilizado em camada de cobertura de aterro sanitário, ao ser compactado próximo da umidade ótima, encontra-se no início do estágio de dessaturação ou drenagem dos macroporos, permitindo o aumento do fluxo de ar através do solo, devido a mudança das condições oclusas para contínuas de ar. Vilar (2021) afirma que, à medida que o solo perde umidade, permanece apenas a água adsorvida junto às suas partículas sólidas, estabelecendo-se assim, a continuidade da fase de ar nos poros.

Valores próximos de umidade foram também observados por Costa *et al.* (2018), na avaliação do desempenho de camadas de cobertura quanto a redução de emissões de

gases e infiltração de água para um solo do tipo ML, obteve umidade ótima de 20% e umidade de entrada de ar de 22%. Ganesan *et al.* (2020), ao analisar a variação das características geotécnicas de um solo na adição de percentuais de biocarvão à sua composição, obtiveram valores semelhantes para a umidade ótima de compactação (15%) e da umidade de entrada de ar (17%) em um solo do tipo SC, amplamente utilizado como camada de cobertura em países como Índia, Hong Kong e Estados Unidos. Para um solo do tipo CL utilizado no aterro sanitário de Sinop-MT, Guimarães, Benatti e Ferreira (2020), o valor da umidade ótima de 24,17%, esteve próximo da entrada de ar de 27%. Souza (2021), ao realizar a análise de um solo (classificado como SM) correspondente a mistura de 36 pontos de uma área de estudo da camada de cobertura do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, encontrou a umidade ótima de 13,3% e uma correspondente umidade de entrada de ar de 15,2%. Diante disso, percebe-se que, para diferentes tipos de solos, as umidades gravimétricas ótimas e de entrada de ar são próximas. No entanto, a sucção de entrada de ar (ψ_b) também deve ser observada, uma vez que, esta pode indicar a facilidade ou dificuldade com que determinado tipo de solo poderá perder umidade para o ambiente e proporcionar o aumento da permeabilidade ao ar e diminuição da permeabilidade à água.

A Figura 42 apresenta a relação gráfica entre o grau de saturação (S) e a sucção matricial (ψ_{Mat}). A definição dos valores do grau de saturação na curva auxilia na previsão da permeabilidade dos solos não saturados. Percebe-se na curva característica a definição da zona de saturação com a respectiva zona de efeito limite ($\psi_{Mat} = 1.000$ kPa), com valor de saturação de entrada de ar (S_b) de 91%, estando o solo sob a influência da capilaridade; zona de transição ou dessaturação (1.000 kPa a 20.000 kPa), também denominada zona bifásica, com saturação até 30%; e a zona residual (a partir de 20.000 kPa) possuindo saturação residual (S_{res}) de 30% estando o solo no estado seco.

Figura 42 - Curva Característica (Amostra 1): Grau de Saturação x Sucção Matricial.

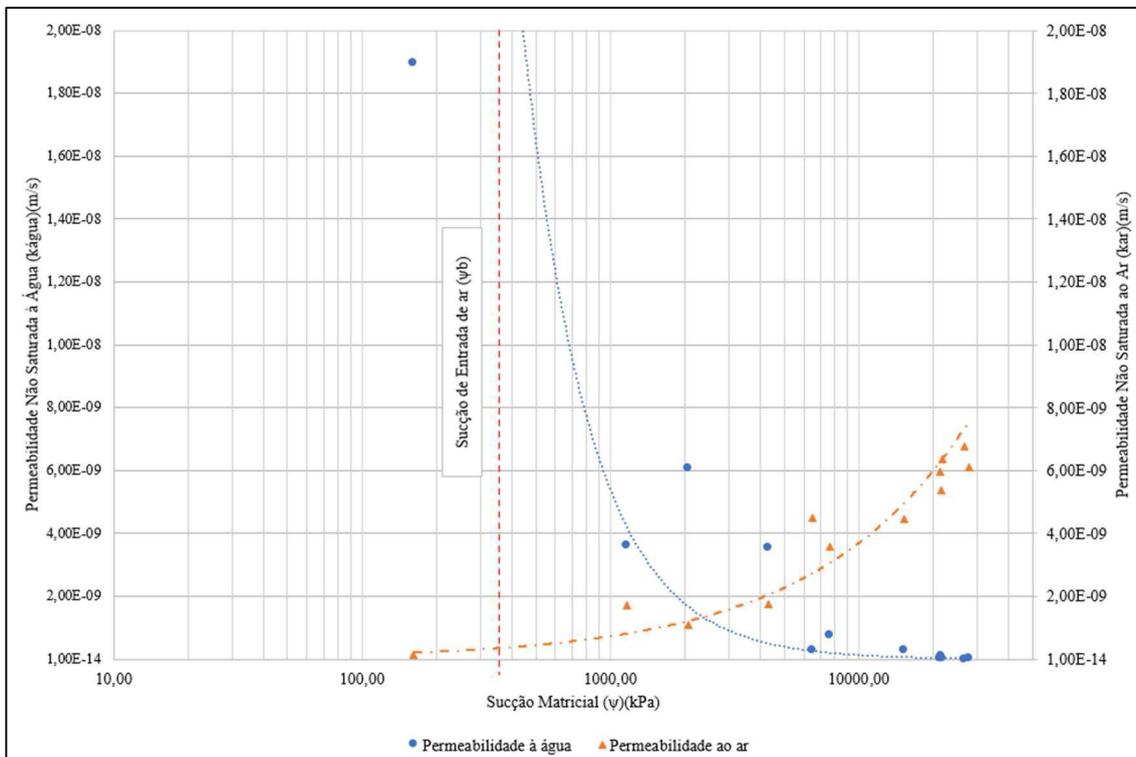


No estudo desenvolvido por Britto (2023) para verificação da influência da sucção na erodibilidade do solo, obteve-se valores superiores de grau de saturação de 91,08% e umidade ótima de 27,30% (solo do tipo MH). O autor observou que, para saturações entre 20% e 50% (zona de transição), o solo possui maior suscetibilidade à erosão e maior tendência a perdas de massa com menores densidades de compactação. Diante disso, percebe-se que, para condições semelhantes ou inferiores às encontradas pelo autor, o solo da camada de cobertura poderá sofrer processos erosivos mais acelerados, caso não sejam realizadas manutenções ou implantação de sistemas resistentes à erosão do solo (processo de revegetação).

Santos (2021), na avaliação da retenção de gases na camada de cobertura do aterro sanitário de Caruaru-PE, em solo com predominância arenosa (SC, SP e SW) compactado em umidade acima da ótima e densidade menor, obteve em campo saturações entre 64,44% e 90,64%. O autor observou a formação de fissuras na superfície que não foram suficientes para prejudicar a eficiência da camada, explicado pela execução de camadas mais espessas tornando-se obstáculo para o fluxo de gases. Da mesma forma, Sena (2022) afirma que, o grau de saturação participa do controle do comportamento do fluxo de biogás e água na camada de cobertura, direcionando o biogás para regiões mais secas da camada podendo levar a criação de *hotspot*.

Na Figura 43, verifica-se a relação entre as permeabilidades não saturadas à água ($k_{\text{água}}$) e ao ar (k_{ar}) com a sucção matricial, obtidas da função proposta por Van Genuchten (1980) e Mualem (1976). As relações foram obtidas a partir dos dados da curva característica da Amostra 1. Os valores das permeabilidades não saturadas à água variaram de 10^{-8} m.s^{-1} a $10^{-12} \text{ m.s}^{-1}$, já as permeabilidades não saturadas ao ar variaram de 10^{-9} m.s^{-1} a $10^{-10} \text{ m.s}^{-1}$, dentro de uma faixa de valores de sucção matricial entre 150 kPa e 30.000 kPa. As permeabilidades não saturadas à água e ao ar alcançaram o mesmo valor para uma sucção matricial de aproximadamente 2.500 kPa, sendo superior a sucção de entrada de ar apresentada de $\psi_b = 700 \text{ kPa}$ (Figura 40), encontrando-se inserida na zona de transição ou dessaturação. Verifica-se ainda que, o ponto de convergência das permeabilidades não saturadas está distante da sucção de entrada de ar para a umidade ótima de compactação do solo de 350 kPa (Figura 41). Nota-se que, para valores de sucção acima da sucção de entrada de ar de 350 kPa, ocorre a diminuição da permeabilidade não saturada à água e o aumento da permeabilidade não saturada ao ar. Percebe-se ainda que, as permeabilidades saturadas à água e ao ar, obtidas pelo permeâmetro de parede flexível, são equivalentes aos valores observados nas Tabelas 7 e 8 próximos a essa sucção.

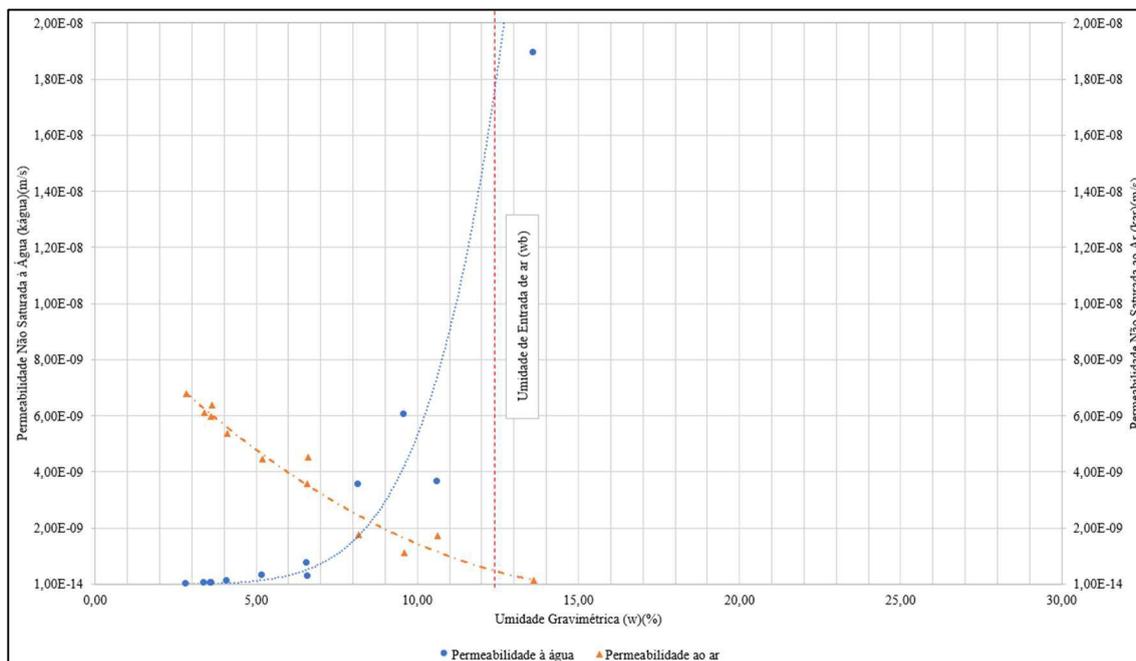
Figura 43 - Permeabilidades não saturadas à água e ao ar em função da sucção matricial (Amostra 1).



Na análise das curvas obtidas, nota-se que, à medida em que a sucção matricial aumenta ocorre a diminuição da permeabilidade não saturada à água e o aumento da permeabilidade ao ar. Segundo Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012), o fluxo de água ocorre de forma mais facilitada quando os poros se encontram cheios de água, sendo dificultado devido à resistência que as bolhas de ar oclusas oferecem à passagem da água, à medida em que a umidade diminui. Esse comportamento é previsto, uma vez que, sucções maiores implicam menores umidades e conseqüente menores graus de saturação. Gomes (2020), na análise de biocoberturas para aterro sanitário, obteve o mesmo comportamento entre as permeabilidades não saturadas e ponto convergente na sucção de 100 kPa. Ferreira (2022), ao analisar o efeito das fissuras presentes na camada de cobertura na emissão de gases do efeito estufa, observou que, o aumento gradativo da sucção eleva o fluxo de gases através da camada com fissuras até a metade da sua espessura. O mesmo autor ainda afirma que, mudanças bruscas de sucção fazem com que, a camada apresente um aumento rápido do fluxo de gases em seu interior.

A Figura 44 apresenta o comportamento das permeabilidades não saturadas à água e ao ar relacionadas com a umidade gravimétrica (w). Verifica-se que a umidade varia dentro de uma faixa de valores de 2,5% a 14% para as permeabilidades não saturadas. As permeabilidades convergem para um valor de aproximadamente $2,0 \times 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$ para uma umidade de 8,5%. Observa-se que, a umidade no qual convergem as permeabilidades é inferior a umidade ótima (12,47%), e que para essa umidade ótima, as permeabilidades são semelhantes aos valores que se encontram nas Tabelas 7 e 8.

Figura 44 - Permeabilidades não saturadas em função da umidade gravimétrica (Amostra 1).



Nota-se que, para valores de umidade gravimétrica abaixo da umidade gravimétrica de entrada de ar (12,5%) ocorre a diminuição da permeabilidade não saturada à água e o aumento da permeabilidade não saturada ao ar. Percebe-se ainda que, para menores umidades gravimétricas, ocorre um aumento da permeabilidade não saturada ao ar, devido o avanço da fase contínua do ar entre os poros do solo, com pequena variação dos valores (10^{-9} m.s^{-1} a $10^{-10} \text{ m.s}^{-1}$). Já a permeabilidade não saturada à água é reduzida em razão da obstrução do fluxo pela continuidade da fase gasosa, com maior variação dos seus valores (10^{-8} m.s^{-1} a $10^{-12} \text{ m.s}^{-1}$) quando comparados ao ar. Na umidade ótima, nota-se que a permeabilidade não saturada à água apresenta uma pequena tendência constante de crescimento com valor de cerca de 10^{-8} m.s^{-1} , dentro das regulamentações máximas permitidas para aterros sanitários. De acordo com Bicalho, Machado e Gerscovich (2023), independentemente do tipo de solo, a permeabilidade não saturada à água permanece relativamente constante para valores próximos da umidade gravimétrica de entrada de ar, para posteriormente decrescer com maior facilidade. Além disso, próximos aos valores da umidade gravimétrica residual (4,0%), a permeabilidade não saturada ao ar apresenta valores na ordem de 10^{-9} m.s^{-1} .

4.2.4 Análises físico-químicas

Nesse item serão apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos para as três amostras homogeneizadas de solo. As análises contemplaram a matéria orgânica (MO) e o pH em água, bem como, o complexo sortivo dos solos (Soma de bases trocáveis, CTC total, Saturação por bases), baseados em Teixeira *et al.* (2017), conforme a Tabela 11. Esses parâmetros ajudam a compreender o comportamento do solo nos estágios de umedecimento/secagem, capacidade de retenção de água, assim como, potencialidades para o desenvolvimento da vegetação superficial, microrganismos no interior da camada de cobertura e processos físico-químicos durante o fluxo de água, gases e lixiviado pelo solo. Inicialmente, observam-se semelhanças entre todos os parâmetros para as três amostras, podendo inferir que, há uma representatividade do solo para previsão das características de toda a área de estudo da camada de cobertura do ASCG.

Tabela 11 - Análises químicas das amostras homogeneizadas.

Características químicas	Amostra			Média
	1	2	3	
Ca ⁺² (cmol _c .kg ⁻¹)	5,21	5,55	6,40	5,72
Mg ⁺² (cmol _c .kg ⁻¹)	5,43	4,56	5,41	5,13
Na ⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	3,85	5,15	3,86	4,29
K ⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	0,36	0,45	0,55	0,45
Soma de bases trocáveis – S (cmol _c .kg ⁻¹)	14,85	15,71	16,22	15,59
H ⁺ (cmol _c .kg ⁻¹)	0,00	0,00	0,00	0,00
Al ⁺³ (cmol _c .kg ⁻¹)	0,00	0,00	0,00	0,00
CTC total – T (cmol _c .kg ⁻¹)	14,85	15,71	16,22	15,59
Saturação por Bases – V (%)	100,00	100,00	100,00	100,00
Matéria Orgânica – MO (%)	0,56	0,45	0,53	0,51
P (cmol _c .kg ⁻¹)	0,43	0,93	1,53	0,96
pH (H ₂ O)	8,20	8,40	8,00	8,20

Dentre os atributos químicos, o pH em água para as amostras de solo apresentou valor médio de 8,2, sendo considerado básico ou de alcalinidade elevada (classificação química) segundo Mendes (2007), devido o pH > 7,8, e de valor muito alto (classificação agrônômica), pH > 7,0. Esse elevado valor do pH, segundo o mesmo autor, se deve a presença de sódio (Na) no solo (3,85). Nessas condições, Sobral *et al.* (2015), classifica-o como salino (Na < 15 e pH < 8,5) e afirma que os teores de sódio no solo são típicos de regiões de clima semiárido devido ao baixo intemperismo. O pH médio do solo, atende

ao requisito proposto pela CETESB (1993), segundo o qual, deve ser igual ou superior a 7,0, para que seja usado como material da camada de cobertura final de aterro sanitário.

De acordo com Ferreira (2016), o pH ainda é um dos indicativos para a disponibilidade de macronutrientes (N, P, K, S, Ca, Mg) e micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, Cl) no solo, que são essenciais para o desenvolvimento das plantas e microrganismos. O valor obtido encontra-se fora da faixa adequada para o desenvolvimento da maioria das culturas (6,0 a 6,5), sendo esta faixa, a de maior disponibilidade de nutrientes no solo (Prezotti, 2013), dificultando assim, o desenvolvimento e permanência da vegetação superficial no aterro. No entanto, o pH encontra-se dentro da zona de relativa tolerância para o desenvolvimento de bactérias metanotróficas (6,5 a 8,5), conforme Huber-Humer, Röder e Lechner (2009), porém, outros parâmetros do solo devem ser analisados para garantir que o meio esteja adequado para tal desenvolvimento. Vale salientar que, o pH tende a reduzir ao longo do tempo, tornando-se ácido ($\text{pH} < 7,0$), reduzindo dessa forma a disponibilidade de nutrientes e a atividade microbiológica no solo, como o desempenho destas quanto a oxidação do gás metano (pH próximo da neutralidade).

O valor do pH encontrado é superior à média obtida por Magalhães *et al.* (2020) de 7,5 (solo + resíduo de construção), e ao valor de Guimarães, Benatti e Ferreira (2020) de 5,3 (solo CL), em análises de camadas de cobertura dos aterros sanitários de Belo Horizonte-MG e Sinop-MT, respectivamente. Isso demonstra que, o pH sofre modificações em seu valor a depender da adição de materiais alternativos à composição da camada de cobertura, bem como, a variação do tipo de solo empregado.

Rodrigues Filho (2022), obteve uma variação de pH da ordem de 4,98 a 5,27, na análise do solo utilizada na camada de cobertura do aterro sanitário de Porto Nacional-TO. De acordo com o autor, o pH é um dos principais fatores que influenciam na solubilidade, mobilização e disponibilidade de metais no solo para as plantas, sendo mais alta em valores baixos de pH. Segundo Santos e Matos (2020), em estudo realizado no aterro sanitário de Caucaia-CE, não se observam grandes variações do pH do solo ao longo da profundidade da espessura da camada de cobertura. No entanto, os mesmos autores afirmam que, valores elevados de pH é um dos indicativos da possibilidade da ocorrência de ascensão do lixiviado na interface solo-resíduo, ou do umedecimento por aspersão da camada de cobertura com esse produto, por exemplo.

Para as amostras homogeneizadas, obteve-se 0,51% de teor de Matéria Orgânica (MO). De acordo com Mendes (2007), classifica-se esse teor como muito baixo por apresentar $MO \leq 0,70\%$. O baixo teor de MO encontrado para o solo do ASCG explica a baixa capacidade de armazenamento e retenção de água em solos com predominância de granulometria grossa, o valor do pH acima da neutralidade (capacidade de tamponamento) e a menor disponibilidade de nutrientes para as plantas. Além disso, por não apresentar processos de revegetação implantados, o solo da camada de cobertura está exposto a processos de desagregação superficial de suas partículas devido aos processos erosivos mais incisivos. Santos (2023) observou que, na introdução de composto orgânico ao solo de mesmas características, verificou-se a redução do pH para próximo da neutralidade e aumento do teor de MO, tornando as condições da camada benéficas para oxidação do gás metano e redução das emissões de gases do efeito estufa. Segundo Chetri e Reddy (2021) e Schirmer *et al.* (2023), os solos utilizados como cobertura de aterros sanitários apresentam baixos teores de MO, sendo uma das soluções, a implementação de técnicas enriquecedoras de MO (biosistemas) ao solo como, biofiltros, *biowindows* ou biocoberturas, capazes de mitigar as emissões de metano para a atmosfera.

Na análise de complexo sortivo, obteve-se os seguintes valores médios, tendo inicialmente a soma de bases trocáveis (Valor S) de $15,59 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$ e a saturação por bases (Valor V) de 100%. Observa-se que, nas amostras analisadas devido à ausência da acidez potencial do solo ($H^+ + Al^{+3}$) indicando baixos valores de MO, o valor da CTC total (Valor T) é igual a $15,59 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$. Prezotti (2013) classifica os parâmetros da seguinte forma: Valor S e Valor V como alto ($S > 5,0 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$; $V > 70\%$), e CTC total como alto ($CTC \text{ total} > 10 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$).

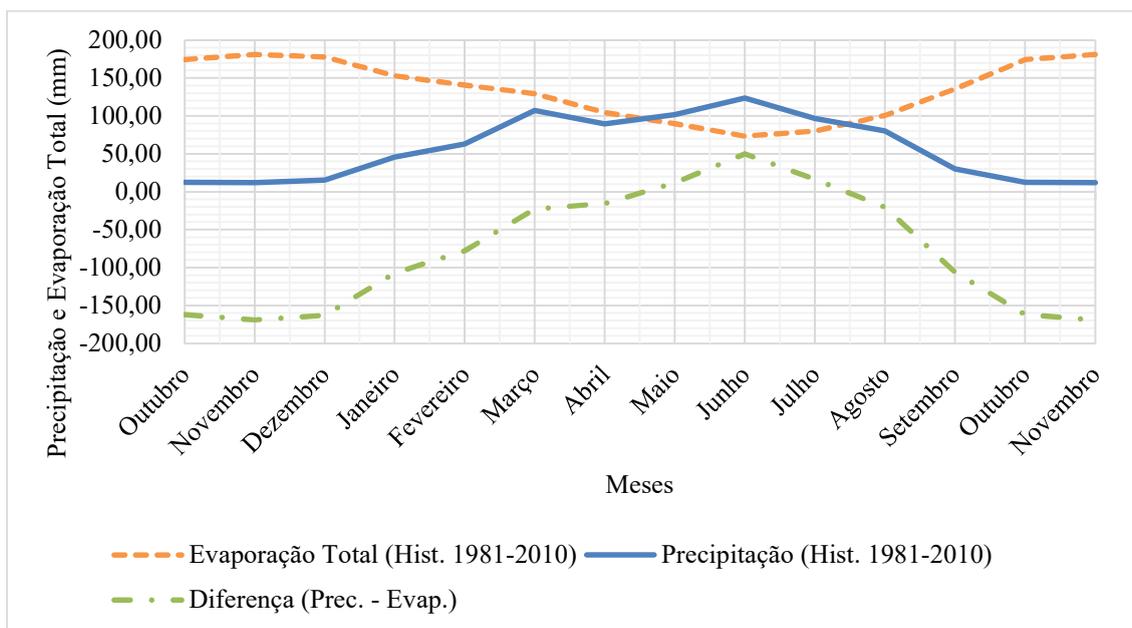
Elevados valores da soma de bases trocáveis indicam solos com menor grau de intemperismo. Segundo Ferreira (2016), o percentual obtido de 100% para a saturação por bases demonstra que todos os cátions do solo participam da nutrição das plantas e possuem boa fertilidade (solo eutrófico). Já o valor do CTC total aponta para a alta capacidade de cátions trocáveis que o solo pode reter.

4.3 Condições Meteorológicas

Nesse item estão apresentadas as condições meteorológicas em termos de dados históricos da estação Campina Grande-PB (normais climatológicas do Brasil do período de 1981-2010) e do período da realização dos ensaios *in situ* (outubro/2020 a novembro/2021) na área de estudo da camada de cobertura final do ASCG, obtidos no BDMEP do INMET (2023). Para esta análise, foram consideradas as seguintes condições meteorológicas mensais do local de estudo: precipitação mensal acumulada, temperatura média mensal e evaporação total (evaporímetro de piché). A análise das condições meteorológicas auxilia na compreensão do comportamento e desempenho de todos os elementos presentes nos aterros sanitários. Essas condições podem influenciar na concentração e emissões de gases para a atmosfera, na infiltração de água para o interior do maciço, na geração de gases e de lixiviado, nos processos biodegradativos dos RSU, na estabilidade do maciço sanitário, assim como, interferem nas etapas de monitoramento, manutenção e operação dos aterros.

Na Figura 45 observa-se a diferença entre os dados históricos de precipitação e evaporação total. Percebe-se que, a região do ASCG apresenta um período curto de excedente hídrico entre os meses de maio e julho, e predominância de *déficit* nos demais meses do ano, com evaporação total superior à precipitação média histórica. De acordo com os dados do INMET (2023), a precipitação acumulada anual histórica é de 777,0 mm e a evaporação total acumulada de 1.541,40 mm, com diferença de 764,40 mm a mais de evaporação. Essas características são típicas da região semiárida brasileira, onde está inserido o ASCG, uma vez que, de acordo com Santos *et al.* (2013), a quantidade de chuva acumulada é menor que a quantidade evaporada, com variação de pluviometria interanual, possuindo média pluviométrica inferior a 800 mm.

Figura 45 - Normais Climatológicas da Precipitação e Evaporação Total (1981-2010).

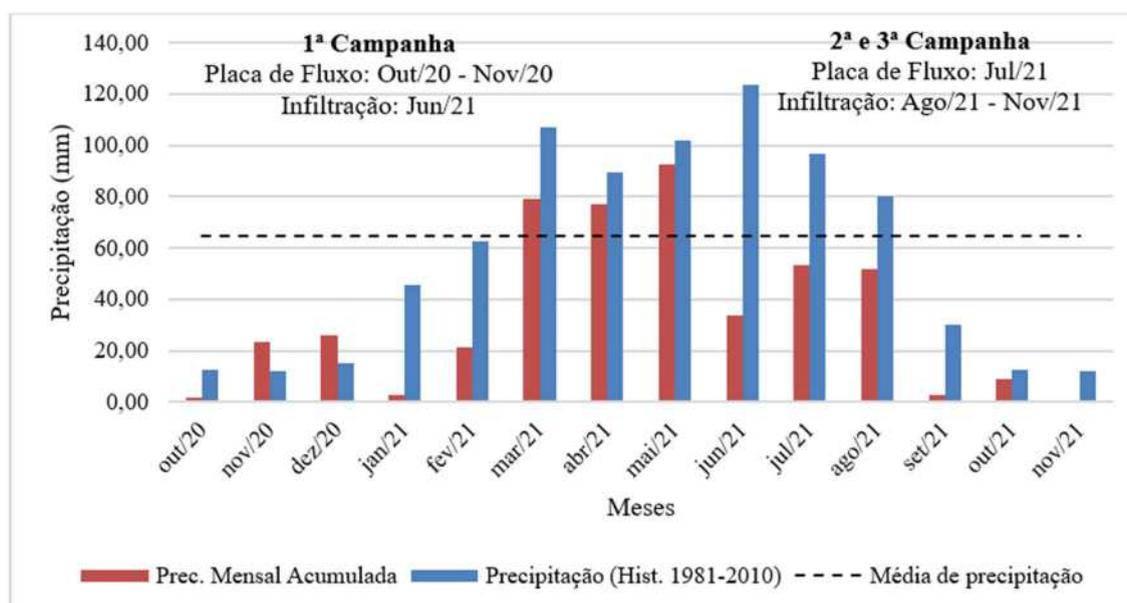


Fonte: INMET (2023).

Essa intensa variação das condições observadas de precipitação e evaporação, interfere na capacidade de retenção e armazenamento de água da camada de cobertura de aterros sanitários, modificando a umidade e o grau de saturação do solo utilizado, proporcionando uma variabilidade sazonal dos fluxos de água e gás através da camada ao longo do tempo. Segundo Oliveira (2021), a superfície da camada de cobertura sofre grande influência do clima, o que afeta o seu funcionamento e modifica o seu desempenho conforme o esperado. Observa-se que, a camada de cobertura fica exposta por um maior período às taxas de evaporação total superiores a precipitação esperada, proporcionando ciclos de secagem e contração do solo prolongados, quando comparados com o estágio de umedecimento e expansão. A camada em seu estado seco propicia o surgimento de trincas e fissuras na superfície, tornando-se caminhos preferenciais, potencializando o escape de gases para a atmosfera e a entrada de água para o interior do maciço sanitário. Bordoloi, Ni e Ng (2020) afirmam que, a formação, propagação e progresso de fissuras na superfície e ao longo da espessura da cobertura de solo depende da ação conjunta dos efeitos do aumento gradual da sucção com a secagem do solo, das condições meteorológicas (velocidade do vento, umidade relativa do ar, temperatura do solo) e dos efeitos da interação do solo com a vegetação (transpiração, reforço das raízes, exsudados radiculares, espaçamento, características físicas).

A Figura 46 apresenta a precipitação mensal acumulada e os dados históricos durante o período de realização dos ensaios *in situ*. Destaca-se inicialmente que, os ensaios de placa de fluxo e de infiltração ocorreram em épocas diferentes, mas inseridos nos períodos de chuvas e estiagem, previstos para a região do ASCG. O valor correspondente a precipitação média mensal de 64,75 mm foi superada entre os meses de março a maio de 2021, ocorrendo precipitações maiores do que a esperada apenas nos meses de novembro e dezembro de 2020, e no mês de novembro de 2021 foram registradas as mais baixas precipitações (0,10 mm) do intervalo de estudos *in situ*. O total de precipitação acumulada durante o período da realização dos ensaios no ASCG correspondeu a 475,10 mm, estando inferior em 38,85% do valor histórico, na ordem de 301,90 mm. Araújo Neto (2021) observou que, entre os anos de 2018 e 2020 na região do ASCG, as precipitações acumuladas foram inferiores em aproximadamente 30% do valor histórico, demonstrando uma irregularidade pluviométrica no período analisado.

Figura 46 - Precipitação mensal acumulada e Dados históricos.



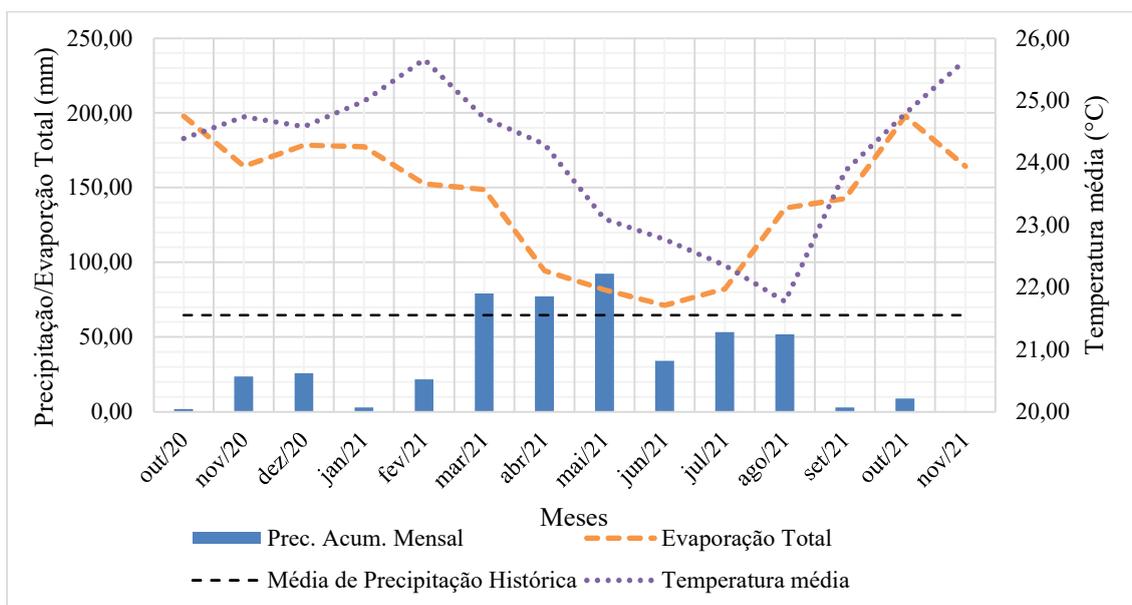
Fonte: INMET (2023); AESA (2023).

As campanhas dos ensaios de placa de fluxo e infiltração ocorreram em meses com registro de pluviometrias diferentes, com predominância de chuvas abaixo da média durante o período de ensaios. Nota-se que, o período da 1ª Campanha de placa fluxo contabilizou 25,40 mm de precipitação acumulada, já a 2ª e 3ª campanhas 53,20 mm, com diferença de 27,80 mm. Para os ensaios de infiltração, a 1ª Campanha acumulou 34,0 mm

de precipitação, e as demais campanhas 63,50 mm, diferindo na ordem de 29,50 mm. Souza (2021) analisou em seu estudo que, em períodos de menor precipitação, ou seja, o solo da camada de cobertura com baixa umidade, observam-se maiores emissões de gases. Diante disso, pode-se inferir que a camada de cobertura estando com baixa umidade (menor saturação), permite a migração de gases com maior facilidade por meio dos poros do solo para as camadas mais superficiais, dificultando assim, o fluxo de água para o interior do maciço sanitário. Em períodos de maior precipitação Fan *et al.* (2022) observaram que, a água da chuva tende a infiltrar gradualmente pela camada de cobertura final, o que proporciona o aumento do grau de saturação ao longo da profundidade. Vale salientar que, nos dias em que foram realizados alguns ensaios, não foram registradas precipitações na região do ASCG.

A Figura 47 apresenta a variação da precipitação mensal acumulada, evaporação total e a temperatura média mensal durante o período de realização dos ensaios *in situ*. Observa-se que, apenas o mês de maio de 2021 apresentou excedente hídrico, com precipitação superior à evaporação total em 10,80 mm. Durante o mês de maio de 2021 não foram realizados ensaios na camada de cobertura do ASCG, no entanto, esse mês antecedeu a 1ª Campanha dos ensaios de infiltração (junho de 2021) e as 2ª e 3ª campanhas dos ensaios de placa de fluxo (julho de 2021), respectivamente. A evaporação total acumulada atingiu 1.990,60 mm, superando o valor histórico em 449,20 mm. Dessa forma, o *déficit* hídrico registrado foi da ordem de 1.515,50 mm, valor próximo da evaporação total histórica (1.541,40 mm). Além disso, as temperaturas médias variaram de 21,77 °C a 25,66 °C, com amplitude de 3,89 °C e média mensal de 24,12 °C. Verifica-se também que, entre os meses de fevereiro a junho de 2021, a temperatura média e a evaporação total registram uma tendência de diminuição. Esses índices apresentaram seus menores valores dentro do período de pluviosidade intensa histórica esperada (abril a agosto), obtendo 21,77 °C para a temperatura média (agosto de 2021) e 71,30 mm para a evaporação total (junho de 2021), retornando a aumentar após o período de chuvas.

Figura 47 - Precipitação/Evaporação Total/Temperatura Média no período dos ensaios *in situ*.



Fonte: INMET (2023); AESA (2023).

Percebe-se que, o período de aumento da temperatura coincide com a época de baixa pluviosidade e elevadas taxas de evaporação total. Dessa forma, destaca-se que o solo da camada de cobertura final estando exposto a essas condições meteorológicas em ciclos mais prolongados e intensos, apresenta mudanças nas suas propriedades geotécnicas, quanto às condições de fluxo de água e gás, devido ao ganho e perda de umidade e aos processos de umedecimento/secagem. Nessas condições, para Pu *et al.* (2023), o transporte de água através da camada de cobertura é alterado significativamente, devido a distribuição do seu conteúdo nos poros do solo, modificando assim, as propriedades de transporte de gás.

Vale salientar que, as condições de fluxo de gases, em termos de maior ou menor emissão para a atmosfera, variam ainda, ao longo do dia e do tempo de análise, em virtude da modificação das condições meteorológicas. Esse fato foi observado por Gonzalez-Valencia *et al.* (2021), segundo os quais, a irradiação solar, temperatura ambiente, umidade e temperatura do solo impactam nas emissões de gases, tornando-as consideravelmente variáveis. Além disso, Santos (2021) afirma que, grandes variações entre a temperatura do ambiente externo e interno ao maciço sanitário, resultam em gradientes de temperatura que afetam a atividade das bactérias metanogênicas, a produção de biogás e de lixiviado. Gomes *et al.* (2022) e Araújo Neto (2021) afirmam que, em aterros submetidos a condições de evaporação superior à precipitação, o processo de

recirculação de lixiviado é favorecido, uma vez que, proporciona o umedecimento dos resíduos aterrados e acelera o processo biodegradativo.

4.4 Avaliação das Redes Neurais Artificiais

Os resultados discutidos nos tópicos seguintes apresentam as análises realizadas para estimativa dos coeficientes de permeabilidade do solo não saturado à água e ao ar para a camada de cobertura final de aterros sanitários utilizando modelos preditivos (RNA). Destaca-se inicialmente o tratamento estatístico realizado com o banco de dados obtidos de ensaios em campo e em laboratório, bem como do cálculo de índices do solo, por meio da análise descritiva, correlação de *Spearman*, superfície resposta e regressão linear múltipla.

4.4.1 Análise do banco de dados e tratamento estatístico

A Tabela 12, apresenta a análise descritiva dos dados que compõem os pontos de ensaios *in situ* e de índices do solo da Amostra 1. Dentre os componentes da análise descritiva, obteve-se a média, pontos mínimo e máximo, amplitude e coeficiente de variação. A utilização dos resultados dos pontos que compõem a Amostra 1 justifica-se, uma vez que, por meio dos ensaios de determinação da sucção pelo método do papel filtro, apresentou os melhores avaliadores estatísticos quando comparados às demais amostras.

Tabela 12 - Análise descritiva dos dados (Amostra 1).

	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Amplitude	Coefficiente de Variação
Permeabilidade não saturada à água ($k_{NSatÁgua}$)	$1,72 \times 10^{-12}$	$5,29 \times 10^{-14}$	$1,53 \times 10^{-18}$	$1,47 \times 10^{-11}$	$1,47 \times 10^{-11}$	266,71
Permeabilidade não saturada ao ar (k_{NSatAr})	$7,08 \times 10^{-9}$	$7,15 \times 10^{-9}$	$6,18 \times 10^{-9}$	$7,38 \times 10^{-9}$	$1,20 \times 10^{-9}$	5,35
Grau de Saturação (S)	0,14	0,13	0,09	0,28	0,19	43,68
Grau de Saturação Efetivo (Se)	0,06	0,06	0,01	0,21	0,21	103,31

	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Amplitude	Coefficiente de Variação
Umidade Gravimétrica (w)	0,03	0,03	0,02	0,06	0,04	36,82
Umidade Volumétrica (θ)	0,06	0,05	0,03	0,10	0,07	39,12
Índice de vazios (e)	0,67	0,65	0,55	0,95	0,39	17,60
Densidade <i>in situ</i> (δ)	1,62	1,64	1,38	1,73	0,35	6,52
Porosidade (n)	0,40	0,39	0,36	0,49	0,13	9,82
Grau de Compactação (GC)	0,86	0,87	0,73	0,92	0,19	6,52

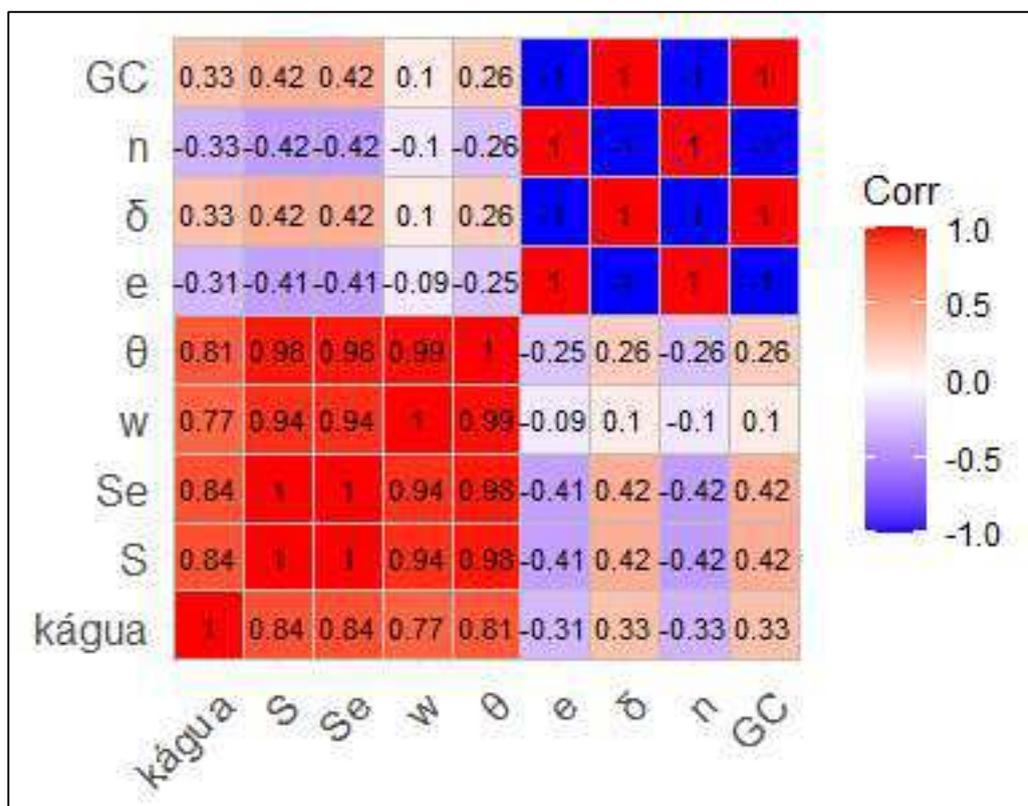
Baseado nas análises das condições não saturadas, por meio da curva característica do solo (Amostra 1), discutidas anteriormente, observa-se que, a faixa de umidades gravimétricas (w), entre 2% e 6%, encontra-se próxima da umidade gravimétrica residual ($w_{res} = 4\%$), indicando baixos valores de grau de saturação (9% a 28%). Nessa região, a permeabilidade do solo ao ar é superior ao da permeabilidade à água, no entanto, sem sofrer grandes alterações nos valores, em virtude do aumento da continuidade gasosa nos poros que bloqueia o fluxo de água nos vazios do solo. Pode-se inferir que, devido ao longo período de baixa pluviometria, elevado *déficit* hídrico que a região de localização do ASCG está submetida e a ausência de técnicas para aumentar o armazenamento e retenção de água no solo, a camada de cobertura mantém-se seca por um longo período, quando comparado à época de pluviosidade intensa. Dessa forma, essa faixa de valores pode representar o comportamento real da camada de cobertura de aterros sanitários em regiões com características climáticas semelhantes.

Observa-se que, a permeabilidade não saturada à água apresenta o maior coeficiente de variação (266,71%), e a permeabilidade não saturada ao ar, o menor valor (5,35%), quando comparados aos demais parâmetros analisados. Os menores valores de CV para a permeabilidade não saturada do solo ao ar indicam pequena variabilidade dos resultados. Nesse caso, para baixas umidades a permeabilidade não saturada do solo ao ar através da camada de cobertura não tende a sofrer grandes alterações na sua magnitude. O fluxo de ar depende de diversos fatores físico-químicos do solo, dos processos biodegradativos dos RSU, das condições meteorológicas e da pressão interna de gás no interior do maciço. Os valores da permeabilidade não saturada do solo ao ar estabeleceram-se na ordem de 10^{-9} m.s^{-1} , já para a água, esta sofreu reduções bruscas com

variação de 10^{-18} m.s⁻¹ a 10^{-11} m.s⁻¹, quando o solo apresenta umidade inferior à ótima. Barbosa *et al.* (2023) afirmam que, a permeabilidade do solo ao gás decresce lentamente com o aumento da umidade, e rapidamente diminui quando se aproxima da ótima, dependendo também de outros parâmetros como, o grau de saturação e da estrutura do solo compactado.

Na Figura 48, que apresenta a relação entre os índices do solo com a permeabilidade não saturada à água, observa-se que o S, Se, w e θ , apresentam correlação positiva e forte com a permeabilidade não saturada à água. Deste modo, significando que, estes índices aos sofrerem modificações nos seus valores expressam maior influência na permeabilidade não saturada à água, com comportamento diretamente proporcional (positivas). Segundo Fontelles (2012) e SAS (2020), valores positivos na Correlação de Spearman (r_s) maiores ou iguais que 0,60, são considerados fortes e diretamente proporcionais. Em razão desse comportamento, à medida que estes índices aumentam, a permeabilidade não saturada à água do solo cresce. Silva *et al.* (2022) observaram que, para menores valores de umidade, de grau de saturação e conseqüente aumento da sucção matricial, menor será a permeabilidade não saturada do solo à água obtida.

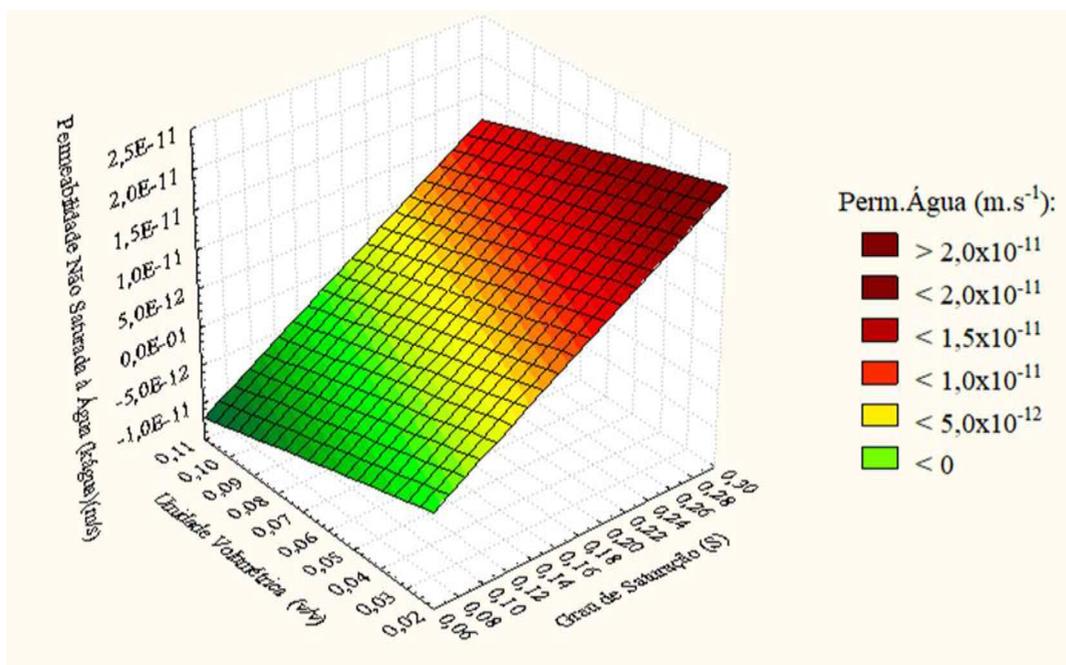
Figura 48 - Correlograma utilizando a Correlação de Spearman para a Permeabilidade Não Saturada à Água.



Observa-se que, “e” e “n” do solo apresentaram correlação moderada ($0,30 \leq r_s < 0,60$) e negativa, indicando um comportamento inversamente proporcional. Já δ e GC estão no mesmo intervalo de correlação dos índices anteriores, porém, positiva. Isto demonstra que, mudanças nestes índices, influenciam no comportamento da permeabilidade não saturada à água.

Na Figura 49, observa-se por meio da superfície resposta, o comportamento do S e θ , com a permeabilidade não saturada do solo à água. Estes índices apresentaram os maiores coeficientes de correlação *Spearman*, conforme observado na Figura 48.

Figura 49 Superfície resposta para: água x Grau de Saturação x Umidade Volumétrica.



Percebe-se na Figura 49 que, as maiores permeabilidades não saturadas à água do solo são observadas com o aumento do grau de saturação e da umidade volumétrica. Segundo Bicalho, Machado e Gerscovich (2023), na condição não saturada do solo, a permeabilidade depende do conteúdo de água presente no meio e do histórico de saturação. Esse comportamento reflete que, em um solo não saturado, o fluxo de água ocorre nos espaços onde há continuidade da fase líquida da água (Vilar, 2021).

Baseado nos valores do coeficiente de correlação de *Spearman* superiores a 0,60 (correlação forte), definiu-se que as variáveis: S, θ e w, foram aquelas que apresentaram maior influência no comportamento da permeabilidade à água na condição não saturada do solo. Dessa forma, a partir da análise de regressão linear múltipla obteve-se a Equação

14. A elaboração desse modelo permitiu a ampliação do banco de dados para análises por RNA.

$$k_{\text{água}} = -6,30 \times 10^{-12} + 5,48 \times 10^{-10} \cdot S - 2,78 \times 10^{-9} \cdot \theta + 2,47 \times 10^{-9} \cdot w \quad (14)$$

Sendo:

$k_{\text{água}}$ = Permeabilidade Não Saturada à Água ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$).

S = Grau de Saturação (em valor fora da porcentagem).

θ = Umidade Volumétrica.

w = Umidade Gravimétrica (em valor fora da porcentagem).

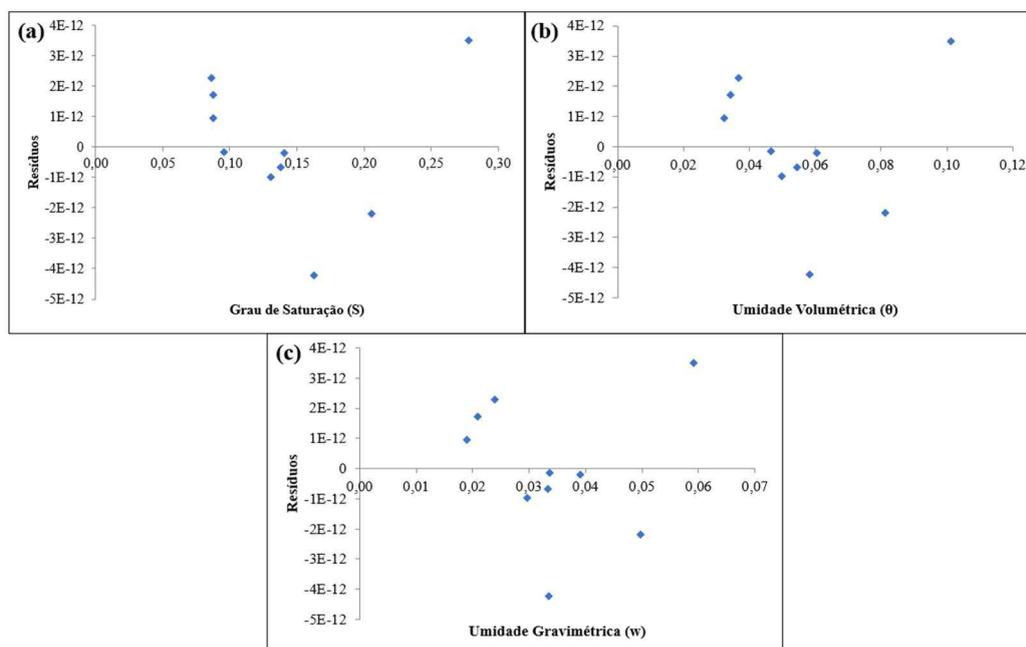
Dentre os parâmetros obtidos para validação do modelo de regressão linear múltipla (Tabela 13), observa-se que o valor do coeficiente de determinação (R^2) de 0,761, para um nível de significância de 5%, indica que 76,1% da variabilidade da permeabilidade não saturada à água do solo (variável dependente) pode ser explicada pelo modelo aplicando as variáveis independentes (grau de saturação, umidade volumétrica e umidade gravimétrica). Quanto à significância estatística geral do modelo estimado, obtido por meio da ANOVA, para uma significância de 5% (0,05), observa-se que p-valor foi inferior a 0,05. Dessa forma, pode-se afirmar que, o modelo é preditivo para explicar o comportamento da permeabilidade não saturada a água, e que pode ser usado para previsões dentro da amplitude das variáveis estudadas.

Tabela 13 - Avaliadores numéricos do modelo de regressão para a permeabilidade não saturada do solo à água.

R^2	F	p-valor
0,761	6,37	0,027

A Figura 50 apresenta a análise gráfica dos resíduos para a permeabilidade não saturada à água utilizada para avaliar o modelo de regressão obtido. Percebe-se nas representações que, os pontos se distribuem de forma equilibrada acima e abaixo da reta horizontal para as três variáveis independentes. Segundo Fontelles (2012), esse comportamento demonstra que os resíduos não apresentam disposição sistemática que mostre tendências e padrões, sendo possível pressupor a independência entre os resíduos.

Figura 50 - Análise dos resíduos para a permeabilidade não saturada à água: (a) Grau de saturação; (b) Umidade volumétrica; (c) Umidade gravimétrica.



A partir da Equação 14 foi possível a elaboração de um banco de dados mais robusto (Tabela 14), estando a permeabilidade não saturada à água do solo em função do S , θ e w . Observa-se que, os valores normalizados da permeabilidade não saturada à água (2ª Coluna), em razão da amplitude de valor destes com as demais variáveis.

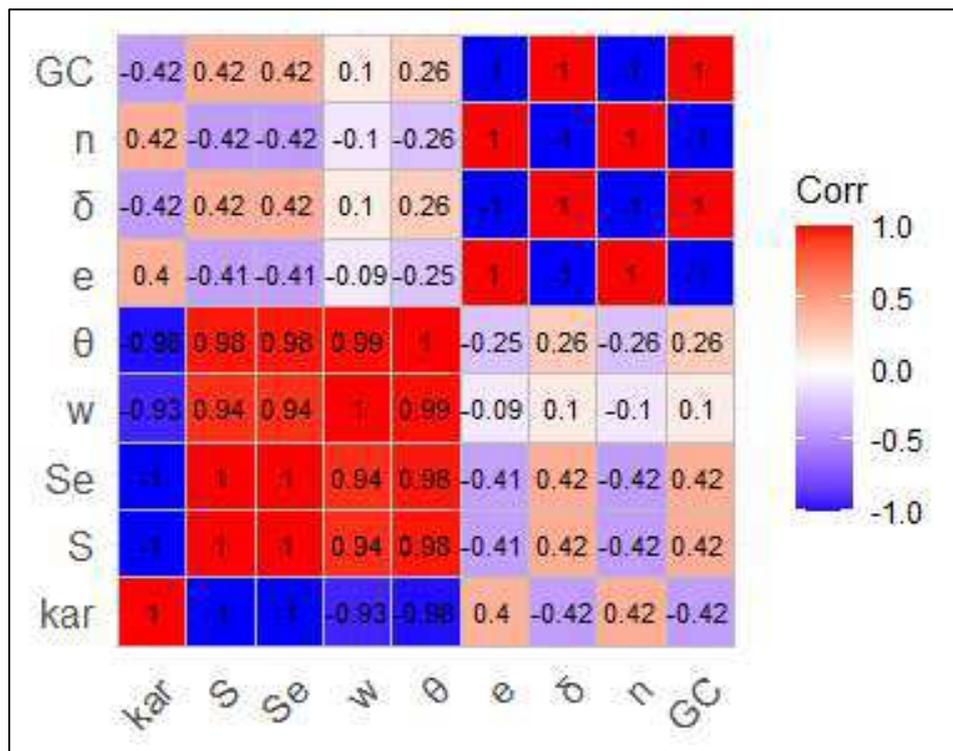
Tabela 14 - Banco de dados da Permeabilidade Não Saturada à Água.

$k_{\text{água}}$ ($m.s^{-1}$)	$k_{\text{águaNorm}}$	Grau de Saturação (S)	Umid. Volumétrica (θ)	Umid. Gravimétrica (w)
$1,115 \times 10^{-11}$	0,99883	0,27768	0,10116	0,05916
$1,114 \times 10^{-11}$	0,99767	0,27749	0,10109	0,05912
$1,112 \times 10^{-11}$	0,99650	0,27730	0,10103	0,05908
$1,111 \times 10^{-11}$	0,99533	0,27710	0,10096	0,05904
$1,110 \times 10^{-11}$	0,99417	0,27691	0,10089	0,05900
:	:	:	:	:
:	:	:	:	:
:	:	:	:	:
$6,512 \times 10^{-14}$	0,00583	0,11448	0,04250	0,02495
$5,210 \times 10^{-14}$	0,00467	0,11429	0,04243	0,02491
$3,907 \times 10^{-14}$	0,00350	0,11409	0,04236	0,02487
$2,605 \times 10^{-14}$	0,00233	0,11390	0,04230	0,02483
$1,302 \times 10^{-14}$	0,00117	0,11371	0,04223	0,02479

Sendo: $k_{\text{águaNorm}}$ a permeabilidade não saturada à água normalizada.

A Figura 51 apresenta o correlograma que relaciona a permeabilidade não saturada ao ar do solo com os índices do solo. Percebe-se nesta análise que, se apresentam os mesmos índices que se correlacionam de maneira forte com a permeabilidade não saturada à água ($r_s > 0,60$), no entanto, com sinal negativo, indicando comportamento inversamente proporcional. Dessa forma, a diminuição do S, Se, θ e w do solo, permitem o aumento da permeabilidade não saturada ao ar. Segundo Marinho (1994), o grau de saturação e o estágio de umedecimento/secagem do solo influenciam na distribuição do ar pelos vazios. Em razão disso, observa-se mudanças no comportamento do fluxo de ar no solo devido a alteração da fase oclusa para a contínua, fato este que, pode ser observado na curva característica. Mariano (2008) afirma que, a avaliação da permeabilidade não saturada ao ar do solo, estando a umidade gravimétrica e o grau de saturação como índices influenciadores, pode indicar características de retenção de gases na camada de cobertura, quando estes aumentarem o seu valor.

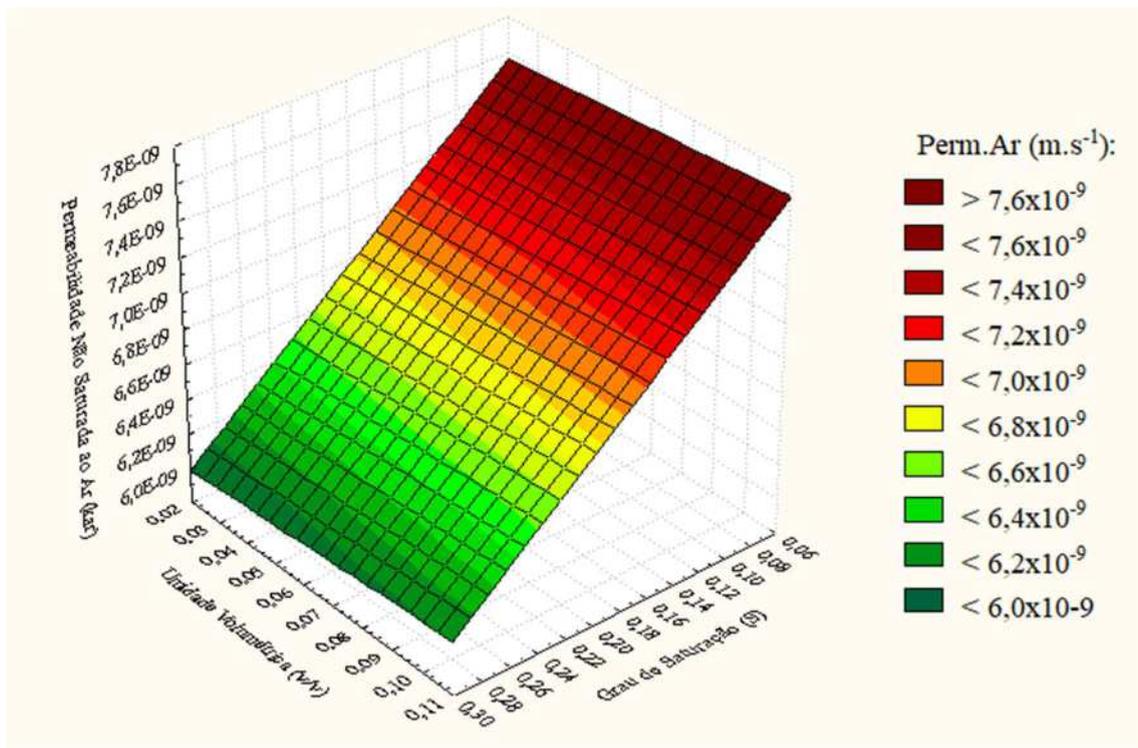
Figura 51 - Correlograma utilizando a Correlação de Spearman para a Permeabilidade Não Saturada ao Ar.



Verifica-se na Figura 52 a superfície resposta que apresenta o grau de saturação (S) e a umidade volumétrica do solo (θ), que se correlacionam de maneira forte e negativa com a permeabilidade não saturada ao ar, em que os valores de r_s obtidos foram inferiores a -0,60. A análise da superfície permite observar que, a diminuição do S e do θ , fez com

que a permeabilidade não saturada ao ar aumentasse, mas dentro de uma ordem de valores de 10^{-9} m.s^{-1} . Isto pode significar que, com a diminuição desses índices, a permeabilidade não saturada ao ar não sofre elevações bruscas de seu valor em virtude da sua dependência com a distribuição do ar pelos vazios do solo, que influenciam no seu fluxo. Segundo Fredlund e Rahardjo (1993), assim como a permeabilidade não saturada à água depende da presença desta entre os poros do solo, da mesma maneira, a permeabilidade não saturada ao ar depende da distribuição deste pelos vazios do solo.

Figura 52 - Superfície resposta para: k_{ar} x Grau de Saturação x Umidade Volumétrica.



A partir dessas observações, elaborou-se um modelo de regressão linear múltipla para a permeabilidade não saturada ao ar do solo, em função do grau de saturação, da umidade volumétrica e da umidade gravimétrica. O mesmo critério adotado anteriormente para a permeabilidade não saturada à água foi aplicado, observando os índices que apresentavam coeficiente de correlação *Spearman* forte ($r_s > 0,60$), segundo Fontelles (2012) e SAS (2020). Dessa forma, foi obtida a Equação 15 que permitiu a elaboração do banco de dados para esta permeabilidade e aplicação nas RNA.

$$k_{ar} = 7,93 \times 10^{-9} - 1,22 \times 10^{-10} \cdot S - 3,48 \times 10^{-8} \cdot \theta - 3,09 \times 10^{-8} \cdot w \quad (15)$$

Sendo:

k_{ar} = Permeabilidade Não Saturada ao Ar (m.s^{-1}).

S = Grau de Saturação (em valor fora da porcentagem).

θ = Umidade Volumétrica.

w = Umidade Gravimétrica (em valor fora da porcentagem).

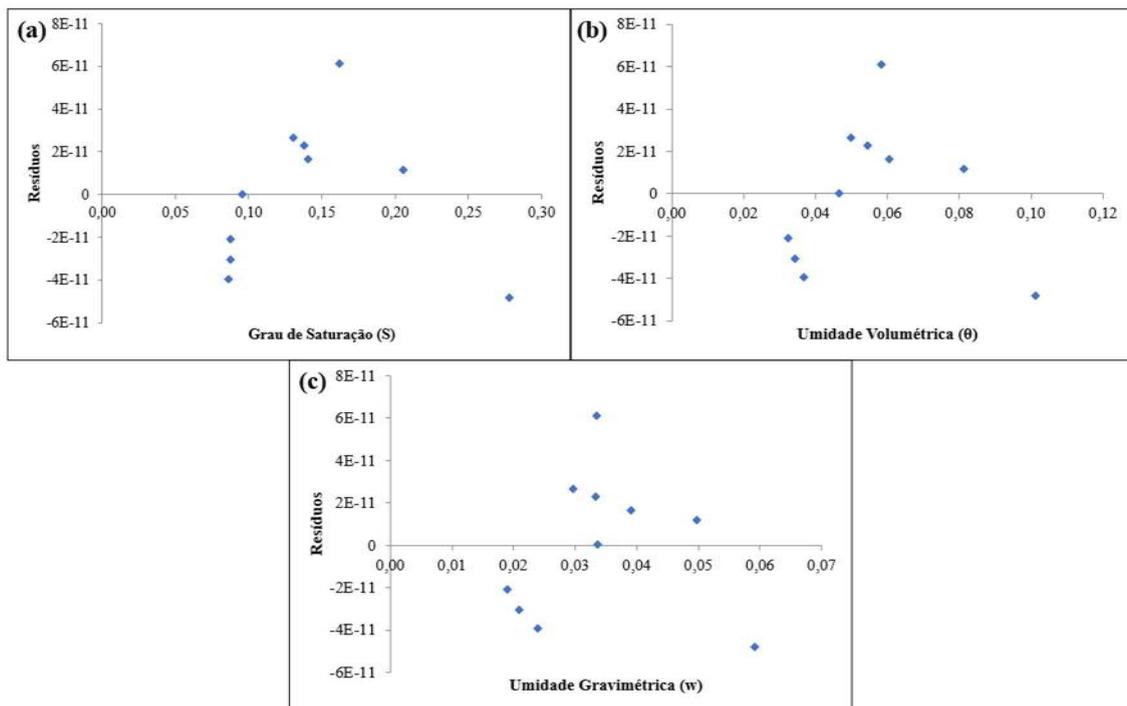
Para os avaliadores estatísticos utilizados para validação do modelo de regressão múltipla para a permeabilidade não saturada ao ar do solo (Tabela 15), observa-se inicialmente que o coeficiente de determinação (R^2) obtido foi de 0,992, indicando que 99,2% da variabilidade da variável dependente (permeabilidade não saturada ao ar do solo), a um nível de significância de 5%, pode ser explicada pelas variáveis independentes do modelo de regressão. Observando-se os resultados da ANOVA, indica-se que o modelo é preditivo, devido ao p-valor ser menor que 0,05, e pode ser usado para previsões dentro da amplitude das variáveis estudadas.

Tabela 15 - Avaliadores numéricos do modelo de regressão para a permeabilidade não saturada do solo ao ar.

R²	F	p-valor
0,992	240,46	1,29x10 ⁻⁸

A análise dos resíduos para a permeabilidade não saturada ao ar (Figura 53) apresenta uma distribuição não sistemática dos pontos, distribuídos ao longo da reta horizontal de forma equilibrada. Esse comportamento, de acordo com Fávero e Belfiore (2017), é um indicativo de independência e aleatoriedade entre os resíduos, e da ausência de autocorrelação entre os resíduos.

Figura 53 - Análise dos resíduos para a permeabilidade não saturada ao ar.



Com a Equação 15 elaborou-se o banco de dados sintéticos para a permeabilidade não saturada ao ar do solo, conforme observado na Tabela 16 em função do grau de saturação, umidade volumétrica e umidade gravimétrica. O procedimento de normalização da permeabilidade não saturada ao ar foi aplicado nessa etapa.

Tabela 16 - Banco de dados da Permeabilidade Não Saturada ao Ar.

k_{ar} ($m.s^{-1}$)	k_{arNorm}	Grau de Saturação (S)	Umidade Volumétrica (θ)	Umidade Gravimétrica (w)
$6,233 \times 10^{-9}$	0,00100	0,27768	0,10116	0,05916
$6,234 \times 10^{-9}$	0,00200	0,27749	0,10109	0,05912
$6,245 \times 10^{-9}$	0,00300	0,27730	0,10103	0,05908
$6,246 \times 10^{-9}$	0,00400	0,27710	0,10096	0,05904
$6,248 \times 10^{-9}$	0,00501	0,27691	0,10089	0,05900
:	:	:	:	:
:	:	:	:	:
:	:	:	:	:
$7,408 \times 10^{-9}$	0,99499	0,08724	0,03271	0,01924
$7,409 \times 10^{-9}$	0,99600	0,08705	0,03264	0,01920
$7,411 \times 10^{-9}$	0,99700	0,08686	0,03258	0,01916
$7,412 \times 10^{-9}$	0,99800	0,08667	0,03251	0,01912
$7,413 \times 10^{-9}$	0,99900	0,08648	0,03244	0,01908

Sendo: k_{arNorm} – Permeabilidade não saturada ao ar do solo normalizada.

Com a validação dos modelos de regressão e elaboração dos bancos de dados para as duas permeabilidades não saturadas, procedeu-se o desenvolvimento das RNA para aplicação em camada de cobertura de aterros sanitários.

4.4.2 Métricas de desempenho das RNA para a permeabilidade não saturada à água e ao ar do solo

A Tabela 17 apresenta as duas performances gerais de desempenho das RNA obtidas para predição dos valores de permeabilidade não saturada à água e ao ar. A avaliação de desempenho baseou-se na análise das métricas estatísticas para definição dos melhores modelos de predição das permeabilidades não saturadas à água e ao do solo de camada de cobertura final de aterros sanitários. Tomando como referência os 11 algoritmos de treinamento, verificou-se que do total de redes geradas, 159 combinações apresentaram bons desempenhos para a permeabilidade não saturada à água, e 130 combinações para a permeabilidade não saturadas ao ar (Quadro 12 e 13 em Apêndice), porém de performance inferior às melhores predições identificadas.

Tabela 17 - Performance geral da RNA para predição da permeabilidade não saturada à água e ao ar do solo.

PermNSat	NNCO	FACO	FACS	AT	Métricas de desempenho						
					MAE (x10 ⁻¹⁴)	RMSE (x10 ⁻¹⁴)	MAPE	NRMSE (x10 ⁻¹⁴)	R ²	E	R
Água	20	<i>Purelin</i>	<i>Purelin</i>	<i>Trainlm</i>	3,91	4,88	5,32x10 ⁻¹¹	4,92	1,00	1,00	1,00
Ar	15	<i>Purelin</i>	<i>Purelin</i>	<i>Trainlm</i>	1,85	2,07	8,58x10 ⁻¹²	2,07	1,00	1,00	1,00

Sendo: PermNSat – Permeabilidade Não Saturada; NNCO – Número de Neurônios na Camada Oculta; FACO – Função de Ativação na Camada Oculta; FACS – Função de Ativação na Camada de Saída; AT – Algoritmo de Treinamento.

Inicialmente observou-se uma diferença na quantidade de neurônios na camada oculta para as permeabilidades não saturadas, sendo 20 para a água e 15 para o ar. O estabelecimento da quantidade de neurônios para a arquitetura apropriada das RNA, segundo Bueno *et al.* (2020), ainda é um grande desafio, apesar do crescente avanço nos estudos da ciência de dados, aplicados à área ambiental. Silva, Dantas Neto e Rodrigues (2022), ao estimarem a condutividade hidráulica não saturada por meio de dados obtidos

na literatura, apresentaram a seguinte arquitetura para a rede, sendo 8 sinais de entrada, 2 camadas ocultas com 4 e 2 neurônios respectivamente, e 1 sinal de saída. Araújo Neto (2021), na predição dos parâmetros de resistência ao cisalhamento do RSU, obteve configurações com quantidade de neurônios na camada oculta de 10 e 15. Barreto (2023), na definição da rede para predição do fluxo de metano em camada de cobertura de aterro sanitário, àquela de melhor desempenho apresentou 20 neurônios na camada oculta. Bezerra (2023), na predição da composição gravimétrica dos RSU, obteve 14 diferentes arquiteturas, com variação da quantidade de neurônios de 3 a 14, a depender da categoria do material. Xu *et al.* (2021), ao realizarem uma revisão com 177 trabalhos que aplicaram as RNA a análises de RSU e subprodutos, observaram que, o número ideal de neurônios na camada oculta, em aproximadamente 80% dos trabalhos, ficou entre 4 e 20.

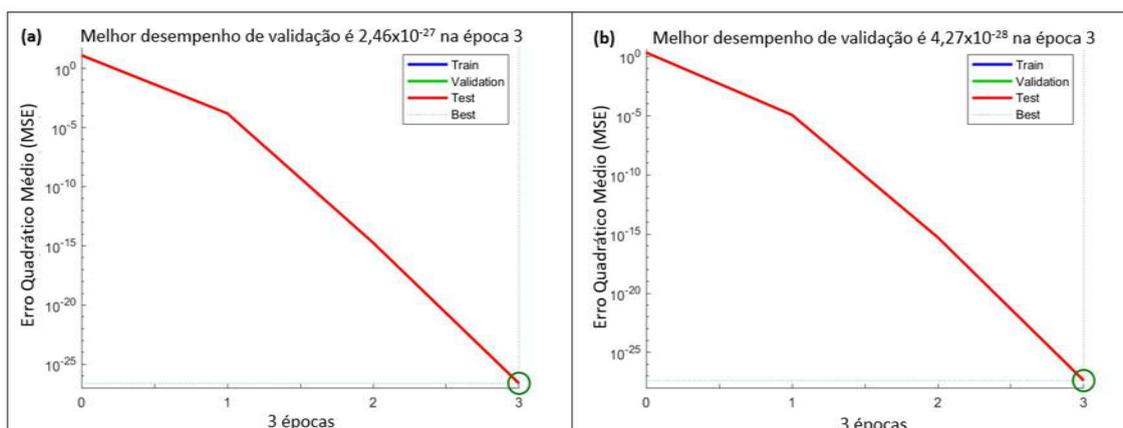
Observa-se que as funções de ativação (camada oculta e de saída) e o algoritmo de treinamento que apresentaram os melhores desempenhos foram iguais nas duas redes de predição das permeabilidades não saturadas, sendo estas, a função *Purelin* (linear) e o algoritmo *Trainlm* (*Levenberg-Marquardt backpropagation*), respectivamente. Segundo Kwak, Hwang e Yoo (2011), o algoritmo de treinamento de Levenberg-Marquardt possui a capacidade de treinar uma RNA de múltiplas camadas de maneira mais rápida, quando comparada aos demais. Laabid *et al.* (2023), ao analisarem o impacto das funções de ativação na velocidade de resposta uma RNA utilizando o algoritmo de treinamento de Levenberg-Marquardt, observaram que as funções *Purelin* para as camadas oculta e de saída, apresentaram o melhor desempenho.

As métricas estatísticas de desempenho das RNA, apresentadas na Tabela 17, foram as melhores quando comparadas às demais combinações entre os modelos preditivos para as permeabilidades não saturadas à água e ao ar do solo. Os valores obtidos do MAE e RMSE, foram os menores, o que significa, segundo Araujo e Silva (2020), que as redes apresentam menores erros e maior precisão na estimativa das permeabilidades. O MAPE encontrado para as redes também se enquadra entre os menores obtidos. De acordo com Nascimento, Pereira e Seixas (2009), menor valor, indica melhor desempenho da rede. Já o NRMSE para as duas redes, foram os menores obtidos. Em razão disso, Amoedo (2021), aponta que para essa característica, a rede é capaz de produzir os melhores resultados. Observando o coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (E) e o coeficiente de correlação de Pearson, apresentaram os maiores valores possíveis para análise. Dessa forma, as

variáveis dependentes (entrada) são capazes de explicar a variabilidade da variável resposta (saída), existe uma concordância total entre os valores preditos e os observados e que as variáveis se correlacionam fortemente com a variável de saída, segundo Morettin e Bussab (2017), Legates e McCabe Jr. (1999) e Araujo e Silva (2020).

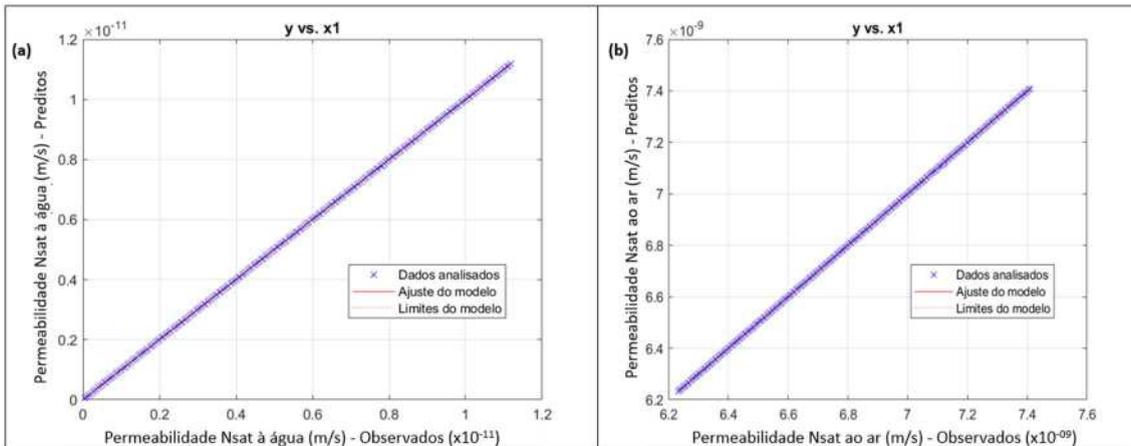
A Figura 54 apresenta as análises de desempenho das melhores redes para predição das permeabilidades não saturadas à água e ao ar do solo da camada de cobertura final de aterros sanitários, quanto ao treinamento, validação e teste. Observa-se que o melhor desempenho foi obtido após 3 épocas (número de iterações do treinamento até a interrupção) e com Erro Quadrático Médio (MSE) quase zero para as duas redes, sendo $2,46 \times 10^{-27}$ para a água (Figura 54-a), e $4,27 \times 10^{-28}$ para o ar (Figura 54-b). Percebe-se, que o treinamento, a validação e o teste coincidem graficamente, e a rede apresenta resultados rápidos, corroborando com as características do algoritmo de treinamento aplicado (*trainlm*).

Figura 54 - Performance das RNA de melhor desempenho para predição das permeabilidades não saturadas: (a) água; (b) ar.



Associada a análise da performance, observa na Figura 55 o comportamento dos valores preditos com os observados.

Figura 55 - Valores observados e preditos para as permeabilidades não saturadas: (a) água; (b) ar.



Percebe-se que os dados analisados estão distribuídos sobre a linha de ajuste linear. Segundo Farias (2023), esse comportamento dos dados é característico de modelos com boa predição. Dessa forma, corroborando para que os modelos de RNA desenvolvidos sejam bons preditores para a determinação das permeabilidades não saturadas à água e ao ar.

5 CONCLUSÕES

Nesse item, estão apresentadas as conclusões, em resposta aos objetivos propostos e baseadas nas análises *in situ* realizadas na camada de cobertura final e com o solo utilizado no ASCG. Assim, pode-se concluir que:

- A variabilidade das emissões de gases e da infiltração de água, identificadas na camada de cobertura final de aterros sanitários, é explicada pela variedade de solos utilizados e possíveis condições físicas da camada (espessura, presença de vegetação superficial, energia de compactação aplicada).
- Os parâmetros físicos do solo que apresentam maior influência no fluxo de água e ar pela camada de cobertura estão relacionados com o conteúdo de água presente no solo, sendo eles, o grau de saturação, a umidade volumétrica e a gravimétrica.
- A camada de cobertura executada na umidade ótima de compactação apresenta permeabilidades do solo à água e ao ar semelhantes, porém, em situações inversas de crescimento e próximas dos limites máximos recomendados pela literatura técnica, necessitando que seja implementada e fornecida condições para sua manutenção em campo.
- Períodos de estiagem prolongados e consequente *déficit* hídrico, a que está sujeita a camada de cobertura final, expõem o solo a ciclos de secagem e a sua permanência na condição não saturada, favorecendo a perda rápida de umidade do solo e a variação dos fluxos de água e gás pela camada.
- Para a execução da camada de cobertura final de aterros sanitários deve-se realizar o controle de compactação do solo e a implementação de monitoramento periódico dos parâmetros ambientais (condições meteorológicas) e físico-químicos (conteúdo de água, presença de matéria orgânica, pH), de forma a contribuir para a elaboração de normas técnicas.
- Os modelos desenvolvidos por meio das RNA, que apresentaram melhores desempenhos para a predição da permeabilidade não saturada do solo à água e ao ar de camada de cobertura de aterros sanitários, são bons preditores ao utilizarem o grau de saturação, a umidade volumétrica e a umidade gravimétrica do solo, e

podem ser aplicados para análises das condições de fluxo em aterros sanitários em condições semelhantes.

- Com relação aos modelos de RNA as melhores arquiteturas encontradas foram aquelas que utilizam 20 e 15 neurônios na camada oculta para as permeabilidades não saturadas do solo à água e ao ar, respectivamente, com as mesmas funções de ativação (*Purelin-linear*) e algoritmo de treinamento (*trainlm-Levenberg-Marquardt*).
- Com a utilização dos modelos de RNA gerados na pesquisa, é possível a obtenção de coeficientes de permeabilidade à água e ao gás para solos utilizados em camada de cobertura de aterros sanitários, além de permitir a diminuição do número de ensaios geotécnicos de laboratório e campo, com conseqüente redução de custos e tempo de execução.
- O estudo dos modelos neurais permitiu o desenvolvimento de uma ferramenta versátil para auxiliar numa possível revisão de normas técnicas para camada de cobertura em aterro sanitário.

REFERÊNCIAS

AACHIB, M.; MBONIMPA, M.; AUBERTIN, M. Measurement and Prediction of the Oxygen Diffusion Coefficient in Unsaturated Media, with Applications to Soil Covers. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 156, p. 163-193, 2004.

AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>. Acesso em: 23 set. 2023.

ALÉM MAR – COMERCIAL E INDUSTRIAL SA. **ALEMMAR**. Disponível em: <https://www.alem-mar.com.br/extrator-richards>. Acesso em 27 mar. 2021.

ALMEIDA, A. C. S.; REZENDE, T. M.; ALMEIDA, S. G. M. Ampliação da base MINDS-Libras: um estudo de aplicação de técnicas de aumento sintético de dados e da inclusão de novos conjuntos de vídeos disponíveis na literatura. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AUTOMÁTICA, 24., 2022, Fortaleza. **Anais [...]**. Fortaleza: SBA, 2022.

ALMEIDA, Gustavo Henrique Tonelli Dutra de. **Monitoramento do biogás produzido pela biodegradação de resíduos sólidos urbanos confinados em lisímetros**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2016.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D2487**: Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System). West Conshohocken: ASTM International, 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D3385**: Standard Test Method for Infiltration Rate of Soils in Field Using Double-Ring Infiltrometer. West Conshohocken: ASTM International, 2018.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D5084**: Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter. West Conshohocken: ASTM International, 2016.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D5298**: Standard Test Method for Measurement of Soil Potential (Suction) Using Filter Paper. West Conshohocken: ASTM International, 2016.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D6539**: Standard Test Method for Measurement of the Permeability of Unsaturated Porous Materials by Flowing Air. West Conshohocken: ASTM International, 2013.

AMOEDO, Pedro Marinho. **Modelo de efeitos principais aditivos e de interação multiplicativa generalizado (GAMMI) para imputações de dados em experimentos multiambientais**. 2021. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2021.

ANDRADE JÚNIOR, A. S.; BASTOS, E. A.; MASCHIO, R.; SILVA, E. M. **Determinação da curva de retenção de água no solo em laboratório**. Teresina: EMBRAPA Meio Norte, 2007.

ANDRADE, R. S.; STONE, L. F. Estimativa da umidade na capacidade de campo em solos sob Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 15, n. 2, p. 111-116, 2011.

ARAÚJO NETO, Cláudio Luis de. **Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

ARAÚJO NETO, Cláudio Luis de. **Modelagem da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos para análises da estabilidade de taludes de aterros sanitários**. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.

ARAÚJO, Pablio da Silva. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

ARAÚJO, T. T.; RITTER, E. Avaliação de emissões de biogás em camadas de cobertura de um aterro sanitário. **Perspectivas online: ciências exatas e engenharia**, [s. l.], v. 16, n. 6, p. 34-49, 2016.

ARBHABHIMA, A.; KRIDAKORN, C. Steady Downward Flow to a Water Table. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 4, n. 6, p. 1249-1257, dez. 1968.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 16434**: Amostragem de resíduos sólidos, solos e sedimentos – Análise de compostos orgânicos voláteis (COV) – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6457**: Amostra de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6458**: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6459**: Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

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

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7182**: Compactação - Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9813**: Determinação da massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

AZEVEDO, J. A.; SILVA, E. M. **Tensiômetro: dispositivo prático para controle de irrigação**. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 1999.

BADILLO, E. J.; RODRÍGUEZ, A. R. **Mecánica de Suelos**. Tomo I: Fundamentos de la Mecánica de Suelos. México: Editorial Limusa SA, 1973.

BARALDI, Rosângela de Cássia Oliveira. **Efeitos da recirculação de lixiviados na biodegradação de resíduos sólidos em uma célula do aterro da Muribeca-PE**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

BARBOSA, M. C.; JUCÁ, J. F. T.; BATALHA, M. S.; COELHO, C. R. B.; SOUZA, M. M.; MACIEL, F. J. Transporte de contaminantes e fluxo de gases em solos não saturados. *In*: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C.; RODRIGUES, R. A. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 2. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2023. p. 479-531.

BARBOSA, M. C.; JUCÁ, J. F. T.; BATALHA, M. S.; COELHO, C. R. B.; SOUZA, M. M.; MACIEL, F. J. Transporte de contaminantes e fluxo de gases em solos não saturados. *In*: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 1. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2015. p. 367-413.

BARRETO, Carlos Alberto Alves. **Predição das emissões fugitivas de gás metano na camada de cobertura final em aterro sanitário a partir das Redes Neurais Artificiais**. 2023. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2023.

BCME – BRITISH COLUMBIA MINISTRY OF ENVIRONMENT. **Landfill criteria for municipal solid waste**. 2. ed. Victoria: BCME, 2016. 76p.

BEAR, J.; CHENG, A. H-D. **Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport**. Vol. 23. New York: Springer, 2010.

BECK-BROICHSITTER, S.; FLEIGE, H.; HORN, R. Compost quality and its function as a soil conditioner of recultivation layers – a critical review. **International Agrophysics**, [s. l.], v. 32, p. 11-18, 2018.

BERGER, K.; GROENGROEFT, A.; GEBERT, J. 20 years performance measurements of a landfill cover system with components constructed from pre-treated dredged sediments. **Waste Management**, [s. l.], v. 100, p. 230-239, set. 2019.

BEZERRA, Daniel Epifânio. **Evolução do comportamento dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário sob aspectos mecânicos**. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2023.

BICALHO, K. V.; MACHADO, S. L.; GERSCOVICH, D. M. S. Condutividade hidráulica e fluxo em solos não saturados. *In*: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C.; RODRIGUES, R. A. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 2. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2023. p. 403-438.

BICALHO, K. V.; MACHADO, S. L.; GERSCOVICH, D. M. S. Condutividade hidráulica e fluxo em solos não saturados. *In*: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C.; RODRIGUES, R. A. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 2. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2023. p. 403-438.

- BICALHO, K. V.; MACHADO, S. L.; GERSCOVICH, D. M. S. Condutividade hidráulica e fluxo em solos não saturados. *In*: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C. (org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. São Paulo: ABMS, 2015. cap. 12, p. 297-326.
- BISHOP, C. M. **Neural Networks for Pattern Recognition**. Oxford University Press: 1995. 504p.
- BORBA, P. F. S.; MARTINS, E. M.; CORREA, S. M.; RITTER, E. Emissão de gases do efeito estufa de um aterro sanitário no Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 101-111, jan./fev. 2018.
- BORBA, Priscila Falcão de Sá. **Avaliação das emissões de GEE e BTEX em aterro sanitário de grande porte**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.
- BORDOLOI, S.; NI, J.; NG, C. W. W. Soil desiccation cracking and its characterization in vegetated soil: A perspective review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 729, abr. 2020.
- BORMA, L. S.; GITIRANA JÚNIOR, G. F. N.; LUIZ, G. C. Interação solo-planta-atmosfera e o papel dos solos não saturados. *In*: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 1. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2015. p. 327-365.
- BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. 1. reimp. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 248p.
- BOSZCZOWSKI, R. B.; ZORZAN, L. G.; PONTES, C. V.; SILVA, I. G. RODRIGUES, M. L (Org.). **Laboratório de mecânica dos solos: Ensaio Especiais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2023. 240p.
- BRADY, N. C. **Natureza e propriedade dos solos**. 7. ed. Freitas Bastos Editores: 1989. 878p.
- BRITO, Alexsandro dos Santos. **Variabilidade espacial da condutividade hidráulica e da permeabilidade ao ar em função dos conteúdos de água e ar no solo**. 2010. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- BRITTO, Tainá Silva Sá. **Influência da sucção na erodibilidade de um solo argiloso compactado da formação Guabirotuba**. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2023.
- BROOKS, R. H.; COREY, A. T. **Hydraulic properties of porous media – Hydrology Paper**. N. 3. Fort Collins: Colorado State University, 1964.
- BUENO, G. F.; COSTA, E. A.; CRISTINA, A. N.; SOARES, A. A. V.; MIRANDA, R. O. V.; SCHONS, C. T. Efeito do número de neurônios na camada oculta para relações hipsométricas de eucalipto usando Redes Neurais Artificiais. **Biofix Scientific Journal**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 222-230, 2020.
- BURDINE, N. T. Relative permeability calculations from pore size distribution data. **Journal of Petroleum Technology**, [s. l.], v. 5, n. 3, p. 71-78, mar. 1953.

- BURMISTER, D. M. Principles and techniques of soil identification. *In: Annual Highway Research Board Meeting*. National Research Council. Washington, DC. **Proc** [...]. p. 402-434. Washington: 1949.
- CAI, W.; KUMAR, H.; HUANG, S.; BORDOLOI, S.; GARG, A.; LIN, P.; GOPAL, P. ANN model development for air permeability in biochar amended unsaturated soil. **Geotechnical and Geological Engineering**, [s. l.], v. 38, p. 1295-1309, 2020.
- CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C.; RODRIGUES, R. A. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 2. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2023. 1082p.
- CAMPBELL, G. S. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. **Soil Science**, [s. l.], v. 117, n. 6, p. 311-314, jun. 1974.
- CASTRO, Cíntia Lopes de. **Comportamento hidromecânico de solos reforçados com fibras considerando a condição não saturada**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020.
- CATAPRETA, C. A. A.; LOPES, S. R.; MAGALHÃES, A. F.; SANTANA, L. L. A.; PAULA, J. A. Cobertura vegetal de aterros sanitários brasileiros: uma análise crítica às propostas políticas de manutenção e operação. *In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 14., 2018, Foz do Iguaçu. **Anais** [...]. Foz do Iguaçu: ABES, 2018.
- CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. Monitoramento ambiental e geotécnico de aterros sanitários. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL*, 7., 2016, Campina Grande. **Anais** [...]. Campina Grande: IBEAS, 2016.
- CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1993. 233p.
- CFI – CARBON FARMING INITIATIVE. **Electricity Generation from Landfill Gas**. Australia Government: 2022. 83p.
- CHANDLER, R. J.; CRILLEY, M. S.; MONTGOMERY-SMITH, G. A low-cost method of assessing clay desiccation for low-rise buildings. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers – Civil Engineering**, [s. l.], v. 92, n. 2, p. 82-89, mai. 1992.
- CHEN, Z.; KAMCHOOM, V.; APRIYONO, A.; CHEN, R.; CHEN, C. Laboratory study of water infiltration and evaporation in biochar-amended landfill covers under extreme climate. **Waste Management**, [s. l.], v. 153, p. 323-334, set. 2022.
- CHETRI, J. K.; REDDY, K. R. Advancements in Municipal Solid Waste Landfill Cover System: A Review. **Journal of the Indian Institute of Science**, [s. l.], v. 101, p. 557-588, jun. 2021.
- CHIEMCHAISRI, C.; CHIEMCHAISRI, W.; KUMAR, S.; WICRAMARACHCHI, P. N. Reduction of Methane Emission From Landfill Through Microbial Activities in Cover Soil: A Brief Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 42, p. 412-434, 2012.
- COLVERO, D. A.; CARVALHO, E. H.; PFEIFFER, S. C.; GOMES, A. P. Avaliação da geração de resíduos sólidos urbanos no estado de Goiás, Brasil: análise estatística de dados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 5, p. 931-941, set./out. 2017.

COREY, A. T. Measurement of Water and Air Permeability in Unsaturated Soil. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 7-10, 1957.

CORTELLAZZO, G.; MANDAGLIO, M. C.; BUSANA, S.; FAVARETTI, M.; MORACI, N. A New Approach for the Design, Construction and Control of Compacted Mineral Liners of a MSW Landfill Capping. **International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering**, [s. l.], v. 6, n. 49, out. 2020.

COSTA, M. D.; MARIANO, M. O. H.; ARAUJO, L. B.; JUCÁ, J. F. T. Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 77-90, jan./fev. 2018.

COSTA, Magdalena Duarte. **Estudos de camadas de cobertura de aterros sanitários em colunas de solos**. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2015.

COSTA, Wlysses Wagner Medeiros Lins. **Estudo da permeabilidade em solos utilizados em camada de base de aterro sanitário no semiárido paraibano**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

COUTINHO, E. R.; SILVA, R. M.; DELGADO, A. R. S. Utilização de Técnicas de Inteligência Computacional na Predição de Dados Meteorológicos. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [s. l.], v. 31, n. 1, p. 24-366, 2016.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea estado de Paraíba: Diagnóstico do Município de Campina Grande**. BELTRÃO, B. A.; MORAIS, F.; MASCARENHAS, J. C.; MIRANDA, J. L. F.; SOUZA JÚNIOR, L. C.; MENDES, V. A. (org.). Recife: CPRM, 2005. 20p.

CZEPIEL, P.; MOSHER, B.; CRILL, P.; HARRISS, R. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. **Journal of Geophysical Research**, [s. l.], v. 101, p. 721-729, 1996.

DAMASCENO, Larissa Aparecida Góes. **Emissão fugitiva de metano através do sistema de cobertura de um aterro sanitário considerando a ocorrência de zonas com fissuramento**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2018.

DANTAS NETO, S. A.; SILVEIRA, M. V.; ANJOS, G. J. M.; MOURA, A. S. Modelo de previsão de recalques em estacas hélice contínua, metálicas e escavadas através de Redes Neurais Artificiais. **Revista Geotecnica**, [s. l.], v. 136, p. 24-74, mar. 2016.

DAS, B. M.; SOBHAN, K. **Fundamentos de engenharia geotécnica**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2019. 712p.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM. **DNIT ME-052: Solos e agregados miúdos - determinação da umidade com emprego do “Speedy”**. DNIT: 1994.

DEZEM, S. S.; SANTANA, S. H. S. Difusão de água em meios porosos: uma proposta de abordagem analítica. *In*: ENCONTRO REGIONAL DE MATEMÁTICA APLICADA E COMPUTACIONAL DO RIO GRANDE DO SUL, 10., 2020. **Anais [...]**. Rio Grande de Sul: SBMAC, 2020.

DIRETIVA DA UNIÃO EUROPEIA. **Diretiva 1999/31/CE**: Relativa à deposição de resíduos em aterros. Jornal Oficial das Comunidades Europeias: 1999.

DOMINGUES, Luciene Gachet Ferrari. **Desempenho de mistura de solo + areia descartada de fundição utilizada como cobertura de resíduos orgânicos**. 2020. Tese (Doutorado em Tecnologia) – Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2020.

DWAFRSA – DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY FROM REPUBLIC SOUTH AFRICA. **Minimum requirements for waste disposal by landfill**. 3. ed. Pretoria: DWAFRSA, 1998. 237p.

EAW – ENVIRONMENT AGENCY OF WALES. **Guidance on monitoring landfill gas surface emissions**. LFTGN07 v2 2010. Bristol: EnvironmentAgency, 2010. 67p.

EBID, A. M.; NWOBIA, L. I.; ONYELOWE, K. C.; ANEKE, F. I. Predicting nanobinder-improved unsaturated soil consistency limits using genetic programming and Artificial Neural Networks. **Applied Computational Intelligence and Soft Computing**, [s. l.], 2021.

EPASA – ENVIRONMENT PROTECTION AUTHORITY FROM SOUTH AUSTRALIA. **Environmental management of landfill facilities – EPA Guidelines – Municipal solid waste and commercial and industrial general waste**. Adelaide: EPASA, 2019. 95p.

ESALQ/USP – ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA "LUIZ DE QUEIROZ"/UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Disponível em: http://www.galileu.esalq.usp.br/mostra_topico.php?cod=358. Acesso em: 10 mar. 2024.

FAN, X.; XU, H.; JIN, G.; LV, Y.; WU, S.; WU, T. Regional differences in influence of intermediate cover permeability on perched leachate in landfill. **Urban Climate**, [s. l.], v. 42, jan. 2022.

FARIAS, Amanda Paiva. **Modelagem neural dinâmica das características físico-químicas do lixiviado de aterro sanitário**. 2023. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2023.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Análise de Dados - Estatística e Modelagem Multivariada com Excel®, SPSS® e Stata®**. Rio de Janeiro: Editora Elsevier Ltda, 2017. 1219p.

FERNANDES, Marcelo Augusto Costa. **Redes Neurais Artificiais Aplicadas à Detecção Inteligente de Sinais**. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 1999.

FERNEDA, E. Redes neurais e sua aplicação em sistemas de recuperação de informação. **Ciência da Informação**, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 25-30, jan./abr. 2006.

FERREIRA, C. F. **Fertilidade do solo: correção e adubação**. Paraná: SENAR, 2016. 74p.

FERREIRA, R. P. S.; JUCÁ, J. F. T.; MARIANO, M. O. H.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. I. Grupo de Resíduos Sólidos: Camadas de cobertura de aterros sanitários. **Research, Society and Development**, [s. l.], v. 11, n. 11, ago. 2022.

FERREIRA, Riadny Patrícia de Souza. **Efeito das fissuras nas emissões de gases de efeito estufa em camadas de cobertura de aterros sanitários**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2022

- FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E.; HELMANN, A. C.; ANDRADE, M. A. M.; **Redes Neurais Artificiais: Princípios Básicos. Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, [s. l.], v. 1, n. 13, p. 47-57, jan./jun. 2016.
- FONTELLES, M. J. **Bioestatística – Aplicada à Pesquisa Experimental**. Vol. 2. 1. ed. São Paulo: Editora Livraria da Física, 2012. 408p.
- FRANQUETO, R.; MARTINS, E. H.; CABRAL, A. R.; SCHIRMER, W. N. Monitoramento de emissões fugitivas a partir da camada de cobertura de aterro sanitário. **Revista UNINGÁ Review**, [s. l.], v. 35, 10 jul. 2020.
- FREDLUND, D. G.; RAHARDJO, H. **Soil Mechanics for Unsaturated Soils**. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 1993.
- FREDLUND, D. G.; RAHARDJO, H.; FREDLUND, M. D. **Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice**. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2012.
- FREDLUND, D. G.; XING, A. Equations for the soil water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 521-532, 1994.
- FREIRE, S. C.; OLIVEIRA, F. C. H. P.; RIBEIRO, E. D.; SILVA, R. A. C.; SANTOS, G. O. Medições da rigidez do solo para previsão da estabilidade da camada de cobertura de um aterro sanitário. **Revista Tecnologia**, [s. l.], v. 40, n. 2, p. 1-14, dez. 2019.
- FREIRE, Samara Castro. **Estudo geotécnico da camada de cobertura final do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), Ceará**. 2022. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022.
- FREITAS, W. B.; SPLETOZER, A. G.; SILVEIRA, L. J.; BARBOSA, R. A.; DIAS, H. C. T. Influência do uso e manejo do solo na infiltração de água: uma revisão. **Meio ambiente: Gestão, preservação e desenvolvimento sustentável**, [s. l.], v. 3, p. 417-434, out. 2021.
- FURTADO, M. I. V. **Redes Neurais Artificiais: Uma Abordagem Para Sala de Aula**. Ponta Grossa: Editora Atena, 2019. 105p.
- GALVÃO, I. M.; AVILEZ, A. M. A.; MEDAUAR, C. C.; MIRANDA, J. H. Comparação de modelos usados para representar a curva de retenção de água no solo. *In: INOVAGRI MEETING VIRTUAL*, 2020. **Anais [...]**. Fortaleza: 2020.
- GALVÃO, Ícaro Monteiro. **Caracterização de propriedades físico-hídricas de solo condicionado com biochar de cana-de-açúcar**. 2023. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2023.
- GÁMEZ, A. F. C.; MAROTO, J. M. R.; PÉREZ, I. V. Quantification of methane emissions in a Mediterranean landfill (Southern Spain). A combination of flux chambers and geostatistical methods. **Waste Management**, [s. l.], v. 87, p. 937-946, 15 mar. 2019.
- GANESAN, S. P.; BORDOLOI, S.; NI, J.; SIZMUR, T.; GARG, A.; SEKHARAN, S. Exploring implication of variation in biochar production on geotechnical properties of soil. **Biomass Conversion and Biorefinery**, [s. l.], jun. 2020.
- GARCIA, C. H. **Tabelas para classificação do coeficiente de variação**. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF). Piracicaba: 1989. 10p.
- GARDNER, W. R. Representation of soil aggregate size distribution by a logarithmicnormal distribution. **Soil Science Society of America Proceedings**, [s. l.], v.20, n.2, p.151-153, 1956.

GEBERT, J.; GROENGROEFT, A.; PFEIFFER, E. M. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers. **Soil Biology & Biochemistry**, [s. l.], v. 43, p. 1759-1767, 2011.

GECK, Christoph. **Temporal and spatial variability of soil gas transport parameters, soil gas composition and gas fluxes in methane oxidation systems**. 2017. Tese (Doutorado em Ciência Naturais) – Universidade de Hamburgo, Hamburgo, 2017.

GÉRON, A. **Mãos à obra: Aprendizado de máquina com Scikit-Learn e TensorFlow – Conceitos, ferramentas e técnicas para a construção de sistemas inteligentes**. Rio de Janeiro: Alta Books Editora, 2019.

GERSCOVISH, D. M. S.; GUEDES, M. N. Avaliação das relações de condutividade hidráulica em solos brasileiros não saturados. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SOLOS NÃO-SATURADOS, 5., 2004, São Carlos. **Anais [...]**. São Carlos: ABMS, v. 1, p. 249-254, 2004.

GERSCOVISH, D. M. S.; SAYÃO, A. S. F. J. Evaluation of the soil-water characteristic curves equations for soils from Brazil. *In*: INTERNATIONAL CONFERENCE ON UNSATURATED SOILS, 3., 2002, Recife. **Proc. [...]**. Recife: 2002. v.1, p. 293-300, 2002.

GGA – GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL. Acervo fotográfico de ensaios. GGA/UFCG: 2021.

GGA – GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL. Acervo fotográfico de ensaios. GGA/UFCG: 2022.

GGA – GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL. Acervo fotográfico de ensaios. GGA/UFCG: 2023.

GHASEMI, M.; SAMADI, M.; SOLEIMANIAN, E.; CHAU, K. A comparative study of black-box and white-box data-driven methods to predict landfill leachate permeability. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 195, n. 862, 2023.

GIORGINI, Michelle Granha. **Avaliação qualitativa de registros de monitoramento geotécnico e modelagem numérica de um aterro sanitário experimental**. 2019. Dissertação (Mestrado em Geotecnia e Transportes) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

GITIRANA JÚNIOR, G. F. N.; MARINHO, F. A. M.; SOTO, M. A. A. A curva de retenção de água de materiais porosos. *In*: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C.; RODRIGUES, R. A. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 2. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2023. p. 295-323.

GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MARINHO, F. A. M.; SOTO, M. A. A. A curva de retenção de água de materiais porosos. *In*: CARVALHO, J. C. (org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. São Paulo: ABMS, 2015. cap. 9, p. 205-229.

GOMES, Guilherme José Correia. **Análise da adição de composto orgânico para dimensionamento de biocoberturas em aterro sanitário**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2020.

GOMES, L. P.; MORAES, C. A. M.; BOFF, R. D. Emprego de areia usada de fundição em coberturas intermediária e final de aterros sanitários de RSU. **Tecnologia em Metalurgia e Materiais**, [s. l.], v. 3, n. 4, p. 71-76, abr.-jun. 2007.

- GOMES, N. A.; SILVA, E. M.; RIBEIRO, L. S.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Análise do comportamento de indicadores que influenciam a toxicidade de lixiviado de aterro sanitário no semiárido brasileiro. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 139-153, abr. 2022.
- GONÇALVES, F.; SOUZA, C. H. U.; TAHIRA, F. S.; FERNANDES, F.; TEIXEIRA, R. S. Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. **Revista DAE**, [s. l.], n. 205, p. 5-14, 17 fev. 2016.
- GONZALEZ-VALENCIA, R.; MAGANA-RODRIGUEZ, F.; MARTINEZ-CRUZ, K.; FOCHESSATTO, G. J.; THALASSO, F. Spatial and temporal distribution of methane emissions from a covered landfill equipped with a gas recollection system. **Waste Management**, [s. l.], v. 121, p. 373-382, jan. 2021.
- GUEDES, Maria Josicleide Felipe. **Estudo das emissões de biogás em aterros de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro**. 2018. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.
- GUIMARÃES, R. M.; BENATTI, J. C. B.; FERREIRA, R. T. L. Análise físico-química e mineralógica de um solo de Sinop-MT, puro e com adição de bentonita. **Brazilian Journal of Development**, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 21974-21987, abr. 2020.
- GUO, H.; ZHANG, Q.; LU, Z.; WEI, W.; LU, H.; CHEN, H. Investigation on the hydraulic response of a bioengineered landfill cover system subjected to extreme drying-wetting cycle. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, [s. l.], v. 83, n. 14, dez. 2023.
- GUSMÃO, Luciana Regina Cajaseiras de. **Influência de ciclos secagem-molhagem no comportamento hidráulico-mecânico de misturas compactadas de solo argiloso com fibras de coco verde**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.
- HAYKIN, S. **Neural Networks and Learning Machines**. 3. ed. Pearson Prentice Hall: 2008. 937p.
- HAYKIN, S. **Redes Neurais – Princípios e Práticas**. 2. ed. São Paulo: BOOKMAN, 2001. 900p.
- HAYKIN, S.; ENGEL, P. M. **Redes Neurais: Princípios e Prática**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2003.
- HENRIQUES, Juscelino Alves. **Proposição de modelo de predição de desempenho de estações convencionais de tratamento de água utilizando Redes Neurais Artificiais**. 2019. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.
- HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; OLIVEIRA JÚNIOR, G. J. Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **Engineering and Science**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 83-90, 2015.
- HU, L.; LONG, Y. Effect of landfill cover layer modification on methane oxidation. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 23, p. 25393-25401, 1 out. 2016.
- HUBER-HUMER, M.; GEBERT, J.; HILGER, H. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. **Waste Management & Research**, [s. l.], v. 26, p. 33-46, 2008.

- HUBER-HUMER, M.; RÖDER, S.; LECHNER, P. Approaches to assess biocover performance on landfills. **Waste Management**, [s. l.], v. 29, n. 7, p. 2092-2104, jul. 2009.
- HUI, L. C.; CHU, L. M. Identifying suitable tree species for evapotranspiration covers of landfills in humid regions using seedlings. **Urban Forestry & Urban Greening**, [s. l.], v. 38, fev. 2019.
- IGNATIUS, S. G. Fluxo advectivo de Gás em Solos – Determinação dos parâmetros em Laboratório. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 13., 2005, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: ABMS, 2005.
- IGNATIUS, Scandar Gasperazzo. **Fluxo unidirecional de gás através de um solo compactado – Determinação laboratorial de parâmetros**. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia de Solos) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>. Acesso em: 11 nov. 2023.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **INMET**. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 11 nov. 2023.
- JALILZADEH, H.; HETTIARATCHI, J. P. A.; FLEMING, I.; POKHREL, D. Effect of Soil Type and Vegetation on the Performance of Evapotranspirative Landfill Biocovers: Field Investigations and Water Balance Modeling. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, [s. l.], v. 24, n. 4, out. 2020.
- KABIR, M. H.; TAHA, M. R. Assessment of physical properties of a granite residual soil as na isolation barrier. **Eletronic Journal of Geotechnical Engineering**, [s. l.], v. 92, 2004.
- KARIMPOUR-FARD, M.; MACHADO, S. L.; FALAMAKI, A.; CARVALHO, M. F.; TIZPA, P. Prediction of Compaction Characteristics of Soils from Index Test's Results. **Iranian Journal of Science and Technology, Transactions of Civil Engineering**, [s. l.], v. 43, p. 231-248, 11 set. 2018.
- KIM, G. W.; HO, A.; KIM, P. J.; KIM, S. Y. Stimulation of methane oxidation potential and effects on vegetation growth by bottom ash addition in a landfill final evapotranspiration cover. **Waste Management**, [s. l.], v. 55, 8 abr. 2016.
- KOERNER, R. M. **The Questionable Strategy of Soil-Only Landfill Covers**. Geosynthetic Research Institute. Folsom, PA: USA. 2003.
- KOSUGI, K.; HOPMANS, J. W.; DANE, J. H. Parametric Models. *In*: DANE, J. H.; TOPP, G. C (eds.). **Methods of soil analysis: Part 4 Physical methods**. v. 5. Soil Science Society of America: 2002. p. 739-757.
- KWAK, Y.; HWANG, J.; YOO, C. A new damping strategy of Levenberg-Marquardt Algorithm for multilayer perceptrons. **Neural Network World: International Journal on Neural and Mass - Parallel Computing and Information Systems**, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 327–340, 2011.
- LAABID, Z.; MOUMEN. A.; MANSOURI, K.; SIADAT, A. Numerical study of the speed's response of the various intelligent models using the tansig, logsig and purelin activation functions in different layers of artificial neural network. **IAES International Journal of Artificial Intelligence**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 155-161, mar. 2023.
- LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. **Soil Mechanics**. New York: Wiley, 1979. 553p.

- LEE, H. C.; WRAY, W. K. Evaluation of soil suction instruments. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON EXPANSIVE SOILS*, 7., 1992, Dallas, Texas. **Proc.** [...]. Dallas: Texas Tech University, 1992. v. 1, p. 307-312.
- LEGATES, D. R.; McCABE JR., G. J. Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 35, n. 1, p. 233-241, jan. 1999.
- LEONG, E. C.; RAHARDJO, H. Review of Soil-Water Characteristic Curve Equations. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.], v. 123, n. 12, p. 1106-1117, dez. 1997.
- LI, L.; ZHANG, X.; LI, P. Evaluating a new method for simultaneous measurement of soil water retention and shrinkage curves. **Acta Geotechnica**, [s. l.], v. 14, p. 1021-1035, 2019.
- LIMA, A. C. A.; NASCIMENTO, R. F.; BARBOSA, P. G. A.; SILVA, V. P. A. Princípios Básicos. *In: NASCIMENTO, R. F. (org.). Cromatografia gasosa – aspectos teóricos e práticos*. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2018. p. 13-31.
- LIMA, M. J.; ZORNBERG, J. G.; PALMEIRA, E. M. Barreiras capilares em coberturas evapotranspirativas. *In: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C. (Org.). Solos não saturados no contexto geotécnico*. 1. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2015. p. 555-580.
- LIMA, Naiara de. **Comportamento geotécnico de mistura RCC/Solo arenoso sob diferentes graus de compactação**. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2023.
- LIRA, Bruna Silveira. **Uso de composto orgânico como material componente para camada de cobertura oxidativa**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.
- LIRA, S. A.; CHAVES NETO, A. Coeficientes de correlação para variáveis ordinais e dicotômicas derivados do Coeficiente Linear de Pearson. **Ciência & Engenharia**, [s. l.], v. 15, n. 1/2, p. 45-53, jan./dez. 2006.
- LOPES, R. L.; MACIEL, F. J.; MARIANO, M. O. H.; JUCÁ, J. F. T.; OLIVEIRA, L. R. G. Minimização de emissões de metano em aterros de resíduos sólidos através de coberturas metanotróficas. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais** [...]. Porto Alegre: ABES, 2011.
- LOPES, Régia Lúcia. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólidos**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.
- LU, N.; LIKOS, W. J. **Unsaturated Soil Mechanics**. John Wiley e Sons, Inc.: 2004. 570p.
- LYRA, W. S.; SILVA, E. C.; ARAÚJO, M. C. U.; FRAGOSO, W. D. Classificação periódica: um exemplo didático para ensinar análise de componentes principais. **Química Nova**, [s. l.], v. 33, n. 7, p. 1594-1597, 2010.
- MACHADO, S. L.; SANTOS, A. C.; CARVALHO, M. F.; DAMASCENO, L. A. G.; ALMEIDA, L. V.; SANTOS, A. B. Biogas production in a tropical landfill: Long-term

monitoring results and analysis of variables of influence. **Environmental Monitoring Assessment**, [s. l.], v. 193, n. 8, jul. 2021.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. **Waste Management**, [s. l.], v. 31, n. 5, p. 966-977, 23 fev. 2011.

MACIEL, Felipe Jucá. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MACIEL, Felipe Jucá. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

MAGALHÃES, A. F.; LOPES, S. R.; SOARES, B. L.; CARVALHO, J. A.; SIMÕES, G. F. Cobertura final de aterros sanitários: uma abordagem conservacionista ambiental. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 669-681, dez. 2020.

MAGALHÃES, P. R. F.; SOARES, A. B. Uso de argilas expansivas em camadas de impermeabilização de coberturas de aterros sanitários no Nordeste do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 26, n. 6, p. 1069-1077, nov./dez. 2021.

MAITELLI, A. L.; GABRIEL FILHO, O. Controlador Híbrido Indireto Baseado em Redes Neurais - Parte I: Desenvolvimento e Implementação. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AUTOMAÇÃO INTELIGENTE, 6., 2003, Bauru. **Anais [...]**. Bauru: SBAI, 2003.

MARIANO, M. O. H.; JUCÁ, J. F. T. Ensaios de campo para a determinação de emissões de biogás em camada de cobertura de aterros de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 223-228, 2010.

MARIANO, Maria Odete Holanda. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MARINHO, F. A. M.; OLIVEIRA, O. M. The filter paper method revisited. **Geotechnical Testing Journal**, [s. l.], v. 29, n. 3, p. 250-258, 2006.

MARINHO, F. A. M.; SOTO, M. A. A.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N. Instrumentação de laboratório e campo e a medição da curva de retenção. *In*: CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C. (org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. São Paulo: ABMS, 2015. cap. 10, p. 231-256.

MARINHO, Fernando Antônio Medeiros. **Shrinkage behaviour of some plastic soils**. 1994. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Imperial College, Londres, 1994.

MARQUES JÚNIOR, Francisco Auriberto Ferreira. **Condições intervenientes na geração de biogás de resíduos recém dispostos em aterro sanitário e com um ano de aterramento**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2020.

MARQUES, Afonso Celso Moruzzi. **Compactação e Compressibilidade de Resíduos Sólidos**. Vol 1. 2001. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

- MARQUES, R. F. P. V.; SILVA, A. M.; RODRIGUES, L. S.; MENDES, L. F.; OLIVEIRA, A. S. Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo em municípios de Minas Gerais – Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 1382-1392, abr. 2021.
- MARQUES, Vinícius Martins. **Estudo de cenários econômico e tecnológico para alternativas de drenagem e tratamento de lixiviados de um aterro sanitário**. 2022. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2022.
- MARTINS, E. R.; BINOTI, M. L. M. S.; LEITE, H. G.; BINOTI, D. H. B.; DUTRA, G. C. Configuração de redes neurais artificiais para estimação do afilamento do fuste de árvores de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, [s. l.], v.11, n.1, p.33-38, 2016.
- MELLO, André Chame Lins de. **Emissões fugitivas de gases de efeito estufa de um aterro sanitário – estudo de caso do Centro De Tratamento de Resíduos de Macaé**. 2022. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022.
- MENDES, A. M. S. **Introdução a fertilidade do solo**. EMBRAPA: Barreiras-BA, 2007. 64p.
- MENDONÇA, N. P.; CARVALHO, M. C.; GOMIDE, L. R.; FERRAZ FILHO, A. C. F.; FERREIRA, M. A. Previsão de diâmetros ao longo do fuste de eucalipto via Redes Neurais Artificiais. **Enciclopédia Biosfera**, [s. l.], v. 11, n. 22, p. 2419-2429, 2015.
- MICHAEL, R. N.; YUEN, S. TS.; BATEMAN, S.; BAKER, A. JM. Evapotranspiration Landfill Cover at Wollert, Victoria. **Sustainable Waste Management Conference**, [s. l.], 2004.
- MILLER, C. J.; YESILLER, N.; YALDO, K.; MERAYYAN, S. Impact of soil type and compactation conditions on soil water characteristic. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.], v. 128, n. 9, ago. 2002.
- MINUSSI, C. R.; LOTUFO, A. D. P. **Redes Neurais: Introdução e Principais Conceitos**. Ilha Soleira: UNESP/PPGEE, 2008. 101p.
- MIOT, H. A. Análise de correlação em estudos clínicos e experimentais. **Jornal Vascular Brasileiro**, [s. l.], v. 17, n. 4, p. 275-279, out./dez. 2018.
- MONTEIRO, S. T.; RIBEIRO, C. H. C. Desempenho de algoritmos de aprendizagem por reforço sob condições de ambiguidade sensorial em robótica móvel. **Revista Controle & Automação**, [s. l.], v. 15, n. 2, jul./set. 2004.
- MONTGOMERY, D. C. **Design and analysis of experiments**. 7. ed. New York: John Wiley & Sons, 2009. 656p.
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 4. ed. Editora Gen/LTC: 2009. 464p.
- MOREIRA, F. G. S.; GUEDES, M. J. F.; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C. Emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 247-258, mar./abr. 2020.
- MOREIRA, Francisco Gleson dos Santos. **Emissões fugitivas de biogás em célula de aterro sanitário**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

- MORETTIN, P. A.; BUSSAB, W. O. **Estatística Básica**. 9. ed. São Paulo: Saraiva, 2017.
- MYERS, R. H.; MONTGOMERY, D. C.; ANDERSON-COOK, C. M. **Response Surface Methodology: Process and Product Optimization Using Designed Experiments**. 4. ed. Wiley: 2016. 856p.
- NAIME, João de Mendonça. **Um novo método para estudos dinâmicos, in situ, da infiltração da água na região não saturada do solo**. 2001. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- NASCIMENTO, E. M.; PEREIRA, B. B.; SEIXAS, J. M. Redes neurais artificiais: Uma aplicação no estudo da poluição atmosférica e seus efeitos adversos à saúde. **Revista Brasileira de Biometria**, [s. l.], v. 27, n. 1, p. 37-50, 2009.
- NASCIMENTO, Micherlandia da Silva. **Modelos não lineares na descrição do crescimento dos frutos de cacauzeiros**. 2014. Dissertação (Mestrado em Estatística e Experimentação Agropecuária) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.
- NASCIMENTO, R. F.; GUEDES, J. A. C.; MILHONE, A. L.; MARTINS, F. I. C. C.; SILVA, V. P. A.; LIMA, A. C. C.; BARBOSA, P. G. A. Análise quantitativa e qualitativa. *In*: NASCIMENTO, R. F. (org.). **Cromatografia gasosa – aspectos teóricos e práticos**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2018. p. 269-328.
- NG, C. W. W.; CHEN, Z. K.; COO, J. L.; CHEN, R.; ZHOU, C. Gas breakthrough and emission through unsaturated compacted clay in landfill final cover. **Waste Management**, [s. l.], jun. 2015.
- NG, C. W. W.; CHEN, Z. K.; COO, J. L.; CHEN, R.; ZHOU, C. Gas breakthrough and emission through unsaturated compacted clay in landfill final cover. **Waste Management**, [s. l.], jun. 2015.
- NG, C. W. W.; LU, B. W.; NI, J. J.; CHEN, Y. M.; CHEN, R.; GUO, H. W. Effects of vegetation type on water infiltration in a three-layer cover system using recycled concrete. **Journal of Zhejiang University-SCIENCE**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 1-9, 2019.
- NG, C. W. W.; MENZIES, B. **Advanced Unsaturated Soil Mechanics and Engineering**. Abigdon: Taylor & Francis, 2007.
- NISHIWAKI, Adriana Aparecida Megumi. **Análise da Biodegradação de Lixiviado de Resíduos Sólidos em Solo de Camada de Cobertura de Aterro Sanitário**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.
- OLIVEIRA JÚNIOR, A. I.; JUCÁ, J. F.T.; MARIANO, M. O. H. Análise da Curva de Retenção de Água de um Solo Fino Utilizado na Cobertura do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca-PE. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 20., 2020, Campinas. **Anais [...]**. Campinas: ABMS, 2020.
- OLIVEIRA, B. S.; TUCCI, C. A. F.; NEVES JÚNIOR, A. F.; SANTOS, A. A. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 593-601, jul./set. 2016.
- OLIVEIRA, Elian Meneses. **Redes neurais artificiais para predição da vida útil de madeiras da Amazônia em campo de apodrecimento**. 2020. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

OLIVEIRA, M. R.; SOUZA, L. K. T.; OLIVEIRA, L. R. G. Influência da espessura da camada e do grau de compactação no desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, [s. l.], v. 19, n. 1, jun. 2023.

OLIVEIRA, Maristela da Silva. **Dimensionamento de camadas de cobertura para aterros sanitários utilizando o método do balanço hídrico**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2021.

OLIVEIRA, Natália Medeiros de. **Efeito da estrutura na compressibilidade de um solo residual maduro não saturado**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.

OLIVEIRA, R. F.; BRAGA, R. M. Q. L. Sistema de cobertura final de um aterro sanitário para a RMB de Belém-PA com emprego de resíduos da construção civil. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, [s. l.], v. 6, n. 3, p. 573-596, out./dez. 2017.

OLIVEIRA, Verena Benício de. **Infiltração da água em amostras de solo indeformadas e remodeladas em colunas utilizando modelos determinísticos**. 2018. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.

PAIVA, Anderson Paulo de. **Metodologia de superfície de resposta e análise de componentes principais em otimização de processos de manufatura com múltiplas respostas correlacionadas**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2006.

PAIVA, William de. **Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

PERBONI, A.; FRIZZONE, J. A.; CAMARGO, A. P. Artificial neural network based equation to estimate head loss along drip irrigation laterals. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 77-85, mar. 2014.

PEREIRA, L. A. GONDIM, T. F.; FREITAS NETO, O. Avaliação da Eficácia de Percolação em Liners e Cobertura de Aterros Controlados Utilizando Solo Melhorado com Betonita. *In*: SIMPÓSIO DE PRÁTICA DE ENGENHARIA GEOTÉCNICA NA REGIÃO CENTRO-OESTE, 5., 2019, Brasília. **Anais [...]**. Brasília: ABMS, 2019.

PINTO, C. S. **Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas**. 3. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2006. 367p.

PINTO, Juliane dos Santos. **Estudo da condutividade hidráulica de solos para disposição de resíduos sólidos na região de Santa Maria**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PREZOTTI, L. C. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. INCAPER: Vitória, 2013. 106p.

PU, H. F.; WEN, X. J.; MIN, M.; CHEN, J. QIU, J. W. Analytical solution for coupled water–gas transport in landfill cover. **Acta Geotechnica**, [s. l.], v. 18, p. 4219-4231, fev. 2023.

QUEIROZ, Matheus Vinícius Francelino. **Correlação linear e regressão linear simples no conteúdo de matemática do ensino médio**. 2020. Dissertação (Mestrado em Matemática) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2020.

QUINALHA, Thais Alice. **Condutividade hidráulica saturada em permeâmetros compostos por resíduos orgânicos e mistura de solo e areia descartada de fundição**.

2019. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2019.

RAHARDJO, H.; SATYANAGA, A.; HARNAS, F. R.; LEONG, E. C. Use of Dual Capillary Barrier as Cover System for a Sanitary Landfill in Singapore. **Indian Geotechnical Journal**, [s. l.], v. 46, n. 3, p. 228-238, set. 2016.

RAJESH, S.; VISWANADHAM, B. V. S. Hydro-mechanical behavior of geogrid reinforced soil barriers of landfill cover systems. **Geotextiles and Geomembranes**, [s. l.], v. 29, n. 1, p. 51-64, fev. 2011.

REES-WHITE, T. C.; MØNSTER, J.; BEAVEN, R. P.; SCHEUTZ, C. Measuring methane emissions from a UK landfill using the tracer dispersion method and the influence of operational and environmental factors. **Waste Management**, [s. l.], v. 87, p. 870-882, 15 mar. 2019.

RENCHER, A. C. **Methods of Multivariate Analysis**. 2. ed. John Wiley & Sons, 2002. 727p.

RICHARDS, L. A. Physical conditions of water in soil. In: BLACK, C. A. (ed). **Methods of soil analysis**. Madison, American Society for Testing and Materials. p. 128-152. 1965.

ROCHA, Breno Padovezi. **Caracterização geotécnica de solos tropicais não saturados por meio de ensaios de campo**. 2018. Tese (Doutorado em Ciência) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

RODRIGUES FILHO, Delson Pinto. **Avaliação da concentração de metais tóxicos e contaminação microbiológica em vegetais cultivados na área de um aterro sanitário em Porto Nacional – TO**. 2022. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2022.

RODRIGUES, Sandra Cristina Antunes. **Modelo de Regressão Linear e suas Aplicações**. Relatório de Estágio (Mestrado em Ensino de Matemática no 3º Ciclo do Ensino Básico e no Ensino Secundário) – Universidade da Beira Interior, Covilhã, 2012.

SANTOS, A. A.; SOUZA, J. L. M.; ROSA, S. L. K. Erros e desempenho de equações para estimativa da pressão atual de vapor em climas brasileiros. In: CONGRESSO VIRTUAL DE AGRONOMIA, 8., 2020. **Anais [...]**. São Paulo: CONVIBRA, 2020.

SANTOS, A. P. S.; PEREZ-MARIN, A. M.; FORERO, L. F. U.; MOREIRA, J. M.; MEDEIROS, A. M. L.; LIMA, R. C. S. A.; BEZERRA, H. A.; BEZERRA, B. G.; SILVA, L. L. **O Semiárido Brasileiro: Riquezas, diversidades e saberes**. MCIT/INSA: Campina Grande, 2013. 39p.

SANTOS, G. G.; BELLO, M. I. M. C. V.; MARIANO, M. O. H.; LINS, E. A. M. Aterro municipal de resíduos sólidos de Caruaru: Um caso de estudo sobre retenção de gases na camada de cobertura. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, [s. l.], v. 16, n. 2, p. 563-580, ago. 2023.

SANTOS, G. O.; MATOS, M. V. B. Estudo da fertilidade dos solos de cobertura de um aterro sanitário do Estado do Ceará (Nordeste, Brasil). **Revista Principia – Revista de Divulgação Científica e Tecnológica do Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia da Paraíba**, [s. l.], n. 51, p. 65-74, mar. 2020.

SANTOS, Gerson Marques dos. **Comportamento hidromecânico de solo e das misturas solo-composto utilizados em camadas de cobertura no Aterro**

Experimental da Muribeca, Pernambuco. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

SANTOS, Glauber Galdino. **Avaliação da retenção de gases na camada de cobertura do Aterro Sanitário Municipal de Caruaru.** 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2021.

SANTOS, Jeovana Jisla das Neves. **Avaliação geotécnica de misturas de solo e composto orgânico para uso como biocoberturas em aterros sanitários.** 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

SANTOS, Jeovana Jisla das Neves. **Eficiência de *biowindows* para mitigação das emissões fugitivas de metano em aterros sanitários de regiões semiáridas.** 2023. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2023.

SAS – SOFTWARE DE ANALYTICS & SOLUÇÕES. **Trabalhando com matrizes de correlação.** 22 set. 2020. Disponível em: <https://documentation.sas.com/doc/pt-BR/vacdc/8.5/vaobj/p02eoiulypgow6n1aqa0q8cowydp.htm>. Acesso em: 23 set. 2023.

SCHIRMER, W. N.; GUERI, M. V. D.; SANTOS, L. A.; GOMES, G. J. C.; JUCÁ, J. F. T. Biosistemas aplicados à mitigação de metano em emissões fugitivas de aterros sanitários: uma breve revisão. **Revista Principia – Revista de Divulgação Científica e Tecnológica do Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia da Paraíba**, [s. l.], v. 60, n. 3, p. 977-992, jul. 2023.

SCHIRMER, W. N.; STROPARO, E. C.; MAZUR, D. L.; GUERI, M. V. D.; JUCÁ, J. F. T.; MARTINS, K. G. Biofiltração de metano em biogás de aterro sanitário: um estudo de campo. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 1174-1190, dez. 2022.

SENA, Thiago de Sá. **Permeabilidade ao ar e à água em misturas de solo e composto orgânico para uso em sistemas de cobertura de aterro sanitário.** 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

SHAIKH, J.; BORDOLOI, S.; YAMSANI, S. K.; SEKHARAN, S.; RAKESH, R. R.; SARMAH, A. K. Long-term hydraulic performance of landfill cover system in extreme humid region: Field monitoring and numerical approach. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 688, p. 409-423, jun. 2019.

SHEN, S.; CHEN, Y.; ZHAN, L.; XIE, H.; BOUAZZA, A.; HE, F.; ZUO, X. Methane hotspot localization and visualization at a large-scale Xi'an landfill in China: Effective tool for landfill gas management. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 225, p. 232-214, 6 ago. 2018.

SILLERS, W. S.; FREDLUND, D. G.; ZAKERZADEH, N. Mathematical attributes of some soil–water characteristic curve models. *In*: Toll, D. G. (eds). **Unsaturated Soil Concepts and Their Application in Geotechnical Practice**. Springer, Dordrecht. p. 243-283, 2001.

SILVA, Angelita Martins da. **Banco de dados de curvas de retenção de água de solos brasileiros.** 2005. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

- SILVA, J. P. O.; DANTAS NETO, S. A.; RODRIGUES, P. M. B. Proposta de um método alternativo para a estimativa da condutividade hidráulica em solos não saturados. **Revista Matéria**, [s. l.], v. 27, n. 3, 2022.
- SILVA, P. A. D.; GITIRANA JÚNIOR., G. F. N. Avaliação física e numérica da formação e quebra de barreira capilar. **Revista Águas Subterrâneas**, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 393-403, 2017.
- SILVA, T. F.; SANTOS, J. J. N.; SOUZA, J. C. M.; ARAUJO, P. S.; PAIVA, W. Comportamento da permeabilidade não saturada em camada de cobertura de aterro sanitário no semiárido brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 5, p. 1049-1057, set./out. 2022.
- SILVEIRA, L. R.; BRITO, A. S.; MOTA, J. C. A.; MORAES, S. O.; LIBARDI, P. L. Sistema de aquisição de dados para equipamento de medida da permeabilidade intrínseca do solo ao ar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 35, p. 429-436, mar. 2011.
- SILVEIRA, S. C.; MUNIZ, J. A.; SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T. Modelos não lineares ajustados à produção acumulada de biogás provenientes de camas sobrepostas de suínos. **Revista Agrogeambiental**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 91-103, jul./set. 2018.
- SOARES, D. G.; TEIVE, R. C. G. Estudo Comparativo entre as Redes Neurais Artificiais MLP e RBF para Previsão de Cheias em Curto Prazo. **Revista de Informática Teórica e Aplicada**, [s. l.], v. 22, n. 2, 2015.
- SOBRAL, L. F.; BARETTO, M. C. V.; SILVA, A. J.; ANJOS, J. L. **Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo**. EMBRAPA: Aracaju, 2015. 15p.
- SOTO, Miguel Angel Alfaro. **Comparação entre métodos de imposição e de controle de sucção em ensaios com solos não saturados**. 2004. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- SOUZA, H. P.; SOARES, A. B.; ELIAS, D. S. Ensaio de infiltração em modelos experimentais de coberturas secas utilizando cinzas de carvão mineral da Termelétrica do Pecém. **Revista Matéria**, [s. l.], v. 24, n. 4, ago. 2019.
- SOUZA, Henrique Petisco de. **Uso de cinzas de carvão mineral da termelétrica do pecém como material de cobertura seca de depósitos de resíduos**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.
- SOUZA, Jordan Carneiro Martins de. **Condições intervenientes nas emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterros sanitários**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.
- STORMONT, J. C. The Effect of Constant Anisotropy on Capillary Barrier Performance. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 31, n. 3, p. 783-785, mar. 1995.
- STROPARO, E. C.; VAN TIENEN, Y. M. S.; GUERI, M. V. D.; SCHIRMER, W. N. Oxidação passiva de metano em camada de cobertura de aterros sanitários: uma revisão. *In: CONGRESSO SUL-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE*, 2., 2019, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu: IBEAS, 2019.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principle and Management Issue**. McGraw Hill Inc.: New York, 1993.

- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e amp. Brasília DF: EMBRAPA Solos, 2017.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Fact sheet on evapotranspiration cover systems for waste containment**. Office of solid waste and emergency response. EPA-542-F-11-001. Cincinnati: USEPA, 2011. 26p.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance for evaluating landfill gas emissions from closed or abandoned facilities**. EPA-600/R-05/123a. Cincinnati: USEPA, 2005 306p.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Measurement of gaseous emission rated from land surfaces using an emission isolation flux chamber**. User's guide. EPA 600/8-86-008 (NTIS PB-223161). Washington DC.: USEPA, 1986.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers**. Office of solid waste and emergency response. EPA-540-R-04-007. Washington DC.: USEPA, 2004.
- VAN GENUCHTEN, M. T. A. closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 44, n. 5, p.892-898, 1980.
- VAN TIENEN, Y. M. S.; FRANQUETO, R.; STROPARO, E. C.; CABRAL, A. R.; RIBEIRO, C. B.; SCHIRMER, W. N. Depuração de compostos odorantes em emissões fugitivas de aterro sanitário utilizando camada de cobertura convencional e substratos ricos em matéria orgânica. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, [s. l.], v. 9, n. esp., p. 408-424, mai. 2020.
- VAN VERSEVELD, C. J. W.; GEBERT, J. Effect of compaction and soil moisture on the effective permeability of sands for use in methane oxidation systems. **Waste Management**, [s. l.], v. 107, p. 44-53, mar. 2020.
- VAVERKOVÁ, M. D.; WINKLER, J.; ADAMCOVÁ, D.; RADZIEMSKA, M.; ULDRIJAN, D.; ZLOCH, J. Municipal solid waste landfill – Vegetation succession in an area transformed by human impact. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 129, p. 109-114, jan. 2019.
- VIANA, A. F.; GOMES, K. M. B.; GALINDO, M. S. V.; GOMES, P. B. C.; FARIAS, R. C.; LOBO, G.; PINTO, J. P. C.; CAMPOS, T. M. P. Estudo de Caso – A importância da geotecnia no projeto executivo de dois aterros sanitários a serem implantados em área escarpada localizada em Nova Iguaçu, Rio de Janeiro. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 18., 2016, Belo Horizonte. **Anais [...]**. Belo Horizonte: ABMS, 2016.
- VILAR, O. M. **Fundamentos da Mecânica dos Solos Não Saturados**. São Carlos: 2021. 623p.
- VILELA, P. S. J.; DANTAS, C. R. A. A. Estudo das emissões fugitivas de biogás a partir da camada de cobertura dos aterros sanitários. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 307-318, jun. 2021.
- WasteMINZ – WASTE MANAGEMENT INSTITUTE NEW ZEALAND. **Technical guidelines for disposal to land**. 3. rev. Auckland: WasteMINZ, 2022. 253p.
- WEIL, R. R.; BRADY, N. C. **The Nature and Properties of Soils**. 15. ed. Pearson: 2017. 1104p.

WEN, S.; CHENG, W. C.; LI, D.; HU, W. Evaluating gas breakthrough pressure and gas permeability in a landfill cover layer for mitigation of hazardous gas emissions. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 336, mar. 2023.

WICKRAMARACHCHI, P.; KAWAMOTO, K.; HAMAMOTO, S.; NAGAMORI, M.; MOLDRUP, P.; KOMATSU, T. Effects of dry bulk density and particle size fraction on gas transport parameters in variably saturated landfill cover soil. **Waste Management**, [s. l.], v. 31, p. 2464-2472, ago. 2011.

XU, A.; CHANG, H.; XU, Y.; LI, R.; LI, X.; ZHAO, Y. Applying artificial neural networks (ANNs) to solve solid waste-related issues: A critical review. **Waste Management**, [s. l.], v. 124, p. 385-402, mar. 2021.

XU, A.; SHI, M.; XING, X.; SU, Y.; LI, X.; LIU, W.; MAO, Y.; HU, T.; QI, S. Status and prospects of atmospheric microplastics: A review of methods, occurrence, composition, source and health risks. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 15, n. 303, jun. 2022.

YESILLER, N.; HANSON, J. L.; SOHN, A. H.; BOGNER, J. E.; BLAKE, D. R. Spatial and Temporal Variability in Emissions of Fluorinated Gases from a California Landfill. **Environmental Science e Technology**, [s. l.], v. 52, p. 6789-6797, 24 mai. 2018.

ZEITOUN, R.; VANDERGEEST, M.; VASAVA, H. B.; MACHADO, P. V. F.; JORDAN, S.; PARKIN, G.; WAGNER-RIDDLE, C.; BISWAS, A. In-situ estimation of soil water retention curve in silt loam and loamy sand soils at diferente soil dephts. **Sensors**, [s. l.], v. 21, n. 447, jan. 2021.

ZEVIANI, W. M.; RIBEIRO JÚNIOR, P. J.; BONAT, W. H. **Curso: Modelos de regressão não linear**. UFPR: Laboratório de Estatística e Geoinformação, 2013.

ZHAI, Q.; RAHARDJO, H.; SATYANAGA, A.; DAI, G. Estimation of unsaturated shear strength from soil-water characteristic curve. **Acta Geotechnica**, [s. l.], v. 14, p. 1977-1990, mar. 2019.

ZHAN, L.; LI, G.; JIAO, W.; LAN, J.; CHEN, Y.; SHI, W. Performance of a compacted loess/gravel cover as a capillary barrier and landfill gas emissions controller in Northwest China. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 718, 20 mai. 2020a.

ZHAN, L.; LI, G.; JIAO, W.; WU, T.; LAN, J.; CHEN, W. Field measurements of water storage capacity in a loess–gravel capillary barrier cover using rainfall simulation tests. **Canadian Geotechnical Journal**, [s. l.], v. 54, n. 11, p. 1523-1536, 2017.

ZHAN, L.; WU, T.; FENG, S.; LAN, J.; CHEN, Y. A simple and rapid in situ method for measuring landfill gas emissions and methane oxidation rates in landfill covers. **Waste Management & Research**, [s. l.], v. 38, n. 5, p. 588-593, 2020b.

ZHANG, D.; WANG, J.; CHEN, C. Gas and liquid permeability in the variably saturated compacted loess used as an earthen final cover material in landfills. **Waste Management**, [s. l.], v. 105, p. 49-60, fev. 2020.

ZHANG, J. X.; YORDANOV, B.; GAUNT, A.; WANG, M. X.; DAI, P.; CHEN, Y. J.; ZHANG, K.; FANG, J. Z.; DALCHAU, N.; LI, J.; PHILLIPS, A.; ZHANG, D. Y. A deep learning model for predicting next-generation sequencing depth from DNA sequence. **Nature Communications**, [s. l.], v. 12, n. 4387, jul. 2021.

ZHANG, W.; SUN, C.; QIU, Q. Characterizing of a capillary barrier evapotranspirative cover under high precipitation conditions. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.], v. 75, mar. 2016.

ZHENG, A.; CASARI, A. **Feature engineering for machine learning: principles and techniques for data scientists.** [s. l.]. O'Reilly Media, Inc. 2018.

APÊNDICE

APÊNDICE A

Neste Apêndice encontram-se os dados referentes às características físicas obtidas em laboratório para as amostras de solos coletadas na área experimental, bem como, os índices obtidos nos ensaios *in situ*.

Quadro 10 - Características físicas das amostras de solos coletadas dos pontos de ensaios *in situ*.

Pontos de Ensaio	Umidade <i>in situ</i> - Speedy (%)	%Passante na peneira n° 200 (#0,074 mm)	LL (%)	IP (%)	Classificação (SUCS)	γ_{dcampo} (kN/m ³)	n (%)	e	GC (%)	S (%)
E1	3,24	34,56	24,0	5,0	SM	15,10	44,49	0,80	80,75	11,00
E2	3,37	38,12	29,0	5,0	SM-SC	13,80	48,70	0,95	73,40	9,55
E3	13,33	31,51	23,0	5,0	SM	14,70	44,94	0,82	79,03	43,60
E4	3,44	34,91	21,0	4,0	SM	13,20	50,56	1,02	70,97	8,98
E5	4,26	29,13	30,0	7,0	SM	13,10	51,84	1,08	70,05	10,77
E6	4,34	28,21	28,0	4,0	SM	18,60	30,34	0,44	100,00	26,61

Pontos de Ensaíos	Umidade <i>in situ</i> - Speedy (%)	%Passante na peneira n.º 200 (#0,074 mm)	LL (%)	IP (%)	Classificação (SUCS)	γ_{dcampo} (kN/m ³)	n (%)	e	GC (%)	S (%)
E7	2,96	36,33	29,0	8,0	SM-SC	16,70	37,92	0,61	88,83	13,04
E8	5,29	55,24	39,0	12,0	ML-OL	17,00	36,33	0,57	91,40	24,75
E9	5,78	29,85	NL*	NP*	SM-SC	16,40	39,71	0,66	87,70	23,87
E10	1,36	19,23	NL*	NP*	SM-SC	15,90	40,89	0,69	84,57	5,29
E11	4,97	48,62	31,0	5,0	SM-SC	16,30	39,41	0,65	86,70	20,56
E12	---	19,23	40,0	11,0	SM	---	---	---	---	---
E13	1,90	30,10	27,0	7,0	SC	17,00	36,80	0,58	90,43	8,78
E14	6,26	42,32	28,0	4,0	SM	15,20	44,12	0,79	81,28	21,57
E15	7,69	23,44	31,0	3,0	SM	15,10	43,45	0,77	81,18	26,73
E16	3,35	28,52	26,0	5,0	SM-SC	17,30	35,69	0,55	92,02	16,24

Pontos de Ensaio	Umidade <i>in situ</i> - Speedy (%)	% Passante na peneira n° 200 (#0,074 mm)	LL (%)	IP (%)	Classificação (SUCS)	γ_{campo} (kN/m ³)	n (%)	e	GC (%)	S (%)
E17	4,23	20,27	26,0	2,0	SM	16,90	37,87	0,61	90,37	18,88
E18	---	55,33	34,0	7,0	ML-OL	---	---	---	---	---
E19	3,91	21,51	23,0	5,0	SM-SC	15,40	42,75	0,75	81,91	14,08
E20	4,69	21,40	NL*	NP*	SM-SC	15,50	43,01	0,75	82,89	16,90
E21	2,09	34,95	16,0	3,0	SM	16,40	39,03	0,64	87,23	8,78
E22	3,33	24,07	23,0	1,0	SM	16,30	39,41	0,65	86,70	13,77
E23	5,92	36,14	26,0	3,0	SM	17,10	36,43	0,57	90,96	27,79
E24	---	40,20	25,0	6,0	SM	---	---	---	---	---
E25	4,27	69,96	54,0	18,0	MH-OH	14,20	46,82	0,88	76,34	12,95
E26	10,41	49,76	39,0	9,0	SM	17,50	34,46	0,53	94,09	52,87

Pontos de Ensaíos	Umidade <i>in situ</i> - Speedy (%)	%Passante na peneira n.º 200 (#0,074 mm)	LL (%)	IP (%)	Classificação (SUCS)	γ_{dcampo} (kN/m ³)	n (%)	e	GC (%)	S (%)
E27	5,24	40,56	23,0	2,0	SM-SC	16,50	39,34	0,65	88,24	21,98
E28	6,50	43,48	24,0	3,0	SM	15,80	40,82	0,69	84,95	25,16
E29	4,86	41,70	25,0	5,0	SM	16,20	40,44	0,68	86,63	19,47
E30	4,73	53,28	34,0	7,0	ML-OL	16,20	39,33	0,65	87,10	19,48
E31	6,59	39,02	29,0	11,0	SC	14,40	47,06	0,89	77,01	20,17
E32	4,54	43,55	30,0	4,0	SM	15,40	42,32	0,73	82,80	16,52
E33	2,39	30,54	22,0	4,0	SM	15,40	42,75	0,75	81,91	8,61
E34	3,98	52,72	26	4,0	ML-OL	15,70	42,28	0,73	83,96	14,78
E35	1,95	39,67	24,0	4,0	SM	14,50	46,10	0,86	77,13	6,13
E36	6,32	36,81	27,0	7,0	SC	18,00	33,82	0,51	96,26	33,63

Quadro 11 - Infiltração, Fluxo mássico e Concentração de gases nos pontos de ensaios in situ.

Pontos de ensaios	Infiltração (m/s)	Fluxo Mássico		Concentração	
		CH4 (g/m ² /dia)	CO2 (g/m ² /dia)	CH4 (%)	CO2 (%)
E1	1,77x10 ⁻⁷	0,00	0,00	0,00	0,00
E2	4,28x10 ⁻⁷	0,00	0,00	0,00	0,00
E3	4,96x10 ⁻⁷	505,94	1181,04	11,54	10,31
E4	3,17x10 ⁻⁶	0,00	0,00	0,00	0,00
E5	2,11x10 ⁻⁷	70,25	131,99	1,21	1,80
E6	8,69x10 ⁻⁸	0,00	0,00	0,00	0,00
E7	7,46x10 ⁻⁷	46,41	157,20	1,49	1,94
E8	1,37x10 ⁻⁷	47,80	438,80	0,61	2,57
E9	4,68x10 ⁻⁷	0,00	0,00	0,00	0,00
E10	1,07x10 ⁻⁷	14,78	140,21	0,88	3,52
E11	5,37x10 ⁻⁷	0,00	58,24	0,00	1,08
E12	---	---	---	---	---
E13	4,45x10 ⁻⁷	15,54	93,06	1,12	2,77
E14	1,45x10 ⁻⁷	40,23	855,27	0,52	3,92
E15	2,19x10 ⁻⁷	0,00	88,19	0,00	0,94
E16	2,34x10 ⁻⁷	0,00	0,00	0,00	0,00
E17	1,54x10 ⁻⁷	0,00	0,00	0,00	0,00
E18	---	---	---	---	---
E19	1,56x10 ⁻⁷	10,30	73,82	0,35	1,05
E20	1,14x10 ⁻⁷	0,00	123,60	0,00	0,86
E21	1,40x10 ⁻⁷	17,15	54,56	1,10	1,43

Pontos de ensaios	Infiltração (m/s)	Fluxo Mássico		Concentração	
		CH4 (g/m ² /dia)	CO2 (g/m ² /dia)	CH4 (%)	CO2 (%)
E22	3,38x10 ⁻⁷	11,24	24,96	0,47	0,31
E23	1,24x10 ⁻⁶	6,13	21,91	0,34	0,40
E24	---	---	---	---	---
E25	3,07x10 ⁻⁷	9,78	201,15	0,22	1,17
E26	6,91x10 ⁻⁷	0,00	32,83	0,00	0,31
E27	---	0,00	199,38	0,00	1,17
E28	1,50x10 ⁻⁷	3,25	190,06	0,10	0,89
E29	4,51x10 ⁻⁷	103,72	387,31	3,30	3,19
E30	---	96,26	229,49	1,75	1,45
E31	2,78x10 ⁻⁷	0,00	40,50	0,00	0,43
E32	3,49x10 ⁻⁷	0,00	119,23	0,00	1,07
E33	1,92x10 ⁻⁷	15,13	20,34	0,69	0,36
E34	4,15x10 ⁻⁷	0,00	179,95	0,00	0,71
E35	1,29x10 ⁻⁷	10,32	44,54	0,50	0,78
E36	2,06x10 ⁻⁷	0,00	0,00	0,00	0,00

APÊNDICE B

Neste Apêndice estão apresentadas as melhores performances das RNA obtidas para as permeabilidades não saturadas à água e ao ar.

Quadro 12 - Melhores performances das RNA para Permeabilidade Não Saturada à Água.

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
1	16	logsig	logsig	trainlm	1,24E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801232	0,800333	0,895116
2	13	logsig	tansig	trainlm	2,34E-05	6,98E-05	4,71E-02	7,03E-05	1,000000	1,000000	1,000000
3	12	logsig	purelin	trainlm	1,19E-06	1,44E-06	4,95E-04	1,45E-06	1,000000	1,000000	1,000000
4	18	logsig	elliotsig	trainlm	2,98E-05	1,35E-04	6,42E-02	1,36E-04	1,000000	1,000000	1,000000
5	15	tansig	logsig	trainlm	1,24E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801231	0,800331	0,895115
6	20	tansig	tansig	trainlm	1,85E-05	5,28E-05	5,08E-02	5,32E-05	1,000000	1,000000	1,000000
7	12	tansig	purelin	trainlm	9,70E-08	1,18E-07	8,80E-05	1,19E-07	1,000000	1,000000	1,000000
8	17	tansig	elliotsig	trainlm	2,81E-05	6,59E-05	6,84E-02	6,64E-05	1,000000	1,000000	1,000000
9	2	purelin	logsig	trainlm	1,36E-01	2,04E-01	2,13E+02	2,06E-01	0,777668	0,776662	0,881855
10	7	purelin	tansig	trainlm	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990502	0,990459	0,995239
11	20	purelin	purelin	trainlm	3,91E-14	4,88E-14	5,32E-11	4,92E-14	1,000000	1,000000	1,000000
12	13	purelin	elliotsig	trainlm	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955097	0,954894	0,977291
13	19	elliotsig	logsig	trainlm	1,24E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801230	0,800330	0,895114
14	17	elliotsig	tansig	trainlm	1,96E-05	5,08E-05	5,75E-02	5,12E-05	1,000000	1,000000	1,000000
15	15	elliotsig	purelin	trainlm	3,27E-06	3,87E-06	1,41E-03	3,90E-06	1,000000	1,000000	1,000000

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
16	6	elliotsig	elliotsig	trainlm	2,37E-04	1,09E-03	1,12E+00	1,10E-03	0,999986	0,999986	0,999993
17	14	logsig	logsig	trainbr	1,27E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,806636	0,805761	0,898129
18	10	logsig	tansig	trainbr	2,67E-05	6,89E-05	4,52E-02	6,94E-05	1,000000	1,000000	1,000000
19	20	logsig	purelin	trainbr	9,35E-07	1,08E-06	9,08E-04	1,09E-06	1,000000	1,000000	1,000000
20	19	logsig	elliotsig	trainbr	8,53E-06	4,25E-05	4,32E-02	4,28E-05	1,000000	1,000000	1,000000
21	19	tansig	tansig	trainbr	1,64E-05	5,08E-05	4,83E-02	5,11E-05	1,000000	1,000000	1,000000
22	3	tansig	purelin	trainbr	2,34E-07	2,72E-07	2,18E-04	2,74E-07	1,000000	1,000000	1,000000
23	11	tansig	elliotsig	trainbr	4,32E-05	5,83E-05	6,41E-02	5,87E-05	1,000000	1,000000	1,000000
24	4	purelin	purelin	trainbr	5,48E-10	6,36E-10	5,43E-07	6,40E-10	1,000000	1,000000	1,000000
25	18	elliotsig	tansig	trainbr	9,00E-06	2,68E-05	3,78E-02	2,70E-05	1,000000	1,000000	1,000000
26	18	elliotsig	purelin	trainbr	1,92E-06	2,26E-06	1,65E-03	2,28E-06	1,000000	1,000000	1,000000
27	3	elliotsig	elliotsig	trainbr	2,50E-07	3,52E-07	3,45E-04	3,54E-07	1,000000	1,000000	1,000000
28	11	logsig	elliotsig	traingd	6,83E-02	9,11E-02	6,24E+01	9,17E-02	0,951304	0,951084	0,975348
29	13	purelin	logsig	traingd	1,34E-01	2,05E-01	2,13E+02	2,06E-01	0,807125	0,806252	0,898401
30	16	purelin	purelin	traingd	6,81E-07	7,78E-07	1,46E-04	7,83E-07	1,000000	1,000000	1,000000
31	17	elliotsig	logsig	traingd	1,54E-01	2,20E-01	2,25E+02	2,21E-01	0,788758	0,787802	0,888120
32	15	elliotsig	tansig	traingd	2,11E-02	2,65E-02	2,15E+01	2,67E-02	0,992188	0,992153	0,996086
33	9	elliotsig	purelin	traingd	2,72E-02	3,04E-02	1,19E+01	3,06E-02	0,989030	0,988980	0,994500
34	11	logsig	logsig	trainbfg	1,24E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801290	0,800391	0,895148
35	8	logsig	tansig	trainbfg	4,92E-04	7,81E-04	6,47E-01	7,86E-04	0,999993	0,999993	0,999996
36	5	logsig	purelin	trainbfg	1,01E-05	1,54E-05	2,16E-02	1,55E-05	1,000000	1,000000	1,000000
37	10	logsig	elliotsig	trainbfg	9,69E-04	1,40E-03	1,46E+00	1,41E-03	0,999977	0,999977	0,999988
38	7	tansig	tansig	trainbfg	4,67E-04	6,25E-04	7,77E-01	6,29E-04	0,999995	0,999995	0,999998

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
39	1	tansig	purelin	trainbfg	2,56E-05	3,05E-05	1,87E-02	3,07E-05	1,000000	1,000000	1,000000
40	7	tansig	elliotsig	trainbfg	5,63E-04	9,24E-04	8,72E-01	9,30E-04	0,999990	0,999990	0,999995
41	1	purelin	tansig	trainbfg	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990502	0,990459	0,995240
42	11	purelin	purelin	trainbfg	6,86E-14	8,20E-14	7,10E-11	8,26E-14	1,000000	1,000000	1,000000
43	4	purelin	elliotsig	trainbfg	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955097	0,954894	0,977291
44	4	elliotsig	tansig	trainbfg	5,54E-04	7,86E-04	5,26E-01	7,92E-04	0,999993	0,999993	0,999996
45	2	elliotsig	purelin	trainbfg	2,06E-05	2,36E-05	1,62E-02	2,37E-05	1,000000	1,000000	1,000000
46	18	elliotsig	elliotsig	trainbfg	3,63E-04	5,46E-04	4,92E-01	5,50E-04	0,999996	0,999996	0,999998
47	17	logsig	logsig	trainrp	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,802106	0,801210	0,895604
48	13	logsig	tansig	trainrp	1,94E-03	3,75E-03	4,98E+00	3,78E-03	0,999836	0,999835	0,999918
49	16	logsig	purelin	trainrp	2,65E-04	3,34E-04	3,30E-01	3,36E-04	0,999999	0,999999	0,999999
50	20	logsig	elliotsig	trainrp	3,82E-03	7,17E-03	5,15E+00	7,22E-03	0,999423	0,999421	0,999712
51	14	tansig	logsig	trainrp	1,24E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801432	0,800534	0,895227
52	17	tansig	tansig	trainrp	1,52E-03	2,50E-03	3,25E+00	2,52E-03	0,999926	0,999925	0,999963
53	10	tansig	purelin	trainrp	5,67E-04	7,04E-04	6,44E-01	7,09E-04	0,999994	0,999994	0,999997
54	20	tansig	elliotsig	trainrp	4,42E-03	9,54E-03	1,12E+01	9,60E-03	0,999036	0,999032	0,999518
55	2	purelin	logsig	trainrp	1,36E-01	2,04E-01	2,13E+02	2,06E-01	0,777998	0,776993	0,882042
56	10	purelin	tansig	trainrp	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990499	0,990456	0,995238
57	19	purelin	purelin	trainrp	2,01E-07	2,08E-07	8,17E-05	2,10E-07	1,000000	1,000000	1,000000
58	8	purelin	elliotsig	trainrp	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955098	0,954895	0,977291
59	17	elliotsig	logsig	trainrp	1,24E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801450	0,800552	0,895238
60	19	elliotsig	tansig	trainrp	1,38E-03	2,76E-03	2,90E+00	2,78E-03	0,999912	0,999911	0,999956
61	19	elliotsig	purelin	trainrp	7,40E-04	9,64E-04	4,52E-01	9,70E-04	0,999989	0,999989	0,999994

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
62	18	elliotsig	elliotsig	trainrp	5,17E-03	1,19E-02	1,42E+01	1,20E-02	0,998617	0,998611	0,999308
63	16	logsig	tansig	trainscg	2,12E-03	3,29E-03	3,90E+00	3,31E-03	0,999872	0,999871	0,999936
64	9	logsig	purelin	trainscg	6,10E-05	7,94E-05	9,68E-02	7,99E-05	1,000000	1,000000	1,000000
65	6	logsig	elliotsig	trainscg	2,13E-03	3,61E-03	4,28E+00	3,63E-03	0,999851	0,999850	0,999925
66	19	tansig	logsig	trainscg	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801373	0,800474	0,895194
67	19	tansig	tansig	trainscg	8,78E-04	1,75E-03	2,24E+00	1,76E-03	0,999964	0,999964	0,999982
68	20	tansig	purelin	trainscg	1,36E-04	1,64E-04	6,91E-02	1,65E-04	1,000000	1,000000	1,000000
69	16	tansig	elliotsig	trainscg	1,17E-03	3,01E-03	3,62E+00	3,03E-03	0,999897	0,999897	0,999949
70	9	purelin	logsig	trainscg	1,36E-01	2,04E-01	2,13E+02	2,06E-01	0,777701	0,776696	0,881874
71	20	purelin	tansig	trainscg	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990502	0,990459	0,995240
72	12	purelin	purelin	trainscg	1,56E-12	1,57E-12	8,25E-10	1,58E-12	1,000000	1,000000	1,000000
73	10	purelin	elliotsig	trainscg	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955097	0,954894	0,977291
74	14	purelin	elliotsig	trainscg	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955097	0,954894	0,977291
75	17	purelin	elliotsig	trainscg	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955097	0,954894	0,977291
76	20	purelin	elliotsig	trainscg	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955097	0,954894	0,977291
77	16	elliotsig	logsig	trainscg	1,24E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801329	0,800430	0,895170
78	13	elliotsig	tansig	trainscg	5,90E-04	1,14E-03	1,24E+00	1,15E-03	0,999984	0,999984	0,999992
79	19	elliotsig	purelin	trainscg	2,68E-04	3,60E-04	1,06E-01	3,63E-04	0,999998	0,999998	0,999999
80	3	elliotsig	elliotsig	trainscg	1,92E-03	3,59E-03	4,16E+00	3,61E-03	0,999854	0,999854	0,999927
81	9	logsig	logsig	traincgb	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801424	0,800525	0,895223
82	16	logsig	tansig	traincgb	3,82E-03	5,22E-03	5,70E+00	5,26E-03	0,999674	0,999673	0,999837
83	5	logsig	purelin	traincgb	3,25E-04	4,43E-04	2,00E-01	4,46E-04	0,999998	0,999998	0,999999
84	13	tansig	logsig	traincgb	1,24E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801345	0,800446	0,895179

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
85	14	tansig	tansig	traincgb	9,96E-04	2,03E-03	2,21E+00	2,04E-03	0,999951	0,999951	0,999976
86	5	tansig	purelin	traincgb	2,87E-04	3,54E-04	2,25E-01	3,56E-04	0,999999	0,999998	0,999999
87	5	tansig	elliotsig	traincgb	2,85E-03	5,24E-03	6,55E+00	5,28E-03	0,999697	0,999696	0,999848
88	11	purelin	tansig	traincgb	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990509	0,990466	0,995243
89	15	purelin	purelin	traincgb	3,65E-08	4,05E-08	3,36E-05	4,08E-08	1,000000	1,000000	1,000000
90	20	elliotsig	tansig	traincgb	8,10E-04	1,69E-03	1,83E+00	1,70E-03	0,999966	0,999966	0,999983
91	12	elliotsig	purelin	traincgb	5,44E-04	6,35E-04	4,16E-01	6,39E-04	0,999995	0,999995	0,999998
92	8	elliotsig	elliotsig	traincgb	2,37E-03	4,43E-03	5,27E+00	4,46E-03	0,999779	0,999778	0,999889
93	10	logsig	tansig	traincgb	2,08E-03	3,55E-03	3,88E+00	3,57E-03	0,999852	0,999852	0,999926
94	3	logsig	purelin	traincgb	3,88E-04	4,92E-04	5,95E-01	4,95E-04	0,999997	0,999997	0,999999
95	5	logsig	elliotsig	traincgb	3,48E-03	6,94E-03	7,59E+00	6,99E-03	0,999472	0,999470	0,999736
96	20	tansig	logsig	traincgb	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801337	0,800438	0,895174
97	19	tansig	tansig	traincgb	1,51E-03	2,66E-03	2,96E+00	2,68E-03	0,999917	0,999917	0,999959
98	3	tansig	purelin	traincgb	5,24E-04	5,90E-04	4,55E-01	5,94E-04	0,999996	0,999996	0,999998
99	13	tansig	elliotsig	traincgb	1,99E-03	4,26E-03	5,08E+00	4,29E-03	0,999793	0,999792	0,999896
100	7	purelin	logsig	traincgb	1,36E-01	2,04E-01	2,13E+02	2,06E-01	0,777795	0,776790	0,881927
101	1	purelin	purelin	traincgb	2,00E-06	2,42E-06	1,01E-03	2,44E-06	1,000000	1,000000	1,000000
102	12	elliotsig	logsig	traincgb	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801437	0,800538	0,895230
103	20	elliotsig	tansig	traincgb	1,04E-03	1,92E-03	2,07E+00	1,94E-03	0,999956	0,999956	0,999978
104	20	elliotsig	purelin	traincgb	7,25E-04	1,02E-03	1,24E+00	1,02E-03	0,999988	0,999987	0,999994
105	19	elliotsig	elliotsig	traincgb	2,16E-03	4,93E-03	5,73E+00	4,97E-03	0,999733	0,999731	0,999866
106	6	logsig	logsig	traincgb	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801228	0,800329	0,895114
107	6	logsig	tansig	traincgb	2,78E-03	4,63E-03	4,16E+00	4,66E-03	0,999745	0,999744	0,999873

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
108	14	logsig	purelin	traincgp	5,96E-04	6,81E-04	1,92E-01	6,86E-04	0,999994	0,999994	0,999997
109	11	logsig	elliotsig	traincgp	4,99E-03	8,16E-03	1,02E+01	8,21E-03	0,999256	0,999253	0,999628
110	15	tansig	logsig	traincgp	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801526	0,800628	0,895280
111	19	tansig	tansig	traincgp	1,41E-03	2,80E-03	3,51E+00	2,82E-03	0,999909	0,999908	0,999954
112	9	tansig	purelin	traincgp	6,37E-04	7,69E-04	3,71E-01	7,74E-04	0,999993	0,999993	0,999996
113	5	tansig	elliotsig	traincgp	2,31E-03	4,67E-03	5,58E+00	4,70E-03	0,999754	0,999753	0,999877
114	6	purelin	logsig	traincgp	1,36E-01	2,04E-01	2,13E+02	2,06E-01	0,780330	0,779336	0,883363
115	20	purelin	tansig	traincgp	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990504	0,990461	0,995241
116	5	purelin	purelin	traincgp	9,86E-08	1,21E-07	3,15E-05	1,22E-07	1,000000	1,000000	1,000000
117	11	elliotsig	logsig	traincgp	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801389	0,800490	0,895203
118	15	elliotsig	tansig	traincgp	1,79E-03	2,50E-03	1,62E+00	2,51E-03	0,999936	0,999935	0,999968
119	14	elliotsig	purelin	traincgp	9,22E-04	1,11E-03	5,86E-01	1,12E-03	0,999985	0,999985	0,999993
120	8	elliotsig	elliotsig	traincgp	2,55E-03	4,97E-03	5,99E+00	5,01E-03	0,999726	0,999725	0,999863
121	5	logsig	tansig	trainoss	2,98E-03	4,29E-03	4,66E+00	4,32E-03	0,999783	0,999782	0,999892
122	15	logsig	purelin	trainoss	2,05E-04	2,44E-04	2,14E-01	2,46E-04	0,999999	0,999999	1,000000
123	17	logsig	elliotsig	trainoss	3,29E-03	6,82E-03	7,84E+00	6,87E-03	0,999480	0,999477	0,999740
124	8	tansig	logsig	trainoss	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801620	0,800722	0,895332
125	15	tansig	tansig	trainoss	1,52E-03	2,85E-03	3,35E+00	2,87E-03	0,999904	0,999904	0,999952
126	3	tansig	purelin	trainoss	1,76E-04	2,02E-04	1,28E-01	2,04E-04	1,000000	1,000000	1,000000
127	9	tansig	elliotsig	trainoss	3,16E-03	6,92E-03	7,93E+00	6,97E-03	0,999474	0,999472	0,999737
128	3	purelin	logsig	trainoss	1,36E-01	2,04E-01	2,13E+02	2,06E-01	0,777720	0,776714	0,881884
129	3	purelin	tansig	trainoss	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990502	0,990459	0,995240
130	5	purelin	tansig	trainoss	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990502	0,990459	0,995240

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
131	17	purelin	tansig	trainoss	2,36E-02	2,88E-02	2,67E+01	2,90E-02	0,990502	0,990459	0,995240
132	1	purelin	purelin	trainoss	3,16E-11	3,43E-11	9,50E-09	3,46E-11	1,000000	1,000000	1,000000
133	3	purelin	purelin	trainoss	1,42E-12	1,65E-12	1,08E-09	1,67E-12	1,000000	1,000000	1,000000
134	4	purelin	purelin	trainoss	4,51E-11	5,39E-11	4,72E-08	5,43E-11	1,000000	1,000000	1,000000
135	6	purelin	purelin	trainoss	8,63E-11	1,05E-10	9,35E-08	1,06E-10	1,000000	1,000000	1,000000
136	8	purelin	purelin	trainoss	1,03E-11	1,20E-11	1,05E-08	1,21E-11	1,000000	1,000000	1,000000
137	10	purelin	purelin	trainoss	4,98E-10	6,07E-10	1,40E-07	6,12E-10	1,000000	1,000000	1,000000
138	13	purelin	purelin	trainoss	1,30E-11	1,37E-11	4,78E-09	1,38E-11	1,000000	1,000000	1,000000
139	16	purelin	purelin	trainoss	1,68E-12	2,09E-12	1,98E-09	2,11E-12	1,000000	1,000000	1,000000
140	18	purelin	purelin	trainoss	3,20E-12	3,20E-12	1,86E-09	3,22E-12	1,000000	1,000000	1,000000
141	19	purelin	purelin	trainoss	8,55E-12	8,56E-12	4,91E-09	8,62E-12	1,000000	1,000000	1,000000
142	9	purelin	elliotsig	trainoss	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955097	0,954894	0,977291
143	11	purelin	elliotsig	trainoss	5,39E-02	6,30E-02	5,40E+01	6,34E-02	0,955097	0,954894	0,977291
144	9	elliotsig	logsig	trainoss	1,25E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801851	0,800954	0,895461
145	17	elliotsig	tansig	trainoss	9,14E-04	1,82E-03	2,62E+00	1,83E-03	0,999961	0,999960	0,999980
146	19	elliotsig	purelin	trainoss	5,82E-04	7,31E-04	4,22E-01	7,36E-04	0,999994	0,999994	0,999997
147	12	elliotsig	elliotsig	trainoss	3,58E-03	6,33E-03	7,36E+00	6,37E-03	0,999577	0,999575	0,999788
148	17	logsig	logsig	traingdx	1,30E-01	2,03E-01	2,12E+02	2,05E-01	0,801744	0,800847	0,895402
149	16	logsig	tansig	traingdx	1,27E-02	1,70E-02	1,72E+01	1,71E-02	0,996715	0,996700	0,998356
150	3	logsig	purelin	traingdx	3,01E-03	3,70E-03	3,47E+00	3,73E-03	0,999835	0,999834	0,999917
151	3	logsig	elliotsig	traingdx	1,87E-02	3,01E-02	3,04E+01	3,03E-02	0,991479	0,991440	0,995730
152	8	tansig	logsig	traingdx	1,26E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,800609	0,799707	0,894768
153	8	tansig	tansig	traingdx	8,52E-03	1,22E-02	1,38E+01	1,22E-02	0,998278	0,998270	0,999139

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
154	7	tansig	purelin	traingdx	3,40E-03	3,97E-03	2,67E+00	4,00E-03	0,999812	0,999811	0,999906
155	18	purelin	purelin	traingdx	7,59E-07	8,79E-07	1,47E-04	8,86E-07	1,000000	1,000000	1,000000
156	10	elliotsig	logsig	traingdx	1,26E-01	2,03E-01	2,11E+02	2,04E-01	0,801948	0,801052	0,895516
157	9	elliotsig	tansig	traingdx	6,38E-03	9,23E-03	1,03E+01	9,29E-03	0,999005	0,999001	0,999502
158	4	elliotsig	purelin	traingdx	6,58E-03	7,82E-03	3,99E+00	7,87E-03	0,999267	0,999263	0,999633
159	6	elliotsig	elliotsig	traingdx	1,73E-02	2,91E-02	3,16E+01	2,93E-02	0,992341	0,992306	0,996163

Quadro 13 - Melhores performances das RNA para Permeabilidade Não Saturada ao Ar.

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
1	14	logsig	logsig	trainlm	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,800742	0,799973	0,894842
2	18	logsig	tansig	trainlm	2,68E-05	1,01E-04	1,88E-01	1,01E-04	1,000000	1,000000	1,000000
3	19	logsig	tansig	trainlm	2,58E-05	1,03E-04	1,74E-01	1,03E-04	1,000000	1,000000	1,000000
4	18	logsig	purelin	trainlm	8,51E-08	1,04E-07	1,27E-04	1,04E-07	1,000000	1,000000	1,000000
5	20	logsig	elliotsig	trainlm	1,67E-05	1,32E-04	2,21E-01	1,32E-04	1,000000	1,000000	1,000000
6	13	tansig	logsig	trainlm	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,800741	0,799972	0,894841
7	14	tansig	tansig	trainlm	2,29E-05	8,62E-05	1,69E-01	8,65E-05	1,000000	1,000000	1,000000
8	3	tansig	purelin	trainlm	1,98E-07	2,36E-07	3,39E-04	2,37E-07	1,000000	1,000000	1,000000
9	11	tansig	elliotsig	trainlm	4,65E-05	1,03E-04	1,41E-01	1,03E-04	1,000000	1,000000	1,000000

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
10	7	purelin	logsig	trainlm	1,37E-01	2,05E-01	2,89E+02	2,06E-01	0,777567	0,776708	0,881798
11	15	purelin	purelin	trainlm	1,85E-14	2,07E-14	8,58E-12	2,07E-14	1,000000	1,000000	1,000000
12	12	elliotsig	logsig	trainlm	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,800743	0,799974	0,894843
13	16	elliotsig	tansig	trainlm	3,41E-05	1,08E-04	1,95E-01	1,08E-04	1,000000	1,000000	1,000000
14	16	elliotsig	purelin	trainlm	3,16E-06	3,82E-06	1,53E-03	3,83E-06	1,000000	1,000000	1,000000
15	4	elliotsig	elliotsig	trainlm	5,53E-06	6,86E-05	2,37E-02	6,88E-05	1,000000	1,000000	1,000000
16	14	logsig	tansig	trainbr	2,70E-05	1,15E-04	2,26E-01	1,15E-04	1,000000	1,000000	1,000000
17	16	logsig	purelin	trainbr	1,30E-06	1,52E-06	2,04E-03	1,53E-06	1,000000	1,000000	1,000000
18	15	logsig	elliotsig	trainbr	4,01E-05	1,49E-04	2,67E-01	1,50E-04	1,000000	1,000000	1,000000
19	18	tansig	tansig	trainbr	2,85E-05	1,09E-04	1,99E-01	1,10E-04	1,000000	1,000000	1,000000
20	4	tansig	purelin	trainbr	2,46E-07	2,90E-07	3,87E-04	2,91E-07	1,000000	1,000000	1,000000
21	15	tansig	elliotsig	trainbr	2,71E-05	1,37E-04	2,32E-01	1,38E-04	1,000000	1,000000	1,000000
22	11	purelin	purelin	trainbr	3,21E-12	3,71E-12	4,00E-09	3,72E-12	1,000000	1,000000	1,000000
23	19	elliotsig	logsig	trainbr	1,26E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,801143	0,800375	0,895066
24	14	elliotsig	tansig	trainbr	1,57E-05	8,04E-05	1,15E-01	8,07E-05	1,000000	1,000000	1,000000
25	10	elliotsig	purelin	trainbr	1,43E-06	1,59E-06	1,09E-03	1,60E-06	1,000000	1,000000	1,000000
26	6	elliotsig	elliotsig	trainbr	8,02E-06	7,83E-05	6,06E-02	7,85E-05	1,000000	1,000000	1,000000
27	14	logsig	logsig	traingd	1,69E-01	2,28E-01	3,08E+02	2,29E-01	0,908635	0,908282	0,953224
28	18	logsig	elliotsig	traingd	5,74E-02	6,93E-02	8,85E+01	6,95E-02	0,949929	0,949736	0,974643
29	9	tansig	purelin	traingd	2,18E-02	2,50E-02	1,43E+01	2,51E-02	0,992561	0,992533	0,996274
30	20	purelin	purelin	traingd	6,75E-07	8,24E-07	3,70E-04	8,27E-07	1,000000	1,000000	1,000000
31	13	elliotsig	logsig	traingd	1,57E-01	2,20E-01	3,01E+02	2,21E-01	0,870299	0,869799	0,932898
32	19	elliotsig	tansig	traingd	2,95E-02	3,69E-02	2,29E+01	3,70E-02	0,985039	0,984981	0,992491

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
33	17	elliotsig	elliotsig	traingd	5,97E-02	7,14E-02	8,37E+01	7,16E-02	0,942536	0,942314	0,970843
34	10	logsig	logsig	trainbfg	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,800786	0,800017	0,894867
35	11	logsig	tansig	trainbfg	5,74E-04	1,09E-03	2,04E+00	1,09E-03	0,999986	0,999986	0,999993
36	1	logsig	purelin	trainbfg	3,03E-05	3,67E-05	2,49E-02	3,68E-05	1,000000	1,000000	1,000000
37	16	logsig	elliotsig	trainbfg	6,36E-04	1,33E-03	3,09E+00	1,34E-03	0,999979	0,999979	0,999990
38	15	tansig	tansig	trainbfg	6,23E-04	1,09E-03	2,50E+00	1,10E-03	0,999986	0,999986	0,999993
39	4	tansig	purelin	trainbfg	1,10E-05	1,34E-05	1,02E-02	1,35E-05	1,000000	1,000000	1,000000
40	15	tansig	elliotsig	trainbfg	7,80E-04	1,09E-03	1,29E+00	1,09E-03	0,999986	0,999986	0,999993
41	5	purelin	logsig	trainbfg	1,37E-01	2,05E-01	2,89E+02	2,06E-01	0,777528	0,776669	0,881776
42	18	purelin	purelin	trainbfg	2,24E-12	2,65E-12	3,20E-09	2,66E-12	1,000000	1,000000	1,000000
43	16	elliotsig	logsig	trainbfg	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,800798	0,800029	0,894873
44	11	elliotsig	tansig	trainbfg	3,84E-04	6,28E-04	1,31E+00	6,30E-04	0,999995	0,999995	0,999998
45	2	elliotsig	purelin	trainbfg	1,85E-05	2,15E-05	2,21E-02	2,16E-05	1,000000	1,000000	1,000000
46	16	elliotsig	elliotsig	trainbfg	4,87E-04	1,13E-03	2,13E+00	1,14E-03	0,999985	0,999985	0,999993
47	7	logsig	logsig	trainrp	1,26E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,801967	0,801203	0,895526
48	11	logsig	tansig	trainrp	1,97E-03	4,12E-03	8,20E+00	4,14E-03	0,999807	0,999806	0,999904
49	17	logsig	purelin	trainrp	5,22E-04	8,24E-04	3,57E-01	8,27E-04	0,999992	0,999992	0,999996
50	13	logsig	elliotsig	trainrp	3,33E-03	6,32E-03	1,41E+01	6,34E-03	0,999554	0,999552	0,999777
51	14	tansig	tansig	trainrp	1,35E-03	3,09E-03	6,77E+00	3,10E-03	0,999893	0,999892	0,999946
52	18	tansig	purelin	trainrp	5,97E-04	7,10E-04	8,40E-01	7,13E-04	0,999994	0,999994	0,999997
53	10	purelin	logsig	trainrp	1,37E-01	2,05E-01	2,89E+02	2,06E-01	0,777622	0,776764	0,881829
54	10	purelin	purelin	trainrp	7,26E-08	8,50E-08	7,03E-05	8,52E-08	1,000000	1,000000	1,000000
55	20	elliotsig	tansig	trainrp	1,38E-03	2,66E-03	6,28E+00	2,67E-03	0,999918	0,999918	0,999959

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
56	11	elliotsig	purelin	trainrp	1,28E-03	1,51E-03	2,11E+00	1,52E-03	0,999973	0,999972	0,999986
57	17	elliotsig	elliotsig	trainrp	5,92E-03	1,34E-02	2,29E+01	1,35E-02	0,998246	0,998239	0,999122
58	16	logsig	tansig	trainscg	1,97E-03	3,33E-03	6,31E+00	3,34E-03	0,999871	0,999871	0,999936
59	7	logsig	purelin	trainscg	1,21E-04	1,51E-04	7,97E-02	1,51E-04	1,000000	1,000000	1,000000
60	12	logsig	elliotsig	trainscg	1,95E-03	3,97E-03	7,99E+00	3,98E-03	0,999823	0,999822	0,999911
61	15	tansig	logsig	trainscg	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,801012	0,800243	0,894993
62	9	tansig	tansig	trainscg	1,14E-03	2,11E-03	4,28E+00	2,12E-03	0,999948	0,999948	0,999974
63	9	tansig	purelin	trainscg	1,30E-04	1,75E-04	1,17E-01	1,76E-04	1,000000	1,000000	1,000000
64	17	tansig	elliotsig	trainscg	1,66E-03	3,67E-03	7,26E+00	3,69E-03	0,999848	0,999847	0,999924
65	20	purelin	logsig	trainscg	1,37E-01	2,05E-01	2,89E+02	2,06E-01	0,777588	0,776729	0,881809
66	20	purelin	purelin	trainscg	1,03E-12	1,28E-12	5,00E-10	1,29E-12	1,000000	1,000000	1,000000
67	18	elliotsig	logsig	trainscg	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,800972	0,800204	0,894971
68	17	elliotsig	tansig	trainscg	7,36E-04	1,63E-03	2,90E+00	1,64E-03	0,999969	0,999969	0,999985
69	16	elliotsig	purelin	trainscg	2,94E-04	3,50E-04	3,40E-01	3,51E-04	0,999999	0,999999	0,999999
70	13	elliotsig	elliotsig	trainscg	1,53E-03	3,73E-03	7,56E+00	3,74E-03	0,999846	0,999845	0,999923
71	3	logsig	logsig	traingdx	1,29E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,802815	0,802054	0,896000
72	10	logsig	tansig	traingdx	1,30E-02	1,85E-02	3,08E+01	1,86E-02	0,996352	0,996338	0,998175
73	13	logsig	purelin	traingdx	4,60E-03	6,24E-03	1,08E+01	6,26E-03	0,999535	0,999534	0,999768
74	20	logsig	elliotsig	traingdx	2,85E-02	4,11E-02	5,72E+01	4,12E-02	0,984025	0,983964	0,991981
75	9	tansig	tansig	traingdx	7,94E-03	1,35E-02	2,78E+01	1,36E-02	0,997929	0,997921	0,998964
76	3	tansig	purelin	traingdx	1,90E-03	2,74E-03	4,95E+00	2,75E-03	0,999910	0,999910	0,999955
77	9	tansig	elliotsig	traingdx	1,58E-02	2,57E-02	3,82E+01	2,58E-02	0,993625	0,993601	0,996808
78	18	purelin	purelin	traingdx	3,58E-07	4,36E-07	2,09E-04	4,38E-07	1,000000	1,000000	1,000000

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
79	9	elliotsig	tansig	traingdx	5,29E-03	9,67E-03	2,08E+01	9,70E-03	0,998975	0,998971	0,999487
80	13	elliotsig	purelin	traingdx	8,65E-03	1,00E-02	4,55E+00	1,00E-02	0,998807	0,998803	0,999403
81	11	elliotsig	elliotsig	traingdx	1,91E-02	3,01E-02	4,69E+01	3,02E-02	0,991260	0,991226	0,995620
82	6	logsig	logsig	traincgb	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,801196	0,800428	0,895095
83	10	logsig	tansig	traincgb	2,40E-03	3,35E-03	5,46E+00	3,36E-03	0,999869	0,999868	0,999934
84	4	logsig	purelin	traincgb	3,37E-04	3,92E-04	1,28E-01	3,93E-04	0,999998	0,999998	0,999999
85	6	logsig	elliotsig	traincgb	3,34E-03	6,43E-03	1,20E+01	6,45E-03	0,999538	0,999536	0,999769
86	8	tansig	tansig	traincgb	9,24E-04	1,56E-03	3,35E+00	1,57E-03	0,999971	0,999971	0,999986
87	15	tansig	purelin	traincgb	2,33E-04	2,97E-04	5,38E-01	2,98E-04	0,999999	0,999999	0,999999
88	4	tansig	elliotsig	traincgb	2,92E-03	4,91E-03	9,13E+00	4,93E-03	0,999725	0,999724	0,999863
89	10	purelin	logsig	traincgb	1,37E-01	2,05E-01	2,89E+02	2,06E-01	0,777550	0,776691	0,881788
90	15	purelin	purelin	traincgb	3,44E-09	4,20E-09	5,12E-06	4,22E-09	1,000000	1,000000	1,000000
91	14	purelin	elliotsig	traincgb	5,42E-02	6,35E-02	7,56E+01	6,37E-02	0,955006	0,954832	0,977244
92	11	elliotsig	tansig	traincgb	1,18E-03	2,22E-03	4,20E+00	2,23E-03	0,999943	0,999943	0,999971
93	15	elliotsig	purelin	traincgb	4,21E-04	5,11E-04	5,97E-01	5,12E-04	0,999997	0,999997	0,999998
94	15	elliotsig	elliotsig	traincgb	2,74E-03	5,79E-03	1,12E+01	5,81E-03	0,999623	0,999621	0,999811
95	9	logsig	tansig	traincgf	2,47E-03	3,85E-03	7,08E+00	3,86E-03	0,999829	0,999828	0,999914
96	12	logsig	purelin	traincgf	4,44E-04	5,40E-04	6,35E-01	5,42E-04	0,999997	0,999997	0,999998
97	16	logsig	elliotsig	traincgf	3,45E-03	6,86E-03	1,27E+01	6,88E-03	0,999486	0,999484	0,999743
98	19	tansig	tansig	traincgf	8,59E-04	1,13E-03	1,12E+00	1,14E-03	0,999986	0,999985	0,999993
99	10	tansig	purelin	traincgf	2,33E-04	2,74E-04	2,76E-01	2,75E-04	0,999999	0,999999	1,000000
100	14	tansig	elliotsig	traincgf	2,65E-03	5,10E-03	9,74E+00	5,12E-03	0,999710	0,999709	0,999855
101	2	purelin	purelin	traincgf	4,83E-06	5,09E-06	5,11E-03	5,11E-06	1,000000	1,000000	1,000000

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R ²	E	R
102	20	elliotsig	logsig	traincgp	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,800999	0,800231	0,894986
103	19	elliotsig	tansig	traincgp	1,16E-03	2,39E-03	4,29E+00	2,39E-03	0,999934	0,999934	0,999967
104	20	elliotsig	purelin	traincgp	5,79E-04	7,51E-04	1,20E+00	7,53E-04	0,999993	0,999993	0,999997
105	20	elliotsig	elliotsig	traincgp	2,01E-03	5,25E-03	1,03E+01	5,27E-03	0,999702	0,999701	0,999851
106	10	logsig	logsig	traincgp	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,801065	0,800297	0,895022
107	6	logsig	tansig	traincgp	2,62E-03	4,20E-03	6,38E+00	4,22E-03	0,999795	0,999795	0,999898
108	19	logsig	purelin	traincgp	4,00E-04	5,06E-04	7,10E-01	5,08E-04	0,999997	0,999997	0,999998
109	15	tansig	tansig	traincgp	1,60E-03	2,90E-03	5,05E+00	2,91E-03	0,999904	0,999903	0,999952
110	8	tansig	purelin	traincgp	7,01E-04	8,24E-04	4,72E-01	8,26E-04	0,999992	0,999992	0,999996
111	7	tansig	elliotsig	traincgp	2,52E-03	5,25E-03	9,79E+00	5,26E-03	0,999697	0,999696	0,999848
112	20	purelin	logsig	traincgp	1,37E-01	2,05E-01	2,89E+02	2,06E-01	0,777541	0,776682	0,881783
113	18	purelin	purelin	traincgp	1,09E-10	1,18E-10	3,90E-08	1,18E-10	1,000000	1,000000	1,000000
114	20	elliotsig	logsig	traincgp	1,25E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,800913	0,800144	0,894937
115	19	elliotsig	tansig	traincgp	1,10E-03	2,18E-03	4,37E+00	2,19E-03	0,999945	0,999945	0,999973
116	16	elliotsig	purelin	traincgp	9,16E-04	1,12E-03	6,85E-01	1,13E-03	0,999985	0,999985	0,999992
117	19	elliotsig	elliotsig	traincgp	2,48E-03	5,54E-03	1,08E+01	5,55E-03	0,999673	0,999672	0,999837
118	20	logsig	logsig	trainoss	1,27E-01	2,04E-01	2,87E+02	2,05E-01	0,802142	0,801378	0,895624
119	4	logsig	tansig	trainoss	2,84E-03	4,62E-03	8,33E+00	4,64E-03	0,999756	0,999755	0,999878
120	12	logsig	purelin	trainoss	2,06E-04	2,49E-04	4,32E-01	2,50E-04	0,999999	0,999999	1,000000
121	17	logsig	elliotsig	trainoss	3,61E-03	7,38E-03	1,36E+01	7,40E-03	0,999425	0,999423	0,999713
122	19	tansig	tansig	trainoss	1,92E-03	3,04E-03	5,16E+00	3,05E-03	0,999893	0,999892	0,999946
123	12	tansig	purelin	trainoss	2,09E-04	2,57E-04	3,91E-01	2,58E-04	0,999999	0,999999	1,000000
124	10	tansig	elliotsig	trainoss	3,36E-03	6,81E-03	1,21E+01	6,83E-03	0,999510	0,999509	0,999755

Posição	NNCO	FACO	FACS	AT	MAE	RMSE	MAPE	NRMSE	R²	E	R
125	20	purelin	logsig	trainoss	1,37E-01	2,05E-01	2,89E+02	2,06E-01	0,777541	0,776682	0,881783
126	2	purelin	purelin	trainoss	1,16E-13	1,17E-13	6,37E-11	1,18E-13	1,000000	1,000000	1,000000
127	6	purelin	elliotsig	trainoss	5,42E-02	6,35E-02	7,55E+01	6,37E-02	0,954996	0,954822	0,977239
128	15	elliotsig	tansig	trainoss	1,02E-03	2,18E-03	4,65E+00	2,19E-03	0,999945	0,999945	0,999972
129	14	elliotsig	purelin	trainoss	5,48E-04	6,64E-04	9,89E-01	6,66E-04	0,999995	0,999995	0,999997
130	9	elliotsig	elliotsig	trainoss	2,77E-03	5,99E-03	1,13E+01	6,01E-03	0,999613	0,999612	0,999807

APÊNDICE C

Neste Apêndice estão apresentados de maneira resumida os códigos utilizados para o treinamento das RNA para as permeabilidades não saturadas à água e ao ar do solo.

%Adaptado de: BEZERRA (2023)

%Última modificação: Dezembro 2023

%Título: Previsão da Permeabilidade não saturada do solo à água

%Banco de dados: Permeabilidade não saturada à água

%limpando prompt

clear

clc

%definindo funções de ativação e treinamento

funcaoativacao = ["logsig" "tansig" "purelin" "elliotsig"];

funcaotreinamento = ["trainlm" "trainbr" "traingd" "trainbfg" "trainrp" "trainscg"
"traingb" "traingf" "traingp" "trainoss" "traingdx"];

%Variáveis de controle

p = 1; %Navegador de funções de treinamento

i = 1; %Navegador de funções de ativação na camada oculta

j = 0; %Navegador de funções de ativação na camada de saída

%Primeira camada para escolha de cada função de ativação

while (p < 12)

 funtrain = funcaotreinamento{p}; %Função de treinamento na posição p

 exeline = 4; %Variável de controle para saída no excel

 neurons = 0; %Iniciar variável número de neurônios

 %Segunda camada para número de RNA treinadas n = 324

 while (exeline < 324)

 if (i == 1)%Função logsig na camada oculta

 while (exeline < 84)%Terceira camada para finalização do algoritmo logsig

 %Condições de contorno para o código

 if (exeline == 4)%Posição inicial para gravação dos dados .xlsx

 neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta

 elseif (exeline == 24)%Posição para gravação dos dados .xlsx

 neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta

 elseif (exeline == 44)%Posição para gravação dos dados .xlsx

 neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta

 elseif (exeline == 64)%Posição para gravação dos dados .xlsx

 neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta

 end

```

if (exeline < 24)%Limite da primeira série de treinamentos Logsig_Logsig
    j = 1;%Função logsig na camada de saída
elseif (exeline >= 24) && (exeline < 44)%Limite da primeira série de
treinamentos Logsig_Tansig
    j = 2;%Função tansig na camada de saída
elseif (exeline >= 44)&&(exeline < 64)%Limite da primeira série de
treinamentos Logsig_Purelin
    j = 3;%Função purelin na camada de saída
elseif (exeline >= 64)&&(exeline < 84)%Limite da primeira série de
treinamentos Logsig_Elliotsig
    j = 4;%Função ellioticsig na camada de saída
end

%Configurações dependentes para a RNA
atvfnco = funcaoativacao {i}; %Escolha da função de ativação na camada
oculta
atvfncs = funcaoativacao {j}; %Escolha da função de ativação na camada de
saída
neurons = neurons + 1; %Atualização do número de neurônios

%importacao do banco de dados
dadosgerais = xlsread("RNA.xls", 2, "A2:D857");%Banco de dados original
novaentrada = dadosgerais;%Variável de controle para o BD
entrada = novaentrada (:, 2:end)';%Separação da entrada
saida = novaentrada (:, 1)';%Separação da saída

%iniciando a rede neural
net = feedforwardnet(neurons);%Cria RNA do tipo feedforward
net = configure(net, entrada, saida);%Configura a RNA com o banco de dados

%treinamento

net.trainFcn = funtrain; %definindo algoritmo de treinamento
net.divideFcn = 'divideint';%tipo de divisão do BD

%divisao do banco de dados
net.divideParam.trainRatio = 0.7;%Porcentagem de treinamento
% net.divideParam.valRatio = 0.15;%Porcentagem de
% validação
net.divideParam.testRatio = 0.3;%Porcentagem de teste

%parametros da rna
net.trainParam.epochs = 1000; %numero maximo de iteracoes
net.trainParam.lr = 0.01; %taxa de aprendizagem
net.trainParam.time = inf; %tempo máximo de iteracoes

net.layers {1}.transferFcn = atvfnco; %definicao da funcao de ativacao da
camada oculta

```

```

net.layers{2}.transferFcn = atvfncs; %definicao da funcao de ativacao da
camada de saida

%treinamento
[net,tr] = train(net, entrada, saida);%treinamento da RNA

novaentrada = entrada;
saidamodificada = zeros(3, size(saida,2)); %cria matriz zeradas do tamanho
da entrada de dados
novasaida = [saida(1, :); saidamodificada];%Junta as linhas zeradas aos dados
de entrada

%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de entrada dependendo da distribuição do bd
treinoinput = gmultiply(novaentrada,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeinput = gmultiply(novaentrada,tr.testMask);%Máscara de teste

treino1input = cell2mat(treinoinput);%Conversão da máscara entrada (Célula)
para formato de matriz
teste1input = cell2mat(testeinput);%Conversão da máscara saída (Célula) para
formato de matriz

treino1input = treino1input(:,all(~isnan(treino1input)));%Remove os valores
NaN
teste1input = teste1input(:,all(~isnan(teste1input)));%Remove os valores NaN

%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de saída dependendo da distribuição do bd
treinooutput = gmultiply(novasaida,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeoutput = gmultiply(novasaida,tr.testMask);%Máscara de teste

treino1output = cell2mat(treinooutput);%Conversão da máscara entrada
(Célula) para formato de matriz
teste1output = cell2mat(testeoutput);%Conversão da máscara saída (Célula)
para formato de matriz

treino1output = treino1output(:,all(~isnan(treino1output)));%Remove os
valores NaN
teste1output = teste1output(:,all(~isnan(teste1output)));%Remove os valores
NaN

%Remoção de linhas excedentes criadas para controle das
%máscaras

teste1output(4,:) = [];
teste1output(3,:) = [];
teste1output(2,:) = [];

%Validacao
resultado = net(teste1input); %Previsão dos dados de teste

```

```

resultado = resultado'; %Transpor matriz resultado
teste1output = teste1output'; %Transpor matriz de dados originais
tt = teste1output(:,1); %Variável de controle para gráficos
vetorindex = 1:length(tt);%Cria um vetor para posicionamento dos resultados
em gráficos
modelolinear = fitlm ((teste1output*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19),
(resultado*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19));

%Calcula o Erro Absoluto Médio (MAE)
MAE = (mae (teste1output, resultado));

%Calcula o RMSE, MSE e Mape
estatisticas = (CalcPerf (teste1output,resultado));

%Calcula o coeficiente de determinação R²
Rdois = modelolinear.Rsquared.Ordinary;

%Calcula o coeficiente de eficiência (E)
Eficiencia = modelolinear.Rsquared.Adjusted;

%Compilação e transcrição dos resultados
estfinal = [MAE estatisticas.RMSE estatisticas.Mape estatisticas.NRMSE
Rdois Eficiencia]; %Cria matriz de resultados
nomenclatura = [num2str(neurons) convertCharsToStrings(atvfnc)
convertCharsToStrings(atvfncs) convertCharsToStrings(funtrain)]; %Cria matriz com a
configuração da RNA

xlswrite ("Resultados.xlsx", nomenclatura, p, strcat ("A",
num2str(exeline),":", "D",num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
configurações
xlswrite ("Resultados.xlsx", estfinal, p, strcat ("E",
num2str(exeline),":", "J",num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
resultados

%Exporta o workspace da RNA
nomerede = strcat(funtrain, "_",atvfnc,"_",atvfncs,"_"); %Nomenclatura dos
arquivos
nomerede1 = strcat(atvfnc,"_",atvfncs); %Nomenclatura da legenda das
imagens
save (strcat (nomerede, "_", num2str(neurons))); %Exporta o workspace

%Atualização da posição do arquivo xlsx
exeline = exeline + 1;

%Gráficos
figure(1)%observados vs preditos de acordo com a posição
plot (vetorindex,((teste1output*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19)), "ko:",
vetorindex, ((resultado*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19))); %Plotagem do gráfico valores
preditos e observados
grid on; %Ativar o grid

```

```

legend ("Observados", nomerede1+"."+neurons+"."+funtrain); %legenda
xlabel("POSICÃO"); % eixo x
ylabel("Permeabilidade (m/s)") % eixo y
saveas(gcf, strcat(nomerede, "perm", num2str(neurons)), "png"); %Salvar o
Gráfico .png

figure (2)
plotperform(tr) %plotagem do gráfico de performance
saveas(gcf, strcat(nomerede, "perf_perm_", num2str(neurons)),
"png"); %Salvar o Gráfico .png

figure (3) %gráfico do R2, observados vs preditos
plot (modelolinear);
grid on; %Ativar o grid
legend ("Dados analisados", "Ajuste do modelo", "Limites do modelo")
xlabel("Permeabilidade (m/s) - Observados"); % eixo x
ylabel("Permeabilidade (m/s) - Preditos") % eixo y
saveas(gcf, strcat(nomerede, "OxP_perm_", num2str(neurons)),
"png"); %Salvar o Gráfico .png

%limpando o workspace
clear entrada saida perf vetorindex teste1 output teste1 input testeoutput
testeinput treino1 input tr MAE treino1 output treinooutput treinoinput validacaooutput
validacao1 output validacaoinput validacao1 input resultado perf mae estatisticas Rdois
Eficiencia estfinal
clc

end

elseif (i == 2) %Função tansig na camada oculta

while (exeline < 164) %Quarta camada para finalização do algoritmo tansig

if (exeline == 84) %Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0; %Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 104) %Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0; %Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 124) %Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0; %Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 144) %Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0; %Zerar o número de neurônios na camada oculta
end

if (exeline >= 84) && (exeline < 104) %Limite da primeira série de
treinamentos Tansig_Logsig
j = 1; %Função logsig na camada de saída
elseif (exeline >= 104) && (exeline < 124) %Limite da primeira série de
treinamentos Tansig_Tansig
j = 2; %Função tansig na camada de saída

```

```

elseif (exeline >= 124)&&(exeline < 144)%Limite da primeira série de
treinamentos Tansig_Purelin
    j = 3;%Função purelin na camada de saída
elseif (exeline >= 144)&&(exeline < 164)%Limite da primeira série de
treinamentos Tansig_Elliotsig
    j = 4;%Função elliotstg na camada de saída
end

%Configurações dependentes para a RNA
atvfnco = funcaoativacao{i}; %Escolha da função de ativação na camada
oculta
atvfncs = funcaoativacao{j}; %Escolha da função de ativação na camada de
saída
neurons = neurons + 1; %Atualização do número de neurônios

%importacao do banco de dados
dadosgerais = xlsread("RNA.xls", 2, "A2:D857");%Banco de dados original
novaentrada = dadosgerais;%Variável de controle para o BD
entrada = novaentrada(:, 2:end)';%Separação da entrada
saida = novaentrada(:, 1)';%Separação da saída

%iniciando a rede neural
net = feedforwardnet(neurons);%Cria RNA do tipo feedforward
net = configure(net, entrada, saida);%Configura a RNA com o banco de dados

%treinamento

net.trainFcn = funtrain; %definindo algoritmo de treinamento
net.divideFcn = 'divideint';%tipo de divisão do BD

%divisao do banco de dados
net.divideParam.trainRatio = 0.7;%Porcentagem de treinamento
% net.divideParam.valRatio = 0.15;%Porcentagem de
% validação
net.divideParam.testRatio = 0.3;%Porcentagem de teste

%parametros da rna
net.trainParam.epochs = 1000; %numero maximo de iteracoes
net.trainParam.lr = 0.01; %taxa de aprendizagem
net.trainParam.time = inf; %tempo máximo de iteracoes

net.layers{1}.transferFcn = atvfnco; %definicao da funcao de ativacao da
camada oculta
net.layers{2}.transferFcn = atvfncs; %definicao da funcao de ativacao da
camada de saida

%treinamento
[net,tr] = train(net, entrada, saida);%treinamento da RNA

novaentrada = entrada;

```

```
saidamodificada = zeros(3, size(saida,2)); %cria matriz zeradas do tamanho
da entrada de dados
novasaida = [saida(1, :); saidamodificada];%Junta as linhas zeradas aos dados
de entrada
```

```
%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de entrada dependendo da distribuição do bd
treinoinput = gmultiply(novaentrada,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeinput = gmultiply(novaentrada,tr.testMask);%Máscara de teste
```

```
treino1input = cell2mat(treinoinput);%Conversão da máscara entrada (Célula)
para formato de matriz
teste1input = cell2mat(testeinput);%Conversão da máscara saída (Célula) para
formato de matriz
```

```
NaN
treino1input = treino1input(:,all(~isnan(treino1input)));%Remove os valores
NaN
teste1input = teste1input(:,all(~isnan(teste1input)));%Remove os valores NaN
```

```
%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de saída dependendo da distribuição do bd
treinooutput = gmultiply(novasaida,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeoutput = gmultiply(novasaida,tr.testMask);%Máscara de teste
```

```
treino1output = cell2mat(treinooutput);%Conversão da máscara entrada
(Célula) para formato de matriz
teste1output = cell2mat(testeoutput);%Conversão da máscara saída (Célula)
para formato de matriz
```

```
treino1output = treino1output(:,all(~isnan(treino1output)));%Remove os
valores NaN
teste1output = teste1output(:,all(~isnan(teste1output)));%Remove os valores
NaN
```

```
%Remoção de linhas excedentes criadas para controle das
%máscaras
```

```
teste1output (4,:) = [];
teste1output (3,:) = [];
teste1output (2,:) = [];
```

```
%Validacao
```

```
resultado = net (teste1input); %Previsão dos dados de teste
resultado = resultado'; %Transpor matriz resultado
teste1output = teste1output'; %Transpor matriz de dados originais
tt = teste1output (:,1); %Variável de controle para gráficos
vetorindex = 1:length(tt);%Cria um vetor para posicionamento dos resultados
em gráficos
modelolinear = fitlm ((teste1output*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19),
(resultado*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19));
```

```

%Calcula o Erro Absoluto Médio (MAE)
MAE = (mae (teste1output, resultado));

%Calcula o RMSE, MSE e Mape
estatisticas = (CalcPerf (teste1output,resultado));

%Calcula o coeficiente de determinação R²
Rdois = modelolinear.Rsquared.Ordinary;

%Calcula o coeficiente de eficiência (E)
Eficiencia = modelolinear.Rsquared.Adjusted;

%Compilação e transcrição dos resultados
estfinal = [MAE estatisticas.RMSE estatisticas.Mape estatisticas.NRMSE
Rdois Eficiencia]; %Cria matriz de resultados
nomenclatura = [num2str(neurons) convertCharsToStrings(atvfnc)
convertCharsToStrings(atvfncs) convertCharsToStrings(funtrain)]; %Cria matriz com a
configuração da RNA

    xlswrite ("Resultados.xlsx", nomenclatura, p, strcat ("A",
num2str(exeline),":", "D",num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
configurações
    xlswrite ("Resultados.xlsx", estfinal, p, strcat ("E",
num2str(exeline),":", "J",num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
resultados

%Exporta o workspace da RNA
nomerede = strcat(funtrain, "_",atvfnc,"_",atvfncs, "_"); %Nomenclatura dos
arquivos
nomerede1 = strcat(atvfnc, ".",atvfncs); %Nomenclatura da legenda das
imagens
save (strcat (nomerede, "_", num2str(neurons))); %Exporta o workspace

%Atualização da posição do arquivo xlsx
exeline = exeline + 1;

%Gráficos
figure(1)%observados vs preditos de acordo com a posição
plot (vetorindex,((teste1output*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19)), "ko:",
vetorindex, ((resultado*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19))); %Plotagem do gráfico valores
preditos e observados
grid on; %Ativar o grid
legend ("Observados", nomerede1+"."+neurons+"."+funtrain); %legenda
xlabel('POSIÇÃO'); % eixo x
ylabel('Permeabilidade (m/s)') % eixo y
saveas (gcf, strcat(nomerede, "perm",num2str(neurons)), "png");%Salvar o
Gráfico .png

figure (2)

```

```

plotperform(tr) %plotagem do gráfico de performance
saveas(gcf, strcat(nomerede, "perf_perm_", num2str(neurons)),
"png");%Salvar o Gráfico .png

figure (3) %gráfico do R2, observados vs preditos
plot (modelolinear);
grid on; %Ativar o grid
legend ("Dados analisados", "Ajuste do modelo", "Limites do modelo")
xlabel('Permeabilidade (m/s) - Observados'); % eixo x
ylabel('Permeabilidade (m/s) - Preditos') % eixo y
saveas(gcf, strcat(nomerede, "OxP_perm_", num2str(neurons)),
"png");%Salvar o Gráfico .png

%limpando o workspace
clear entrada saida perf vetorindex teste1 output teste1 input testeoutput
testeinput treino1 input tr MAE treino1 output treinooutput treinoinput validacaooutput
validacao1 output validacaoinput validacao1 input resultado perf mae estatisticas Rdois
Eficiencia estfinal
clc

end

elseif (i == 3)%Função purelin na camada oculta

while (exeline < 244)%Quinta camada para finalização do algoritmo purelin

if (exeline == 164)%Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 184)%Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 204)%Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 224)%Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
end

if (exeline >= 164)&&(exeline < 184)%Limite da primeira série de
treinamentos Purelin_Logsig
j = 1;%Função logsig na camada de saída
elseif (exeline >= 184) && (exeline < 204)%Limite da primeira série de
treinamentos Purelin_Tansig
j = 2;%Função tansig na camada de saída
elseif (exeline >= 204)&&(exeline < 224)%Limite da primeira série de
treinamentos Purelin_Purelin
j = 3;%Função purelin na camada de saída
elseif (exeline >= 224)&&(exeline < 244)%Limite da primeira série de
treinamentos Purelin_Elliotsig
j = 4;%Função ellioticsig na camada de saída
end

```

```

%Configurações dependentes para a RNA
oculta atvfnco = funcaoativacao{1}; %Escolha da função de ativação na camada
saída atvfncs = funcaoativacao{j}; %Escolha da função de ativação na camada de
neurons = neurons + 1; %Atualização do número de neurônios

%importacao do banco de dados
dadosgerais = xlsread("RNA.xls", 2, "A2:D857");%Banco de dados original
novaentrada = dadosgerais;%Variável de controle para o BD
entrada = novaentrada(:, 2:end);%Separação da entrada
saida = novaentrada(:, 1);%Separação da saída

%iniciando a rede neural
net = feedforwardnet(neurons);%Cria RNA do tipo feedforward
net = configure(net, entrada, saida);%Configura a RNA com o banco de dados

%treinamento

net.trainFcn = funtrain; %definindo algoritmo de treinamento
net.divideFcn = 'divideint';%tipo de divisão do BD

%divisao do banco de dados
net.divideParam.trainRatio = 0.7;%Porcentagem de treinamento
% net.divideParam.valRatio = 0.15;%Porcentagem de
% validação
net.divideParam.testRatio = 0.3;%Porcentagem de teste

%parametros da rna
net.trainParam.epochs = 1000; %numero maximo de iteracoes
net.trainParam.lr = 0.01; %taxa de aprendizagem
net.trainParam.time = inf; %tempo máximo de iteracoes

net.layers{1}.transferFcn = atvfnco; %definicao da funcao de ativacao da
camada oculta
net.layers{2}.transferFcn = atvfncs; %definicao da funcao de ativacao da
camada de saida

%treinamento
[net,tr] = train(net, entrada, saida);%treinamento da RNA

novaentrada = entrada;
saidamodificada = zeros(3, size(saida,2)); %cria matriz zeradas do tamanho
da entrada de dados
novasaida = [saida(1, :); saidamodificada];%Junta as linhas zeradas aos dados
de entrada

%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de entrada dependendo da distribuição do bd

```

```

treinoinput = gmultiply(novaentrada,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeinput = gmultiply(novaentrada,tr.testMask);%Máscara de teste

treino1input = cell2mat(treinoinput);%Conversão da máscara entrada (Célula)
para formato de matriz
teste1input = cell2mat(testeinput);%Conversão da máscara saída (Célula) para
formato de matriz

treino1input = treino1input(:,all(~isnan(treino1input)));%Remove os valores
NaN
teste1input = teste1input(:,all(~isnan(teste1input)));%Remove os valores NaN

%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de saída dependendo da distribuição do bd
treinooutput = gmultiply(novasaida,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeoutput = gmultiply(novasaida,tr.testMask);%Máscara de teste

treino1output = cell2mat(treinooutput);%Conversão da máscara entrada
(Célula) para formato de matriz
teste1output = cell2mat(testeoutput);%Conversão da máscara saída (Célula)
para formato de matriz

treino1output = treino1output(:,all(~isnan(treino1output)));%Remove os
valores NaN
teste1output = teste1output(:,all(~isnan(teste1output)));%Remove os valores
NaN

%Remoção de linhas excedentes criadas para controle das
%máscaras

teste1output(4,:) = [];
teste1output(3,:) = [];
teste1output(2,:) = [];

%Validacao
resultado = net (teste1input); %Previsão dos dados de teste
resultado = resultado'; %Transpor matriz resultado
teste1output = teste1output'; %Transpor matriz de dados originais
tt = teste1output(:,1); %Variável de controle para gráficos
vetorindex = 1:length(tt);%Cria um vetor para posicionamento dos resultados
em gráficos
modelolinear = fitlm ((teste1output*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19),
(resultado*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19));

%Calcula o Erro Absoluto Médio (MAE)
MAE = (mae (teste1output, resultado));

%Calcula o RMSE, MSE e Mape
estatisticas = (CalcPerf (teste1output,resultado));

```

```

%Calcula o coeficiente de determinação R2
Rdois = modelolinar.Rsquared.Ordinary;

%Calcula o coeficiente de eficiência (E)
Eficiencia = modelolinar.Rsquared.Adjusted;

%Compilação e transcrição dos resultados
estfinal = [MAE estatisticas.RMSE estatisticas.Mape estatisticas.NRMSE
Rdois Eficiencia]; %Cria matriz de resultados
nomenclatura = [num2str(neurons) convertCharsToStrings(atvfnco)
convertCharsToStrings(atvfncs) convertCharsToStrings(funtrain)]; %Cria matriz com a
configuração da RNA

    xlswrite ("Resultados.xlsx", nomenclatura, p, strcat ("A",
num2str(exeline),":", "D", num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
configurações
    xlswrite ("Resultados.xlsx", estfinal, p, strcat ("E",
num2str(exeline),":", "J", num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
resultados

%Exporta o workspace da RNA
nomerede = strcat(funtrain, "_", atvfnco, "_", atvfncs, "_"); %Nomenclatura dos
arquivos
nomerede1 = strcat(atvfnco, ".", atvfncs); %Nomenclatura da legenda das
imagens
save (strcat (nomerede, "_", num2str(neurons))); %Exporta o workspace

%Atualização da posição do arquivo xlsx
exeline = exeline + 1;

%Gráficos
figure(1)%observados vs preditos de acordo com a posição
plot (vetorindex,((teste1output*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19)), "ko:",
vetorindex, ((resultado*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19))); %Plotagem do gráfico valores
preditos e observados
grid on; %Ativar o grid
legend ("Observados", nomerede1+"."+neurons+"."+funtrain); %legenda
xlabel('POSIÇÃO'); % eixo x
ylabel('Permeabilidade (m/s)') % eixo y
saveas (gcf, strcat(nomerede, "perm", num2str(neurons)), "png");%Salvar o
Gráfico .png

figure (2)
plotperform(tr) %plotagem do gráfico de performance
saveas (gcf, strcat(nomerede, "perf_perm_", num2str(neurons)),
"png");%Salvar o Gráfico .png

figure (3) %gráfico do R2, observados vs preditos
plot (modelolinar);
grid on; %Ativar o grid

```

```

legend ("Dados analisados", "Ajuste do modelo", "Limites do modelo")
xlabel('Permeabilidade (m/s) - Observados'); % eixo x
ylabel('Permeabilidade (m/s) - Preditos') % eixo y
saveas(gcf, strcat(nomerede, "OxP_perm_", num2str(neurons)),
"png");%Salvar o Gráfico .png

%limpando o workspace
clear entrada saida perf vetorindex teste1 output teste1input testeoutput
testeinput treino1input tr MAE treino1output treinooutput treinoinput validacaooutput
validacao1output validacaoinput validacao1input resultado perf mae estatisticas Rdois
Eficiencia estfinal
clc

end

elseif (i == 4)%Função elliotstsig na camada oculta

while (exeline < 324)%Sexta camada para finalização do algoritmo elliotstsig

if (exeline == 244)%Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 264)%Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 284)%Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
elseif (exeline == 304)%Posição para gravação dos dados .xlsx
neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
end

if (exeline >= 244)&&(exeline < 264)%Limite da primeira série de
treinamentos Elliotsig_Logsig
j = 1;%Função logsig na camada de saída
elseif (exeline >= 264) && (exeline < 284)%Limite da primeira série de
treinamentos Elliotsig_Tansig
j = 2;%Função tansig na camada de saída
elseif (exeline >= 284)&&(exeline < 304)%Limite da primeira série de
treinamentos Elliotsig_Tansig
j = 3;%Função purelin na camada de saída
elseif (exeline >= 304)&&(exeline < 324)%Limite da primeira série de
treinamentos Elliotsig_Tansig
j = 4;%Função elliotstsig na camada de saída
end

%Configurações dependetes para a RNA
atvfnco = funcaoativacao{i}; %Escolha da função de ativação na camada
oculta
atvfncs = funcaoativacao{j}; %Escolha da função de ativação na camada de
saída
neurons = neurons + 1; %Atualização do número de neurônios

```

```

%importacao do banco de dados
dadosgerais = xlsread("RNA.xls", 2, "A2:D857");%Banco de dados original
novaentrada = dadosgerais;%Variável de controle para o BD
entrada = novaentrada (:, 2:end)';%Separação da entrada
saida = novaentrada (:, 1)';%Separação da saída

%iniciando a rede neural
net = feedforwardnet(neurons);%Cria RNA do tipo feedforward
net = configure(net, entrada, saida);%Configura a RNA com o banco de dados

%treinamento

net.trainFcn = funtrain; %definindo algoritmo de treinamento
net.divideFcn = 'divideint';%tipo de divisão do BD

%divisao do banco de dados
net.divideParam.trainRatio = 0.7;%Porcentagem de treinamento
% net.divideParam.valRatio = 0.15;%Porcentagem de
% validação
net.divideParam.testRatio = 0.3;%Porcentagem de teste

%parametros da rna
net.trainParam.epochs = 1000; %numero maximo de iteracoes
net.trainParam.lr = 0.01; %taxa de aprendizagem
net.trainParam.time = inf; %tempo máximo de iteracoes

net.layers{1}.transferFcn = atvfnco; %definicao da funcao de ativacao da
camada oculta
net.layers{2}.transferFcn = atvfncs; %definicao da funcao de ativacao da
camada de saida

%treinamento
[net,tr] = train(net, entrada, saida);%treinamento da RNA

novaentrada = entrada;
saidamodificada = zeros(3, size(saida,2)); %cria matriz zeradas do tamanho
da entrada de dados
novasaida = [saida(1, :); saidamodificada];%Junta as linhas zeradas aos dados
de entrada

%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de entrada dependendo da distribuição do bd
treinoinput = gmultiply(novaentrada,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeinput = gmultiply(novaentrada,tr.testMask);%Máscara de teste

treino1input = cell2mat(treinoinput);%Conversão da máscara entrada (Célula)
para formato de matriz
teste1input = cell2mat(testeinput);%Conversão da máscara saída (Célula) para
formato de matriz

```

```

treino1input = treino1input(:,all(~isnan(treino1input)));%Remove os valores
NaN
teste1input = teste1input(:,all(~isnan(teste1input)));%Remove os valores NaN

%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de saída dependendo da distribuição do bd
treinooutput = gmultiply(novasaida,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeoutput = gmultiply(novasaida,tr.testMask);%Máscara de teste

treino1output = cell2mat(treinooutput);%Conversão da máscara entrada
(Célula) para formato de matriz
teste1output = cell2mat(testeoutput);%Conversão da máscara saída (Célula)
para formato de matriz

treino1output = treino1output(:,all(~isnan(treino1output)));%Remove os
valores NaN
teste1output = teste1output(:,all(~isnan(teste1output)));%Remove os valores
NaN

%Remoção de linhas excedentes criadas para controle das
%máscaras

teste1output (4,:) = [];
teste1output (3,:) = [];
teste1output (2,:) = [];

%Validacao
resultado = net (teste1input); %Previsão dos dados de teste
resultado = resultado'; %Transpor matriz resultado
teste1output = teste1output'; %Transpor matriz de dados originais
tt = teste1output (:,1); %Variável de controle para gráficos
vetorindex = 1:length(tt);%Cria um vetor para posicionamento dos resultados
em gráficos
modelolinear = fitlm ((teste1output*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19),
(resultado*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19));

%Calcula o Erro Absoluto Médio (MAE)
MAE = (mae (teste1output, resultado));

%Calcula o RMSE, MSE e Mape
estatisticas = (CalcPerf (teste1output,resultado));

%Calcula o coeficiente de determinação R²
Rdois = modelolinear.Rsquared.Ordinary;

%Calcula o coeficiente de eficiência (E)
Eficiencia = modelolinear.Rsquared.Adjusted;

%Compilação e transcrição dos resultados

```

```

    estfinal = [MAE estatisticas.RMSE estatisticas.Mape estatisticas.NRMSE
Rdois Eficiencia]; %Cria matriz de resultados
    nomenclatura = [num2str(neurons) convertCharsToStrings(atvfnco)
convertCharsToStrings(atvfncs) convertCharsToStrings(funtrain)]; %Cria matriz com a
configuração da RNA

    xlswrite ("Resultados.xlsx", nomenclatura, p, strcat ("A",
num2str(exeline),":", "D",num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
configurações
    xlswrite ("Resultados.xlsx", estfinal, p, strcat ("E",
num2str(exeline),":", "J",num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
resultados

    %Exporta o workspace da RNA
    nomererede = strcat(funtrain, "_",atvfnco,"_",atvfncs,"_"); %Nomenclatura dos
arquivos
    nomererede1 = strcat(atvfnco,"_",atvfncs); %Nomenclatura da legenda das
imagens
    save (strcat (nomererede, "_", num2str(neurons))); %Exporta o workspace

    %Atualização da posição do arquivo xlsx
    exeline = exeline + 1;

    %Gráficos
    figure(1)%observados vs preditos de acordo com a posição
    plot (vetorindex,((teste1output*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19)), "ko:",
vetorindex, ((resultado*(1.12 *10^-11)+ 7.61*10^-19))); %Plotagem do gráfico valores
preditos e observados
    grid on; %Ativar o grid
    legend ("Observados", nomererede1+"."+neurons+"."+funtrain); %legenda
    xlabel('POSIÇÃO'); % eixo x
    ylabel('Permeabilidade (m/s)') % eixo y
    saveas (gcf, strcat(nomererede, "perm",num2str(neurons)), "png");%Salvar o
Gráfico .png

    figure (2)
    plotperform(tr) %plotagem do gráfico de performance
    saveas (gcf, strcat(nomererede, "perf_perm_",num2str(neurons)),
"png");%Salvar o Gráfico .png

    figure (3) %gráfico do R2, observados vs preditos
    plot (modelolinear);
    grid on; %Ativar o grid
    legend ("Dados analisados", "Ajuste do modelo", "Limites do modelo")
    xlabel('Permeabilidade (m/s) - Observados'); % eixo x
    ylabel('Permeabilidade (m/s) - Preditos') % eixo y
    saveas (gcf, strcat(nomererede, "OxP_perm_",num2str(neurons)),
"png");%Salvar o Gráfico .png

    %limpando o workspace

```

```

clear entrada saida perf vetorindex teste1 output teste1input testeoutput
testeinput treino1input tr MAE treino1 output treinooutput treinoinput validacaooutput
validacao1output validacaoinput validacao1input resultado perf mae estatisticas Rdois
Eficiencia estfinal
clc

end

elseif (i == 2)%Função tansig na camada oculta

    while (exeline < 164)%Quarta camada para finalização do algoritmo tansig

elseif (i == 3)%Função purelin na camada oculta

    while (exeline < 244)%Quinta camada para finalização do algoritmo purelin

elseif (i == 4)%Função elliot sig na camada oculta

    while (exeline < 324)%Sexta camada para finalização do algoritmo elliot sig

else

    i = 0; %zera função de ativação
    j = 0; %zera função de ativação

end

i = i + 1; %controle da posição na função de ativação

end

p = p + 1; %Somatório para posição da função de treinamento

end

%Adaptado de: BEZERRA (2023)
%Última modificação: Dezembro 2023
%Título: Previsão da Permeabilidade não saturada do solo ao ar
%Banco de dados: Permeabilidade não saturada ao ar

%limpando prompt
clear
clc

%definindo funções de ativação e treinamento
funcaoativacao = ["logsig" "tansig" "purelin" "elliot sig"];
funcaotreinamento = ["trainlm" "trainbr" "traingd" "trainbfg" "trainrp" "trainseg"];

```

```

%Variáveis de controle
p = 1; %Navegador de funções de treinamento
i = 1; %Navegador de funções de ativação na camada oculta
j = 0; %Navegador de funções de ativação na camada de saída

%Primeira camada para escolha de cada função de ativação
while (p < 7)

    functrain = funcaoatvacao{p}; %Função de treinamento na posição p
    exeline = 4; %Variável de controle para saída no excel
    neurons = 0; %Iniciar variável número de neurônios

    %Segunda camada para número de RNA treinadas n = 324
    while (exeline < 324)

        if (i == 1)%Função logsig na camada oculta

            while (exeline < 84)%Terceira camada para finalização do algoritmo logsig

                %Condições de contorno para o código
                if (exeline == 4)%Posição inicial para gravação dos dados .xlsx
                    neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
                elseif (exeline == 24)%Posição para gravação dos dados .xlsx
                    neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
                elseif (exeline == 44)%Posição para gravação dos dados .xlsx
                    neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
                elseif (exeline == 64)%Posição para gravação dos dados .xlsx
                    neurons = 0;%Zerar o número de neurônios na camada oculta
                end

                if (exeline < 24)%Limite da primeira série de treinamentos Logsig_Logsig
                    j = 1;%Função logsig na camada de saída
                elseif (exeline >= 24) && (exeline < 44)%Limite da primeira série de
treinamentos Logsig_Tansig
                    j = 2;%Função tansig na camada de saída
                elseif (exeline >= 44)&&(exeline < 64)%Limite da primeira série de
treinamentos Logsig_Purelin
                    j = 3;%Função purelin na camada de saída
                elseif (exeline >= 64)&&(exeline < 84)%Limite da primeira série de
treinamentos Logsig_Elliotsig
                    j = 4;%Função ellioticsig na camada de saída
                end

                %Configurações dependentes para a RNA
                atvfnco = funcaoativacao{i}; %Escolha da função de ativação na camada
oculta
                atvfncs = funcaoativacao{j}; %Escolha da função de ativação na camada de
saída
                neurons = neurons + 1; %Atualização do número de neurônios
            end
        end
    end
end

```

```

%importacao do banco de dados
dadosgerais = xlsread("RNA.xls", 1, "A2:D999");%Banco de dados original
novaentrada = dadosgerais;%Variável de controle para o BD
entrada = novaentrada (:, 2:end);%Separação da entrada
saida = novaentrada (:, 1);%Separação da saída

%iniciando a rede neural
net = feedforwardnet(neurons);%Cria RNA do tipo feedforward
net = configure(net, entrada, saida);%Configura a RNA com o banco de dados

%treinamento

net.trainFcn = funtrain; %definindo algoritmo de treinamento
net.divideFcn = 'divideint';%tipo de divisão do BD

%divisao do banco de dados
net.divideParam.trainRatio = 0.7;%Porcentagem de treinamento
% net.divideParam.valRatio = 0.15;%Porcentagem de
% validação
net.divideParam.testRatio = 0.3;%Porcentagem de teste

%parametros da rna
net.trainParam.epochs = 1000; %numero maximo de iteracoes
net.trainParam.lr = 0.01; %taxa de aprendizagem
net.trainParam.time = inf; %tempo máximo de iteracoes

net.layers{1}.transferFcn = atvfnco; %definicao da funcao de ativacao da
camada oculta
net.layers{2}.transferFcn = atvfncs; %definicao da funcao de ativacao da
camada de saida

%treinamento
[net,tr] = train(net, entrada, saida);%treinamento da RNA

novaentrada = entrada;
saidamodificada = zeros(3, size(saida,2)); %cria matriz zeradas do tamanho
da entrada de dados
novasaida = [saida(1, :); saidamodificada];%Junta as linhas zeradas aos dados
de entrada

%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de entrada dependendo da distribuição do bd
treinoinput = gmultiply(novaentrada,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeinput = gmultiply(novaentrada,tr.testMask);%Máscara de teste

treino1input = cell2mat(treinoinput);%Conversão da máscara entrada (Célula)
para formato de matriz
teste1input = cell2mat(testeinput);%Conversão da máscara saída (Célula) para
formato de matriz

```

```

NaN      treino1input = treino1input(:,all(~isnan(treino1input)));%Remove os valores
NaN      teste1input = teste1input(:,all(~isnan(teste1input)));%Remove os valores NaN

%Separação das máscaras de treinamento e teste do banco de
%dados de saída dependendo da distribuição do bd
treinooutput = gmultiply(novasaida,tr.trainMask);%Máscara de treinamento
testeoutput = gmultiply(novasaida,tr.testMask);%Máscara de teste

treino1output = cell2mat(treinooutput);%Conversão da máscara entrada
(Célula) para formato de matriz
teste1output = cell2mat(testeoutput);%Conversão da máscara saída (Célula)
para formato de matriz

treino1output = treino1output(:,all(~isnan(treino1output)));%Remove os
valores NaN
teste1output = teste1output(:,all(~isnan(teste1output)));%Remove os valores
NaN

%Remoção de linhas excedentes criadas para controle das
%máscaras

teste1output(4,:) = [];
teste1output(3,:) = [];
teste1output(2,:) = [];

%Validacao
resultado = net (teste1input); %Previsão dos dados de teste
resultado = resultado'; %Transpor matriz resultado
teste1output = teste1output'; %Transpor matriz de dados originais
tt = teste1output(:,1); %Variável de controle para gráficos
vetorindex = 1:length(tt);%Cria um vetor para posicionamento dos resultados
em gráficos
modelolinear = fitlm ((teste1output*(1.18 *10^-9)+ 6.23*10^-9),
(resultado*(1.18 *10^-9)+ 6.23*10^-9));

%Calcula o Erro Absoluto Médio (MAE)
MAE = (mae (teste1output, resultado))';

%Calcula o RMSE, MSE e Mape
estatisticas = (CalcPerf (teste1output,resultado))';

%Calcula o coeficiente de determinação R2
Rdois = modelolinear.Rsquared.Ordinary;

%Calcula o coeficiente de eficiência (E)
Eficiencia = modelolinear.Rsquared.Adjusted;

%Compilação e transcrição dos resultados

```

```

    estfinal = [MAE estatisticas.RMSE estatisticas.Mape estatisticas.NRMSE
Rdois Eficiencia]; %Cria matriz de resultados
    nomenclatura = [num2str(neurons) convertCharsToStrings(atvfnco)
convertCharsToStrings(atvfncs) convertCharsToStrings(funtrain)]; %Cria matriz com a
configuração da RNA

    xlswrite ("Resultados.xlsx", nomenclatura, p, strcat ("A",
num2str(exeline),":", "D",num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
configurações
    xlswrite ("Resultados.xlsx", estfinal, p, strcat ("E",
num2str(exeline),":", "J",num2str(exeline))); %Transcreve em xlsx a matriz de
resultados

    %Exporta o workspace da RNA
    nomererede = strcat(funtrain, "_",atvfnco,"_",atvfncs,"_"); %Nomenclatura dos
arquivos
    nomererede1 = strcat(atvfnco,"_",atvfncs); %Nomenclatura da legenda das
imagens
    save (strcat (nomererede, "_", num2str(neurons))); %Exporta o workspace

    %Atualização da posição do arquivo xlsx
    exeline = exeline + 1;

    %Gráficos
    figure(1)%observados vs preditos de acordo com a posição
    plot (vetorindex,((teste1output*(1.18 *10^-9)+ 6.23*10^-9)), "ko:",
vetorindex, ((resultado*(1.18 *10^-9)+ 6.23*10^-9))); %Plotagem do gráfico valores
preditos e observados
    grid on; %Ativar o grid
    legend ("Observados", nomererede1+"."+neurons+"."+funtrain); %legenda
xlabel('POSIÇÃO'); % eixo x
ylabel('Permeabilidade (m/s)') % eixo y
saveas (gcf, strcat(nomererede, "perm",num2str(neurons)), "png");%Salvar o
Gráfico .png

    figure (2)
    plotperform(tr) %plotagem do gráfico de performance
    saveas (gcf, strcat(nomererede, "perf_perm_",num2str(neurons)),
"png");%Salvar o Gráfico .png

    figure (3) %gráfico do R2, observados vs preditos
    plot (modelolinear);
    grid on; %Ativar o grid
    legend ("Dados analisados", "Ajuste do modelo", "Limites do modelo")
xlabel('Permeabilidade (m/s) - Observados'); % eixo x
ylabel('Permeabilidade (m/s) - Preditos') % eixo y
    saveas (gcf, strcat(nomererede, "OxP_perm_",num2str(neurons)),
"png");%Salvar o Gráfico .png

    %limpando o workspace

```

```

clear entrada saida perf vetorindex teste1 output teste1input testeoutput
testeinput treino1input tr MAE treino1 output treinooutput treinoinput validacaooutput
validacao1output validacaoinput validacao1input resultado perf mae estatisticas Rdois
Eficiencia estfinal
clc

end

elseif (i == 2)%Função tansig na camada oculta

    while (exeline < 164)%Quarta camada para finalização do algoritimo tansig

elseif (i == 3)%Função purelin na camada oculta

    while (exeline < 244)%Quinta camada para finalização do algoritimo purelin

elseif (i == 4)%Função elliotstsig na camada oculta

    while (exeline < 324)%Sexta camada para finalização do algoritimo elliotstsig

else
    i = 0; %zera função de ativação
    j = 0; %zera função de ativação

end

i = i + 1; %controle da posição na função de ativação

end

p = p + 1; %Somatório para posição da função de treinamento

end

```