



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ALICE JADNEIZA GUILHERME DE ALBUQUERQUE ALMEIDA

**APLICAÇÃO DE BIOCARVÃO DE RESÍDUOS DE AÇAÍ E MADEIRA EM
CAMADAS DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO PARA A REDUÇÃO DE
EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

Recife
2024

ALICE JADNEIZA GUILHERME DE ALBUQUERQUE ALMEIDA

**APLICAÇÃO DE BIOCARVÃO DE RESÍDUOS DE AÇAÍ E DE MADEIRA EM
CAMADAS DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO PARA A REDUÇÃO DE
EMISSIONES DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil.

Área de concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Coorientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho.

Recife

2024

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

A447a	Almeida, Alice Jadneiza Guilherme de Albuquerque. Aplicação de biocarvão de resíduos de açaí e madeira em camadas de cobertura de aterro sanitário para a redução de emissões de gases de efeito estufa / Alice Jadneiza Guilherme de Albuquerque Almeida – 2024. 176 f.: il., figs., qds., tabs. Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá. Coorientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2024. Inclui Referências. 1. Engenharia Civil. 2. Aterros sanitários urbanos. 3. Emissões de biogás. 4. Camadas de cobertura finais. 5. Biocarvão. I. Jucá, José Fernando Thomé (Orientador). II. Motta Sobrinho, Maurício Alves da (Coorientador). III. Título. UFPE 624 CDD (22. ed.) BCTG/2024-45
-------	---

ALICE JADNEIZA GUILHERME DE ALBUQUERQUE ALMEIDA

**APLICAÇÃO DE BIOCARVÃO DE RESÍDUOS DE AÇAÍ E MADEIRA EM
CAMADAS DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO PARA A
REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil. Área de Concentração: Geotecnia.

Aprovada em 27/02/2024.

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência
Prof. Dr. Leonardo José do Nascimento Guimarães (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência
Prof. Dr. Fernando Antônio Medeiros Marinho (Examinador Externo)
Universidade de São Paulo

participação por videoconferência
Prof. Dr. Gustavo Ferreira Simões (Examinador Externo)
Universidade Federal de Minas Gerais

participação por videoconferência
Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (Examinador Externo)
Universidade Federal do Ceará

participação por videoconferência
Prof. Dr. Marcos Gomes Ghislandi (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dedico este trabalho a minha mãe Rose (*in memoriam*) pelo amor infinito que transcende o plano físico.

AGRADECIMENTOS

À Deus por ter me concedido coragem, saúde, força e resignação e as todos os irmãos de luz que me auxiliam a passar por todos os momentos de provas com sabedoria e paciência.

À minha mãe Rose, não teve um só momento em que eu não sentisse o seu amor, cuidado e proteção. Ao meu pai Vicente pelo apoio constante. Ao meu irmão Victor por ser meu maior incentivador e entusiasta, por sempre acreditar em mim. As minhas tias Luzia e Marilene, toda minha admiração por todo o carinho, os ensinamentos diários e pelo amor infinito. Ao meu sobrinho Raul por partilhar tanto amor e ternura e por ser a luz das nossas vidas. A minha cunhada Patrícia por todo apoio e motivação constante.

Aos meus orientadores, José Fernando Thomé Jucá e Mauricio A. da Motta Sobrinho, minha eterna gratidão pela confiança em mim depositada, por toda paciência, pelos ensinamentos e oportunidade oferecida. Sou grata pelas valiosas orientações, apoio e minúcia por este trabalho em todas as etapas realizadas.

Aos amigos geotécnicos e acadêmicos, Italcy, Camila, Flávio, Wilson e Ivan (meus geobabys) obrigada por tornar tudo mais leve, por serem apoio, incentivo e abrigo em todos os momentos. Aos amigos do Laboratório de Resíduos Sólidos, Sávio, Riadny, Alison, Yago, Fellipe e Antônio por toda parceria e amizade.

Ao engenheiro Antônio Brito e o laboratorista Gutemberg por toda convivência, atenção e auxílio dedicado na execução dos ensaios

Aos amigos da REDE, pela amizade verdadeira e carinho ao longo de todos os anos. À Káritas Lima pelo incentivo, apoio em todas as etapas deste processo e pelos momentos partilhados.

Aos professores Marcos Ghislandi e Luciano Almeida pelo auxílio na execução dos ensaios de caracterização química.

A todos os professores do programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, em especial os professores da área de Geotecnia.

E a todos os familiares e amigos, que vão além das barreiras acadêmicas, que contribuíram de maneira direta e indireta para a realização desta etapa tão importante para a minha vida! A todos vocês minha eterna gratidão.

RESUMO

A emissão descontrolada de gases advindos de aterros sanitários é uma preocupação constante, que atinge os âmbitos local e global, uma vez que o lançamento de biogás (composto essencialmente por dióxido de carbono e por metano) na atmosfera é um dos principais fatores que contribuem para o desequilíbrio do efeito estufa. Como forma de minimizar os impactos ambientais, a aplicação de tecnologias e processos podem aperfeiçoar os métodos de disposição de resíduos, permitir o aproveitamento desses gases, assim como diminuir a quantidade de biomassa depositada em aterros sanitários. Neste contexto o presente trabalho tem como proposta apresentar uma alternativa para o controle de emissões fugitivas em aterros sanitários, utilizando resíduos provenientes do processamento do açaí e restos de madeira de poda decorrentes das atividades de manutenção de centros urbanos, de forma a minimizar os impactos ambientais e agregar valor aos resíduos. Desta maneira foi realizada a produção de biocarvão com essas biomassas que iriam ser descartadas, para aplicação em misturas de solo, e sua posterior utilização em camadas de cobertura finais de aterros sanitários para retenção do biogás. Para analisar a relevância da temática em aplicações de biocarvões em camadas de cobertura finais de aterros sanitários, foi realizado inicialmente um estudo bibliométrico sobre o tema ao longo dos últimos 10 anos em todo o mundo. No âmbito prático e laboratorial foi realizada a produção de biocarvão de caroço de açaí e de resíduos de madeira, com o uso de um gaseificador. Foi feita a mistura desses biocarvões (relação 3% em massa/massa) com solo. O estudo experimental foi realizado por meio de: caracterização física das amostras de solo natural e misturas com biocarvões (granulometria, massa específica real dos grãos, limites de consistência); caracterização microestrutural dos biocarvões (Microscopia, MEV, Infravermelho e Difração de DRX) e caracterização geotécnica do solo natural e das misturas (compactação, resistência ao cisalhamento, permeabilidade à água e ao gás e curva característica). Após os ensaios geotécnicos foi realizada a montagem de três colunas, uma com solo puro e outras duas com as misturas de solo com os diferentes biocarvões e observado o seu comportamento quando submetidas à um fluxo de gás metano. A aplicação de biocarvão ao solo propiciou ao material um aumento no índice de vazios e, conseqüentemente, um aumento na sua porosidade. Tal fator fez com que as amostras com biocarvões apresentassem uma maior retenção de água, com permeabilidade ao ar e a água da ordem de 10^{-8} m/s para condição de umidade ótima. Esse aumento na capacidade de retenção de água, propiciado pelos biocarvões, é por sua vez um ponto favorável para aterros sanitários, pois pode contribuir para a redução da ocorrência de fissuras (decorrentes do processo de secagem do solo) nas camadas de cobertura

e, conseqüentemente, redução de emissões fugitivas, fator relevante principalmente em aterros localizados em áreas áridas, onde há baixa intensidade pluviométrica. A inserção dos biocarvões ao solo não apresentou alteração considerável nas propriedades geotécnicas, sendo este um ponto relevante para a sua aplicação em aterros. Quanto aos ensaios de colunas, a inserção do biocarvão de açaí ao solo natural garantiu uma eficiência na adsorção de 96,8% na retenção de metano enquanto o biocarvão de resíduos de madeira apresentou uma eficácia de 98,5% na retenção de metano, sendo o biocarvão de resíduos de madeira o que apresentou melhor rendimento na adsorção de gases, quando comparado com o solo natural. Diante desses resultados, a aplicação de misturas de solo com biocarvões sugere ser uma alternativa para a solução dessas duas problemáticas urgentes, sugerindo o aproveitamento energético de biomassa e o controle de emissões fugitivas em aterros sanitários.

Palavras-chave: aterros sanitários urbanos; emissões de biogás; camadas de cobertura finais; biocarvão.

ABSTRACT

The uncontrolled emission of gases from landfills is a constant concern, which affects local and global levels, since the release of biogas (essentially composed of carbon dioxide and methane) into the atmosphere is one of the main factors that contribute to the imbalance of the greenhouse effect. As a way to minimize environmental impacts, the application of technologies and processes can improve waste disposal methods, allow the use of these gases, as well as reduce the amount of biomass deposited in landfills. In this context, the present work proposes to present an alternative for controlling fugitive emissions in landfills, using waste from açai processing and pruning wood residues resulting from maintenance activities in urban centers, in order to minimize environmental impacts. and add value to waste. In this way, biochar was produced with these biomasses that would be discarded, for application in soil mixtures, and its subsequent use in final covering layers of landfills to retain biogas. To analyze the relevance of the topic in biochar applications in the final covering layers of landfills, a bibliometric study was initially carried out on the topic over the last 10 years across the world. In practical and laboratory terms, biochar was produced from açai seeds and wood waste, using a gasifier. These biochars (3% mass/mass ratio) were mixed with soil. The experimental study was carried out through: physical characterization of natural soil samples and mixtures with biochars (granulometry, real specific mass of grains, consistency limits); microstructural characterization of biochars (Microscopy, SEM, Infrared and XRD Diffraction) and geotechnical characterization of natural soil and mixtures (compaction, shear resistance, permeability to water and gas and characteristic curve). After the geotechnical tests, three columns were assembled, one with pure soil and the other two with soil mixtures with different biochars, and their behavior was observed when subjected to a flow of methane gas. The application of biochar to the soil provided the material with an increase in the void content and, consequently, an increase in its porosity. This factor meant that samples with biochars presented greater water retention, with air and water permeability of the order of 10^{-8} m/s for optimal humidity conditions. This increase in water retention capacity, provided by biochars, is in turn a favorable point for landfills, as it can contribute to reducing the occurrence of cracks (resulting from the soil drying process) in the covering layers and, consequently, , reduction of fugitive emissions, a relevant factor mainly in landfills located in arid areas, where there is low rainfall. The insertion of biochars into the soil did not present a considerable change in geotechnical properties, which is a relevant point for their application in landfills. As for the column tests, the insertion of açai biochar into the natural soil guaranteed an adsorption efficiency of 96.8%

in methane retention, while biochar from wood residues showed an efficiency of 98.5% in methane retention, being biochar from wood waste presented better gas adsorption performance when compared to natural soil. Given these results, the application of soil mixtures with biochars suggests being an alternative for solving these two urgent problems, suggesting the energy use of biomass and the control of fugitive emissions in landfills.

Keywords: landfills; gas emissions; cover layers; biochar.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Distribuição espacial da produção de açaí no Brasil em 2018	26
Figura 2 –	Partes constituintes do açaí (corte transversal) e anatomia do fruto em diferentes cortes	27
Figura 3 –	Processo de adsorção de gases e produtos químicos pelo carvão ativado	32
Figura 4 –	Etapas da transferência por adsorção	37
Quadro 1 –	Fatores que influenciam o processo de adsorção e suas características	39
Figura 5 –	Exemplos de formas de isotermas de adsorção	42
Figura 6 –	Classificação das isotermas de fisissorção	43
Figura 7 –	Classificação das histereses	44
Figura 8 –	Sistema de camadas de cobertura oxidativas em aterros sanitários	48
Figura 9 –	Fluxograma das etapas realizadas	57
Figura 10 –	Endocarpo e biocarvão do açaí pós gaseificador	59
Figura 11 –	Localização do CTR-PE - Central de Tratamento de Resíduos município de Igarassu- PE	62
Figura 12 –	Solo natural iniciando o processo de homogeneização	63
Quadro 2 –	Resumo dos ensaios realizados e respectivos normativos/procedimento	64
Figura 13 –	Permeâmetro de parede flexível modelo Tri-Flex 2 da marca Soil Test -ELE	65
Figura 14 –	Montagem inicial do corpo de prova na célula	65
Figura 15 –	Procedimento de montagem da amostra no permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE	66
Figura 16 –	Finalização da montagem e saturação da célula para o ensaio de permeabilidade	66
Figura 17 –	Ensaio de permeabilidade ao ar em detalhe ao rotâmetro	68
Figura 18 –	Cravação dos anéis tipo Shelby nos corpos de prova na umidade ótima	69
Figura 19 –	Amostras em processo de saturação	70
Figura 20 –	Posicionamento do papel filtro na amostra	70

Figura 21 –	Processo de isolamento dos anéis	71
Figura 22 –	Papéis no dessecador e pesagem após secagem na estufa	71
Figura 23 –	Umedecimento das amostras com auxílio de um borrifador de água	72
Figura 24 –	Procedimento de moldagem e alocação das amostras na caixa bipartida	75
Figura 25 –	Caixa bipartida e prensa de cisalhamento	76
Figura 26 –	Amostras em processo de saturação e ensaio na condição inundada	76
Figura 27 –	Amostras cisalhadas na condição natural e inundada	77
Figura 28 –	Detalhe para o sistema de vedação das colunas	78
Figura 29 –	Confecção das colunas ensaiadas	79
Figura 30 –	Colocação das misturas dentro das colunas com detalhe para o seu topo e fechamento	80
Figura 31 –	Vista frontal das colunas preenchidas, medidas em centímetros	81
Figura 32 –	Detalhe para o sensor e ponto de medição dentro da coluna	82
Figura 33 –	Sistema de colunas em funcionamento	82
Figura 34 –	Quantidade de publicações e acumulados de estudos sobre os indicadores “Landfill” AND “Landfill cover” AND “Biochar” entre 2012 e julho de 2021	86
Figura 35 –	Distribuição espacial dos autores por continentes	87
Figura 36 –	Indicadores avaliados nos periódicos no período de 2012 a julho de 2021	89
Figura 37 –	Frequência das palavras utilizadas nos textos	90
Figura 38 –	Nuvem de Palavras	91
Figura 39 –	Análise de Similitude	92
Figura 40 –	Dendograma da Classificação Hierárquica Descendente (CHD)	94
Figura 41 –	Análise fatorial de correspondência (AFC)	96
Figura 42 –	Isoterma de adsorção e dessorção do biocarvão de açaí	99
Figura 43 –	Isoterma de adsorção e dessorção do biocarvão de resíduos de madeira	99
Figura 44 –	Microscopia (MEV) para biocarvão de açaí em escalas de 20 μm e 5 μm	100
Figura 45 –	Microscopia (MEV) para biocarvão de resíduos de madeira em escalas de 20 μm e 5 μm	101

Figura 46 –	Espectro FTIR dos biocarvões de açaí e de resíduos de madeira	102
Figura 47 –	Difratogramas de raios-X para as amostras de biocarvões de açaí e de resíduos de madeira	103
Figura 48 –	Curva granulométrica do Solo Natural – com e sem defloculante	105
Figura 49 –	Curva granulométrica da Mistura SBA – com e sem defloculante	107
Figura 50 –	Curva granulométrica da Mistura SBM – com e sem defloculante	109
Figura 51 –	Curvas de compactação do Solo natural e Misturas SBA e SBM	111
Figura 52 –	Curva característica – Solo Natural	115
Figura 53 –	Curva característica – Mistura SBA	117
Figura 54 –	Curva característica – Mistura SBM	119
Figura 55 –	Resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição natural. Em (a), (c) e (e) Tensão cisalhante versus Descolamento horizontal para solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente e (b), (d) e (f) Deslocamento vertical versus Deslocamento horizontal solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente	121
Figura 56 –	Resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição inundada. Em (a), (c) e (e) Tensão cisalhante versus Descolamento horizontal para solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente e (b), (d) e (f) Deslocamento vertical versus Deslocamento	124
Figura 57 –	Resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição natural: Envoltórias de ruptura. Em (a), (b) e (c) Tensão cisalhante versus Tensão normal para solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente	126
Figura 58 –	Resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição inundada: Envoltórias de ruptura. Em (a), (b) e (c) Tensão cisalhante versus Tensão normal para solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente	127
Figura 59 –	Concentrações de metano na Coluna Controle	130
Figura 60 –	Eficiência na retenção de metano na coluna controle	131
Figura 61 –	Concentração de gases no centro da Coluna Controle	132
Figura 62 –	Concentrações de metano na Coluna SBA	133
Figura 63 –	Eficiência na retenção de metano na Coluna SBA	134
Figura 64 –	Concentração de gases no centro da Coluna SBA	135

Figura 65 –	Concentrações de metano na Coluna SBM	137
Figura 66 –	Eficiência na retenção de metano na Coluna SBM	138
Figura 67 –	Concentrações de gases no centro da Coluna SBM	139
Figura 68 –	Perspectiva em área da relação entre eficiência das colunas (%) versus concentração de metano (%) ao longo das medições para o ponto 3	140
Quadro 3 –	Aplicações de biocarvão em misturas de solo	146

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Estimativa de resíduo de açaí gerado entre 2013 e 2018 por extração vegetal	28
Tabela 2 –	Resíduos agroindustriais utilizados como precursores na produção de carvão ativado para adsorção de gases	34
Tabela 3 –	Classificação dos poros de um carvão ativado	35
Tabela 4 –	Quantitativo de artigos nas bases de dados pós interseção de indicadores	85
Tabela 5 –	Distribuição demográfica dos autores dos artigos por continentes	88
Tabela 6 –	Número de repetições das palavras em maior frequência	91
Tabela 7 –	Porcentagem de uso e χ dos termos encontrados nas Classes	94
Tabela 8 –	Resultados da microporosimetria dos biocarvões	97
Tabela 9 –	Caracterização física do solo natural	106
Tabela 10 –	Caracterização física da Mistura SBA	108
Tabela 11 –	Caracterização física da Mistura SBM	110
Tabela 12 –	Resumo dos resultados de caracterização de todas as amostras	110
Tabela 13 –	Comparativo dos Parâmetros obtidos no ensaio de compactação	112
Tabela 14 –	Permeabilidade à água do solo natural e das misturas SBA e SBM	113
Tabela 15 –	Permeabilidade ao ar do solo natural e das misturas SBA e SBM	114
Tabela 16 –	Parâmetros de ajuste aplicados ao modelo de Van Genuchten (1980) para solo natural nas trajetórias de secagem e umedecimento	116
Tabela 17 –	Parâmetros de ajustes aplicados ao modelo de Van Genuchten (1980) para mistura SBA nas trajetórias de secagem e umedecimento	118
Tabela 18 –	Parâmetros de ajustes aplicados ao modelo de Van Genuchten (1980) para mistura SBM nas trajetórias de secagem e umedecimento	120
Tabela 19 –	Comportamento das amostras para condição natural	123
Tabela 20 –	Comportamento das amostras para condição de inundação	125
Tabela 21 –	Parâmetros de coesão e ângulo de atrito para as amostras ensaiadas: condição natural	126
Tabela 22 –	Parâmetros de coesão e ângulo de atrito para as amostras ensaiadas: condição inundada	128

Tabela 23 – Monitoramento de temperatura, condutividade elétrica e umidade
para as colunas ensaiadas

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASTM	American Society for Testing and Materials
BMP	Potencial bioquímico de metano
COLUNA SBA	Coluna com a mistura SBA
COLUNA SBM	Coluna com a mistura SBM
DRX	Difração por Raio X
FTIR	Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier
IUPAC	União Internacional de Química Pura e Aplicada
LAC	Laboratório de Combustíveis
LITPEG	Instituto de Pesquisa em Petróleo e Energia
MEV	Microscopia eletrônica de varredura
MISTURA SBA	Mistura de solo com biocarvão de açaí
MISTURA SBM	Mistura de solo com biocarvão de resíduos de madeira
UACSA	Unidade Acadêmica do Cabo de Santo Agostinho
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

LISTA DE SÍMBOLOS

c	Intercepto de coesão
C_w	Capacidade diferencial de umidade
e	Índice de vazios
$k_{\text{água}}$	Condutividade hidráulica saturada
R^2	Coeficiente de determinação
w_{ot}	Teor de umidade ótima de compactação
$W_{S_{\text{max}}}$	Capacidade máxima de armazenamento de água
$\gamma_{d\text{max}}$	Peso específico aparente seco máximo
ϕ	Ângulo de atrito
Δ	Variação
ψ	Sucção
ψ entrada de ar	Sucção correspondente ao ponto de entrada de ar
θ residual	Teor de umidade volumétrica residual
θ_{cc}	Teor de umidade volumétrica referente à capacidade de campo
χ	Qui-quadrado

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	21
1.1	VISÃO GERAL, MOTIVAÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	21
1.2	OBJETIVOS	24
1.2.1	Objetivo Geral	24
1.2.2	Objetivos específicos.....	24
2	REFERENCIAL TEÓRICO	25
2.1	O AÇAÍ E SEUS RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS	25
2.2	RESÍDUOS DE PODAS DE ÁRVORES	28
2.3	BIOCARVÃO	30
2.3.1	Carvão ativado e suas características adsorptivas	31
2.4	FUNDAMENTOS DA ADSORÇÃO: capacidade de adsorção de biocarvões	36
2.4.1	Cinética de adsorção	40
2.4.2	Isotermas de adsorção.....	41
2.5	SISTEMAS DE COBERTURA FINAL EM ATERROS SANITÁRIOS: Camadas oxidativas.....	46
2.6	PRODUÇÃO E APLICAÇÕES DE BIOCARVÃO A PARTIR DE RESÍDUOS DE MADEIRA E DE CAROÇO DO AÇAÍ.....	50
2.7	APLICAÇÃO DE BIOCARVÕES EM CAMADAS DE COBERTURA	52
3	MATERIAIS E MÉTODOS	57
3.1	ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA	58
3.2	COLETA DO RESÍDUO DE AÇAÍ E PRODUÇÃO DO BIOCARVÃO	59
3.3	COLETA DO RESÍDUO DE MADEIRA E PRODUÇÃO DO BIOCARVÃO	60
3.4	CARACTERIZAÇÃO DO BIOCARVÃO	60
3.4.1	Microporosimetria	60
3.4.2	Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	61
3.4.3	Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR);	61
3.4.4	Difração por Raio X (DRX)	61
3.5	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E PROPRIEDADES GEOTÉCNICAS DO SOLO E DAS MISTURAS COM OS BIOCARVÕES	62
3.5.1	Ensaio de condutividade hidráulica	64
3.5.2	Determinação da curva característica	68

3.5.3	Ensaio de resistência ao cisalhamento.....	75
3.6	MONTAGEM DAS COLUNAS	77
3.6.1	Fluxo de Gás nas colunas	83
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	85
4.1	ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA	85
4.1.1	Análise Estatística – Frequência de Palavras	89
4.1.2	Análise de Similitude.....	92
4.1.3	Análise de Especificidades e Classificação Hierárquica descendente (CHD)	93
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS BIOCARVÕES.....	97
4.2.1	Microporosimetria dos biocarvões de açaí e de resíduos de madeira.....	97
4.2.2	Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)	100
4.2.3	Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)	101
4.2.4	Difração de Raios X (DRX)	103
4.3	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO SOLO E MISTURAS.....	104
4.3.1	Análise Granulométrica.....	104
4.3.2	Compactação	111
4.3.3	Condutividade hidráulica.....	112
4.3.4	Curva característica	115
4.3.5	Resistência ao Cisalhamento	121
4.4	ENSAIOS DE COLUNAS.....	129
4.4.1	Coluna controle – Solo Natural	129
4.4.2	Coluna SBA.....	133
4.4.3	Coluna SBM	136
5	CONCLUSÕES.....	150
6	SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	152
	REFERÊNCIAS	153

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Nesta seção serão abordados de forma geral uma breve contextualização a respeito da temática abordada, além da motivação, justificativa e objetivo geral e específicos propostos para a realização desta pesquisa.

1.1 VISÃO GERAL, MOTIVAÇÃO E JUSTIFICATIVA

Os produtos florestais de origem não madeireira são a principal fonte de renda de famílias que habitam na região amazônica do Brasil. Estima-se que cerca de 6 milhões de famílias adquirem seu sustento por meio do consumo e venda desses produtos. Entre as principais mercadorias, as mais representativas são a borracha natural, a castanha do Brasil e o açaí. Este último contribuía, em 2018, com cerca de 17% da receita anual da renda familiar amazônica, tem ganhado notoriedade e popularidade nos últimos anos, além de uma crescente utilização, tanto para consumo quanto para outras aplicações, no Brasil e no mundo (LOPES et al., 2019).

A área destinada para a plantação de açaí correspondia a 198.679 hectares, em 2018, com uma produção de 1,73 milhões de toneladas por ano. Estes valores correspondem à um rendimento médio de 7.607 quilos por hectare. O maior valor de produção agrícola arrecadado é liderado pelo estado do Pará, com uma receita de R\$ 10,4 bilhões, com destaque para o município de Igapará-Miri, que no ano de 2018 arrecadou cerca de 890,6 milhões de reais. No ano de 2020, a produção de açaí foi de aproximadamente 1,63 milhões de toneladas, apresentando um aumento de 4,79%, quando comparado ao ano de 2019 (PAM, 2018; CONAB, 2022).

De acordo com Sato (2020), no Pará são consumidos diariamente cerca de 440 toneladas do fruto, sendo estes comercializados em cerca de 3.000 estabelecimentos que processam e vendem a polpa do açaí. Do fruto, apenas 17% são aproveitáveis e os 83% restantes são resíduos, compostos majoritariamente por sementes e fibras. As toneladas de resíduos gerados cotidianamente pela agroindústria geralmente não recebem a devida disposição e tratamento adequados, e, conseqüentemente, acabam contaminando o solo e as águas, além de se tornarem focos para o desenvolvimento de vetores de doenças, configurando desta forma um grave problema ambiental e que carece de resolução urgente (PESSÔA et al., 2019). Para além da problemática existente devido à alta geração de resíduos pelo descarte do caroço do açaí,

ainda existe grande quantidade de resíduos provenientes de atividades de manutenção da cidade, como as podas que também geram material que necessitam de tratamento e descarte adequados (GROHMANN; PROSPERI; MENCONI, 2020).

Uma forma de reduzir as consequências ocasionadas pelo descarte inadequado desses resíduos, seria a disposição dos mesmos em aterros sanitários, onde o seu tratamento teria como objetivo a mitigação de danos à saúde e ao meio ambiente (COSTA et al., 2018). Todavia, a tendência mundial é da redução do descarte dos resíduos, por meio do reuso, reciclagem ou valorização química, térmica ou comercial. O descarte de um resíduo que pode se transformar em produtos vai na contramão da sustentabilidade.

Ainda que no Brasil, o principal destino desses tipos de rejeito sejam os aterros sanitários (PNRS, Lei nº 12.305/2010) e os mesmos sejam considerados obras seguras e projetadas sob critérios técnicos, eles reduzirão o tempo de vida do aterro. Convém destacar que os aterros são a terceira maior fonte de emissão de gás metano (CH_4) para a atmosfera em todo o mundo (HUANG et al., 2019). Ainda que estes aterros possuam um eficiente sistema de coleta e captação de gases, estudos comprovam que essa eficiência pode variar em torno de 50 a 95%, colaborando para a emissão desses gases para a atmosfera e contribuindo para o aumento do efeito estufa (HUANG et al., 2020).

Por outro lado, os resíduos sólidos urbanos depositados nos aterros têm um potencial ainda maior de produção de gases de efeito estufa. Desta forma, para garantir a eficácia destes aterros se faz necessário o uso de camadas de cobertura finais eficientes, que garantam a sua estanqueidade, bem como reduzam as emissões fugitivas de gases do sistema de coleta (COSTA et al., 2018; HUANG et al., 2019)

Destinar esses resíduos agroindustriais em aterros sanitários seria uma forma não sustentável para o tratamento dos mesmos. Vale salientar que a região Norte, principalmente o Pará, tem uma geração de toneladas de resíduos de açaí diariamente, o que desencadeia em despejos incontrolláveis, representando desta forma, uma ameaça ambiental e sanitária a longo prazo para a região (MADON; DREV; LIKAR, 2019; SATO et al., 2020). Deste modo, duas questões surgem: Como gerir a crescente geração e disposição de resíduos na região? E como reaproveitar o resíduo do açaí, tratando-o como um objeto com valor econômico? Como forma de minimizar os impactos ambientais, a aplicação de tecnologias tem o objetivo de aperfeiçoar os métodos de disposição de resíduos e garantir seu aproveitamento (SILVA et al., 2020).

Neste contexto, a utilização dos conceitos de Economia Circular (EC), que teve um crescimento nos últimos 5 a 10 anos, surge como uma possibilidade de mitigar impactos e

repensar práticas socioeconômicas. De acordo com Silva et al. (2020), a economia circular consiste em uma reciclagem dos produtos, onde há um retorno dos resíduos como matérias-primas, neste ou em outros ciclos de produção. Aplicar essa metodologia se apresenta como uma forma de reestruturação do sistema, onde há a minimização de entradas de recursos e perdas de energia, assim como a possibilidade de incorporação destes materiais em diversas áreas e linhas de produção (REIKE, VERMEULEN, WITJES, 2018; SANTOS et al., 2020).

Desta maneira, nos últimos anos tem-se intensificado a utilização da semente do açaí, como matéria-prima em diversas vertentes, como: aplicações farmacêuticas, na produção de ração animal (ROSSETTO et al., 2020), como alternativa para produção de biocombustíveis (ARAUJO, 2019), e geração de biocarvões, que podem ser ativados ou não, com aplicabilidade para adsorção de corantes têxteis (DE SOUZA et al., 2019; PESSÔA et al., 2019), íons metálicos (GONÇALVES JUNIOR et al., 2016) e como condicionantes para melhoramento de propriedades físico-químicas de solos (SATO et al., 2019, 2020). A proposta de produção do biocarvão a partir de resíduos agroindustriais é uma forma sustentável de gestão ambiental e aproveitamento de resíduos (SPAGNOLI; GIANNAKOUDAKIS; BASHKOVA, 2016).

Segundo Huang (2019; 2020), Lu et al., (2020), Qin et al., (2020) e Ni et al., (2020) e a aplicação de biocarvão em aterros sanitários, mais precisamente em camadas de cobertura, tem-se se mostrado como uma alternativa viável para redução de emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera, devido às suas características como suas elevadas área superficial, porosidade e capacidade de adsorção. Assim, sua utilização proporciona à essas camadas, um ambiente favorável para o desenvolvimento de comunidades bacterianas, que desempenham funções metabólicas como a oxidação de metano gerado durante o processo de biodegradação dos resíduos. Estudos realizados por Huang et al. (2019) e Sato et al. (2020) constataram que o emprego do biocarvão no solo possibilita um aumento de nutrientes, além de favorecer a capacidade de troca catiônica em misturas com o solo.

Neste contexto e diante das inúmeras possibilidades de aplicação, o aproveitamento desses resíduos para resolução de problemas ambientais apresenta-se como uma alternativa de inovação, uma vez que há uma valorização sustentável e uma ressignificação do conceito de rejeito (MATRAPAZI; ZABANIOTOU, 2020).

1.2 OBJETIVOS

Nos subitens em sequência serão elencados o objetivo geral da pesquisa bem como os objetivos específicos propostos nesta tese.

1.2.1 Objetivo Geral

Analisar a capacidade de adsorção de gases de efeito estufa em camadas de cobertura de aterros sanitários por meio da aplicação de misturas de solo com biocarvões de resíduos de madeira ou do processamento de açaí.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Aprofundar o conhecimento a respeito do tema de aplicação de biocarvões em solo para aplicação em camadas de cobertura por meio da revisão bibliográfica, com aplicação de indicadores para estudo bibliométrico;
2. Realizar as caracterizações do solo e dos biocarvões;
3. Investigar o efeito da adição de biocarvões na condutividade hidráulica saturada e não saturada, assim como na retenção de água em misturas com solo;
4. Avaliar a resistência do solo quando misturado com biocarvão;
5. Avaliar o comportamento de camadas de cobertura formadas com solo e biocarvão, quando submetidas a um fluxo de gás, relacionando com propriedades geotécnicas do solo;
6. Determinar a eficiência da utilização de misturas de solo com biocarvão de resíduos de açaí e resíduos de madeira em camadas de cobertura final de aterros sanitários para redução de emissões gasosas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

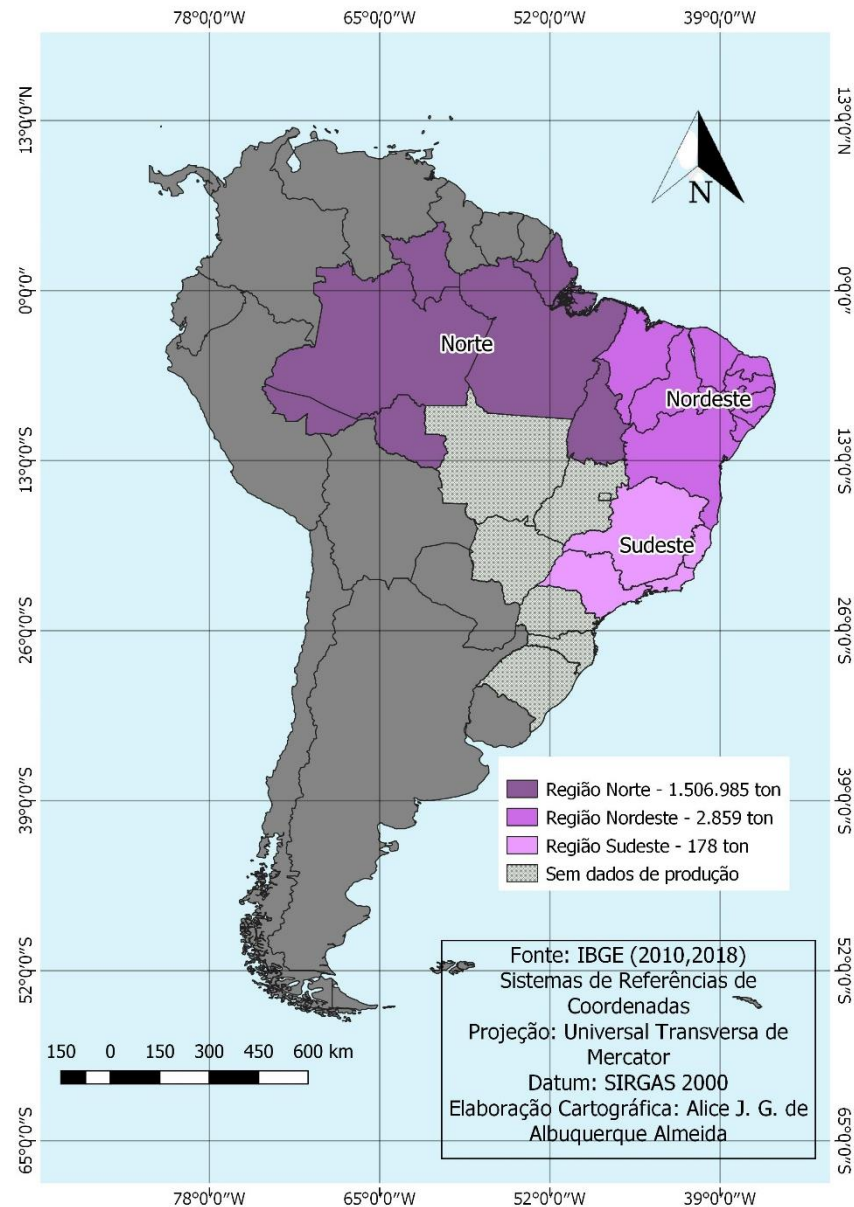
Neste capítulo serão apresentadas a fundamentação teórica e o estado da arte. Serão abordados sobre os resíduos gerados pelo consumo do açaí e pelo processo de poda, focando no aproveitamento destas biomassas para produção de biocarvão. Neste capítulo ainda serão abordados a aplicação de misturas de solo com biocarvões para aplicação em camadas de cobertura de aterros sanitários e como as características adsorptivas dos biocarvões podem aumentar a capacidade de retenção de gases de efeito estufa.

2.1 O AÇAÍ E SEUS RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

O açaí, fruto carnosos com apenas uma semente, é proveniente do açaizeiro, sendo este pertencente ao gênero *Euterpe*. Este gênero possui cerca de 28 espécies que estão localizadas principalmente nas Américas do Sul e Central, tendo maior concentração na região amazônica, principalmente na Amazônia Oriental brasileira. As três espécies que ocorrem com maior frequência são *Euterpe oleracea*, *Euterpe edulis* e *Euterpe precatoria*. Todavia, destas espécies, apenas a *Euterpe oleracea* e a *Euterpe precatoria* são exploradas comercialmente. A principal diferença entre essas duas espécies está relacionada com as características de suas palmeiras, sendo a *E. oleracea* do tipo multicaule e encontrada principalmente em terrenos de várzea e igapó, enquanto a *E. precatoria* é do tipo unicaule prevalecendo em áreas de terra firme (OLIVEIRA et al., 2000; CAVALCANTE, 1996; MUÑIZ-MIRET et al., 1996).

O açaizeiro é uma palmeira tipicamente amazônica, com altura podendo variar de 10 a 35 metros e diâmetro de 7 a 18 cm, a depender da espécie. Essa palmeira tem ocorrência natural principalmente em solos úmidos e nas margens de rios e lagos, com maior incidência nos estados do Pará, Acre, Amazonas, Amapá e Maranhão, com predomínio no Amapá e Pará (ANDRADE et al., 2020; CARNEIRO et al., 2012, COHEN et al., 2011, OLIVEIRA; SANTOS, 2011; CAVALCANTE, 2010; SUFRAMA, 2003). O estado do Pará é o principal produtor do fruto, tendo participado com aproximadamente 66% da produção nacional por extração vegetal no ano de 2018 (IBGE, 2019). Na Figura 1 é possível verificar a distribuição espacial da produção do fruto no Brasil.

Figura 1 - Distribuição espacial da produção de açaí no Brasil em 2018



Fonte: A Autora (2024).

De acordo com Rogez (2000), os dois produtos usualmente explorados dessas palmeiras são os palmitos e os frutos. Os palmitos são comumente exportados e os frutos são usualmente consumidos no mercado local, constituindo a base da alimentação e fonte de renda das famílias locais. O fruto é arredondado e possui cor arroxeada, com diâmetro variando de 1 a 2 cm e com um peso médio de pouco mais 1,5 gramas. A semente do açaí é uma oleaginosa e possui como característica uma camada externa fibrosa e um pequeno endosperma sólido cobrindo o embrião do fruto, conhecido como material lignocelulósico (PESSÔA et al., 2010). A composição química constituinte da biomassa depende de fatores como a sazonalidade e as condições

climáticas. Quando maturado, o fruto é rico em celulose (34-53%), hemicelulose (6-18%), lignina (3-25%) e proteínas (4-7%) (KHANAL; MANANDHAR; SHAH, 2019; RODRÍGUEZ-ZÚÑIGA et al., 2008; RODRIGUES; CAMARÃO; LOURENÇO JÚNIOR, 1993; ALTMAN, 1956). A Figura 2 apresenta anatomia do fruto do açaí.

Figura 2 - Partes constituintes do açaí (corte transversal) e anatomia do fruto em diferentes cortes



Fonte: CORDEIRO (2016) e Fontes Nativas da Amazônia (2012).

Legenda: 1-Embrião; 2-Endocarpo; 3-Cicatriz; 4- Polpa; 5- Pericarpo e Tegumento; 6- Mesocarpo.

Nos últimos anos tem-se intensificado o consumo de açaí, e isso está relacionado às qualidades nutritivas do fruto, possibilitando assim a sua comercialização no país e no exterior. Estima-se que cerca de 10% da produção de polpa de açaí no Brasil seja exportada, 30% destinados a outros estados, com destaque para a região sudeste do país, e os outros 60% são consumidos no próprio Estado do Pará (FERREIRA; GESAM, 2019; TAVARES; HOMMA; MENEZES, 2017). O açaí é comumente utilizado para a produção de sucos, polpas ou como ingrediente para diversos produtos alimentícios, como: picolés, açaí em pó, geleias, licores, bebidas e suplementos energéticos (ANDRADE et al., 2020; ROGEZ, 2000).

De acordo com Panorama da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS) de 2018, a extração de açaí segue registrando maior valor de produção entre os produtos não madeireiros. No ano de 2018, a produção extrativista do fruto correspondeu a 221.646 toneladas, totalizando um volume 0,9% superior ao ano anterior, atribuindo assim um crescimento na ordem de 2,5% no valor de produção, que foi de R\$ 592 milhões. Vale salientar que a produção extrativista corresponde apenas a 12,8% da produção total do país, a produção final, que foi de 1,5 milhões de toneladas juntamente com a produção de açaí extrativo corresponde a produção total de açaí no Brasil (PAM, 2018). Sabendo que apenas uma fração do fruto é aproveitável para a extração da polpa (17%), e o restante (83%) são resíduos (SATO et al., 2020), ao considerar este

percentual no geral, tem-se, no ano de 2018, aproximadamente 1,4 milhões de toneladas de resíduos. Considerando apenas a extração vegetal de açaí em toneladas nos anos de 2013 – 2018, é possível verificar que nestes anos, um milhão de toneladas de resíduos foram geradas, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Estimativa de resíduo de açaí gerado entre 2013 e 2018 por extração vegetal

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Total Geral
Açaí (fruto) (Toneladas)	202.216	198.149	216.071	215.631	219.710	221.646	1.273.423
83% (resíduo)	167.839	164.464	179.339	178.974	182.359	183.966	1.056.941

Fonte: Adaptado de SIDRA – IBGE (2019).

Como na maioria dos casos a destinação desses resíduos ocorre de forma inadequada, sendo comumente dispostos nas ruas, redes de esgotos e nos rios da região, ocorre uma contaminação de larga escala ambiental. Ocasionalmente assim um enorme inconveniente para a higiene sanitária e bem-estar, principalmente para as cidades localizadas no Norte do País. Desta forma, associar o uso destes resíduos de biomassa à produção de materiais de carbono acaba sendo uma forma de promover o desenvolvimento sustentável dos setores agrícolas e industriais. A viabilidade da utilização desse resíduo como matéria prima, agregando valor ao mesmo, se torna uma alternativa, visto as suas características de renovabilidade, baixo custo e abundância (UKANWA; et al., 2019; CORDEIRO, 2016; MOHAMED; MOHAMMADI; DARZI, 2010; IOANNIDOU; ZABANIOTOU, 2007; ROCHA e SILVA, 2003).

2.2 RESÍDUOS DE PODAS DE ÁRVORES

O manejo e o descarte adequado dos resíduos sólidos urbanos ainda são um problema enfrentado por grande parte dos municípios brasileiros. Avaliando na ótica de grandes centros urbanos, um detalhe que necessita de atenção são as atividades de manutenção das cidades, como os serviços de varrição e podas de árvores. A biomassa proveniente destas podas de árvores é constituída em sua maioria por galhos secos e folhagens e a sua retirada de forma estruturada propicia a desenvolvimento das vegetações, bem como a redução da possibilidade de intercorrências diante de eventos de climáticos, como ventos e fortes chuvas. No geral, as vegetações possuem em sua composição os seguintes polímeros: lignina, celulose e hemicelulose e as proporções entre os seus componentes químicos variam entre 43-45% de

oxigênio, 6-7% de hidrogênio e 48-50% de carbono, com valores insignificantes de nitrogênio e cinzas (GUEDES et al, 2010; KANURY e BLACKSHEAR JR, 1970). A presença de vegetações nos centros urbanos apresenta um forte impacto ambiental positivo, visto que a arborização está intimamente ligada com o conforto térmico, ciclo da água e com o sequestro de carbono (GROHMANN; PROSPERI; MENCONI, 2020), colaborando de forma indireta com a circulação do ar, redução de poluição atmosférica e das ilhas de calor.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), na forma da Lei Nº 12.305, institui a necessidade de realizar o aproveitamento energético de todo e qualquer material, inclusive os resíduos provenientes dos serviços públicos de manutenção e limpeza das cidades e que para os aterros sanitários sejam encaminhados apenas os rejeitos após esse aproveitamento (BRASIL, 2010; FONSECA; BARCIA; VEIGA, 2021). Ainda que os resíduos de poda de árvores sejam materiais biodegradáveis, não inertes e com classificação IIA segundo a NBR 10004 que trata sobre a classificação destes resíduos, esses materiais trazem consigo o desafio diante do alto volume de resíduos gerados durante esse processo, o que ocasiona um aumento dos resíduos enviados aos aterros sanitários (ABNT, 2004).

Embora a PNRS tenha sido sancionada no ano de 2010, anteriormente, alguns estados brasileiros, preocupados com a destinação e tratamento de seus resíduos, elaboraram leis com a intenção de assegurar que os resíduos tivessem a melhor solução. O primeiro estado brasileiro a apresentar uma Política Estadual de Resíduos Sólidos foi o estado de Pernambuco (Lei Estadual nº 12.008) em 2001, seguido de Rondônia (Lei Estadual nº 1.145) em 2002, e Santa Catarina (Lei Estadual nº 13.557) em 2005 (CORTEZ, 2011).

Apesar destas políticas estarem vigentes há alguns anos, ainda é persistente uma obscuridade acerca da quantidade exata do material gerado e o seu completo aproveitamento, como é o caso da cidade do Recife. Na Região Metropolitana de Recife (RMR), uma parte dos resíduos gerados (a fração orgânica e parte da poda) na cidade é triturada e transformada em adubos orgânicos (por compostagem), utilizados na manutenção das vegetações da própria cidade. Devido ao grande volume gerado (3.332 toneladas por dia de RSU na RMR), apenas uma pequena fração é utilizada para compostagem e o restante é encaminhado para os aterros sanitários de Igarassu-PE (CTR Igarassu) e da Muribeca-PE (CTR Candeias). Embora exista uma política de aproveitamento dos resíduos de poda, é necessário ampliar a utilização destes materiais e aplicá-los como insumo para o seu completo aproveitamento (CORTEZ, 2011; TAVARES, 2018), aumentando a vida útil dos aterros.

Esse material, quando destinado à compostagem e devido ao elevado índice de vazios nos resíduos de poda triturados, há um melhoramento na qualidade das trocas gasosas entre o montante das leiras e o meio, além do aumento de nutrientes necessários para o melhor desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela produção do composto orgânico. A aplicação desses materiais para produção de composto orgânico apresenta-se como uma alternativa eficiente, visto que o material é um excelente condicionador para o solo, colaborando assim para a melhoria no desenvolvimento das vegetações (MANGUEIRA; GOMES, 2019; NEVES, 2019; SILVA; CORDEIRO; ROCHA, 2022).

Além da produção de composto com o uso desses resíduos, estudos avaliam a aplicação desses materiais também para produção de biocarvões e dendrocombustíveis (DA SILVA et al., 2021), como insumo para produção de telhas (GROHMANN; PROSPERI; MENCONI, 2020), na produção de energia elétrica (BRAND; JACINTO, 2020); e atuação contra cepas alimentares multirresistentes, visto suas propriedades antimicrobianas e antibiofilme (ORTEGA-VIDAL et al., 2022). A aplicação da biomassa presente nos resíduos de poda possibilita a economia circular, uma vez que há a sua otimização, propiciando desta maneira o desenvolvimento econômico e a ciclagem do carbono para o solo. Promover a valorização e reinserção destes resíduos nas cadeias de produção apresenta-se como uma alternativa em potencial para o atendimento de demandas energéticas (MARTINS, 2013; GONÇALVES; MOURA; TEIXEIRA, 2021). Destaca-se que no uso de resíduos de poda em gaseificadores, além da produção de gás combustível, que se acoplado à um moto gerador permitirá a produção de energia, o resíduo desse processo será o biocarvão, além do bio óleo (PESSÔA et al, 2019).

2.3 BIOCARVÃO

O Biocarvão é um material sólido rico em carbono derivado da decomposição térmica, seja ela por meio de pirólise ou gaseificação, a partir de diversas fontes, como: esterco, lodo de esgoto e resíduos de biomassa lignocelulósica, entre outras. O processo de formação desses materiais ocorre sob condições limitantes de oxigênio e em temperaturas relativamente baixas (200-700°C). Esses biocarvões apresentam propriedades que tornam sua aplicação eficaz em diversas áreas, como: condicionante de solo, biorremediação, biocompósito, bioenergia e sequestro de carbono.

Quanto à estrutura dos biocarvões, os mesmos são usualmente constituídos por estruturas aromáticas amorfas resultantes da conexão aleatória de folhas cristalinas

(CASTILLA-CABALLERO et al., 2020; TRAZZI et al., 2018; LEHMANN; JOSEPH, 2009; BOURKE et al., 2007). Lehmann (2007) ainda reitera que a bioenergia dos subprodutos originados no processo de pirólise desses insumos, apresenta potencial para substituição de combustíveis fósseis.

As propriedades químicas e características estruturais do biocarvão variam amplamente, de acordo com o processo realizado para queima, bem como das peculiaridades do processo, como: tipo de reator utilizado, temperatura, tempo de residência, taxa de aquecimento, quantidade de oxigênio disponível, tipo e granulometria da biomassa utilizada (TRAZZI et al., 2018; NÓBREGA, 2011; MORALES, 2010). O tipo de biomassa, por sua vez acaba sendo um dos principais condicionantes das propriedades do biocarvão produzido. Isso ocorre pois os materiais de partida possuem peculiaridades em relação a seus componentes e suas respectivas proporções, dando ao produto características particulares quando pirolisado (ROCHA et al., 2003).

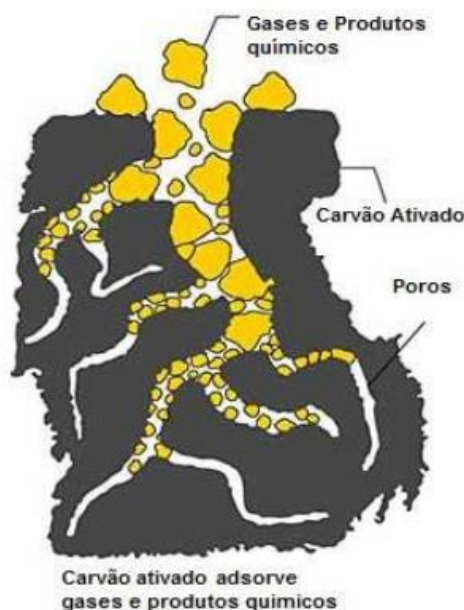
Nos últimos anos tem se intensificado o aproveitamento de resíduos agrícolas para a produção de adsorventes, devido ao fato de serem materiais extremamente renováveis e em abundância. Outro fator relevante na utilização desses resíduos para produção de biocarvão está relacionada com propriedades específicas, que por sua vez acabam qualificando-os como adsorventes em potencial (FARIA et al., 2004; NAKAGAWA et al., 2004; CHEN et al., 2007). Biocarvões produzidos a partir de biomassa possuem, geralmente, como características principais: elevada área superficial, estrutura e distribuição de poros favoráveis, bem como apresentam uma superfície com grupos funcionais e componentes minerais em abundância. Estes fatores possibilitam a aplicação destes adsorventes em diversas áreas ambientais, como a remoção de poluentes e metais em soluções aquosas e para armazenamento de gases. O biocarvão apresenta características semelhantes às encontradas em carvões ativados comerciais, que são os adsorventes mais comumente empregados para remoção de impurezas e contaminantes presentes em diferentes matrizes ambientais (NAHIL; WILLIAMS, 2012).

2.3.1 Carvão ativado e suas características adsorptivas

O biocarvão ativado também é um material carbonáceo e durante o seu processo de formação são utilizados materiais carbonosos como fontes de precursores para realizar a sua ativação. Dependendo do tipo de matéria-prima utilizada, do tipo (térmica ou química) e do agente aplicado para realizar a ativação, além das condições de contorno, como temperatura e

concentração dos reagentes químicos, há uma tendência de formação de carvões com propriedades particularmente distintas (KALDERIS; PARASKEVA; DIAMADOPOULOS, 2008). Os carvões ativados possuem estrutura cristalina, extensa área superficial essencialmente apolar, que pode variar a depender da sua oxidação. Esses carvões ainda são materiais extremamente porosos, com distribuição de tamanhos diversificada. A porosidade dos mesmos é comparada a uma rede de túneis que se ramificam em canais menores, conforme ilustrado na Figura 3 (CRUZ et al., 2018; GONZÁLEZ-GARCÍA, 2018; CLAUDINO, 2003; RUTHVEN; 1984). Na literatura científica há diversos relatos de materiais utilizados para a produção de carvões ativados. Em função da sua finalidade, é possível definir qual melhor material se adequará, de acordo com suas características físico-químicas, textura, microestrutura e propriedades de adsorção, assim como a melhor metodologia de produção (ABIOVE, 2015; YAHYA; QODAH; NGAH, 2015; MOHAMED; MOHAMMADI; DARZI, 2010; IOANNIDOU; ZABANIOTOU, 2007).

Figura 3 - Processo de adsorção de gases e produtos químicos pelo carvão ativado



Fonte: SOUZA (2019).

O processo de ativação do carvão ocorre fundamentalmente em duas etapas. Inicialmente é realizada a pirólise do material, com o intuito de promover reações de degradação térmica a temperaturas baixas em um ambiente inerte e controlado, inibindo assim a combustão completa. Nessa fase há a remoção de componentes voláteis e gases (CO , CO_2 , CH_4 e H_2). Na etapa seguinte é realizada a ativação do material, que pode ser por método físico

ou químico. No método físico, há a gaseificação parcial, onde há um tratamento térmico com a aplicação de um fluxo de CO₂ ou vapor de água em temperaturas na faixa de 700 a 1000°C (GUILHEN et al., 2019; SCHETTINO JR, 2004). Na ativação química, utilizam-se agentes químicos (ácidos, bases ou sais) como: AlCl₃, CO₂, H₃PO₄, H₃BO₃, H₂SO₄, HNO₃, ZnCl₂, NaOH, KOH, KCl entre tantos outros. A grande diferença entre os dois tipos de ativação é que o procedimento de ativação química ocorre em baixas temperaturas e em um tempo reduzido, promovendo assim um carvão com melhor rendimento. Todavia, este segundo processo apresenta um custo maior, associado aos agentes ativantes e a geração de resíduos que precisam ser adequadamente tratados (GONZÁLEZ-GARCÍA, 2018; MACIÁ-AGULLÓ et al., 2004).

A utilização de carvão ativado para adsorção e armazenamento de gases tem se mostrado uma alternativa potencialmente viável. Tal fato pode ser justificado pois, além desses carvões serem obtidos a partir de diferentes resíduos agroindustriais, os mesmos são hidrofóbicos e apresentam estabilidade quando submetidos à condições de umidade, diferentemente de outros tipos de adsorventes físicos, como zeólitas ou MOFs (estruturas orgânicas metálicas) (GONZÁLEZ et al., 2013; GONZÁLEZ-GARCÍA, 2018). Recentemente, tem se intensificado pesquisas que avaliam a produção de carvão ativado com diferentes fontes de biomassa e agentes ativadores. A Tabela 2 apresenta um resumo de pesquisas realizadas para ativação de biocarvões com diferentes agentes ativadores para a adsorção de gases, como CH₄, CO₂ e H₂.

Tabela 2 - Resíduos agroindustriais utilizados como precursores na produção de carvão ativado para adsorção de gases

Biomassa	Agente ativador	Área superficial específica (m²/g)	Gás adsorvido	Referência
Aparas de algodão	-	405,35	CH ₄	Huang et al. (2019)
Caroço de azeitonas	H ₃ PO ₄	1014	CH ₄	Djeridi et al. (2015)
Casca de dendê	ZnCl ₂	870	CH ₄	Arami-Niya; Daud; Mjalli (2010)
Espigas de Milho	KOH	1320	CH ₄	Bagheri e Abedi (2011)
Resíduos de amêndoas	-	154,2	CH ₄	Blanca Pascual et al. (2020)
Resíduos de oliva	-	1,6	CH ₄	Blanca Pascual et al. (2020)
Resíduos de oliva	O ₂	*	CH ₄	Blanca Pascual et al. (2020)
Resíduos de oliva	KMnO ₄	1,2	CH ₄	Blanca Pascual et al. (2020)
Resíduos de tomateiros	-	6,8	CH ₄	Blanca Pascual et al. (2020)
Palha de arroz	-	4,2	CH ₄	Blanca Pascual et al. (2020)
Palha de arroz	KH-570	66	CH ₄	Wu et al. (2020)
Pallets de madeira	-	*	CH ₄	Reddy et al. (2014)
Amido	KOH	1957	CO ₂	Alabadi et al. (2015)
Amêndoa de dendê	CO ₂	167	CO ₂	Nasri et al. (2014)
Casca de amendoim	KOH	956	CO ₂	Deng et al. (2015)
Casca de dendê	KOH	1630	CO ₂	Hoseinzadeh Hesas et al. (2015)
Casca de pinhão	KOH	2207	CO ₂	Deng et al. (2014)
Casca de coco	CO ₂	371	CO ₂	Mukherjee et al. (2019)
Pallets de madeira	-	*	CO ₂	Reddy et al. (2014)
Resíduos de bambu	K ₂ CO ₃	1724	CO ₂	Hameed; El-Khaiary (2008)
Resíduos de madeira	-	388	CO ₂	Wang (2019)
Resíduos de noz	CO ₂	1207	CO ₂	David; Kopac (2014)
Resíduos de Tabaco	HNO ₃	1104	CO ₂	Sha et al. (2015)
Bagaço de laranja	H ₃ PO ₄	1056	C ₃ H ₈	Guerrero-Pérez et al. (2011)
Caroço de azeitonas	-	807	NO ₂	Ghouma et al. (2015)
Resíduos de Palmeira africana	LiOH	1350	H ₂	González-Navarro; Giraldo; Moreno-Piraján, (2014)
Semente de tamarindo	KOH	1785	H ₂	Ramesh; Rajalakshmi; Dhathathreyan (2015)

- ativação não realizada

*não informado

Fonte: A Autora (2024).

Dentre os autores citados na Tabela 2, Deng et al. (2014) apresentaram o maior ganho na ativação química do biocarvão de casca de pinhão. Ao ativar o biocarvão com KOH para adsorção de CO₂ os autores obtiveram uma Área superficial específica de 2207 m²/g. Em relação ao autores avaliados e a adsorção de CH₄, Bagheri e Abedi (2011) apresentaram como resultado da ativação de biocarvão de espigas de milho com KOH uma aumento da área superficial específica de 1320 m²/g, seguido do trabalho de Arami-Niya; Daud; Mjalli (2010) que usaram como biomassa casca de dendê e agente ativador de ZnCl₂ e ganho de área de 870 m²/g.

Durante o processo de ativação química existem algumas diretrizes que precisam ser seguidas. É necessário que a temperatura, o tempo de residência e a taxa de agitação do agente ativador sejam estritamente controlados. Com este controle, é possível dirimir que componentes orgânicos como o alcatrão, naftas e creosotos obstruam os poros do carvão durante o processo de carbonização. Após a impregnação do agente ativador no biocarvão, a mistura é aquecida (400 a 1000°C) em uma atmosfera controlada com ausência de oxigênio. Em seguida o material é resfriado e é realizada uma lavagem para retirada do agente químico utilizado. Durante o processo de aquecimento, o agente atua diretamente na desidratação da biomassa, promovendo a criação de poros com distintos diâmetros e áreas superficiais. Vale salientar que o tamanho dos poros e a área superficial específica são estritamente condicionadas ao agente utilizado e ao processo de carbonização (GONZÁLEZ-GARCÍA, 2018; RUTHVEN; 1984).

A classificação dos poros, segundo Inagaki e Tascon (2006), é realizada de acordo com a sua origem, estado e diâmetro médio. Em relação à origem, os poros podem ser do tipo intraparticulares, quando são do tipo intrínsecos e extrínsecos, e interparticulares, quando são rígidos e flexíveis. Quanto ao estado, os poros podem ser do tipo aberto e fechado, e em relação ao seu tamanho, é possível observar a classificação na Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação dos poros de um carvão ativado

Tipo de poro	Diâmetro (nm)
Ultramicroporos	<0.7
Supermicroporos	0.7-2
Microporos	< 2
Mesoporos	2-50
Macroporos	> 50

Fonte: Adaptado de INAGAKI e TASCAN (2006).

De modo geral, os macroporos atuam principalmente como dutos de transporte e possibilitam a difusão intramolecular do adsorvato (gás ou contaminantes) com os demais poros

do biocarvão. A área superficial específica depende primordialmente da matéria-prima utilizada, do agente ativador, assim como do seu processo de produção. Usualmente os valores de área superficial variam entre 500 até 3000m²g⁻¹ (CENDOFANTI, 2005).

De acordo com dados da OEC (Observatório de complexidade econômica) (2018), no ano de 2018 o Brasil gastou cerca de \$ 46 milhões de dólares com importação de carvão ativado, ficando em 18º entre os maiores importadores do produto no mundo. Esta despesa poderia ser minorada se houvesse um melhor aproveitamento dos resíduos gerados no nosso país, possibilitando a sua reutilização como fonte de matéria-prima para a produção desses materiais. Como exemplo, tem-se o aproveitamento energético dos resíduos gerados pelo consumo de açaí na região Norte do país.

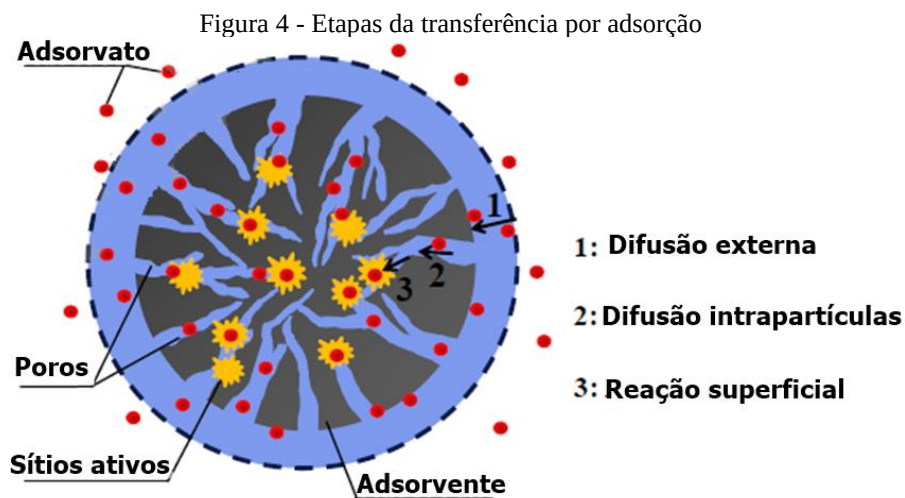
Diante da possibilidade de produção de carvão ativado a partir de resíduos agroindustriais associado às suas características, que promovem uma elevada eficiência adsorptiva, a aplicação de carvão ativado para adsorção de poluentes, tem se mostrado uma alternativa viável e de baixo custo. Todavia, vale destacar que para garantir a eficácia e escolha do melhor tipo de carvão ativado para cada fim, além do processo de caracterização é necessário que haja uma análise minuciosa a respeito dos processos adsorptivos, de modo que haja um entendimento na determinação dos modelos cinéticos e de equilíbrio (HAJATI; GHAEDI; YAGHOUBI, 2015; DING et al., 2014; LARGITTE; PASQUIER, 2016).

2.4 FUNDAMENTOS DA ADSORÇÃO: CAPACIDADE DE ADSORÇÃO DE BIOCARVÕES

A adsorção é um fenômeno que ocorre na superfície de um material e consiste em um processo de transferência de massa. Neste processo é analisada a capacidade de alguns materiais sólidos (adsorvente/adsorbente) de concentrar e reter na sua superfície íons ou moléculas (adsorvato/adsorbato) existentes em uma fase fluida, seja ela líquida ou gasosa (RUTHVEN, 1984). Segundo Quesada et al. (2019) e Wang e Guo (2020), esse processo de transferência de massa acontece fundamentalmente em três etapas:

- Etapa 1 - Difusão externa: nesta primeira etapa, compreendida como a fase inicial, ocorre o transporte do adsorvato que está presente na fase fluida (líquida ou gasosa) para a superfície externa do adsorvente. O grande impulsionador, a força motriz, para que o ocorra o transporte é associada principalmente pela diferença de concentração entre a solução e a superfície adsorvente.

- Etapa 2 - Difusão intrapartículas: neste estágio há o transporte do adsorvato que estava presente na superfície para a parte interior do adsorvente, mais precisamente nos seus poros.
- Etapa 3 - Reação superficial: Esta etapa tem como característica ser a fase mais rápida durante todo o processo de adsorção. Neste estágio há fixação do adsorvato presente nos poros da superfície do adsorvente. A Figura 4 esquematiza as etapas de transferência de massa.



Fonte: Adaptado de WANG; GUO (2020).

O modo como ocorrerão as interações entre adsorventes e adsorvatos vai depender fundamentalmente das forças presentes e atuantes na superfície. Sendo classificadas em dois tipos: a adsorção física (fisissorção) ou adsorção química (quimissorção) (NASCIMENTO et al., 2014).

O que caracteriza uma interação física é o modo como ocorre a ligação do adsorvato à superfície do adsorvente, neste tipo de interação há apenas o envolvimento de forças de van der Waals, que por sua vez são definidas como forças relativamente baixas. O calor da adsorção, que é a energia para que os adsorventes consigam realizar as interações, é extremamente baixo, sendo um processo bem comum em adsorção de gases em materiais adsorventes, como o biocarvão (RUTHVEN, 1984; ABD et al., 2020). Avaliando termodinamicamente o processo de fisissorção tem como característica uma natureza exotérmica e o calor envolvido é em geral em torno de 5 a 10 kcal/mol. Devido a estas taxas, esse calor é usualmente comparado ao calor de condensação/vaporização. Outra particularidade relevante desse processo é a estabilidade

que esse tipo de adsorção promove, além de ser um processo de caráter reversível (NASCIMENTO et al., 2014; ABD et al., 2020).

Já a quimissorção apresenta em sua superfície interações fortes e altamente específicas, ocorrendo exclusivamente em locais intraespecíficos, denominados de sítios ativos (FILHO; ROLLEMBERG; LIMA, 2020). Por ser do tipo localizada, haverá adsorção química apenas se as moléculas e íons presentes na solução porventura sejam capazes de ligar a estes sítios. Nesse tipo de adsorção há a transferência de elétrons entre o adsorvato e a superfície sólida do adsorvente, ocasionando a necessidade de um calor de reação mais alto, justificando assim a ocorrência da quimissorção em altas temperaturas. Avaliando termodinamicamente, a quimissorção possui um calor de adsorção na ordem do calor de reação, em torno de 15 a 20kcal/mol (RUTHVEN, 1984; NASCIMENTO et al., 2014; ABD et al., 2020).

No mercado existem diversos tipos de materiais adsorventes. Estes podem ser do tipo naturais ou sintéticos, sendo a principal diferenciação dos mesmos a sua composição, entre materiais orgânicos (possuem carbono em sua constituição) e inorgânicos (FANG et al., 2010). Devido à particularidades de renovabilidade e possibilidade de utilização de biomassa para produção de adsorventes, os materiais orgânicos têm se mostrado como potenciais adsorventes. Dentre estes, destacam-se: os nanomateriais, onde os MOFs e grafenos são exemplos; as cinzas volantes; as resinas orgânicas e por fim os carvões ativados e os biocarvões. Este último tem ganhado destaque nos últimos anos devido às suas inúmeras aplicações, sustentabilidade e eficiência (ARVELOS, 2019; BEDIAKO et al., 2020; DA SILVA et al., 2021; FILHO; ROLLEMBERG; LIMA, 2020; FRAGA et al., 2022).

Nos últimos anos têm se intensificado a utilização de biocarvões como material adsorvente, uma vez que os mesmos têm apresentado como alternativa eficaz e de baixo custo (ROCKER et al., 2019). No entanto, existem alguns critérios que precisam ser seguidos para garantir que a biomassa a ser utilizada seja capaz de produzir um adsorvente eficiente. Entre esses critérios destacam-se: (I) que o processo para produção do biocarvão tenha um baixo custo e que este material possa ser reaproveitado posteriormente; (II) que características específicas como tamanho, forma, quantidade de poros e área superficial específica devam ser analisadas criteriosamente para designar o biocarvão adequado para o uso em questão e (III) é necessário que a captação e retenção do adsorvato presente na fase fluida ocorram de maneira ativa e eficiente (VOLESKY, 1987).

O processo de adsorção está intimamente relacionado com a área disponível, natureza química e quantidade do material adsorvente, bem como outros fatores, tais como pH,

temperatura da solução, os grupos funcionais da superfície, a termodinâmica de adsorção, tempo de contato e o modo como ocorre a interação entre adsorvente e adsorvato (GONÇALVES JUNIOR et al., 2016; DIAS et al., 2019). Segundo Gonzáles-Garcia (2018) todos estes fatores devem ser avaliados criteriosamente, uma vez que cada biocarvão ativado apresenta comportamento e características distintas diante de adsorvato. O Quadro 1 apresenta um resumo dos principais fatores que influenciam o processo de adsorção.

Quadro 1 - Fatores que influenciam o processo de adsorção e suas características

Fator	Característica
Área superficial	Este parâmetro é determinante para avaliação do desempenho do material adsorvente, uma vez que o processo de adsorção ocorre em superfícies. Desta forma, quanto maior for a área de superfície, que tem relação direta com as estruturas porosas presentes no adsorvente, mais intenso será do processo de adsorção (NASCIMENTO et al., 2014; DE SOUZA et al., 2019).
Temperatura	Este fator está relacionado diretamente com a cinética de adsorção. À medida que há o aumento da temperatura, há um acréscimo na difusividade entre as moléculas e íons do adsorvato. Isso é possível pois a temperatura está fundamentalmente relacionada com a viscosidade do meio fluido. Sendo assim, ao aumentar a temperatura, há um acréscimo na capacidade de adsorção e entre adsorventes e adsorvatos, alterando as condições de equilíbrio (DOĞAN et al., 2006).
Natureza do adsorvente	A capacidade e taxa de adsorção de um adsorvente estão intimamente ligadas às suas características intrínsecas como: tipo de biomassa, temperatura de pirólise, se o material foi submetido a algum processo de ativação, grupos funcionais presentes na superfície, área superficial específica, tamanho dos poros, entre outros (DOMINGUES, 2005; YANG et al., 2020).
Natureza do adsorvato	Em relação ao adsorvato existem três fatores preponderantes: tamanho do íon/molécula, concentração inicial e a sua polaridade. A concentração inicial é indicativo da quantidade de adsorvato disponível na solução; o tamanho do íon/molécula é um fator limitante ao transporte entre as partículas, partículas maiores terão uma dificuldade maior para serem transportadas; a polaridade, dará indício se o adsorvato em questão terá mais afinidade com a fase fluida ou com o adsorvente (DOMINGUES, 2005; MURTHY et al., 2020).
pH e ponto de carga zero (PCZ)	A determinação destes parâmetros é fundamental pois seu conhecimento permite determinar a capacidade e a extensão de adsorção do adsorvente e o grau de ionização das moléculas do adsorvato. Esses fatores são decisivos nas interações entre adsorvente e adsorvato, ou seja, à medida que há um aumento do valor do pH há um acréscimo na capacidade de adsorção do material; soluções com pH baixo desfavorecem o processo de difusão (DOĞAN et al., 2006; NASCIMENTO et al., 2014; MURTHY et al., 2019)

Fonte: A Autora (2024).

2.4.1 Cinética de adsorção

Para garantir a eficiência da adsorção, principalmente com o uso de biocarvões, é necessário que estudos sejam realizados para melhor compreensão de como ocorrem as interações entre os adsorvatos que estão na fase fluida com a superfície adsorvente. Para isso, o estudo da cinética de adsorção, que verifica o progresso da adsorção em função do tempo, é fundamental para determinar o desempenho e mecanismos de transferência de massa entre estes materiais (NASCIMENTO et al., 2014). Com o estudo da velocidade é possível projetar modelos e sistemas de adsorção de modo que haja o detalhamento do processo cinético, em conjunto com a informação do tempo necessário para que ocorra o equilíbrio, promovendo assim a elevada eficiência (QIU et al., 2009).

Para melhor compressão do processo de adsorção, bem como para ajuste e especificação de dados obtidos experimentalmente, utilizam-se modelos matemáticos. Tais modelos são comumente empregados para descrever o comportamento cinético e as interações de equilíbrio em um sistema sólido-fluido (AHMAD; HAMEED, 2010; QUESADA et al., 2019). Entre os modelos matemáticos têm-se: Elovich, Difusão intrapartículas e os mais amplamente utilizados, que são os de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem (GONÇALVES JUNIOR et al., 2016; ROCKER et al., 2019).

- **Modelo de pseudo-primeira ordem**

O modelo de pseudo-primeira ordem é um modelo matemático, proposto por Langmuir, que avalia as taxas de adsorção e dessorção em um dado sistema entre sólido e uma fase fluida. Este modelo é baseado em relação ao processo de como sucede a transferência do soluto e isto é avaliado em ao longo do tempo, assim como deve-se atentar a velocidade de remoção do adsorvato em questão. (OZTURK & KAVAC, 2005; QIU et al., 2009; WANG; GUO, 2020). Na Equação (1) apresenta o modelo de pseudo-primeira ordem na sua forma diferencial.

$$\frac{\partial q}{\partial t} = K_1 \cdot (q_e + q_t) \quad (1)$$

Em que:

K_1 : constante cinética da taxa de adsorção de pseudo-primeira ordem;

q_e (mg.g⁻¹): quantidade de adsorvato retido no adsorvente em termos de unidade de massa;

q_t (mg.g^{-1}): quantidade de adsorvato adsorvido em termos de unidade de massa em um determinado tempo t (min).

Integrando a Equação (1) para as condições de contorno $t = 0$ a $t = t$ e $q = 0$ a $q = q_t$, tem-se portanto a Equação (2);

$$q_t = q_e \cdot (1 - e^{-k_1 t}) \quad (2)$$

- **Modelo de pseudo-segunda ordem**

O modelo de pseudo-segunda ordem é descrito por Ho e Mckay (1999), onde também é avaliada a capacidade de adsorção do adsorvente em um determinado tempo (WANG; GUO, 2020). Nesse modelo são avaliadas as trocas de elétrons entre adsorvato e adsorvente por meio de forças de valência (ROCKER et al., 2019). Na Equação (3) é representado o modelo de pseudo-segunda ordem na sua forma diferencial.

$$\frac{\partial q}{\partial t} = K_2 \cdot (q_e - q_t)^2 \quad (3)$$

Em que:

K_2 : constante cinética da taxa de adsorção de pseudo-segunda ordem ($\text{g.mg}^{-1}.\text{min}^{-1}$).

Integrando a Equação (3), para as condições de contorno $t = 0$ a $t = t$ e $q = 0$ a $q = q_t$, tem-se, portanto, a Equação (4);

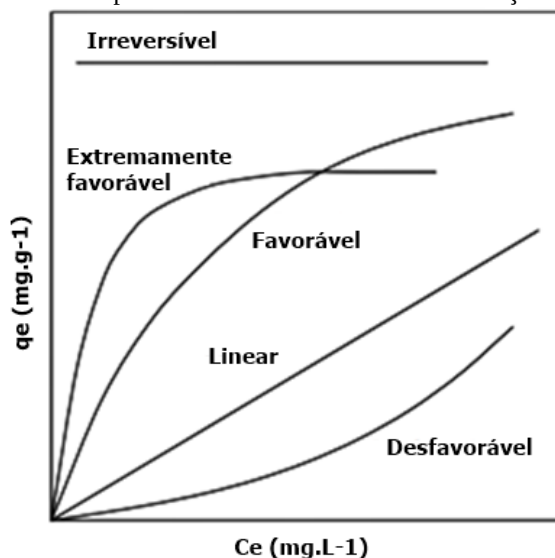
$$q_t = \frac{K_2 \cdot q_e^2 \cdot t}{1 + (q_e K_2 t)} \quad (4)$$

2.4.2 Isotermas de adsorção

Para analisar o processo de adsorção é necessário que seja realizado um estudo de equilíbrio, sendo este a etapa mais importante para a sua compreensão. Nesse estudo são aplicadas isotermas de adsorção, que são equações de equilíbrio utilizadas em condições de temperaturas constantes, com a finalidade de fornecer detalhes acerca das características dos

materiais utilizados. Este estudo, objetiva estabelecer uma relação entre as concentrações do adsorvato na fase fluida (C_{eq}) com quantidade/capacidade de adsorvato retido (q_e) (KUMAR; SIVANESAN, 2007; DABROWSKI, 2001; QUESADA et al., 2019). As isotermas de adsorção são a representação gráfica dessas concentrações e o seu formato designa se o processo ocorrerá de forma satisfatória ou não (MCCABE et al., 1993). As formas típicas dessas isotermas são representadas na Figura 5.

Figura 5 - Exemplos de formas de isotermas de adsorção



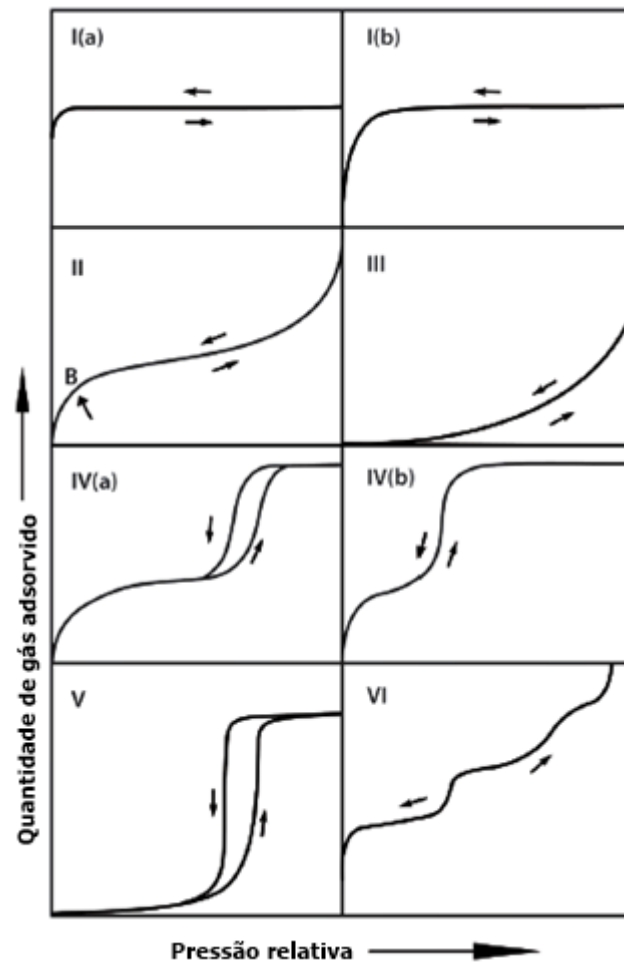
Fonte: Adaptado de McCABE et al. (1993).

De acordo com McCabe et al. (1993), a Isoterma Linear indica que há um equilíbrio entre a concentração do adsorvato com a quantidade de soluto adsorvido; é possível constatar que ambos apresentam uma taxa de variação proporcional. Na Isoterma Favorável e na Extremamente Favorável é possível constatar que não são necessárias grandes concentrações de adsorvato para que o mesmo fique retido no adsorvente. Essas isotermas têm como características serem otimizadas, uma vez que é possível perceber uma capacidade de remoção elevada mesmo para baixas concentrações. Na Isoterma Desfavorável a remoção do adsorvato só ocorrerá a altas taxas de concentração, caracterizando o processo insatisfatório. Por último, na isoterma Irreversível a variação da taxa de concentração não tem relação com a quantidade de adsorvato.

Para o estudo das isotermas de fisissorção e dessorção em uma condição de equilíbrio entre gás-sólido, é recomendado que a apresentação dos dados das isotermas sejam fornecidos em termos de quantidade de gás adsorvida em relação a pressão relativa de equilíbrio, obtidos em temperatura constante. As isotermas são classificadas e diferenciadas em seis tipos, onde é

possível obter informações a respeito das características e propriedades dos adsorventes e adsorvatos (THOMMES et al., 2015). Estudos de isotermas de adsorção com nitrogênio ou gás carbônico são utilizados para a caracterização da estrutura dos adsorventes, mesmo que sua aplicação seja líquido-sólido. A Figura 6 indica as diferentes formas de isotermas.

Figura 6 - Classificação das isotermas de fisissorção

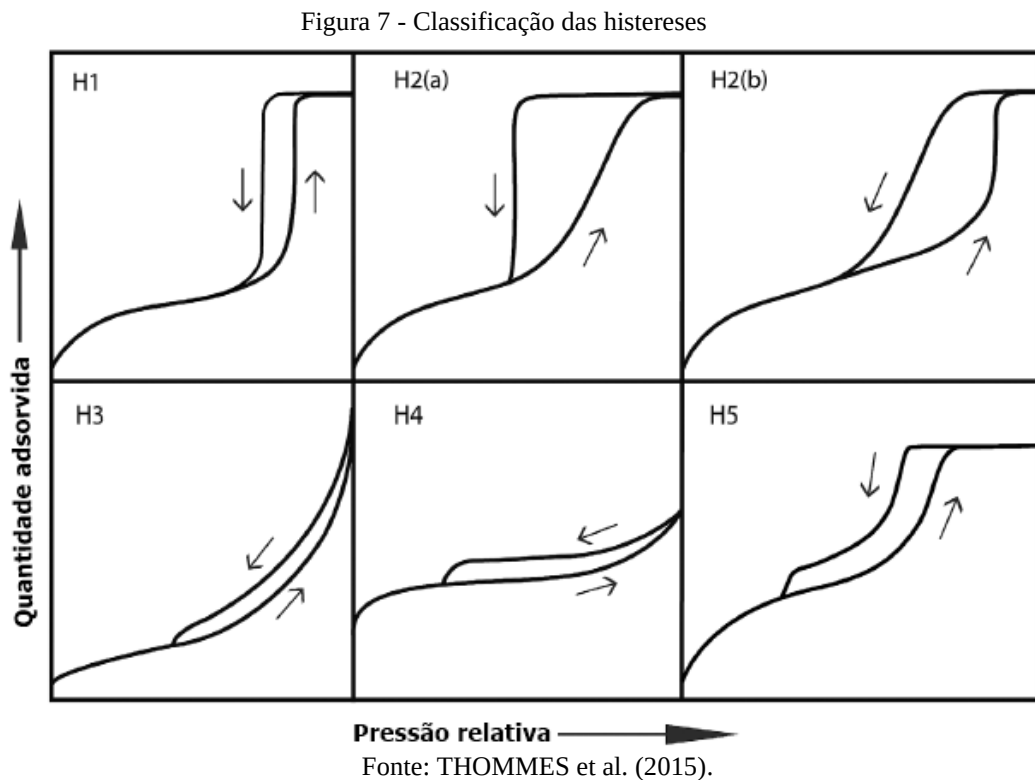


Fonte: THOMMES et al. (2015).

As isotermas do tipo I são do tipo reversíveis e comuns predominantemente em sólidos com microporos. Em I (a) têm-se materiais com microporos estreitos, e largura inferior a 1nm, enquanto a I (b) possui microporos mais largos, de largura entre 2,5nm, colaborando para a concavidade da isoterma. O tipo II é comum em substâncias com ausência de poros ou do tipo macroporosas, justificando uma isoterma com uma curvatura mais gradual. Nessa isoterma o ponto B é a referência se a adsorção ocorre em uma monocamada ou Freundlich. Apesar do tipo III assemelhar-se com o tipo II, no tipo III não é possível observar a formação de uma monocamada, desta forma a adsorção acontece exclusivamente em multicamada. As isotermas

do tipo IV são comuns em sólidos mesoporosos. O tipo IV (a) apresenta mesoporos com largura maior e o tipo IV (b) ocorre em mesoporos de largura menor, possibilitando que o processo seja reversível assim como no tipo I. A isoterma de adsorção do tipo V é comum em adsorventes com mesoporos e tem como característica que as interações entre adsorvente e adsorvato são relativamente baixas. É possível constatar que tanto na isoterma tipo IV (a) como na tipo V há histerese. A isoterma do tipo VI tem como característica ser do tipo reversível e acontece em superfícies uniformes com a ausência de poros (THOMMES et al., 2015).

Para melhor analisar as características dos poros assim como o processo de adsorção, Thommes et al. (2015) propuseram um estudo mais detalhado a respeito das diferentes formas de histerese que estes materiais poderiam apresentar. Na Figura 7 é possível observar os 6 tipos de histereses possíveis.



A histerese H_1 está principalmente relacionada à materiais que apresentam uma condensação do tipo atrasada no processo de adsorção, e isto é justificado pelo aspecto íngreme e estreito representado no gráfico. Este tipo de histerese é comum em materiais que apresentam mesoporos do tipo uniformes e de carbonos, como as sílicas modeladas. A histerese H_2 é comum em estruturas de poros que apresentam uma maior complexidade, onde há uma maior atuação dos efeitos de rede. Nesse tipo de histerese há uma subdivisão, onde H_2 (a) apresenta

um aspecto íngreme na faixa de dessorção e este fenômeno pode estar associado a um processo de cavitação, que por sua vez acaba propiciando uma evaporação induzida. Já em H_2 (b) é possível observar uma distribuição com maior proporcionalidade ao longo da histerese. Em H_3 é possível verificar na adsorção uma semelhança com a isoterma tipo II e este tipo de histerese é comum em alguns materiais macroporosos e em alguns tipos de argilas. A histerese H_4 possui semelhanças com as isotermas do tipo I e II e assim como nas histereses H_3 e H_5 , é possível verificar que na dessorção há uma acentuada atenuação. Dentre as demais histereses, a do tipo H_5 é a mais atípica e está associada a materiais com mesoporos abertos, como as sílicas do tipo hexagonal (THOMMES et al., 2015).

Existem diversos tipos de isotermas de equilíbrio e possíveis histereses e consequentemente, diversos tipos de possíveis interpretações para o processo de adsorção. Como forma de tentar auxiliar na interpretação dos dados obtidos experimentalmente, são aplicados modelos matemáticos para tentar descrever como ocorrem as interações entre adsorventes e adsorvatos. Dentre estes modelos, tem-se Langmuir, Freundlich e Langmuir-Freundlich, também conhecido como Sips, sendo os modelos de Langmuir e Freundlich os mais aplicados (QUESADA et al., 2019).

- **Modelo de Langmuir**

O modelo de Langmuir considera que a adsorção ocorre em uma determinada monocamada na superfície do adsorvente e todo o processo ocorre em sítios ativos idênticos, com a mesma energia de adsorção (DE SOUZA et al., 2019; QUESADA et al., 2019). Este modelo de isoterma é usualmente aplicado para determinar a capacidade de adsorção de diferentes tipos de adsorventes (MURTHY et al., 2020). A representação linear deste modelo é expressa na Equação (5).

$$q_e = \frac{q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (5)$$

Em que:

q_m (mg/g): capacidade máxima de adsorção;

C_e (mg/L): concentração de equilíbrio;

K_L (L/mg): constante da isoterma de Langmuir.

- **Modelo de Freundlich**

O modelo de Freundlich é usado para descrever superfícies de adsorventes com superfícies heterogêneas e, diferentemente do modelo de Langmuir, no modelo de Freundlich a adsorção ocorre em multicamadas (BEDIAKO et al., 2020; MURTHY et al., 2020). A Equação (6) representa este modelo de isoterma.

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (6)$$

Em que:

K_F (g/mg.min): constante da isoterma de Freundlich;

$1/n$: parâmetro adimensional que está relacionado com a heterogeneidade da superfície do adsorvente.

- **Modelo Langmuir-Freundlich**

O modelo Langmuir-Freundlich, também conhecido como Sips é o modelo que apresenta uma junção entre os modelos propostos por Langmuir e Freundlich, sendo possível analisar a adsorção tanto em monocamadas como em multicamadas (BEDIAKO et al., 2020). A Equação (7) apresenta esse modelo.

$$q_e = \frac{q_m \cdot K_s \cdot C_e^n}{1 + K_s \cdot C_e^n} \quad (7)$$

Em que:

K_s (L/mg): constante da isoterma de Langmuir-Freundlich;

n : parâmetro adimensional que está relacionado com a heterogeneidade da superfície do adsorvente.

2.5 SISTEMAS DE COBERTURA FINAL EM ATERROS SANITÁRIOS: CAMADAS OXIDATIVAS

O crescimento populacional está intimamente relacionado com o aumento do consumo de insumos e, conseqüentemente, com a produção de resíduos. Avalia-se que este crescimento populacional, assim como o aumento da renda *per capita*, associados às mudanças no estilo de

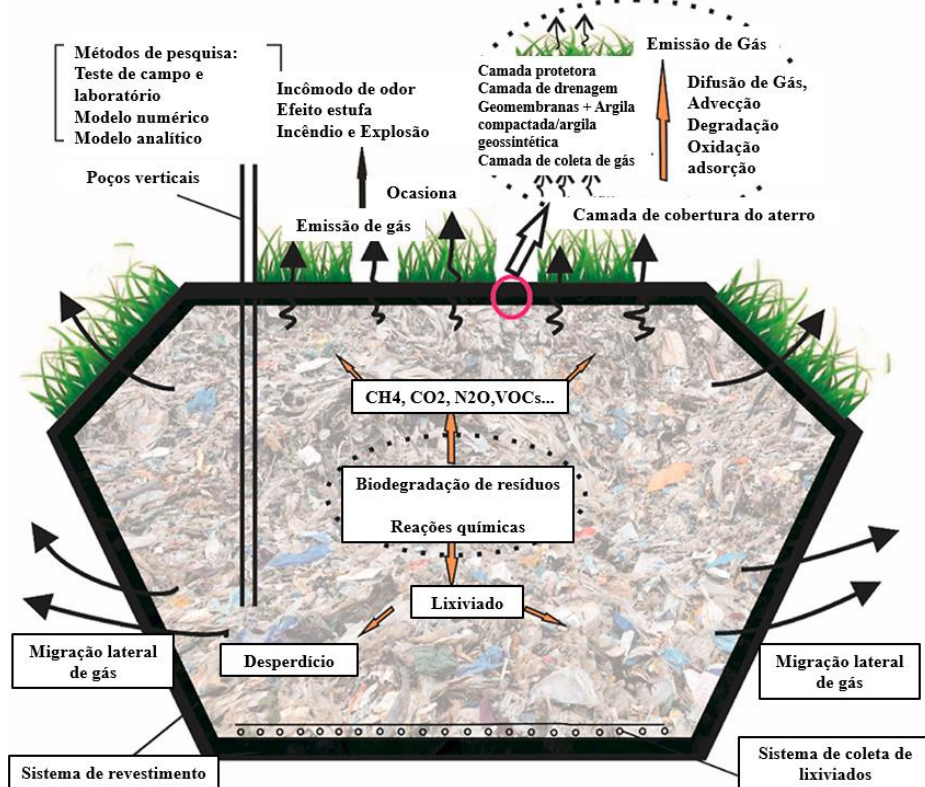
vida, estejam relacionados com o acréscimo da geração de resíduos, que aumenta cerca de 8% ao ano no mundo (REZAEISABZEVAR; BAZARGAN; ZOHOURIAN, 2020). Diante desta geração crescente de resíduos, é necessário pensar em alternativas eficazes e sustentáveis para o seu aproveitamento, formas de tratamento e disposição. Os aterros sanitários ainda são a principal alternativa para destinação de resíduos sólidos urbanos, principalmente no Brasil. Para o tratamento e decomposição destes resíduos em aterros sanitários, os mesmos passam por processos físicos, químicos e biológicos, em um ambiente anaeróbio, apresentando como subprodutos o lixiviado e o biogás (BIAN et al., 2019; COSTA et al., 2018; TA; HOANG, 2020).

O biogás que é gerado no aterro sanitário devido ao processo de biodegradação anaeróbia dos resíduos orgânicos, está entre uma das principais fontes antropogênicas de emissão de gases que colaboram para o efeito estufa. Este biogás tem em sua composição cerca de 40-45% de dióxido de carbono (CO_2) e 55-60% de metano (CH_4) (ZHANG, WANG E CHEN, 2020; FENG et al., 2019). O metano representa a principal preocupação relacionada a emissão deste biogás para a atmosfera, uma vez que o mesmo é um poluente em potencial, cerca de 28-34 vezes mais danoso que o CO_2 , contribuindo assim para o aumento da temperatura no planeta (IPCC, 2013; BIAN et al., 2019). Os aterros sanitários são considerados uma das principais fontes de emissão de gases de efeito estufa. No Brasil, as emissões ocasionadas por resíduos sólidos representaram no ano de 2018 cerca de 91,9 milhões de toneladas de CO_2 lançados na atmosfera (SEEG, 2018; HUANG et al., 2020).

Como forma de minimizar as emissões destes gases para a atmosfera, é necessário que o aterro sanitário funcione como um grande biorreator. O aterro, além de conseguir promover a degradação dos resíduos, deve garantir que não ocorra a difusão destes gases, bem como que a água da chuva não consiga infiltrar, minimizando assim a geração de lixiviado. Desta forma é possível ter um controle e redução de danos ao meio ambiente (COSTA et al., 2018; MAJDINASAB; YUAN, 2017). Para melhorar essa estanqueidade entre o aterro e o meio, é preciso que o mesmo possua um sistema eficiente de drenagem de gases e líquidos, bem como um sistema de cobertura final eficiente. Entretanto, vale salientar que a realização dessa estrutura nem sempre é viável economicamente, principalmente em aterros de pequeno porte onde não há uma geração de CH_4 em quantidade suficiente ou o biogás gerado não apresenta qualidade adequada para o seu aproveitamento energético (ALMEIDA et al., 2017; AHMADI et al., 2020).

Nos aterros sanitários existem basicamente dois tipos de sistemas de cobertura: camadas convencionais, formadas por solos argilosos com geossintéticos e as camadas alternativas, que tem como base da sua constituição materiais compostados ou outros resíduos ricos em matéria orgânica (CHAI; PRONGMANEE, 2020; HUANG et al., 2019). Uma forma de mitigar as eventuais emissões fugitivas destes gases para a atmosfera, muitos aterros têm associado nas camadas de cobertura alternativas tecnológicas, de modo a tornar estas camadas ambientes biologicamente ativos. Desta maneira é possível viabilizar que essa camada possua uma biota satisfatória para que microrganismos metanotróficos se desenvolvam e, por conseguinte, consigam degradar estes gases, convertendo CH_4 em CO_2 (AHMADI et al., 2020; HUANG et al., 2019; MAJDINASAB; YUAN, 2017). Como exemplo desse tipo de camada de cobertura alternativa tem-se as camadas oxidativas, apresentadas na Figura 8.

Figura 8 - Sistema de camadas de cobertura oxidativas em aterros sanitários



Fonte: Adaptado de WANG et al. (2022).

Para garantir a eficácia e trabalhabilidade da aplicação de camadas de cobertura oxidativas, é necessário avaliar de forma concisa como ocorre o processo de oxidação do CH_4 nestes sistemas. De acordo com Lopes et al. (2010) e Feng et al. (2019), o processo de oxidação do metano nessas camadas ocorre por meio de uma reação exotérmica e consiste na conversão do CH_4 na presença de quantidades suficientes de oxigênio (O_2) em subprodutos como: água,

dióxido de carbono, biomassa e matéria orgânica. He et al. (2020) ainda reiteram que, dependendo da concentração de oxigênio disponível, é possível que o carbono presente no metano seja convertido também em álcool metílico, aldeído e ácido fórmico.

Ainda existem alguns requisitos que podem colaborar para o aumento da eficiência no processo de oxidação: (I) é necessário que se tenha microrganismos em quantidade satisfatória para realização do processo; (II) que o solo possua nutrientes e fontes de carbono, para que os microrganismos metanotróficos consigam se desenvolver de forma adequada; (III) é preciso que a camada apresente condições operacionais adequadas de porosidade, textura do solo, grau de compactação, temperatura e teor de umidade (BIAN et al., 2019; FENG et al., 2019; LU et al., 2020; MAJDINASAB; YUAN, 2017). Quanto a questões geotécnicas que colaboram para a eficiência no processo, ao avaliar solos compactados do tipo argiloso e arenoso, Mariano (2008) verificou diminuição no fluxo de gás quando a porosidade estava entre 9 e 13%. Segundo Gebert et al. (2011) camadas que apresentam porosidade aerada abaixo de 11% há dificuldade na difusão dos gases dentro do solo e isso acontece devido a tortuosidade e descontinuidades entre os poros. Para biocoberturas, Huber-Humer et al. (2009) propõe um porosidade aerada mínima de 25%.

O aproveitamento e oxidação do metano é realizado por microrganismos metanotróficos aeróbios, que desempenham esta ação em função da sua morfologia celular e de mecanismos metabólicos. A classificação desses microrganismos é dada em dois grupos, grupo I: formado pela família *Methylococcaceae*; e grupo II: formado pela família *Methylocystis*. Dependendo do tipo de microrganismo presente na camada, é possível obter desempenhos diferentes no processo de oxidação do metano. As bactérias metanotróficas do tipo I apresentam melhor adaptação em ambientes com baixa quantidade de CH_4 e O_2 . Já as do tipo II apresentam melhores resultados em ambientes com altas taxas de CH_4 e baixas concentrações de O_2 . Ambos os tipos de bactérias apresentam aspectos diferentes diante dos subprodutos gerados durante a oxidação e a depender do nível de carbono ou toxicidade do meio, estes microrganismos são capazes de produzir substâncias, como as do tipo poliméricas extracelulares (EPS), para tentar sanar possíveis intercorrências e adequar o ambiente para melhor trabalhabilidade (HE et al., 2020).

Como forma de tentar avaliar a viabilidade de aplicação dessas camadas de cobertura em aterros sanitários, nos últimos anos tem-se intensificado pesquisas com o intuito de analisar a sua eficiência de oxidação quando submetidas a alterações do meio, tais como: mudanças de temperatura, pH, conteúdo de matéria orgânica do solo, precipitações, modificação das

propriedades hidráulicas do solo, entre outros. Por meio de experimentos em escalas piloto, modelos computacionais e em laboratório, é possível simular como estas camadas de cobertura irão responder diante dessas alterações. Na escala laboratorial, estes experimentos são realizados usualmente com o uso de colunas de solo (NI et al., 2020).

Ahmadi et al. (2020) e Feng et al. (2020) utilizaram modelagem numérica para descrever a eficiência de oxidação do metano sob mudanças climáticas e como estas alterações modificavam as interações e mecanismos de difusão dos gases. Por meio de simulações foi possível verificar que quando ocorria um aumento na taxa de injeção e fluxo de metano, as bactérias metanotróficas apresentavam melhor eficiência no processo de oxidação. Majdinasab e Yuan (2017) constataram que a quantidade de matéria orgânica é um fator fundamental para a eficácia na oxidação do metano e que a temperatura e o grau de compactação do solo podem alterar o desempenho dessas camadas. Costa et al. (2018) avaliaram a aplicação de colunas de solo e constataram que a adição de material rico em matéria orgânica promoveu a redução de emissões de gases, principalmente em camadas de cobertura quando submetidas a eventos de precipitação.

Huang et al. (2019; 2020) e Ni et al. (2020) avaliaram a aplicação de biocarvão como fonte de carbono para camadas de cobertura oxidativas. Nestes estudos foi possível constatar, devido às propriedades físico-químicas dos biocarvões quanto a melhoria da biota para os microrganismos, uma eficácia na oxidação do metano, justificando assim a sua aplicação como uma alternativa viável para esses tipos de camadas de cobertura.

2.6 PRODUÇÃO E APLICAÇÕES DE BIOCARVÃO A PARTIR DE RESÍDUOS DE MADEIRA E DE CAROÇO DO AÇAÍ

O biocarvão, que é um material rico em carbono, é um subproduto proveniente da queima da biomassa em condições limitantes de oxigênio (WONG et al., 2019). Dependendo do tipo de biomassa utilizada, assim como do tipo da conversão termoquímica associada, o biocarvão pode apresentar características que favorecem o seu uso em distintas áreas. Suas principais aplicações relatadas pela literatura tem sido: melhoramento de solos, enriquecendo-o com nutrientes; remoção de impurezas e contaminantes; sequestro de carbono e redução de emissão de gases de efeito estufa (LIN et al., 2017; MATUŠTÍK; HNÁTKOVÁ; KOČÍ, 2020; SATO et al., 2020).

Nos últimos anos têm-se intensificado o aproveitamento de biomassa e de resíduos agroindustriais para a produção de biocarvão e aplicação do mesmo em diversas áreas tecnológicas. Diante da grande disponibilidade de resíduos de madeira, Nascimento (2021) propôs a utilização de biocarvões de resíduos de madeira para adsorção de efluentes industriais. No estudo, biocarvões produzidos com o uso de um gaseificador, foram utilizados para tratamento de efluentes têxteis, obtendo êxito na remoção da cor e parte da matéria orgânica do material. Fraga et al. (2022) aplicaram os resíduos de madeira para produção de compósito com óxido de grafeno também no tratamento de efluentes.

Pessôa et al. (2019) também propuseram uma alternativa para o tratamento e remoção de corantes têxteis em água. Os autores avaliaram a aplicação de biocarvão de resíduos de caroço de açaí produzidos por meio de um gaseificador. Como forma de agregar ao material uma maior eficiência, o biocarvão passou por um processo de ativação, tendo o NaOH como agente ativador. Para a ativação, o biocarvão foi colocado em contato com o agente ativador em uma mufla à uma temperatura de 400°C, com um tempo de residência de 1 hora e, em seguida, a temperatura foi elevada até 700°C, onde foi mantido por um período também de 1 hora. Com o processo de ativação, a área superficial específica do material aumentou de 1,94m²/g para 491,90 m²/g, agregando ao biocarvão uma maior capacidade adsorptiva, cerca de 173% maior que o material sem ativação. Para a interpretação dos dados obtidos de forma experimental, Pessôa et al. (2019) utilizaram como modelo matemático a isoterma proposta por Langmuir-Freundlich.

De Souza et al. (2019) avaliaram a aplicação de biocarvão produzido a partir do endocarpo do açaí para remoção de corantes em água e como forma de garantir uma maior eficiência na capacidade de adsorção, foi realizada a ativação do biocarvão com H₃PO₄. Esta ativação foi realizada com o aquecimento do biocarvão com o agente ativador em uma mufla com temperatura de 450°C e tempo de residência de 2 horas. O processo de ativação do biocarvão garantiu que o material obtivesse ao final do processo uma área superficial específica de 990,81m²/g. Para o estudo, foram utilizados os modelos de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem e difusão intrapartículas. De Souza et al. (2019) constataram que para os dados experimentais, o modelo que melhor ajustou-se foi o modelo de Langmuir.

Utilizando açaí para produção de biocarvão, Dias et al. (2019) realizaram a caracterização do material e avaliaram a sua eficiência para a adsorção de cádmio e cobre. No estudo, os autores avaliaram o comportamento do biocarvão quando pirolisado de forma lenta com temperaturas que variaram de 400° a 700°C. Avaliando em termos das propriedades físico-

químicas do material e eficácia, foi constatado que a temperatura de pirólise que biocarvão que apresentou melhor rendimento foi a de 700°C.

Sato et al. (2019) realizaram a produção de biocarvão de caroço de açaí em diferentes temperaturas de pirólise e taxas de permanência e avaliaram suas propriedades físicas, químicas e capacidade de retenção de água. Para isto, os autores produziram biocarvão em um forno artesanal com temperaturas que variaram de 300° a 700°C e analisaram as características dos materiais quando submetidos a diferentes tempos de residência. No estudo foi constatado que a temperatura de pirólise tem maior interferência nas propriedades finais do biocarvão e que o tempo de permanência pouco interfere nas características finais do material. Sato et al. (2019) verificaram que o biocarvão quando pirolisado a 600°C com um tempo de permanência de 60 minutos apresentava uma maior área superficial quando comparado aos demais. Para temperaturas de pirólise entre 300° e 400°C foi constatado que o material apresentava um maior rendimento, no entanto desenvolveu um comportamento hidrofóbico. Por fim, os autores ratificam que, para maior eficiência na produção do biocarvão de resíduos de açaí em muflas, é recomendado que a temperatura de pirólise adotada seja de 500°C, com tempo de residência de 3 horas.

Sato et al. (2020) analisaram a eficiência da aplicação de biocarvão a partir do caroço de açaí produzidos em muflas, com temperatura de pirólise de 300 a 450°C, com um tempo de residência de 9 horas, como condicionantes de solos. Os autores avaliaram o comportamento de misturas de biocarvão em solos arenosos e argilosos do tipo Latossolos Amarelos distróficos, compactadas com 90% de Energia de Compactação de Proctor Normal (EC), armazenadas em estufas por um período de 270 dias. A partir do experimento foi possível constatar que a aplicação do biocarvão em proporções de 20, 40 e 60 g kg⁻¹ possibilitou um aumento no teor de carbono do solo e uma melhoria nas características químicas do solo, proporcionando um aumento nos teores de magnésio, potássio e fósforo.

2.7 APLICAÇÃO DE BIOCARVÕES EM CAMADAS DE COBERTURA

Como visto anteriormente, os aterros sanitários são uma das principais fontes de emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera. Uma maneira de minimizar estes danos é a associação de camadas de cobertura finais que promovam a oxidação destes gases. Nos últimos anos tem-se intensificado a quantidade de pesquisas que avaliam a viabilidade de aplicação de biocarvão, de diferentes fontes de biomassa e diferentes temperaturas de pirólise,

em camadas de cobertura finais do tipo oxidativas de aterros sanitários. As propriedades do biocarvão, como capacidade de retenção de água, porosidade e elevada área superficial específica, por sua vez colaboram para a eficiência do processo de oxidação do metano pelos microrganismos metanotróficos (LU et al., 2020; QIN et al., 2020; HUANG et al., 2019, 2020; WONG et al., 2019; YARGICOGLU; REDDY, 2017a, 2017b).

Avaliando a longo prazo, o biocarvão apresenta ainda como benefício baixas taxas de manutenções, uma vez que o mesmo tem seu processo de biodegradação de forma lenta, agregando ao solo uma melhoria duradoura. Outra característica pertinente da aplicação de biocarvão em camadas de cobertura é a alteração da condutividade hidráulica do solo, sendo cerca de 16 vezes inferior ao de uma camada de cobertura sem biocarvão (NI et al., 2020). Do ponto de vista da logística de um aterro sanitário, a sua aplicação ainda proporciona o crescimento de plantas na superfície, outro importante fator em aterros (NI et al., 2020 YARGICOGLU; REDDY, 2017a).

Um ponto importante que deve ser analisado quando se objetiva aplicar biocarvão em camadas de cobertura é avaliar qual será a biomassa a ser utilizada bem como qual a temperatura de pirólise ideal. Ao analisar o uso de biocarvão de resíduos de madeira em solos, Blanca Pascual et al. (2020) constataram que ao aumentar a temperatura de pirólise ocorria um acréscimo na área superficial, aumentando a taxa de oxidação de metano. No estudo, a melhor oxidação ocorreu para um biocarvão pirolisado a 600°C.

Huang et al. (2019) avaliaram a aplicação de biocarvão de biomassa em camadas de cobertura de um resíduo em abundância na China, que são as aparas de algodão. Os autores verificaram a qual temperatura de pirólise que o biocarvão apresentava melhor desempenho. Para isto, foram realizados experimentos com biocarvões com temperaturas entre 300°C e 600°C. À medida que ocorria um acréscimo de temperatura, o biocarvão apresentava um aumento na área de microporos, sendo o biocarvão de 600°C foi o material com maior área superficial. Entretanto, foi observado que esse aumento na área superficial específica não alterou de maneira considerável a eficiência do biocarvão no processo de oxidação do CH₄. Desta maneira, foi constatado que o biocarvão produzido a uma temperatura de pirólise de 400°C favoreceu o crescimento de bactérias metanotróficas do tipo II, ocasionando assim uma eficiência de oxidação do metano em torno de 46%. A temperatura ótima de 300 a 450°C também foi observada por Ahirwar et al. (2018), De Souza et al. (2019), Ni et al. (2020) e Sato et al. (2020).

Para avaliar como ocorre a taxa de rendimento de oxidação de metano em camadas de cobertura em aterros sanitários após a aplicação de biocarvão, Huang et al. (2019) propuseram que fossem realizadas medições regulares das concentrações destes gases. Para contabilização, os autores, realizaram a aplicação de misturas de solo com biocarvão em reatores que avaliam o potencial bioquímico de metano (*BMP*) como forma de simular as condições de campo e foram propostas as Equações (8) e (9) a seguir:

$$TO_{CH_4} = \frac{(C_0 - C_1) \cdot V \cdot M_{CH_4}}{V_m \cdot m \cdot t} \quad (8)$$

$$MO_{CH_4} = \frac{(C_0 - C_{final}) \cdot V \cdot M_{CH_4}}{V_m \cdot m \cdot t} \quad (9)$$

Em que:

TO_{CH_4} : taxa de oxidação de metano;

MO_{CH_4} : massa de oxidação de metano;

C_0 , C_1 e C_{final} : concentrações de CH_4 dentro dos reatores *BMP* nos dias de medições;

V : volume do recipiente (reator *BMP*), que para o experimento em questão era de 600ml;

V_m : equivale ao volume molar;

M_{CH_4} : massa molar do metano;

m : massa de solo ou mistura de solo com biocarvão em determinado tempo t .

Yargicoglu e Reddy (2017b) realizaram a aplicação de biocarvão de resíduos de madeira em campo e em colunas de solo, e em campo foi constatada uma abundância de microrganismos metanotróficos do tipo I. No experimento foi observado que a presença desse tipo de bactérias metanotróficas foi de cerca de 83 a 99% do total de microrganismos atuantes na degradação do CH_4 e que os mesmos se encontravam em maior quantidade principalmente na fração superior da camada, entre 15 e 45cm. Os autores ainda reiteram que a capacidade de oxidação destes microrganismos é diretamente proporcional a quantidade de metano disponível, ou seja, quanto maior a exposição destes microrganismos ao biogás, maior a taxa de oxidação. Outro fator relevante que contribuiu para a potencial eficiência de oxidação do sistema, que foi entre 60 a 90%, foi a inserção na superfície da camada de uma pequena faixa contendo biocarvão. Esta aplicação favoreceu o sistema, uma vez que agregou uma melhoria na capacidade de retenção

de água da camada e assim colaborou para a eficiência na oxidação do metano (YARGICOGLU; REDDY, 2017a).

Para determinar a taxa de oxidação em colunas de solo, Yargicoglu e Reddy (2017b) e Huang et. al (2020) realizaram ensaios de coluna e a contabilização do rendimento das colunas foram determinadas pelas Equações (10) e (11) a seguir:

$$FsCH_4 = \frac{Q_s \cdot C_s}{A} \quad (10)$$

Em que:

$FsCH_4$: fluxo mássico de metano através da superfície;

Q_s : vazão de saída do gás;

C_s : concentração de saída;

A : área transversal.

$$EfCH_4(\%) = \frac{FsCH_4 - FeCH_4}{FeCH_4} \cdot 100 \quad (11)$$

Em que:

$EfCH_4$: eficiência de remoção de CH_4 ;

$FsCH_4$: fluxo mássico do metano através da superfície de saída da camada;

$FeCH_4$: fluxo mássico do metano através da superfície de entrada da camada.

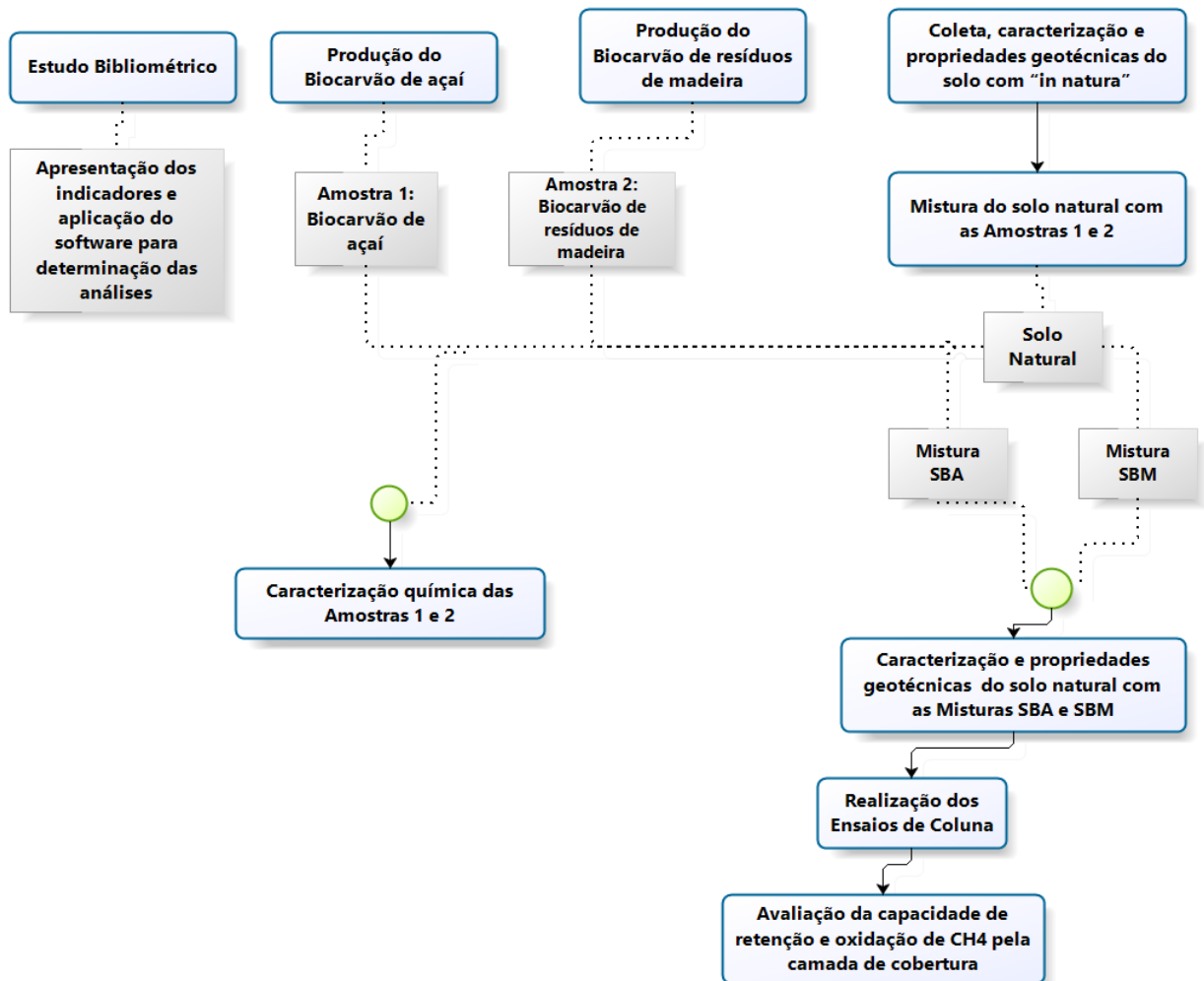
Sabendo que a eficiência de oxidação está diretamente relacionada com a quantidade de biogás disponível, bem como com as propriedades do biocarvão em questão, se faz necessário ter um melhor entendimento acerca da atividade microbiana nestes locais ao longo do tempo. Outro fator pertinente que precisa ser avaliado é se quando submetido às intempéries do meio, como períodos de seca e umedecimento, há alteração no processo de oxidação por parte dos microrganismos atuantes. Com isto, tornam-se indispensáveis estudos que englobem a cinética e capacidade de adsorção do metano pelo biocarvão, bem como qual isoterma melhor descreve os processos de fisissorção e dessorção (LA; HETTIARATCHI; ACHARI, 2019; WANG et al., 2019). Neste contexto, esta pesquisa apresenta como uma proposta analisar a viabilidade de aplicação de resíduos de açaí e de madeira para produção de biocarvão e assim fazer o uso

destes materiais para aplicação em camadas de cobertura de aterros sanitários para retenção de gases diante das propriedades adsorptivas dos biocarvões.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção são descritos os processos realizados para o estudo bibliométrico acerca da aplicação de biocarvões em camadas de cobertura de aterros sanitários, assim como o processo realizado para a produção dos biocarvões a partir do endocarpo do açaí e de resíduos de madeira. Estão descritos os equipamentos utilizados, a coleta da amostra de solo natural e os ensaios realizados em laboratório. Inicialmente foi realizada a produção e caracterização dos biocarvões, seguido da mistura de solo natural com estes materiais. Em seguida foram executados ensaios para determinação das propriedades dos materiais segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e a Sociedade Americana de Ensaio e Materiais (ASTM), o número e ano dos normativos utilizados estão detalhados nas seções seguintes. Para melhor descrever os experimentos realizados foi proposta a divisão dos mesmos em etapas, elencados no fluxograma da Figura 9.

Figura 9 - Fluxograma das etapas realizadas



Fonte: A Autora (2024).

3.1 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

A Bibliometria consiste na aplicação de ferramentas estatísticas e matemáticas para análise da literatura acadêmica sob diferentes óticas. É por meio desta análise que é possível um maior aprofundamento a respeito do que se tem estudado nos últimos anos pela comunidade científica, bem como realizar uma exploração de forma quantitativa e qualitativa sobre os temas estudados (LIU et al., 2019). Esta pesquisa foi realizada em caráter exploratório com o uso de indicadores como forma de delinear a busca de periódicos que se enquadrassem dentro do eixo temático. Para a busca dos periódicos foram utilizados o Portal de Periódicos da CAPES e as bases de dados eletrônicas da Web of Science, Scielo, Science Direct e Scopus.

Para delimitar as buscas de artigos foram utilizados indicadores, que foram palavras-chave para delinear as buscas de modo que ocorresse um direcionamento e investigação de possíveis correlações. Foram utilizados como indicadores os termos: “Landfill”, “Landfill cover” e “Biochar”. Posteriormente foi realizado o rastreamento dos artigos com estes indicadores de forma individual e combinada. Os filtros aplicados selecionavam os artigos de pesquisas científicas publicados em revistas, no idioma inglês, em que algum dos indicadores estivessem presentes no Título, Resumo ou Palavras-Chave. Nessas bases de dados, foram observados que os periódicos mais antigos datavam do ano de 2012, desta maneira foi delimitada a amostra temporal entre 1º de janeiro de 2012 até 31 de julho de 2021.

Posteriormente à coleta de dados, foram realizadas as seguintes etapas: tratamento dos dados, análise quantitativa, análise quali-quantitativa e análise de conteúdo, que compreende desde a análise exploratória dos dados até a interpretação do conteúdo. Em seguida foi realizada a transferência dos artigos para o *software Mendeley*, onde foi realizado o primeiro tratamento dos artigos, com a exclusão dos arquivos em duplicata. Subsequentemente os dados foram tabulados com o uso do programa Microsoft Excel, do qual foi possível extrair as informações a respeito do quantitativos de autores, revista, universidade, país da pesquisa e nacionalidade dos autores. Em seguida, os resumos foram processados no *software Iramuteq*, com o objetivo de realizar uma análise estatística dos elementos textuais dos periódicos. No Iramuteq foram realizadas as análises de: Frequência de Palavras/Nuvem de Palavras, Análise de Similitude, Análise de Especificidades e Classificação Hierárquica descendente (CHD) e Análise fatorial de correspondência (AFC).

3.2 COLETA DO RESÍDUO DE AÇAÍ E PRODUÇÃO DO BIOCARVÃO

Os resíduos de açaí utilizados nesta pesquisa foram coletados na feira Bandeira Branca, localizada no município de Belém, no estado do Pará. Após a coleta, os caroços de açaí foram dispostos em um pátio, por um período de quatro dias, para que o material, em contato com a luz solar, tivesse uma secagem natural. Em seguida os resíduos foram transportados para o Laboratório de Engenharia Química, na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), e a produção do biocarvão foi realizada no Laboratório de Carvão Ativado, na Universidade Federal da Paraíba (UFPB), com a carbonização dos materiais em um gaseificador do tipo leito fixo de menor dimensão, capacidade térmica de 8kWh e acendedor a gás com fluxo de ar no sentido descendente. O processo de produção do biocarvão consistiu na inserção da biomassa no topo no equipamento e a sua queima aconteceu em temperaturas que variavam de 40,5° até 1079°C, assim como descrito em Silva (2017), Pessôa et al. (2019) e Nascimento (2019). Na Figura 10 é possível verificar os resíduos de açaí antes e após a passagem pelo gaseificador, já como biocarvão.

Figura 10 - Endocarpo e biocarvão do açaí pós gaseificador



Fonte: A Autora (2024).

Após a produção do biocarvão, para melhor padronização das amostras e assim proporcionar uma melhor mistura com o solo, foi realizada a maceração do carvão com o uso do almofariz e, em seguida, o seu peneiramento em peneira de #10 com 2mm de abertura.

3.3 COLETA DO RESÍDUO DE MADEIRA E PRODUÇÃO DO BIOCARVÃO

Os resíduos de madeira utilizados para a produção do biocarvão foram provenientes das atividades de manutenção das árvores presentes no Campus I da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), localizada na cidade de João Pessoa. O processo de produção do biocarvão de resíduos de madeira também foi feito com o uso de um gaseificador, entretanto o equipamento utilizado é de maior dimensão e capacidade térmica de 32kWh. No gaseificador a demanda de biomassa é de 45 kg.h⁻¹, enquanto o gaseificador menor utilizado para produção do biocarvão de açaí é de 10 kg.h⁻¹. Após a produção do biocarvão, para melhor padronização das amostras e assim proporcionar uma melhor mistura com o solo, foi realizada a maceração do carvão com o uso do almofariz, em seguida, seu peneiramento em peneira de #10 com 2mm de abertura. Em ambos os biocarvões não tiveram a sobra de resíduo, o material não passante na peneira era macerado novamente e reaproveitado.

Visando o processamento mínimo de ambos os biocarvões e pensando na viabilidade de incorporação destes materiais em camadas de cobertura de aterros sanitários, optou-se nesta pesquisa não realizar a ativação química dos biocarvões.

3.4 CARACTERIZAÇÃO DO BIOCARVÃO

Nesta etapa, o biocarvão de resíduos de açaí e de resíduos de madeira foi caracterizado pelas seguintes técnicas analíticas: Microporosimetria (BET), Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) e Difração por Raio X (DRX), cujos processos estão descritos nesta seção.

3.4.1 Microporosimetria

O ensaio de microporosimetria é realizado para verificar a área superficial, assim como o volume e o tamanho dos poros do material. Neste experimento é utilizado como adsorvato o nitrogênio a 77,3K, sob condições criogênicas, para determinar as isotermas de adsorção e dessorção. O equipamento utilizado foi o QuantaChrome NovaWin 2. A área superficial foi definida pelo método de multiponto Brunauer, Emmett e Teller (BET) (1938) e o tamanho e o volume dos poros foram determinados com a metodologia de Barrett; Joyner; Halenda (1951).

O experimento foi realizado nas amostras de biocarvão de açaí e resíduos de madeira no Laboratório de Processos Químicos (LPQ) da UFPE.

3.4.2 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) consiste em uma análise em que são incididos nas amostras feixes de elétrons capazes de fornecer informações acerca da composição química dos materiais. Com o ensaio é possível caracterizar a superfície e morfologia dos biocarvões em questão. O ensaio foi realizado com o uso do microscópio de modelo VEGA3 e marca TESCAN, na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) na Unidade Acadêmica do Cabo de Santo Agostinho (UACSA).

3.4.3 Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

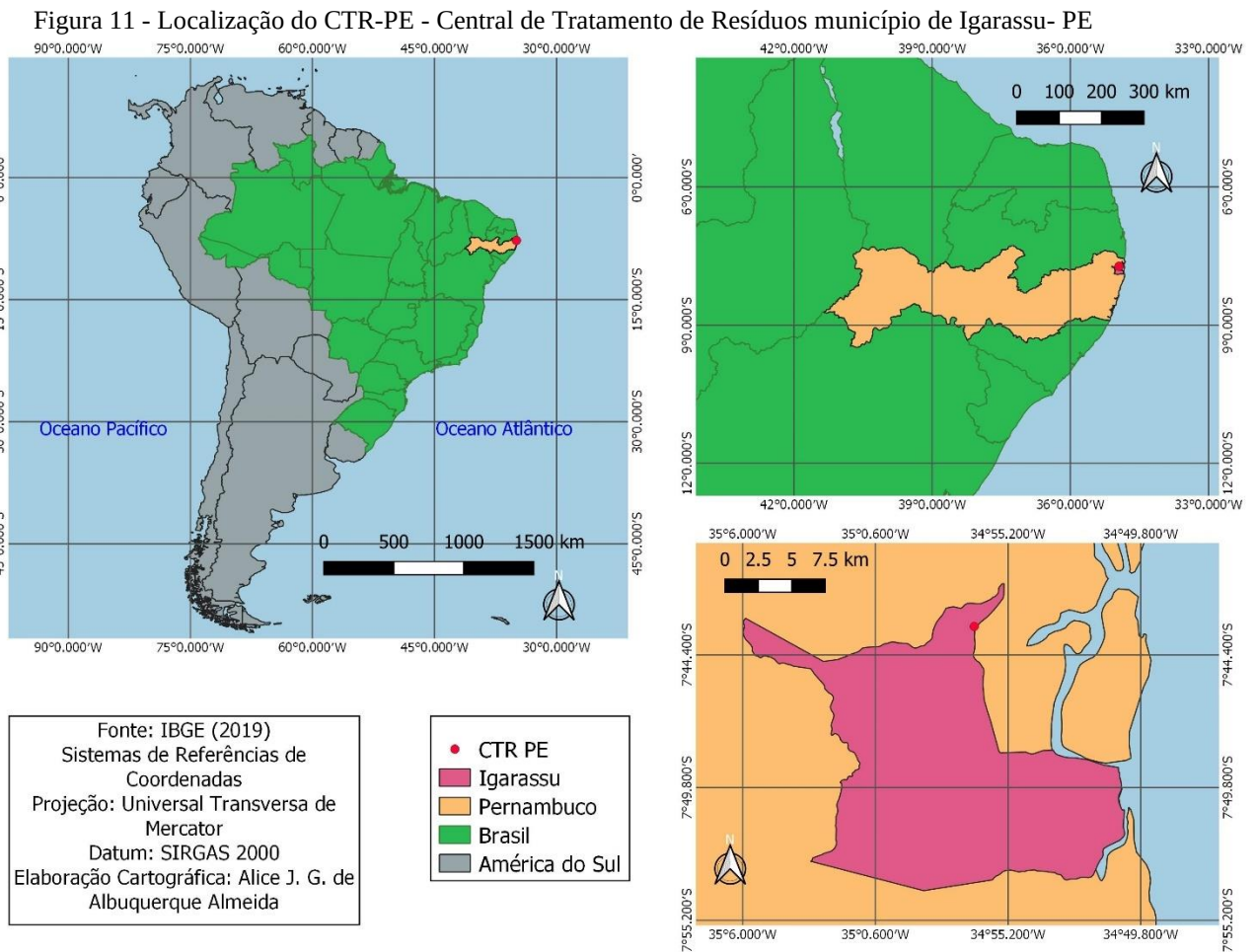
A Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) é um ensaio que fornece dados do material analisado a respeito do grupo funcional, das suas características, particularidades e composição. O experimento foi realizado nos biocarvões de açaí e de resíduos de madeira em espectrômetro modelo Spectrum 400 da marca Perkin Elmer, para uma faixa de comprimento de onda 4000 a 400 cm^{-1} , no Laboratório de Combustíveis (LAC), localizado no Instituto de Pesquisa em Petróleo e Energia – LITPEG/UFPE.

3.4.4 Difração por Raio X (DRX)

O ensaio de difração por raio X tem como finalidade determinar a cristalinidade do material analisado. Para padronização, as amostras foram passadas em peneira de número #200 (ABNT,1986), em seguida, as amostras foram colocadas no difratômetro modelo D8 Advance da marca Bruker. O experimento foi realizado na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), na Unidade Acadêmica do Cabo de Santo Agostinho (UACSA).

3.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E PROPRIEDADES GEOTÉCNICAS DO SOLO E DAS MISTURAS COM OS BIOCARVÕES

Inicialmente foi realizada a coleta do solo de uma jazida na CTR-PE - Central de Tratamento de Resíduos (Latitude: -07 43' 14,61076"/ Longitude: -34 56' 34,52233"), localizada no município de Igarassu-PE, que faz parte da Região Metropolitana de Recife. Na Figura 11 a seguir é apresentada a localização do ponto de coleta do solo natural.



Fonte: A Autora (2024).

Na área de coleta do material foram constatados depósitos de granulometria variada, alternando em material grosso e fino, com coloração que iam do bege ao claro rosado. O material foi coletado na área superficial, no nível do terreno, em amostras do tipo deformadas e posteriormente acondicionado em sacos de nylon com capacidade de 50kg. De acordo com a localização do ponto de coleta e com a pedologia do município de Igarassu, a área onde está

localizada o CTR-PE tem como característica a ocorrência de solos do tipo Argissolo Amarelo Distrófico.

Em seguida o solo foi encaminhado para o Laboratório de Solos e Instrumentação, localizado no Centro de Tecnologia e Geociências (CTG) na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde foi realizado o revolvimento das amostras para a sua eficiente homogeneização, determinado o teor de umidade inicial do material segundo preconiza a NBR 6457 (ABNT,2016) e o destorroamento da amostra e preparação para os ensaios. Na Figura 12 mostra o solo no início do processo de homogeneização.

Figura 12 - Solo natural iniciando o processo de homogeneização



Fonte: A Autora (2024).

Como o intuito desta pesquisa é avaliar a eficiência da aplicação de misturas de solo com biocarvões de resíduos de açaí e de madeira, foi realizada a mistura do solo natural com os biocarvões. Para a definição da proporção de biocarvão para a quantidade de solo, foram avaliados trabalhos presentes na literatura, tendo sido utilizada como base a pesquisa de Huang et al. (2019), que também fez uso de biocarvão em camadas de cobertura de aterros sanitários, tendo como melhor resultado na remoção de CH_4 a proporção de 15% em volume, que representou uma proporção em massa de 2,49-2,78% de biocarvão. Como forma de padronizar as misturas e facilitar a sua implantação, nesta pesquisa foi utilizada uma proporção de 17,5% em volume, o que correspondeu a 3% de biocarvão em massa de solo para todos os ensaios realizados. Após a separação dos materiais foram realizadas a mistura e homogeneização do solo com os respectivos biocarvões a uma proporção de 1:0,03 de solo e biocarvão, tanto para o de açaí como para os resíduos de madeira. As amostras foram divididas em 3 tipos:

- Solo Natural
- Mistura SBA: Solo + biocarvão de açaí
- Mistura SBM: Solo + biocarvão de resíduos de madeira

Em seguida, foram realizados ensaios de acordo com Normas Técnicas nacionais e internacionais para caracterização física e determinação das propriedades geotécnicas. Para isto, foram realizados os seguintes ensaios para classificação do solo e das misturas de acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS) (ABNT, 2016) e demais ensaios geotécnicos, conforme Quadro 2:

Quadro 2 - Resumo dos ensaios realizados e respectivos normativos/procedimento

NBR-6457	Amostra de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
NBR-7181	Análise granulométrica para solos
NBR-6459	Determinação do Limite de liquidez
NBR-7180	Determinação do Limite de Plasticidade
NBR-6508	Determinação da massa específica
NBR-7182	Ensaio de Compactação
ASTM D5298-03 e Marinho (1995)	Método padrão para medição do potencial do solo (sucção) usando papel de filtro
ASTM D3080/04	Resistência ao cisalhamento direto
NBR-14545	Permeabilidade à água
Adaptações propostas por Maciel (2003)	Permeabilidade ao ar e com adaptações ao sistema do permeâmetro de parede flexível, Tri-flex 2 - Soil Test – ELE

Fonte: A Autora (2024).

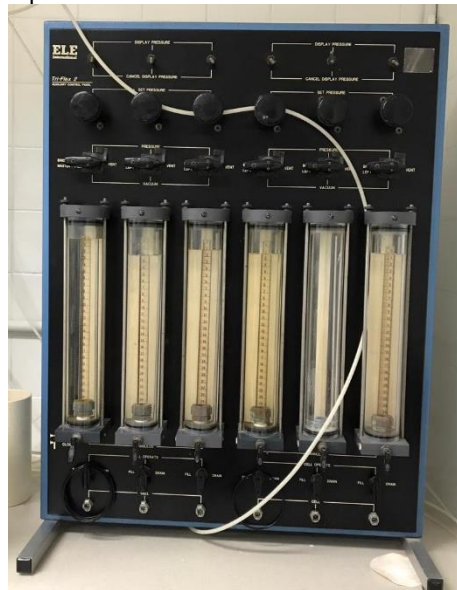
3.5.1 Ensaios de condutividade hidráulica

Para a realização dos ensaios de permeabilidade à água e ao ar, foram moldados corpos de prova com cada uma das três amostras: Solo Natural; Mistura SBA e Mistura SBM. Todos os corpos de prova foram compactados no formato cilíndrico, com energia de Proctor Normal, massa específica aparente seca e umidade ótima obtidas nos ensaios de compactação. Os corpos de prova foram moldados com as seguintes dimensões: H= 12,7 cm; D= 10 cm e A = 78,54 cm².

a) Permeabilidade a água

O ensaio foi realizado seguindo os procedimentos e recomendações propostos pela ASTM D5084-10 (ASTM, 2010) e para a determinação da condutividade hidráulica foi utilizado o permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE (Figura 13).

Figura 13 - Permeâmetro de parede flexível modelo Tri-Flex 2 da marca Soil Test -ELE



Fonte: A Autora (2024).

O ensaio consiste em colocar o corpo de prova na umidade ótima dentro da célula do equipamento em conjunto com os seguintes componentes em sequência: base de acrílico, pedra porosa, papel filtro, corpo de prova compactado na umidade ótima, papel filtro, pedra porosa e no topo da amostra é colocado o “top cap”, que consiste em uma tampa de acrílico por onde passarão as mangueiras para drenagem do corpo de prova. Na Figura 14 é mostrada esta primeira parte da montagem da célula.

Figura 14 - Montagem inicial do corpo de prova na célula



Fonte: A Autora (2024).

A segunda parte da montagem da célula consiste no envolvimento do corpo de prova com uma membrana de látex e ligas de borrachas. Estes elementos têm como função promover uma impermeabilização lateral da amostra, garantindo que a saturação do corpo de prova ocorra exclusivamente através das mangueiras de drenagem colocadas a partir do “top cap”. Em

seguida o conjunto é colocado no interior de uma câmara de acrílico e é dado o início do experimento. A Figura 15 mostra a segunda parte do procedimento de montagem e a Figura 16, a célula montada e início do processo de saturação da célula para o início do ensaio.

Figura 15 - Procedimento de montagem da amostra no permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE



Fonte: A Autora (2024).

Figura 16 - Finalização da montagem e saturação da célula para o ensaio de permeabilidade



Fonte: A Autora (2024).

Após o preenchimento da célula de acrílico com água através de tubulações ligadas ao equipamento, é necessário que seja realizada uma drenagem com água destilada a fim de garantir que não haja bolhas de ar dentro da célula, dentro das buretas do equipamento e das mangueiras. Realizada a verificação e retirada das possíveis bolhas de ar foi realizada a saturação da amostra. O ensaio de permeabilidade só foi iniciado após a saturação completa do corpo de prova, avaliado por meio das pressões impostas e o tempo de passagem da água pela amostra. Para a determinação da condutividade foi realizado a aplicação de pressão confinante no sistema de membrana flexível de 70kPa e na base uma tensão de 50kPa. Estas pressões

aplicadas ao sistema resultaram em um gradiente hidráulico de 50kPa com a percolação acontecendo na amostra de forma ascendente e no sentido vertical.

Após o tempo de percolação da água na amostra de solo o fluxo foi medido e foram repetidos para cada amostra cinco vezes, até que fossem obtidas em três leituras uma variação de $\pm 2\%$ de dispersão entre os dados. De posse destas informações foi calculado o coeficiente de permeabilidade (k), com a Equação (12):

$$k_{\text{água}} = \frac{V.L}{A.T.\Delta P} \text{ em (m/s)} \quad (12)$$

Em que:

$k_{\text{água}}$ = coeficiente de permeabilidade a água;

V: Volume percolado (m^3);

L: Altura da amostra (m);

A: Área da base do corpo de prova (m^2);

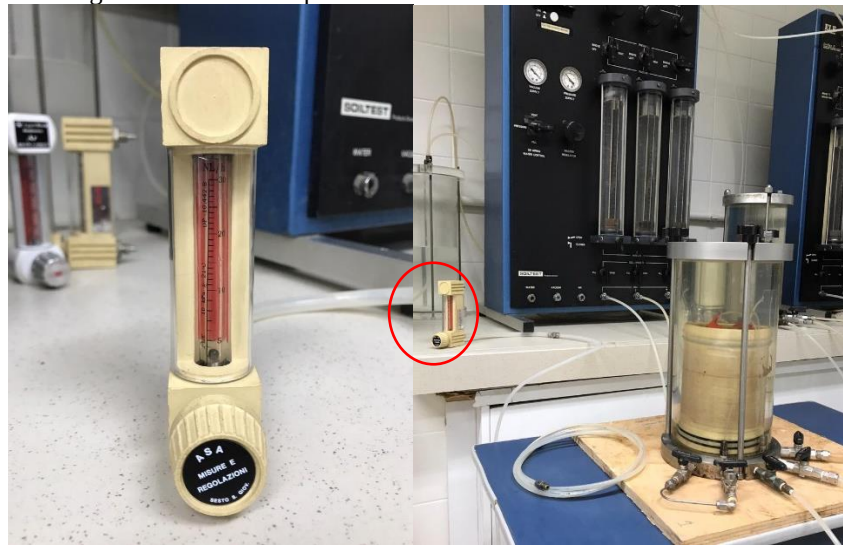
T: Tempo médio p/ percolação de 5 cm^3 (s);

ΔP : Gradiente de pressão aplicado (m.c.a);

b) Permeabilidade ao ar

Para a determinação da permeabilidade ao ar das amostras também foi utilizado o permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test-ELE. Neste experimento as amostras também estavam na umidade ótima e foi alterado o fluido percolado para ar comprimido. Para conseguir realizar a medição desta condutividade foi necessário realizar algumas adaptações propostas por Maciel (2003). Dentre estas adaptações, foi necessário realizar a inserção de um rotâmetro na extremidade do corpo de prova para determinação do fluxo de ar percolado pelas amostras. Com o painel de controle do permeâmetro de parede flexível modelo de modelo Tri-flex foi possível realizar uma variação entre a pressão aplicada com a pressão confinante no equipamento, possibilitando assim a medição no rotâmetro desta vazão para cada variação nas pressões aplicadas. Para este experimento foram utilizados os rotômetros marca Applitech de série 1900, com faixas de leitura que variavam de: 1 a 12, 3 a 30, 20 a 250 e de 50 a 600Nl/h e erro de 5%. A Figura 17 apresenta a amostra no equipamento e um dos rotômetros utilizado para as medições.

Figura 17 - Ensaio de permeabilidade ao ar em detalhe ao rotômetro



Fonte: A Autora (2024).

De posse dos dados da vazão percolada e da variação de pressões confinantes aplicadas, a determinação do coeficiente de permeabilidade ao ar foi realizada segundo a Equação (13):

$$k_{ar} = \frac{q \cdot L}{A \cdot \Delta P} \text{ em (m/s)} \quad (13)$$

Em que:

k_{ar} : coeficiente de permeabilidade ao ar;

q : vazão em (Nm³/s);

A : Área da base do corpo de prova (m²);

L : comprimento da amostra (m);

ΔP : gradiente de pressão (m), considerando $\gamma_{ar}=0,012\text{kN/m}^3$.

3.5.2 Determinação da curva característica

Este experimento teve como propósito verificar a influência da adição de biocarvões de resíduos de açaí e de madeira em solo e analisar se a inserção destes materiais interfere na relação existente entre o grau de saturação/umidade volumétrica e a sucção do solo.

A partir desse ensaio foi possível determinar as curvas de retenção de água/curva característica, que por sua vez é a representação gráfica desta relação, bem como quantificar a condutividade hidráulica do solo em uma condição não saturada. As curvas características do presente estudo foram determinadas com o método padrão para medição do potencial do solo

(sucção) usando papel de filtro, normatizado pela ASTM D5298 (ASTM, 2010) e com adaptações propostas por Marinho (1995). O princípio deste experimento é baseado na absorção, uma vez que o papel filtro, ao entrar em contato com o solo, tende a absorver a água presente no mesmo até que ocorra um equilíbrio, possibilitando a determinação da relação entre umidades. Para o ensaio foi utilizado o papel filtro do tipo Whatman nº 42, que permite a medição da sucção em intervalos de zero até 29MPa e umidade inicial de 6%. Para o tempo de equalização das amostras, foi utilizado como período de equilíbrio o mesmo proposto por Marinho (1995) que foram de 7 dias.

Para cada amostra de solo e das misturas (SBA e SBM) foram moldados 10 corpos de prova para avaliação do comportamento dos materiais em diferentes trajetórias de secagem e umedecimento. Desta forma, foi possível analisar as curvas características a partir de amostras na umidade ótima e em valores abaixo e acima desta umidade. Os corpos de prova foram moldados na umidade ótima em anéis de aço inoxidável do tipo Shelby com as seguintes dimensões $H = 2\text{cm}$ e $D=6\text{cm}$ e em seguida foram realizados os seguintes procedimentos:

- a) Moldagem dos 10 corpos de prova em anéis do tipo Shelby, conforme Figura 18

Figura 18 - Cravação dos anéis tipo Shelby nos corpos de prova na umidade ótima



Fonte: A Autora (2024).

- b) Determinação das amostras que estariam na umidade ótima, abaixo e acima desta umidade.
- c) Na trajetória de secagem foi realizada a secagem dos corpos de prova para umidades abaixo da umidade ótima com intervalo de 2% de umidade para cada novo ponto. Para o processo de saturação, os anéis foram colocados sobre uma pedra porosa e dentro de uma bandeja com água destilada com uma altura de lâmina de água equivalente a espessura da pedra porosa (Figura 19). O processo de

saturação ocorreu por meio do fenômeno da capilaridade e as amostras foram mantidas na bandeja por um período de 24 horas.

Figura 19 - Amostras em processo de saturação



Fonte: A Autora (2024).

- d) Em seguida foram colocados os papéis filtros, com o auxílio de uma pinça, em ambos os lados da amostra de modo que em um dos lados o papel estivesse em contato direto com o solo e no outro estivesse acima de uma tela espessa, possibilitando a determinação da sucção total e matricial dos corpos de prova. Este processo é visualizado na Figura 20.

Figura 20 - Posicionamento do papel filtro na amostra



Fonte: A Autora (2024).

- e) O passo seguinte à colocação do papel filtro foi envolver as amostras com algumas camadas de papel filme plástico (PVC) e em uma camada com papel alumínio. Em seguida os corpos de prova foram colocados em uma caixa de isopor isolada termicamente para equalização, onde permaneceram por um período de 7 dias (Figura 21).

Figura 21 - Processo de isolamento dos anéis



Fonte: A Autora (2024).

- f) Após o período de equilíbrio, foram retirados os papeis filtros das amostras com o auxílio de uma pinça e foi utilizada uma balança de precisão na ordem de 0,0001g para determinação do peso úmido do papel. Posteriormente, as amostras foram deixadas em repouso em temperatura ambiente e os papeis filtros foram dispostos em cápsulas e inseridos em estufa a temperatura de 105°C por um período de 24 horas. Passado este intervalo, os papeis foram colocados em um dessecador com sílica para estabilização da temperatura e em seguida foram pesados na balança de precisão para definição do seu peso seco (Figura 22).

Figura 22 - Papéis no dessecador e pesagem após secagem na estufa



Fonte: A Autora (2024).

- g) Finalizada a trajetória de secagem, os corpos de prova foram colocados em estufa a temperatura de 105°C por um período de 24 horas para que todos estivessem na mesma umidade para dar início a trajetória de umedecimento. O procedimento de umedecimento das amostras também obedeceu a um intervalo de umidade de 2-2%. Este processo foi realizado com o uso de borrifadores com água destilada (Figura 22). Para as amostras com umidades acima da umidade ótima foi necessária a saturação com uso de bandejas com água destilada, assim como foi mostrado na Figura 23 e etapa (a).

Figura 23 - Umedecimento das amostras com auxílio de um borrifador de água



Fonte: A Autora (2024).

- h) Com todas as amostras nas umidades preestabelecidas, as amostras foram fechadas com papel e repetiu-se o procedimento realizado na trajetória de secagem, etapas (e), (f) e (g).

Com as umidades das amostras e dos papéis filtros foi possível determinar a sucção por meio das equações propostas por Chandler e Gutierrez (1986) (Equações (14) e (15)).

$$\psi = 10^{6,05-2,48 \cdot \log(wp)}, \text{ para } wp > 47\% \quad (14)$$

$$\psi = 10^{4,84-0,0622 \cdot wp}, \text{ para } wp \leq 47\% \quad (15)$$

Em que:

ψ : sucção matricial do solo em kPa;

wp : umidade do papel do papel filtro, em %

Para melhor ajuste das curvas de retenção de água de sucção matricial e teores de umidade volumétrica das amostras ensaiadas, foi adotado nesta pesquisa o modelo proposto por Van Genuchten (1980), conforme Equação (16):

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha \psi^n)^m]} \quad (16)$$

Em que:

θ : teor de umidade volumétrico, em %;

θ_s : teor de umidade volumétrico em condição saturada, em %;

θ_r : teor de umidade volumétrica residual, em % e obtido experimentalmente;

ψ : sucção matricial do solo em kPa;

α : parâmetro empírico do modelo para ajuste da curva relativo ao inverso da sucção no ponto de entrada de ar;

n : parâmetro empírico do modelo para ajuste da curva, relacionado com a inclinação da curva e a distribuição dos poros;

m : parâmetro empírico do modelo para ajuste da curva, relativo ao teor de umidade volumétrica residual, $m = 1 - \frac{1}{n}$, segundo Mualem (1986);

Os parâmetros de ajuste (α e n) utilizados nas curvas de retenção das amostras foram estimados a partir do método dos mínimos quadrados, relacionando os valores de umidades volumétrica verificados experimentalmente com os resultados obtidos com o modelo. Para isto, foram utilizados recursos computacionais, como a ferramenta Solver do *software* Microsoft Excel.

Para determinação da capacidade diferencial da umidade, foi relacionada a variação da umidade das amostras pela variação da sucção. A partir dessa relação é possível determinar a inclinação da reta para a trajetória de secagem e para sucções de até 100kPa (Equação (17)). A capacidade de campo foi determinada de forma gráfica, avaliando a umidade correspondente à sucção de 33kPa, caracterizando assim a umidade volumétrica na capacidade de campo (θ_{cc}).

$$C_w = \frac{\Delta \theta}{\Delta \log(\psi)} \quad (17)$$

Em que:

C_w : capacidade diferencial de umidade, em %;

$\Delta\theta$: variação da umidade gravimétrica;

$\Delta\log(\psi)$: variação do log da sucção.

A partir da aplicação do modelo proposto por Van Genuchten (1980), ainda foi possível determinar as funções para permeabilidade ao ar e à água das amostras ensaiadas em condições não saturadas. O ajuste das curvas a partir desses modelos apresentam estimativas adequadas quando aplicados em camadas de cobertura de aterros sanitários, conforme observado nos estudos realizados por Gomes (2020), Zhang, Wang e Chen (2020) e Jalilzadeh (2019). As estimativas dos fluxos de gás e água para a condição não saturadas estão descritas nas Equações (18), (19) e (20).

$$Se = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (18)$$

Em que:

Se : grau de saturação;

θ : teor de umidade volumétrico, em %;

θ_r : teor de umidade volumétrica residual, em % e obtido experimentalmente;

θ_s : teor de umidade volumétrico em condição saturada, em %;

$$ka = k_{sat} * Se^{0,5} [1 - (1 - Se^{\frac{1}{m}})^m]^2 \quad (19)$$

Em que:

k_a : coeficiente de permeabilidade à água em função do grau de saturação das amostras, em (m/s);

k_{sat} : coeficiente de permeabilidade à água em condição saturada, em (m/s);

m : parâmetro de ajuste aplicado ao modelo;

$$Kg = k_{gm\acute{a}x} * (1 - Se)^{0,5} (1 - Se^{\frac{1}{m}})^{2m} \quad (20)$$

Em que:

k_g : coeficiente de permeabilidade ao gás em (m/s);

k_{gmax} : valor máximo obtido para o coeficiente de permeabilidade ao gás em (m/s);

m : parâmetro de ajuste aplicado ao modelo.

3.5.3 Ensaio de resistência ao cisalhamento

Para a determinação da resistência ao cisalhamento do solo e das misturas (SBA e SBM) foi utilizado o ensaio de cisalhamento direto descrito na norma ASTM D3080/04. Para o ensaio foram aplicadas tensões normais de 25, 50, 100 e 200kPa, que são tensões condizentes às tensões de passagem de maquinários que estas camadas de cobertura estarão submetidas quando aplicadas em aterros sanitários. Para estas tensões foi observado o comportamento dos materiais em duas condições, natural e inundada. Nesta pesquisa para o início do ensaio foram moldados 4 corpos de prova na umidade ótima para cada amostra e para cada condição analisada, totalizando 12 corpos de prova. De posse destes corpos de prova, foram cravados cuidadosamente caixas metálicas retangulares com dimensões de 5cm de lado e 4cm de altura. Em seguida as amostras foram transferidas para a caixa bipartida e posicionadas na prensa de cisalhamento. Este procedimento é mostrado na Figura 24 e na Figura 25 observa-se a caixa fechada e a prensa para a realização do ensaio.



Figura 24 - Procedimento de moldagem e alocação das amostras na caixa bipartida

Fonte: A Autora (2024).

Figura 25 - Caixa bipartida e prensa de cisalhamento



Fonte: A Autora (2024).

A prensa utilizada no ensaio possui em sua constituição um pendural onde são posicionados pesos com a finalidade de aplicar nas amostras as tensões normais mencionadas anteriormente. Após a fase de adensamento das amostras, é iniciada a fase de cisalhamento, por meio do acionamento do motor elétrico, que movimenta a base da caixa mantendo a parte superior em contato com o anel dinamométrico, cuja constante é 0,16 kg/divisão e apresenta uma capacidade de 500 kgf, usado para a aferição da força que tangencia a amostra. As leituras dos deslocamentos foram realizadas por meio de um extensômetro com precisão de 0,001mm e para cada tensão normal foi aplicada uma velocidade constante de cisalhamento de 0,483mm/min, definido conforme permeabilidade do material.

Para a condição inundada, a diferenciação dos procedimentos é que as amostras foram mantidas em processos de saturação por 24 horas e em seguida foram posicionadas dentro da caixa bipartida e da célula, onde foi realizado o preenchimento do conjunto com água e após 24 horas, as amostras foram cisalhadas para as tensões normais de 25, 50, 100 e 200kPa, conforme é observado na Figura 26.

Figura 26 - Amostras em processo de saturação e ensaio na condição inundada



Fonte: A Autora (2024).

Ao final do ensaio as amostras estão cisalhadas (Figura 27) e a partir dos dados aferidos é possível determinar as curvas de tensão cisalhante *versus* tensão normal e tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal, bem como os dados de coesão e ângulo de atrito das amostradas ensaiadas.

Figura 27 - Amostras cisalhadas na condição natural e inundada



Fonte: A Autora (2024).

3.6 MONTAGEM DAS COLUNAS

Para verificar o comportamento das camadas de cobertura propostas neste trabalho quanto à redução de emissões de gases de efeito estufa, foi realizado uma simulação com colunas em laboratório. A proposta deu-se pelo uso de colunas de PVC (policloreto de vinila), onde foi avaliada a eficiência destas camadas de cobertura quanto à redução das emissões. Desta maneira, foram realizados o preenchimento das colunas com misturas de solo com biocarvões assim como também foi realizado uma coluna com solo puro, para controle. A proporção de biocarvão utilizado nas colunas foi a mesma utilizada nos ensaios de caracterização, 3% de biocarvão em massa de solo. Para melhor entendimento e padronização de nomenclatura as colunas foram nomeadas como: Coluna SBA, Coluna SBM e Coluna Controle. Para a confecção destas colunas foram utilizados como base estudos realizados previamente por Vieira (2005), Oliveira e Marinho (2007), Almeida (2017) e Costa et al. (2018).

Foram confeccionadas 3 colunas formadas por segmentos de PVC rígido com diâmetro interno de 0,15m e com peças de 30cm cada. Ao final cada coluna apresentou uma altura de 60cm. Para garantir melhor conexão entre segmentos, assim como no topo e na base das colunas, foram colocadas placas de PVC para melhor vedação do conjunto. Para melhor aderência entre placas foram utilizados 8 parafusos e anéis de borracha do tipo *o-rings* além da aplicação de cola de silicone dentro e fora das peças para melhor garantia da estanqueidade. A

Figura 28 apresenta em detalhe o sistema de vedação das colunas, composto pelas placas, anéis e parafusos.

Figura 28 - Detalhe para o sistema de vedação das colunas

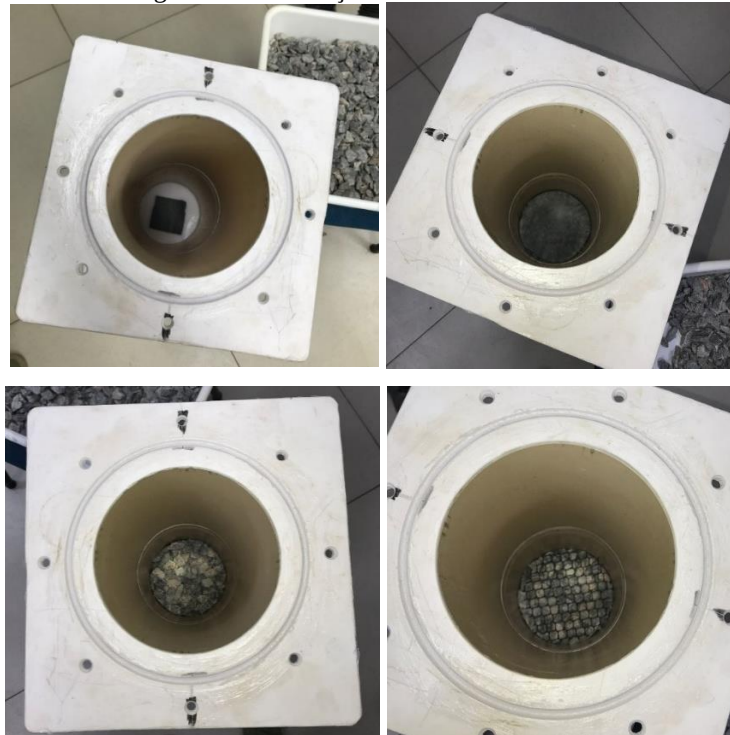


Fonte: A Autora (2024).

Antes da colocação dos materiais nas colunas foi realizado um teste de estanqueidade onde foi inserido ar, com auxílio de um compressor, para identificação de possíveis pontos de vazamento. Na base das colunas há uma conexão que permite a entrada e no topo das colunas há uma torneira que possibilita a saída do gás. Realizar o teste de estanqueidade antes do experimento possibilitou a identificação de possíveis vazamentos e assim garantir que toda entrada e saída de gás será exclusiva pelos pontos determinados.

As colunas apresentam 2 segmentos de 30 centímetros cada, unidos por placas de PVC intermediárias e duas placas na base e no topo. Para garantir uma distribuição de gás de forma homogênea, na base das colunas foram colocados uma camada de geossintético no ponto de entrada do gás, seguido de uma camada de 15cm de brita, uma tela de nylon e mais uma camada de geossintético, todas estas com o mesmo diâmetro do tubo. A Figura 29 apresenta o procedimento executivo de confecção das colunas.

Figura 29 - Confeção das colunas ensaiadas



Fonte: A Autora (2024).

Posteriormente foi realizado o preenchimento das colunas com as misturas de solo com os diferentes biocarvões nas devidas proporções, assim como também foi realizado o preenchimento da coluna de solo puro (coluna controle). A compactação das colunas foi realizada com o uso de um soquete a cada 0,05 m de espessura de material, conforme Figura 30. Para as colunas com biocarvões foi levado em consideração estudos propostos por Garg et al., (2019) e (2021) e Wong et al., (2017) para definição do grau de compactação a ser empregado, visando a maior retenção de gases e de água à coluna. A Coluna SBA foi compactada na umidade 11,75% e densidade seca de $1,86 \text{ g/cm}^3$ e grau de compactação de 92%, a Coluna SBM foi compactada na umidade 12,5%, densidade seca de $1,87 \text{ g/cm}^3$ e grau de compactação de 92% e a Coluna Controle na umidade 10,2%, densidade seca de $1,985 \text{ g/cm}^3$ e grau de compactação de 86%. A Figura 30 é apresenta o procedimento de colocação dos materiais nas colunas.

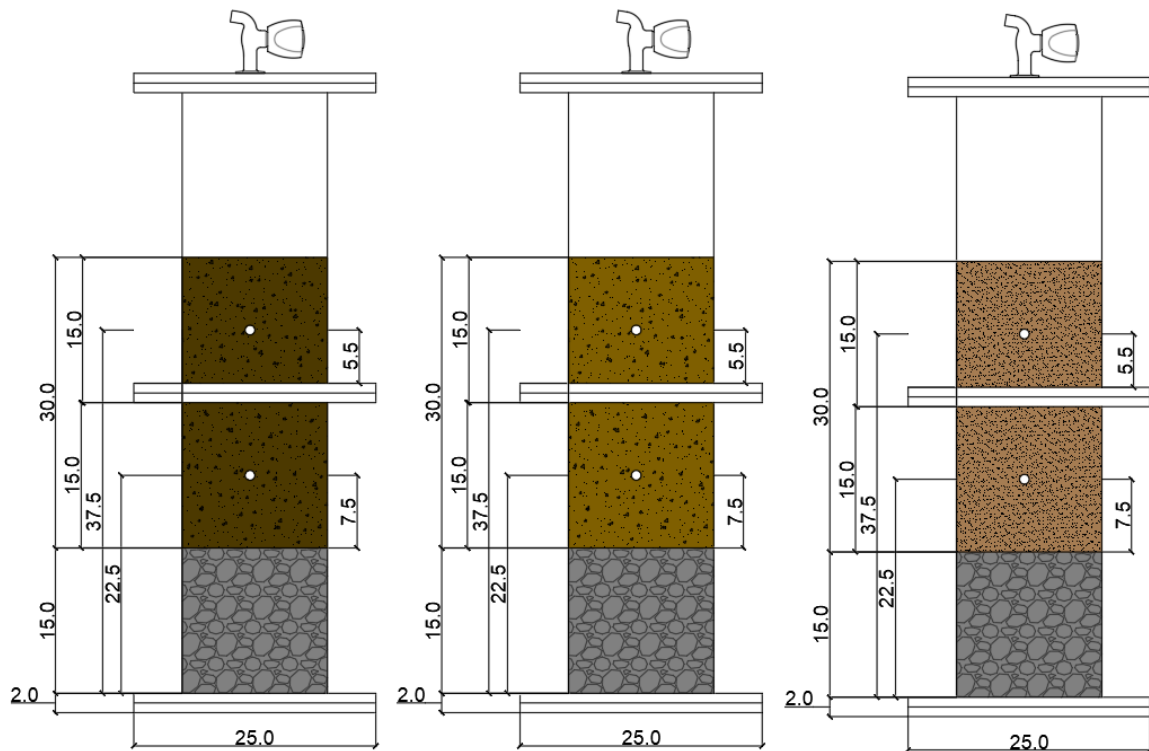
Figura 30 - Colocação das misturas dentro das colunas com detalhe para o seu topo e fechamento



Fonte: A Autora (2024).

Os materiais foram preenchidos nas colunas a uma altura de 30cm, com 15cm de material pertencente ao segmento 1 da coluna e 15cm de material no segmento 2 e na porção superior do segundo segmento foi disposto um espaço de 17cm entre o material e o topo da coluna. Tanto no segmento 1 como no segmento 2 das colunas foram feitos furos nas colunas para medição do gás, os furos foram realizados de modo que estivessem no centro da camada de solo para o segmento em questão. A Figura 31 apresenta o esquema das colunas preenchidas utilizadas no ensaio.

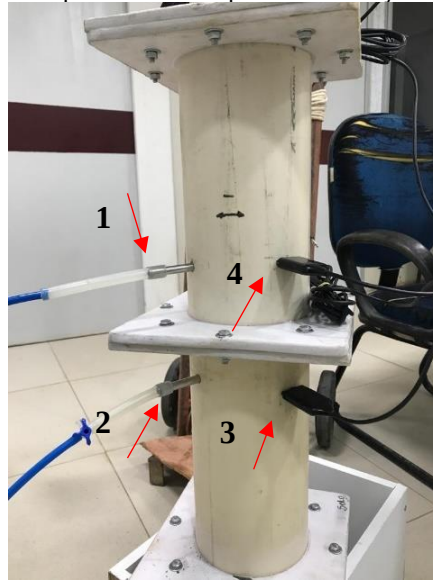
Figura 31 - Vista frontal das colunas preenchidas, medidas em centímetros



Fonte: A Autora (2024).

Para a instrumentação das colunas foram utilizados sensores 5TE da marca Decagon Devices que medem de maneira simultânea parâmetros de temperatura, umidade e condutividade elétrica. Todos os dados foram coletados e armazenados em um datalogger, na pesquisa em questão foi utilizado o Em50, compatível com os sensores 5TE. Vale salientar que antes da inserção destes sensores nas colunas foi realizada a sua devida calibração. Foram utilizados 2 sensores por coluna que ficaram alocados nos dois segmentos de modo que atendessem a coluna de material como um todo, tanto na sua porção inferior como superior. Os sensores captaram e armazenaram os dados durante todo o procedimento do ensaio. Os sensores e os pontos de medição de gás são observados na Figura 32.

Figura 32 - Detalhe para o sensor e ponto de medição dentro da coluna



Fonte: A Autora (2024).

Legenda: 1: Ponto de medição 1 da coluna; 2: Ponto de medição 2 da coluna; 3 e 4: Sensores 5TE.

As colunas foram dispostas sobre uma estrutura elevada, para facilitar o acesso e leitura dos equipamentos, e ficaram armazenadas no Laboratório de Resíduos Sólidos localizado no Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco. A Figura 33 apresenta as colunas pós montagem e em funcionamento.

Figura 33 - Sistema de colunas em funcionamento



Fonte: A Autora (2024).

Legenda: Em detalhe os pontos de medição 1, 2 e 3 das colunas.

3.6.1 Fluxo de Gás nas colunas

Visando simular uma situação natural em que as camadas de cobertura estariam submetidas em um aterro sanitário, foi imposto às colunas um fluxo de metano. Este fluxo sucedeu-se de modo que na porção inferior das colunas foi injetado metano e no seu topo a conexão manteve-se aberta para assegurar a saída do gás, assim como garantir a entrada de O_2 presente na atmosfera. O gás metano utilizado para as colunas foi adquirido através de empresa de fornecimento de gases industriais e foi administrado nas colunas puro a uma pureza de 99,995%. O fluxo de metano adotado nas colunas foi definido de acordo com a permeabilidade ao ar das amostras e em relação a sua densidade de compactação, correspondendo a uma vazão de 0,103NI/h para uma área total de amostra de 0,1767m² em cada coluna. A vazão de metano aplicado nas colunas também está em consonância com o estudo proposto por Chetri, Reddy e Green (2022) para uma pureza na concentração de 99% de CH_4 onde foi submetido à coluna 100g CH_4 /m².dia que equivale a 4,167g CH_4 /m².h. O fluxo adotado nesta pesquisa também está em acordo a metodologia aplicada por Gebert, Groengroeft e Pfeiffer (2011) para camadas de cobertura oxidativas ensaiadas em laboratório. Para o controle da vazão imposta nas colunas foi utilizado um rotâmetro de modelo 1900 da marca Applitech.

Para verificar a capacidade de adsorção de metano injetado nas colunas foi realizada a medição do gás em dois pontos dentro da coluna assim como nos seus respectivos topos. Os pontos de medição de gás na parte interna das colunas foram definidos de modo que ocorresse a medição nos primeiros 15cm de coluna de material e nos últimos 15 cm. Deste modo, o primeiro ponto de medição estava localizado a uma profundidade 22,5 cm e o segundo ponto a 37,5 cm de profundidade, conforme é observado na Figura 31.

Para o monitoramento dos gases foi utilizado um detector portátil da marca Dräger e modelo X-am 8000 que tem capacidade de fazer a medição de até 7 gases. O equipamento foi inserido em cada ponto de medição das colunas avaliadas. Para o ensaio o equipamento foi ajustado para leitura dos seguintes gases: metano (CH_4), oxigênio (O_2), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). Para o CH_4 a faixa de medição é de 0 a 100% com uma faixa de erro do equipamento de $\pm 2,0\%$, para o O_2 a faixa de medição é de 0 a 25% com faixa de erro do equipamento de $\pm 1,0\%$, no caso do CO a faixa de medição é de 0 a 500ppm com faixa de erro do equipamento de $\pm 1,0\%$ enquanto que o CO_2 a faixa de medição é de 0 a 100%, com faixa de erro do equipamento de $\pm 2,0\%$ e o para o H_2S a faixa de medição é de 0 a 500 ppm com faixa de erro do equipamento de $\pm 5,0\%$. Para avaliar a

eficiência e quantitativo da oxidação do metano nas colunas foi verificado como base a concentração de metano na entrada das colunas e o seu quantitativo em cada ponto analisado. Vale salientar que o fluxo das colunas aconteceu de maneira ininterrupta e que a conexão no topo se manteve aberta durante todo o ensaio para que ocorresse a troca de gases com a atmosfera. O fluxo de metano sucedeu durante 30 dias e foram realizadas medições em dias alternados, totalizando 15 medições, sendo a medição 1 correspondente ao dia 1 e a medição 2 correspondente às 48 horas após a primeira medição e assim por diante até os 30 dias de inserção de metano nas colunas.

Os resultados obtidos durante todo o ensaio foram analisados e plotados em planilha do software Microsoft Excel onde é possível analisar o desempenho das diferentes colunas quanto a adsorção e retenção do metano inserido.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são detalhados os resultados e discussões a respeito dos ensaios realizados com o estudo bibliométrico sobre a relação da aplicação de biocarvões em camadas de cobertura de aterros sanitários e a análise da sua utilização, por meio de parâmetros de granulometria, compactação, condutividade hidráulica saturada e não saturada, curva característica, resistência ao cisalhamento e os ensaios de coluna, bem como caracterização química dos biocarvões utilizados na pesquisa em questão.

4.1 ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA

Para a análise bibliométrica foi realizado inicialmente uma análise quantitativa dos artigos presentes no banco de dados do Portal de Periódicos da CAPES. Em seguida foram avaliados quantitativamente os artigos presentes nas bases de dados da Web of Science, Scielo, Science Direct e Scopus com os seguintes indicadores: “Landfill”, “Landfill cover” e “Biochar”. Além da análise dos indicadores de forma individual, também foram mensuradas as interações entre estes indicadores. Após esta síntese, foi verificada a quantidade de artigos presentes nas bases de dados e após combinação entre os indicadores foi possível elaborar a Tabela 4.

Tabela 4 - Quantitativo de artigos nas bases de dados pós interseção de indicadores

Indicadores	Base de Dados			
	Web of science	Scielo	Science Direct	Scopus
<i>Landfill</i>	14.924	311	48.280	23.378
<i>Landfill cover</i>	414	3	879	540
<i>Biochar</i>	15.455	131	15.200	15.495
<i>Landfill AND Landfill cover</i>	414	3	879	540
<i>Landfill AND Biochar</i>	160	0	2.162	180
<i>Landfill cover AND Biochar</i>	49	0	69	52
<i>Landfill AND Landfill cover AND Biochar</i>	49	0	67	52

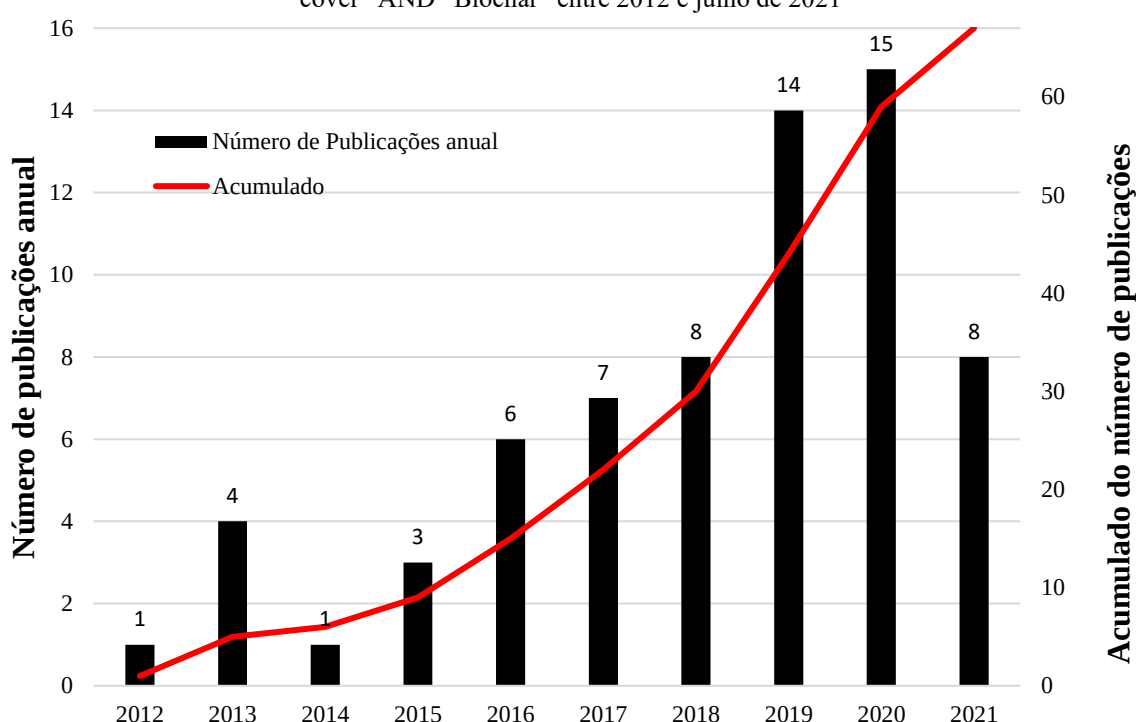
Fonte: A Autora (2024).

De forma geral é notório que ao longo dos anos o termo “aterros sanitários” é um tema em alta com diversas pesquisas relacionadas. Observa-se que na Science Direct foram constatados no banco de dados 48.280 artigos entre os anos de 2012 até meados de julho/2021. Após verificação do número de artigos existentes com combinação entre os três indicadores,

foi constatado que na Web of Science havia 49 artigos, na Scopus 52, na Science Direct 67 e na Scielo não foram verificados artigos com a interseção entre os indicadores. Destas bases, foi escolhido utilizar os artigos presentes na Science Direct, por ser a base de dados com maior amostra.

De posse de todos estes artigos, foi verificado o ano referente e a quantidade de publicações utilizando como período o intervalo de 2012 a julho de 2021. Na Figura 34 verifica-se a quantidade de artigos dentro da temática publicados neste período.

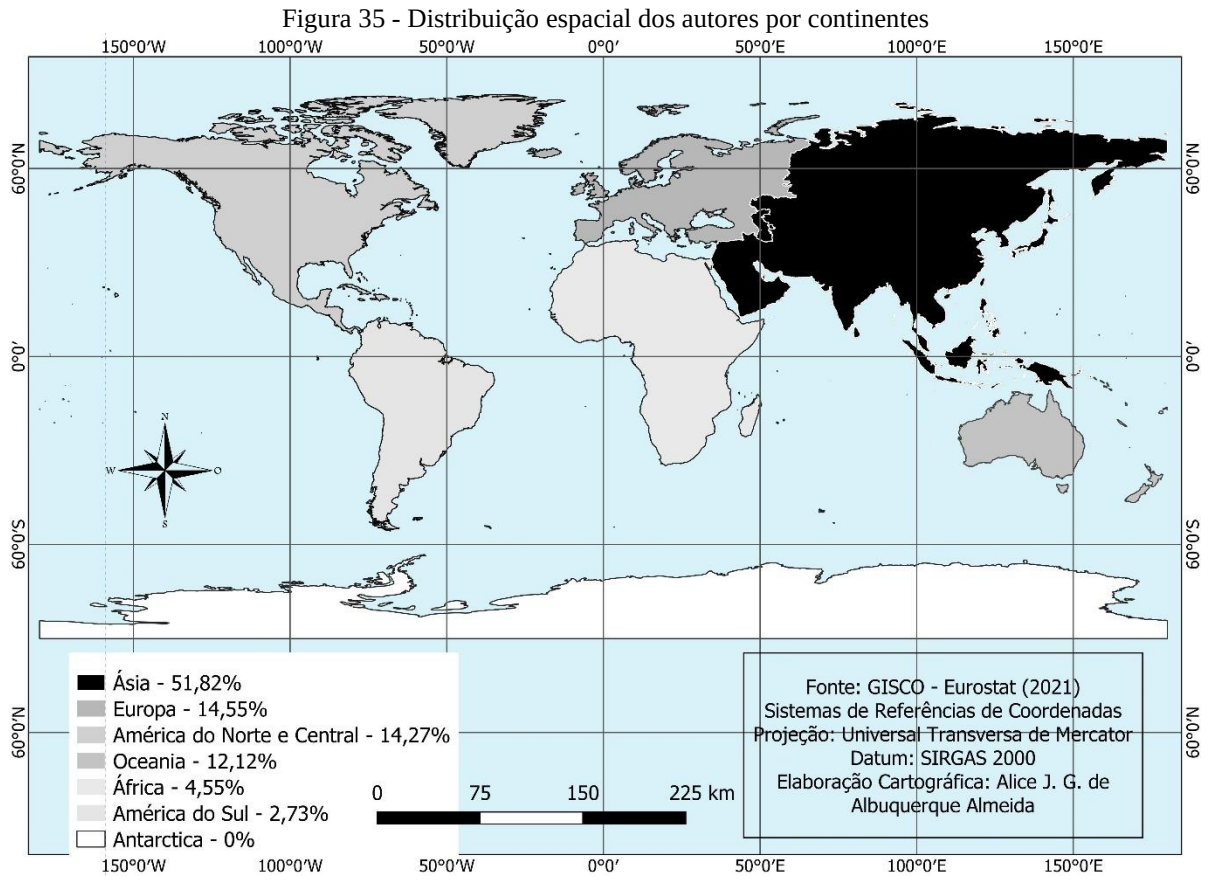
Figura 34 - Quantidade de publicações e acumulados de estudos sobre os indicadores “Landfill” AND “Landfill cover” AND “Biochar” entre 2012 e julho de 2021



Fonte: A Autora (2024).

De acordo com os periódicos analisados, da base de dados em questão, os estudos com aplicação de biocarvões em camadas de cobertura iniciou-se em 2012 e desde então é observado um crescimento de artigos que abordam o tema e justificam a sua aplicação, com diversos tipos de biomassa para produção de biocarvão. Até então, mesmo diante de uma pandemia, no ano de 2020 ocorreu a publicação de 15 artigos, e até o fechamento desta análise, em 2021 já existiam 8 artigos publicados. Caso as publicações continuem em ascensão, é possível que ao final do ano de 2021 o número de artigos publicados com esta combinação de indicadores tenha igualado ou ultrapassado o observado em 2020.

Os 67 artigos submetidos e publicados foram realizados por 330 autores, que estão distribuídos em 5 continentes. Para um melhor detalhamento da localização desses autores, foi realizada uma distribuição espacial com o quantitativo, em %, de autores presentes em cada continente. A maior parte da quantidade dos autores destes artigos estão localizados na Ásia, garantindo ao continente uma contribuição de 51,82%, quando comparado com os demais, seguido pela Europa com 14,55%, América do Norte com 14,27%, Oceania com 12,12%, África com 4,55% e América do Sul com 2,73% (Figura 35).



Fonte: A Autora (2024).

Avaliando de forma micro a localização destes autores, na Tabela 5 observa-se que o país com maior quantidade de autores envolvidos em pesquisas com estes indicadores é a China, com 115 pessoas gerando uma contribuição de 34,85%, seguido dos Estados Unidos, com 31 autores e 9,39% de contribuição, em seguida foi verificado que a Índia apresenta 27 autores que correspondem a 8,18% do total e Austrália com 16 e 7,88% de contribuição. Em relação a localização destas pesquisas, os países que lideraram foram a China, com 23 artigos realizados no país e Estados Unidos da América com 6 artigos.

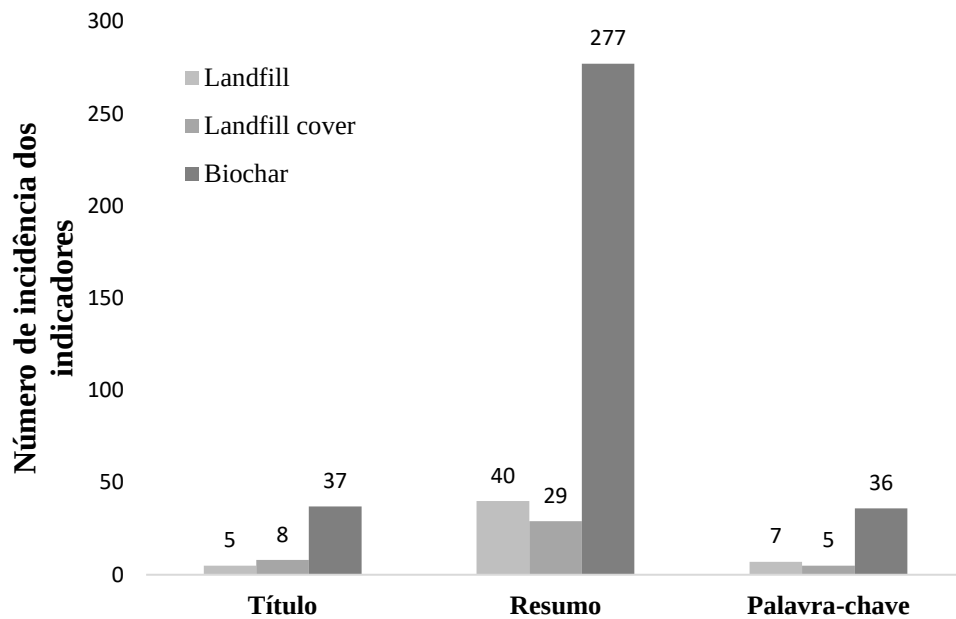
Tabela 5 - Distribuição demográfica dos autores dos artigos por continentes

Continente	País	Quantidade de autores	Porcentagem (%)	Contribuição por continente (%)
África	África do Sul	5	1,52	4,55
	Ilhas Maurício	6	1,82	
	Marrocos	1	0,30	
	Nigéria	3	0,91	
América do Norte	Canadá	16	4,85	14,24
	EUA	31	9,39	
América do Sul	Brasil	9	2,73	2,73
Ásia	China	115	34,85	51,82
	Coreia do Sul	10	3,03	
	Hong Kong	5	1,52	
	Índia	27	8,18	
	Irã	3	0,91	
	Japão	1	0,30	
	Malásia	5	1,52	
	Sri Lanka	4	1,21	
	Qatar	1	0,30	
Europa	Alemanha	2	0,61	14,55
	Áustria	2	0,61	
	Bélgica	3	0,91	
	Espanha	7	2,12	
	Estônia	4	1,21	
	França	5	1,52	
	Irlanda	4	1,21	
	Itália	4	1,21	
	Países Baixos	1	0,30	
	Polônia	7	2,12	
	Portugal	1	0,30	
	Reino Unido	3	0,91	
	República Tcheca	1	0,30	
	Suécia	4	1,21	
Oceania	Austrália	26	7,88	12,12
	Nova Zelândia	14	4,24	

Fonte: A Autora (2024).

Como forma de avaliar de maneira quali-quantitativa os artigos selecionados, foi verificada a ocorrência dos indicadores nos campos Título, Resumo e Palavras-Chave e a sua síntese é representada na Figura 36.

Figura 36 - Indicadores avaliados nos periódicos no período de 2012 a julho de 2021



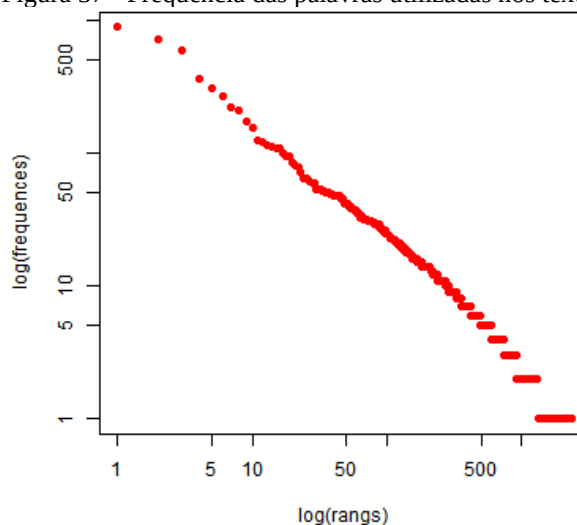
Fonte: A Autora (2024).

Foi constatado que o indicador “Biochar” esteve grafado nos artigos com incidência de 37 nos Títulos, 277 nos Resumos e 36 vezes nas Palavras-Chave. Em relação aos indicadores “Landfill” e “Landfill Cover” foi verificada a ocorrência de 5 e 8 para Títulos, 40 e 29 nos Resumos e 7 e 5 como parte constituinte das Palavras-Chaves, respectivamente. Diante da relevância dos indicadores nos artigos designados, há a reiteração que os artigos selecionados de fato fazem parte do eixo temático da pesquisa, justificando assim a continuação das análises com o uso do *software* Iramuteq.

4.1.1 Análise Estatística – Frequência de Palavras

Com o software Iramuteq foi possível observar a frequência de palavras dos artigos analisados, sendo uma das análises do programa apresentada na Figura 37.

Figura 37 - Frequência das palavras utilizadas nos textos



Fonte: A Autora (2024).

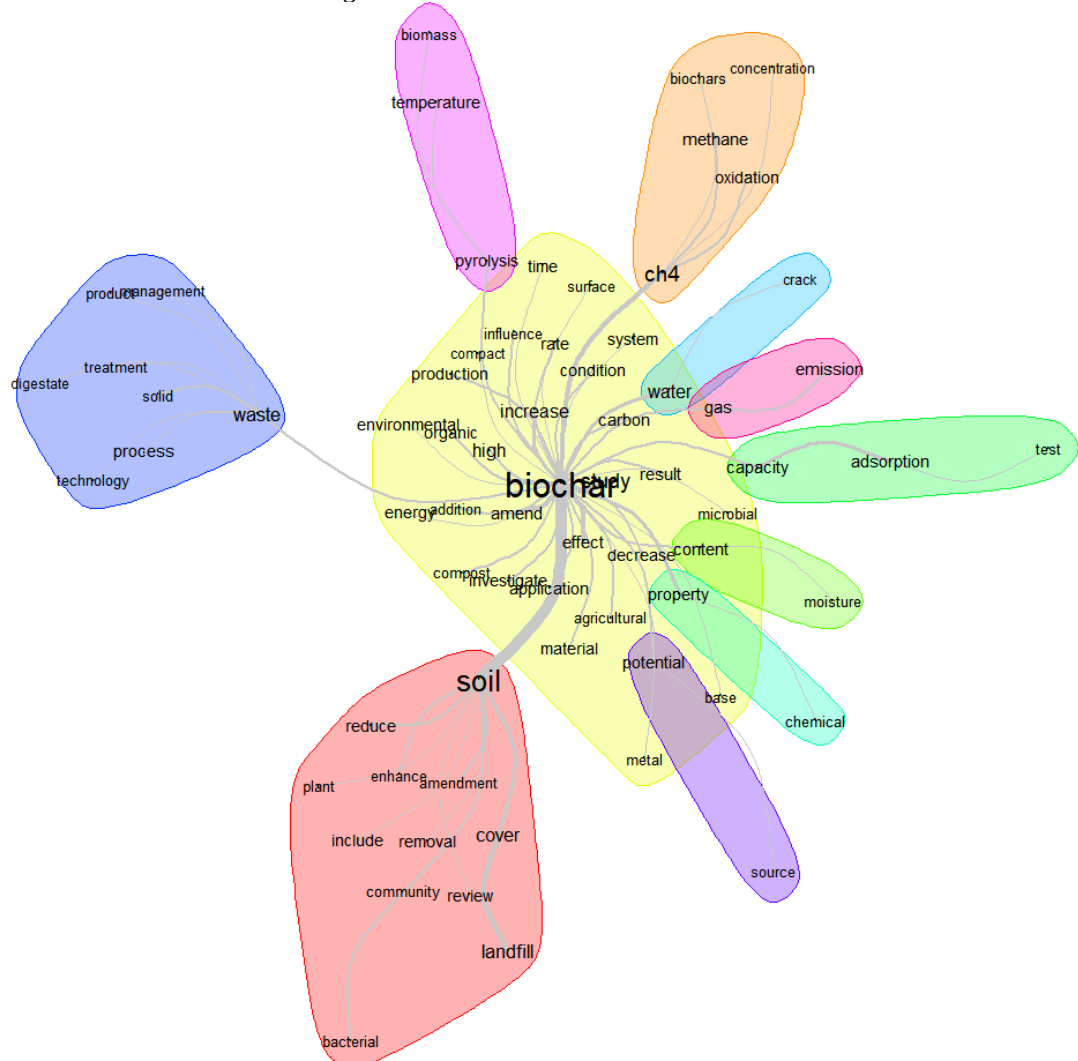
A partir desse gráfico é possível analisar a correlação entre as palavras encontradas com a sua frequência. No eixo Y (log-frequences) há a representação dos tipos de palavras e a sua frequência e é possível concluir que há uma grande quantidade de palavras que aparecem poucas vezes nos documentos. Avaliando o eixo X (log- rangs) é possível constatar que há uma certa similaridade entre os artigos avaliados, uma vez que há uma repetição das mesmas palavras em grande parte dos artigos. Ainda de acordo com a análise estatística do programa foi constatado que nos artigos havia 15820 palavras diferentes e destas, 1014 foram hápax (palavras que foram utilizadas apenas uma vez), obtendo uma média de ocorrências por texto de 232,65. Dentre as palavras mais utilizadas em todos os artigos, tem-se: “biochar”, “soil”, “CH₄”, “waste” e “landfill”.

Ainda por meio desta análise estatística, o software realiza uma organização a respeito das palavras mais encontradas, realizando um agrupamento dos termos que apresentam maior frequência. A partir da nuvem de palavras há esta disposição, onde as palavras que apresentaram maior frequência nos artigos encontram-se no centro da Nuvem e em maior tamanho, caracterizando como uma análise simples do tipo lexical (AMORIM et al., 2020; MELCHIOR;ZANINE, 2019; CAMARGO; JUSTO, 2013). Neste contexto é observado a evidência dos termos “biochar”, “soil”, “CH₄”, “waste”, “landfill” e “study”, o que confirma o tema desta pesquisa. Na Figura 38 é possível observar a nuvem de palavras dos artigos avaliados e na Tabela 6 o número de repetições destas palavras.

4.1.2 Análise de Similitude

Outra análise de extrema importância que também é obtida a partir das iterações do software é análise de similitude, que tem como finalidade avaliar os termos de forma geral e as suas ligações com outros termos existentes. Essas relações são exemplificadas por meio de grafos. Com a similitude é possível observar o contexto do *corpus* estudado, bem como avaliar a analogia entre os termos, propiciando uma melhor observação do contexto, uma vez que é possível avaliar esta interconexão entre as palavras, a partir de um processo realizado por meio de relações estatísticas (SALVIATI, 2017; CAMARGO; JUSTO, 2013). A similitude dos artigos avaliados está representada na Figura 39.

Figura 39 - Análise de Similitude



Fonte: A Autora (2024).

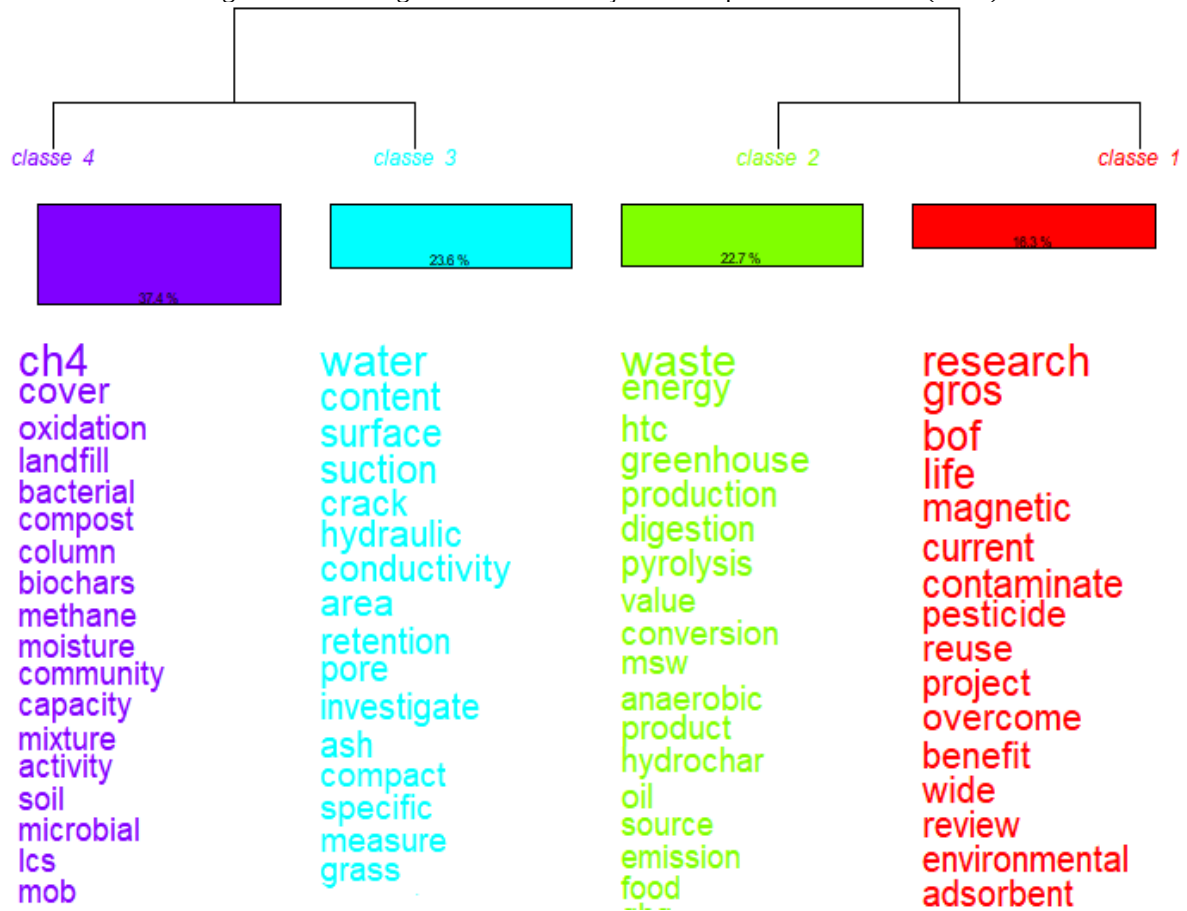
Para essa, optou-se por utilizar a ferramenta de “halo” para que todos os termos que apresentam conexão estivessem agrupados com cores diferenciais para uma melhor visualização. Neste contexto, o que é observado é o tamanho da fonte assim como o tamanho dos polígonos formados e a sua árvore de coocorrência (KLANT; SANTOS, 2021). Na pesquisa foi constatada a formação de 11 grupos, onde destes o grupo central, que é um dos grupos mais significativos, apresenta como destaque a palavra *biochar* como tema central dos artigos avaliados e a partir dele é que há a derivação entre os outros termos e grupos. Ainda é possível verificar que a maior relação entre a aplicação de biocarvões está associada com a sua aplicação em solos, mais especificamente em camadas de cobertura de aterros sanitários como forma de remoção e ligado diretamente por meio da árvore de coocorrência ao polígono laranja, que evidencia essa aplicação do biocarvão para oxidação do metano e diminuição dessas concentrações.

4.1.3 Análise de Especificidades e Classificação Hierárquica descendente (CHD)

A partir do *software* ainda é possível verificar uma relação entre as classes de segmentos de texto, por meio do Método de Reinert ou Classificação Hierárquica Descendente (CHD). Com esta classificação é possível verificar quais as palavras que se aproximam e organizá-las por meio de um dendrograma, onde as palavras são ajustadas de acordo com a ocorrência e divididas em classes com cores diferenciadas e Unidades de Contexto Elementar (UCE), que foram obtidas após as análises de textos iniciais.

O *corpus* geral foi realizado a partir dos 67 artigos analisados e 15820 ocorrências de palavras, onde foram avaliados 437 segmentos de textos e destes foram classificados 361 termos, obtendo um rendimento de 82,61%. A partir destes termos ocorreu a sua subdivisão em 4 classes semânticas de CHD sendo: Classe 1 (cor vermelha) apresentando 16,34% de ocorrências (59/361), Classe 2 (cor verde) com 22,71% (82/361), Classe 3 (cor azul) com 23,55% (85/361) e Classe 4 (cor roxa) com 37,4% (135/361) das ocorrências de palavras. A Figura 40 apresenta o dendrograma e a associação presente entre as classes 3 e 4 e classes 1 e 2, bem como as palavras com maiores recorrências nestas classes. Na Tabela 7 observa-se a porcentagem desses termos e o teste estatístico Qui-quadrado (χ).

Figura 40 - Dendograma da Classificação Hierárquica Descendente (CHD)



Fonte: A Autora (2024).

Tabela 7 - Porcentagem de uso e χ dos termos encontrados nas Classes

Classe 4 (37,4%)			Classe 3 (23,6%)			Classe 2 (22,7%)			Classe 1 (16,3%)		
Palavra	%	χ	Palavra	%	χ	Palavra	%	χ	Palavra	%	χ
CH ₄	86,57	84,57	water	66	58,11	waste	68	67,8	research	76,92	36,2
cover	86,49	42,44	content	64,86	39,1	energy	70	41,67	gros	100	31,23
oxidation	82,14	25,96	surface	80	37,49	htc	100	38,6	life	80	30,48
landfill	69,57	23,3	suction	100	36,84	greenhouse	100	34,99	magnetic	100	25,95
bacterial	93,33	20,92	crack	92,31	35,42	production	70,83	33,91	current	100	25,95
compost	80,95	18,07	hydraulic	100	33,4	digestion	100	31,4	contaminate	85,71	25,13
column	92,31	17,37	conductivity	100	33,4	pyrolysis	63,33	30,75	pesticide	100	20,7
biochars	80	16,42	area	81,25	30,97	value	90	26,52	reuse	100	20,7
methane	70,97	16,33	retention	84,62	27,94	conversion	78,57	25,89	project	100	20,7
moisture	86,67	16,23	pore	90	25,23	msw	100	24,29	overcome	100	20,7
community	82,35	15,4	investigate	64	24,42	anaerobic	100	24,29	benefit	61,54	20,15
capacity	68,75	14,74	ash	100	23,18	product	65	21,57	wide	83,33	20,03
mixture	90,91	13,88	compact	73,33	21,55	hydrochar	100	20,76	review	43,75	19,29
activity	84,62	12,84	specific	81,82	21,4	oil	100	20,76	environmental	44,83	18,71
soil	49,6	12,16	measure	100	19,81	source	68,75	20,21	adsorbent	66,67	17,1
microbial	80	12,13	grass	100	19,81	emission	52,94	19,53	-	-	-
lcs	100	11,95	-	-	-	food	80	19,23	-	-	-
mob	100	11,95	-	-	-	-	-	-	-	-	-

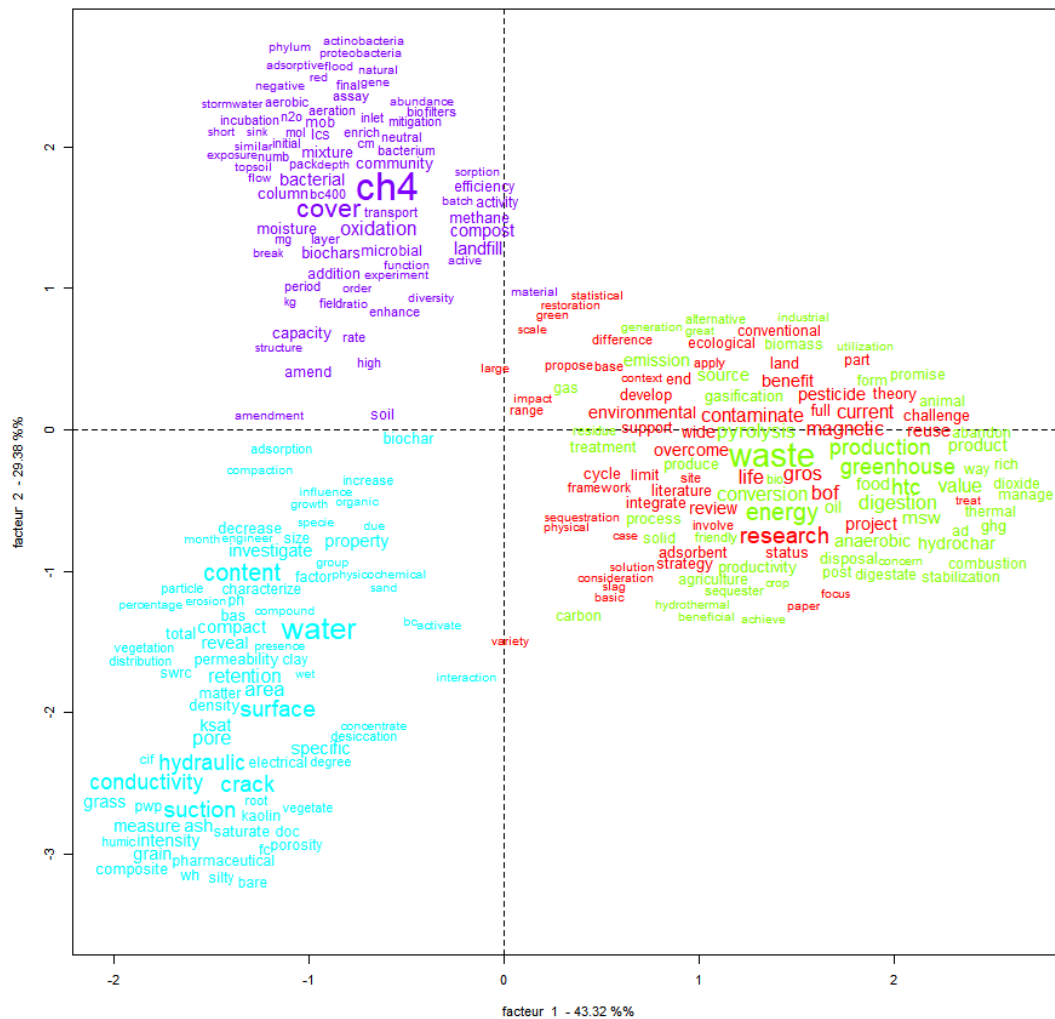
Fonte: A Autora (2024).

Ainda com o programa é possível analisar os termos de acordo com a porcentagem de aparição e o grau de associação entre as variáveis por meio do teste Qui-quadrado (χ^2). Segundo estes dados foi observado que a maior relação está presente entre as Classes 4 e 3, que detiveram cerca de 37,4 e 23,6% do total das demais classes. Na Classe 4 foi observado uma predominância dos termos mais relacionados a biocarvão, camadas de cobertura e oxidações em aterros sanitários, enquanto na Classe 3 foram observados termos mais gerais como água, conteúdo, superfície, sucção e condutividade.

A similaridade entre as Classes 1 e 2 ocorreu em termos mais associados à temática ambiental, como gases de efeito estufa, contaminação, energia, meio ambiente e desperdício. Avaliando de forma estatística, em relação aos valores obtidos de χ nas classes, constatou-se que para a Classe 4 os termos de maior significância foram *CH₄* e *cover* ($\chi=84,57$ e $42,44$, respectivamente), na Classe 3 foram *water* e *content* ($\chi=58,11$ e $39,1$), na Classe 2 foram os termos *waste* e *energy* ($\chi=67,8$ e $41,67$) e na Classe 1 foram *research* e *gros* ($\chi=36,2$ e $31,23$).

Estas relações ficam ainda mais claras na Figura 41, onde é evidenciada, em forma de plano cartesiano, a divisão das classes e as suas conexões, por meio das frequências das palavras e a sua relação estatística a partir do teste de Qui-quadrado.

Figura 41 - Análise fatorial de correspondência (AFC)



Fonte: A Autora (2024).

A Análise Fatorial de Correspondência (AFC) elucidou as divisões das classes e relaciona, assim como foi visto no dendrograma, que as Classes 1 e 2 estão relacionadas e possuem como palavras-chave os termos *waste* e *research*, enquanto na Classe 3 temos *water* e *surface* e na Classe 4 *CH₄*, *cover* e *oxidation*. Aproximando do centro no plano é possível verificar quais palavras apresentam em comum em todas as classes que são *range*, *large* e *impact*. Nessa análise, o tamanho das palavras também destaca a importância das mesmas diante das classes, assim como os quadrantes servem para melhor avaliar a aproximação e afastamento entre as classes e suas conexões. Sendo assim, avaliar inicialmente sobre a aplicação de biocarvões em camadas de cobertura, por meio de um estudo bibliométrico, apresenta-se como uma possibilidade para entender sobre a literatura mundial sobre o tema, além de servir como estado da arte para a pesquisa em questão.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS BIOCARVÕES

Foi realizada a caracterização dos biocarvões de resíduos de madeira e de caroço de açaí com Microporosimetria (com determinação da área superficial, volume e diâmetro dos poros) (BET), Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) e Difração de Raios X (DRX). Os resultados obtidos estão descritos nesta seção.

4.2.1 Microporosimetria dos biocarvões de açaí e de resíduos de madeira

Na Tabela 8 são apresentados os resultados obtidos para as duas amostras ensaiadas.

Tabela 8 - Resultados da microporosimetria dos biocarvões

Amostra	Área superficial (m².g⁻¹)	Volume dos poros (cm³.g⁻¹)	Diâmetro dos poros (Å)
Biocarvão de Açaí	2,46	0,005035	81,6
Biocarvão de Madeira	314,3	0,227	28,8

Fonte: A Autora (2024).

Para as amostras ensaiadas foi verificado que o biocarvão de açaí apresenta uma área superficial de 2,46 m².g⁻¹, um volume de poros de 0,005035 cm³.g⁻¹ e poros de diâmetro de 81,6 Å. A amostra de biocarvão de resíduos de madeira apresentou uma área superficial de 314,3 m².g⁻¹, volume dos poros de 0,227 cm³.g⁻¹ e poros de diâmetros de 28,8 Å. O aumento expressivo na área superficial entre os dois biocarvões, além dos parâmetros das características dos poros destes materiais está associado ao processo de produção dos distintos biocarvões. Resultados semelhantes para o parâmetro de área superficial verificados no biocarvão de açaí foram encontrados em Blanca Pascual et al. (2020) para biocarvões de resíduos de oliva e de palha de arroz e para o biocarvão de resíduos de madeira foram verificados na bibliografia trabalhos com valores de área superficial semelhantes para biocarvões de resíduos de casca de coco, em Mukherjee et al. (2019) e para biocarvões de resíduos de madeira em Wang et al. (2019).

Os biocarvões apresentaram um aumento na sua área superficial e consequentemente uma maior capacidade de adsorção associada. A presença de poros apresenta-se como um fator interessante quando se avalia a aplicação de biocarvões em camadas de cobertura, uma vez que

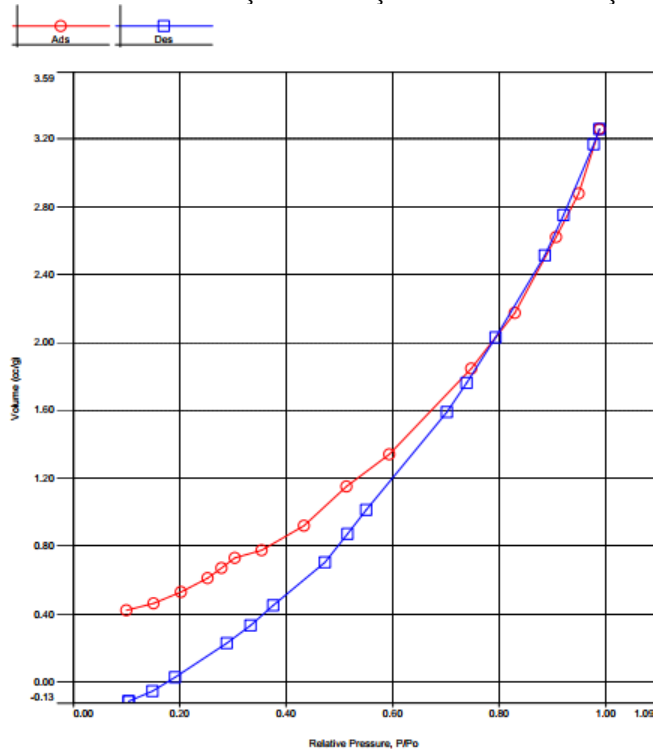
esta porosidade propicia a retenção do biogás nos poros dos elementos em questão, colaborando para a retenção de emissões fugitivas em aterros sanitários.

Embora ambos os carvões tenham sido produzidos com o uso de um gaseificador, a baixa granulometria dos caroços de açaí pode ter dificultado a entrada de ar e como consequência a distribuição da temperatura em toda amostra, ocasionando em uma pirólise insuficiente. Este fator é notável nos dados obtidos, principalmente na área superficial do biocarvão de açaí. Pessoa et al (2019) também apresentaram biocarvões de açaí com comportamento semelhante. Uma proposta de melhorar o rendimento do biocarvão de açaí seria a realização da sua ativação química para melhoria da estrutura dos seus poros. Este problema não foi verificado para o biocarvão de resíduos de madeira, fato verificado pelos dados obtidos a partir da análise da sua microporosimetria.

A disparidade entre o volume e diâmetro dos poros dos diferentes biocarvões está associada a possíveis obstruções entre os poros do biocarvão de açaí. A presença de cinzas entre os poros possibilitando esta obstrução e, conseqüentemente, esta diminuição neste volume dos poros. Para biocarvões de açaí sem ativação química, Pessoa et. al (2019) obtiveram comportamento semelhante para volume dos poros e área superficial dos obtidos para o biocarvão do presente estudo. Já para as amostras ensaiadas por Nascimento et al. (2021) para biocarvões de resíduos de madeira, o biocarvão de madeira da presente pesquisa também apresentou similaridade com o volume e diâmetro dos poros.

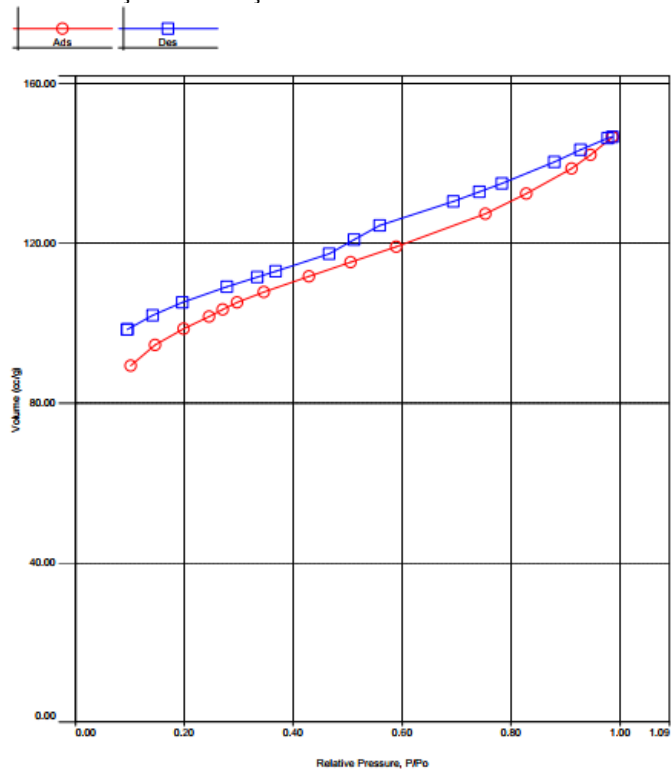
Com o método BET ainda foi possível determinar as isotermas das amostras de biocarvões em processos de adsorção e dessorção de N_2 . Os dados das isotermas foram fornecidos em termos de quantidade de gás adsorvida em relação à pressão relativa de equilíbrio, dados a uma temperatura constante. Nas Figuras 42 e 43 são apresentadas as isotermas para os diferentes biocarvões.

Figura 42 - Isoterma de adsorção e dessorção do biocarvão de açaí



Fonte: A Autora (2024).

Figura 43 - Isoterma de adsorção e dessorção do biocarvão de resíduos de madeira



Fonte: A Autora (2024).

Em relação a classificação das isotermas propostas por Thommes et al. (2015), o biocarvão de açaí apresentou uma isoterma semelhante a uma isoterma de classificação III,

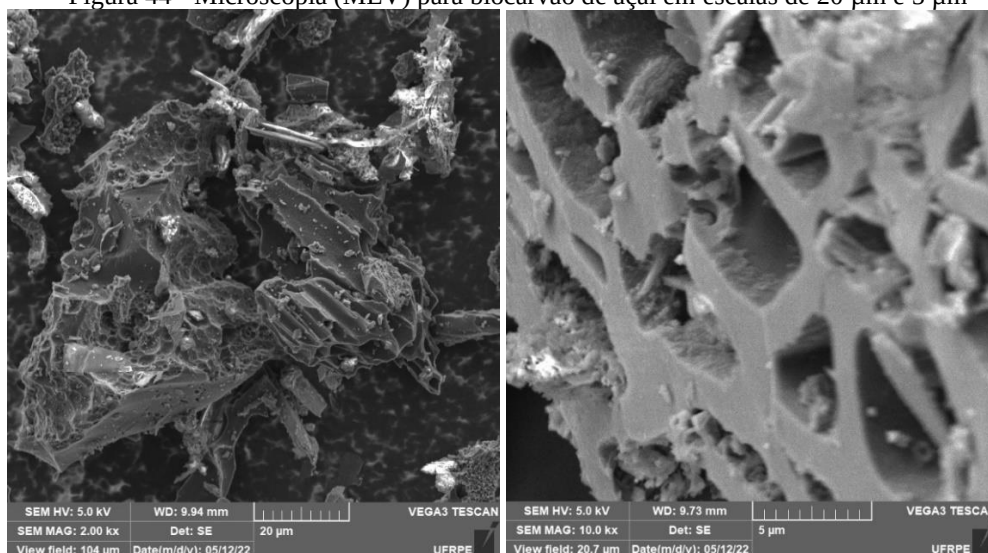
enquanto o biocarvão feito com resíduos de madeira apresentou uma isoterma com comportamento semelhante a uma de classificação II. Segundo Ruthven (1984) isotermas de comportamento do tipo II e III são características de materiais não porosos.

No biocarvão de açaí há uma certa semelhança com a isoterma obtida para o biocarvão de madeira, no entanto essa afinidade com a isoterma do tipo III indica que não há a formação de uma monocamada, e sim que a adsorção deste material acontece em diversas camadas (multicamadas). O biocarvão de madeira apresentou uma curvatura mais gradual, característica comum em isotermas do tipo II, que segundo a União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC) materiais que apresentam esta conformação costumam indicar estrutura macroporosa ou não-porosa (THOMMES et al., 2015; MARTINEZ, 1988). O comportamento de isoterma do tipo II em biocarvões também foi verificado em Silva et al. (2023) e Neusatz Guilhen (2018) para biocarvões sem ativação química.

4.2.2 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

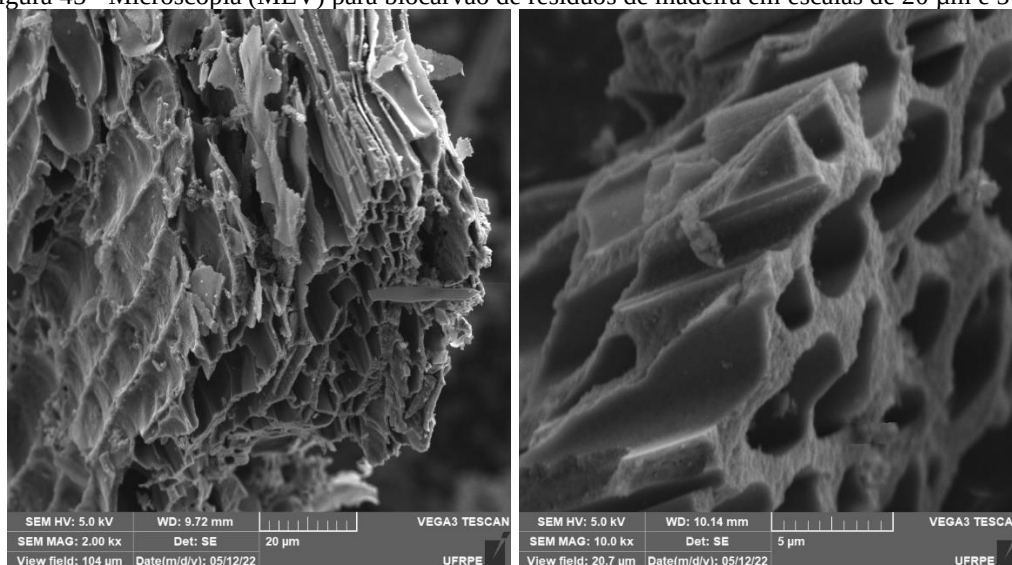
Os resultados obtidos nos ensaios de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) para os biocarvões de açaí e de resíduos de madeira estão apresentados nas Figuras 44 e 45, em ampliações de 2000x e 10000x, respectivamente 20 μm e 5 μm .

Figura 44 - Microscopia (MEV) para biocarvão de açaí em escalas de 20 μm e 5 μm



Fonte: A Autora (2024).

Figura 45 - Microscopia (MEV) para biocarvão de resíduos de madeira em escalas de 20 μm e 5 μm

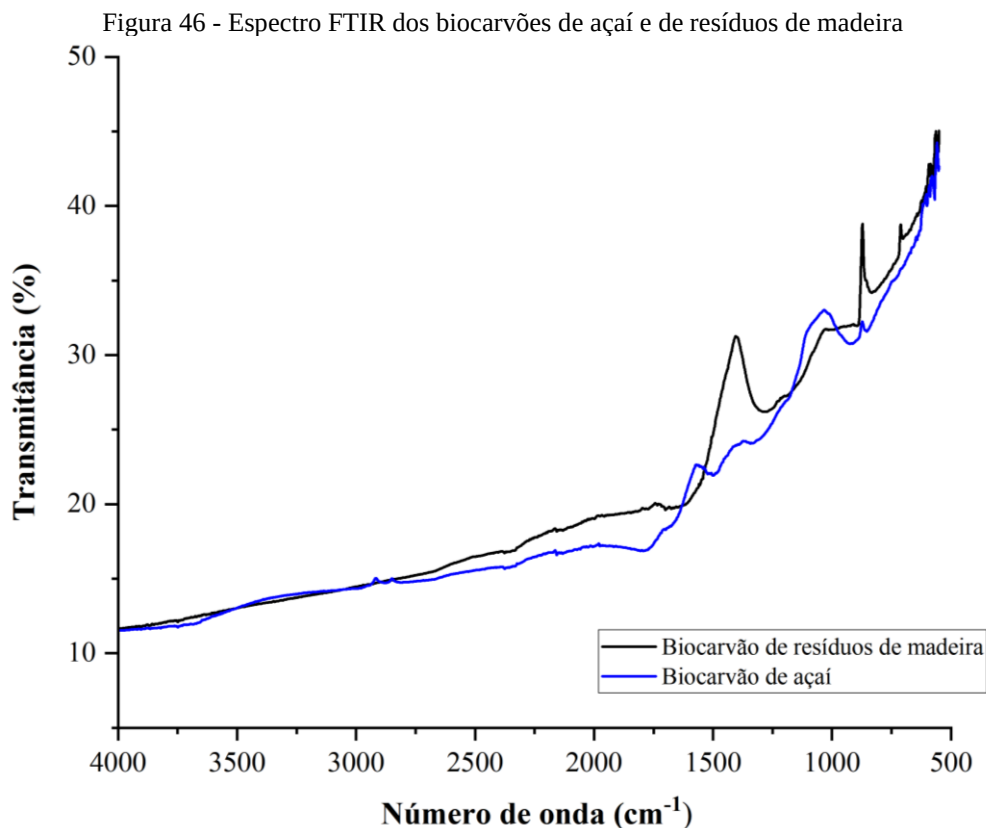


Fonte: A Autora (2024).

A partir da microscopia foi possível aferir, com riqueza de detalhes, a estrutura dos biocarvões. A realização desse ensaio confirmou o que diversos autores afirmam na literatura acerca da estrutura dos biocarvões de modo geral. Ambos os materiais apresentam estrutura porosa e certa homogeneidade entre seus poros, embora tenha sido verificado que no biocarvão de açaí (Figura 44) há a presença de alguns fragmentos de cinzas dentro dos seus poros, o que não foi constatado no biocarvão de resíduos de madeira. Nascimento (2021) e Kelm et al. (2019) também avaliaram a microscopia de biocarvões de madeira e constataram que estes poros observados nos biocarvões foram decorrentes do processo de gaseificação que estes materiais passaram.

4.2.3 Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

Sabendo que a espectroscopia no infravermelho é uma técnica analítica utilizada para medir a absorção de uma dada amostra em relação a radiação infravermelha, foi submetido este procedimento nas diferentes amostras de biocarvão para determinação da sua estrutura química. A Figura 46 é apresenta o comportamento dos dois biocarvões analisados na pesquisa.



Fonte: A Autora (2024).

Analisando a Figura 46 é possível observar, mesmo tratando-se de dois biocarvões de materiais diferentes com diferentes processos de queimas e consequentemente diferentes características químicas estruturais, um comportamento similar nas funções químicas entre ambos os carvões, com diferenças acentuadas em determinados números de onda. O biocarvão de açaí apresenta bandas de pouca intensidade, principalmente na faixa de 4000 a 3000 cm^{-1} onde denota a presença de picos posteriormente. Ambos os carvões apresentam características similares até o comprimento de onda 2800 cm^{-1} , apresentando diferente comportamento para os comprimentos de onda seguintes.

O processo de queima para formação dos biocarvões não possibilitou a ocorrência de moléculas de água na região de 3500 cm^{-1} , este comportamento é semelhante ao que foi determinado em Pessoa et al. (2019) e Pereira Neto (2021).

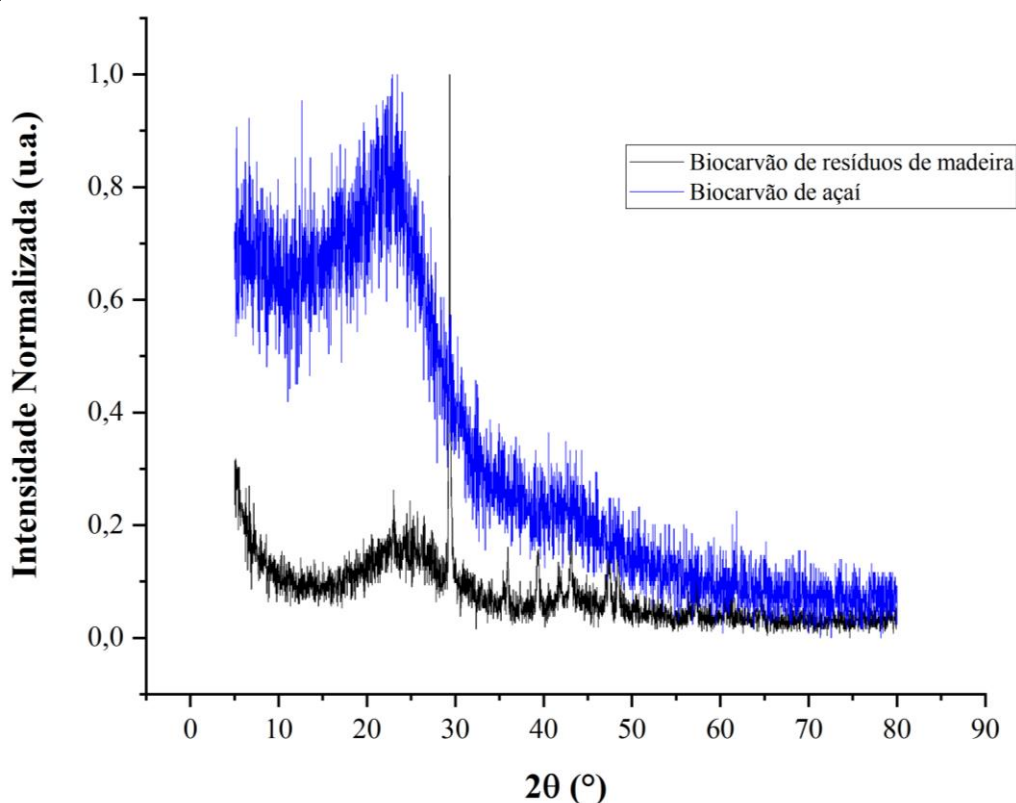
Para Borges (2022) o estiramento assimétrico apresentado em torno de 1600 e 1400 cm^{-1} para ambos os carvões é um indicativo da presença de celulose, lignina e hemicelulose, o que é esperado visto que os carvões são de origem vegetal, sendo um fator característico em anéis aromáticos. Nos biocarvões as bandas verificadas entre 900 e 500 cm^{-1} estão relacionadas com os compostos aromáticos do grupo fenólicos presentes nas amostras, este comportamento é

semelhante ao verificado em Serrão (2021). Ainda foi observado que o biocarvão de açaí apresentou pico em 1027 e 873 cm^{-1} , que podem ser indicativos de dobramentos.

4.2.4 Difração de Raios X (DRX)

O ensaio de difração de Raios X tem finalidade determinar a cristalinidade do material analisado. Na Figura 47 são apresentando os difratogramas das amostras de biocarvão de açaí e de resíduos de madeira.

Figura 47 - Difratogramas de raios-X para as amostras de biocarvões de açaí e de resíduos de madeira



Fonte: A Autora (2024).

O biocarvão de açaí (feixe azul) apresentado na Figura 47 apresentou em toda sua extensão ausência de picos determinantes, sendo este um ponto característico em estruturas de características amorfas, assim como também é verificado em Muniandy et al. (2014). Já no biocarvão de resíduos de madeira é observado a atenuação de picos mais agudos, principalmente na angulação de $2\theta = 30^\circ$, o que pode ser justificado pelo processo de produção deste carvão que possibilitou uma queima mais efetiva, visto a área superficial obtida neste biocarvão assim como no seu comportamento que apresenta semelhança com biocarvões que

passaram pelo processo de ativação química. Outro ponto relevante é que em ambas as amostras foram verificados valores mínimos no comportamento das curvas em torno de 10 a 17° o que por sua vez é uma característica da presença de lignina nas amostras ensaiadas (VASSILEV et al., 2013). O pico agudo verificado para a amostra de biocarvão de resíduos de madeira é um indicativo de estrutura do tipo cristalina, além das amostras serem do tipo amorfas. Estas correlações também verificadas em Santos (2023), Pereira Neto (2021), Almeida et al. (2021) Nascimento (2019) e Pessôa et al. (2019).

4.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO SOLO E MISTURAS

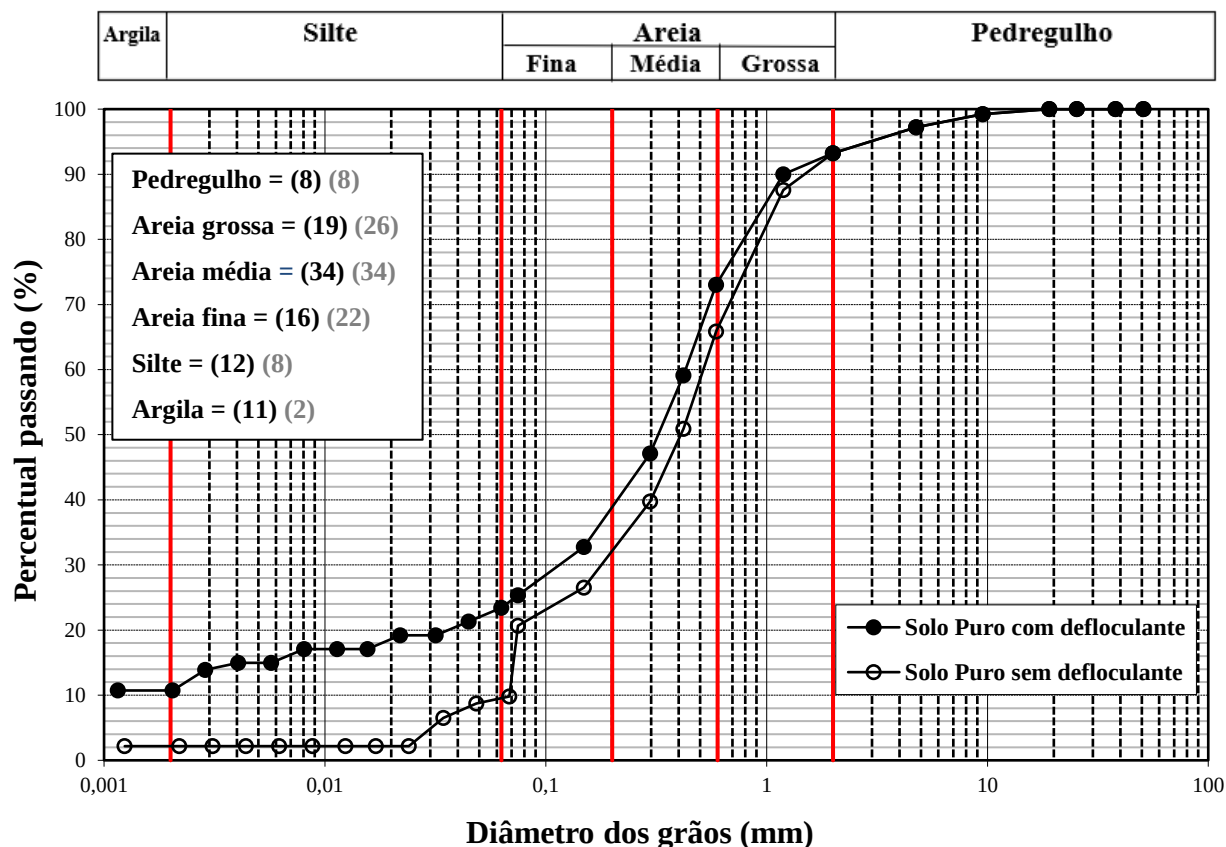
4.3.1 Análise Granulométrica

Os resultados obtidos para os ensaios de granulometria estão apresentados a seguir para as amostras de Solo natural, Mistura SBA e Mistura SBM. Para todas as amostras os ensaios foram realizados com defloculante e com dispersor (com a finalidade de verificar a dispersividade das amostras ensaiadas) e sem defloculante e sem dispersor.

- Solo Natural

A Figura 48 apresenta o gráfico da distribuição granulométrica do solo natural.

Figura 48 - Curva granulométrica do Solo Natural – com e sem defloculante



Fonte: A Autora (2024).

De acordo com os dados obtidos a partir da curva granulométrica com o uso de defloculante, tem-se D_{30} igual a 0,115mm, D_{60} igual a 0,3mm e em relação aos dados de D_{10} não foi possível a sua determinação, uma vez que os grãos de argila presentes na amostra possuem dimensões menores que 0,001mm, sendo esta a menor dimensão possível de ser determinada no ensaio de sedimentação. Desta forma, não é possível realizar o cálculo do Coeficiente de Não Conformidade (CNU) e do Coeficiente de Curvatura (CC).

Avaliando a curva granulométrica sem o uso de defloculante é possível verificar que D_{10} igual a 0,068mm, D_{30} igual a 0,15mm e o D_{60} é igual a 0,50mm; sendo assim, o valor do CNU é igual a 7,35 e CC é igual a 0,66. De acordo com Pinto (2013) e Queiroz (2015) o coeficiente de não uniformidade avalia o quanto bem graduada é uma curva, para CNU acima de 4 é indicativo que a areia em questão é bem graduada. Entretanto, CC apresentou valor abaixo de 1, o que justifica a descontinuidade da curva consonante com a ausência de grãos de determinados diâmetros.

De acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS), desenvolvido por Casagrande (1948) e atualizado por Oliveira e Brito (1998), o solo é classificado como areia

silto-argilosa bem graduada (SM) de baixa plasticidade. A Tabela 9 apresenta as porcentagens de cada fração granulométrica, além dos valores dos limites de plasticidade e liquidez e massa específica real dos grãos.

Tabela 9 - Caracterização física do solo natural		
Solo Natural		
Granulometria (%)	Argila	11
	Silte	12
	Areia Fina	16
	Areia Média	34
	Areia Grossa	19
	Pedregulho	8
Índice de Consistência (%)	LL	22
	LP	16
	IP	6
Massa específica real dos grãos (g/cm³)	-	2,652

Fonte: A Autora (2024).

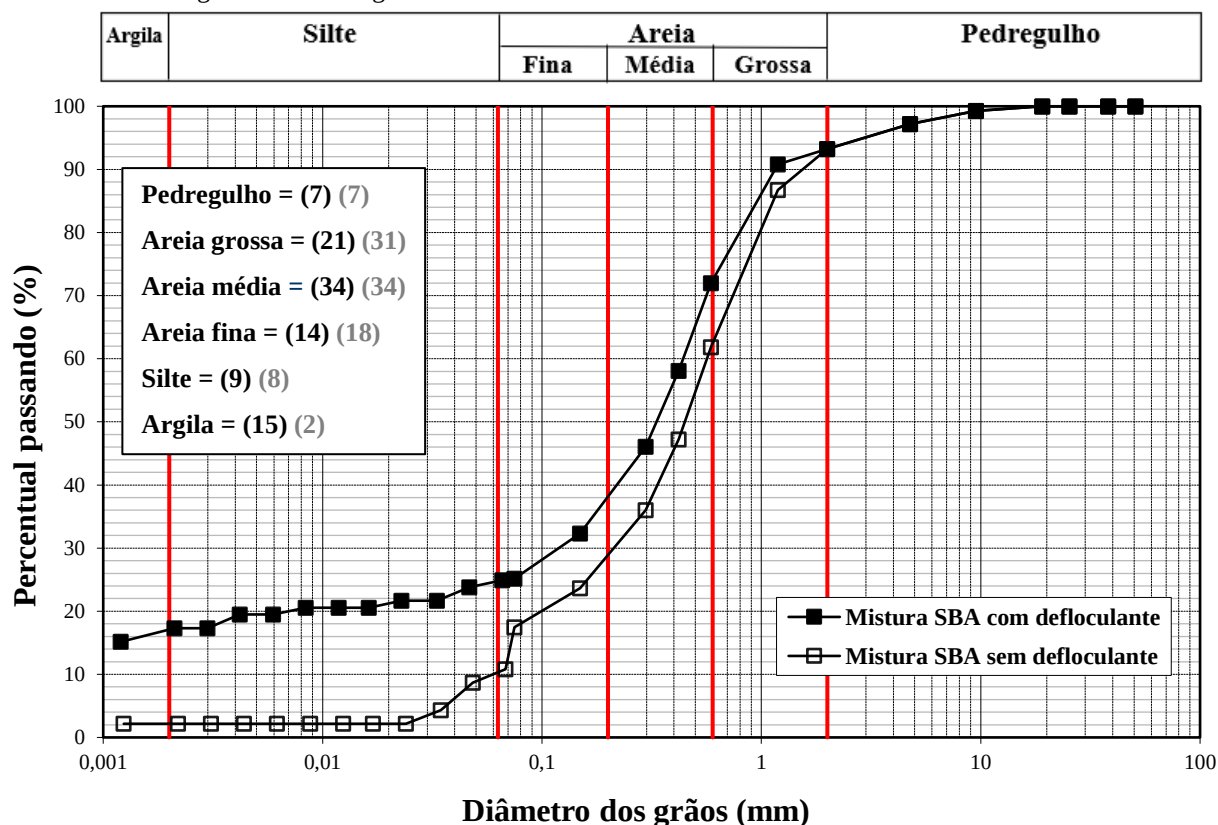
Legenda: LL: Limite de liquidez – LP: Limite de Plasticidade – IP: Índice de Plasticidade.

O solo em questão apresentou massa específica real dos grãos de 2,652g/cm³ e índice de plasticidade de 6%, caracterizando assim com um solo fracamente plástico.

- Mistura SBA

O ensaio de granulometria para a mistura SBA é apresentado na Figura 49, tendo sido também avaliados o comportamento do material com e sem defloculante.

Figura 49 - Curva granulométrica da Mistura SBA – com e sem defloculante



Fonte: A Autora (2024).

De acordo com os dados obtidos a partir da curva granulométrica com o uso de defloculante, tem-se D_{30} igual a 0,114mm, D_{60} igual a 0,42mm e em relação aos dados de D_{10} não foi possível a sua determinação. Desta forma, não é possível realizar o cálculo do Coeficiente de Não Conformidade (CNU) e do Coeficiente de Curvatura (CC).

Para a curva granulométrica sem o uso de defloculante é possível verificar que D_{10} igual a 0,06mm, D_{30} igual a 0,21mm e o D_{60} é igual a 0,58mm; sendo assim, o valor do CNU é igual a 9,66 e CC é igual a 1,27. A areia em questão é uma areia bem graduada e o valor de CC obtido acima de 1 e menor que 3 justifica a curva apresentar este comportamento suave.

De acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS), desenvolvido por Casagrande (1948) e atualizado por Oliveira e Brito (1998), o solo é classificado como areia argilo-siltosa bem graduada (SC) de baixa plasticidade. A Tabela 10 apresenta as porcentagens de cada fração granulométrica, além dos valores dos limites de plasticidade e liquidez e massa específica real dos grãos.

Tabela 10 - Caracterização física da Mistura SBA

Mistura SBA		
Granulometria (%)	Argila	15
	Silte	9
	Areia Fina	14
	Areia Média	34
	Areia Grossa	21
	Pedregulho	7
Índice de Consistência (%)	LL	25
	LP	17
	IP	8
Massa específica real dos grãos (g/cm³)		2,574

Fonte: A Autora (2024).

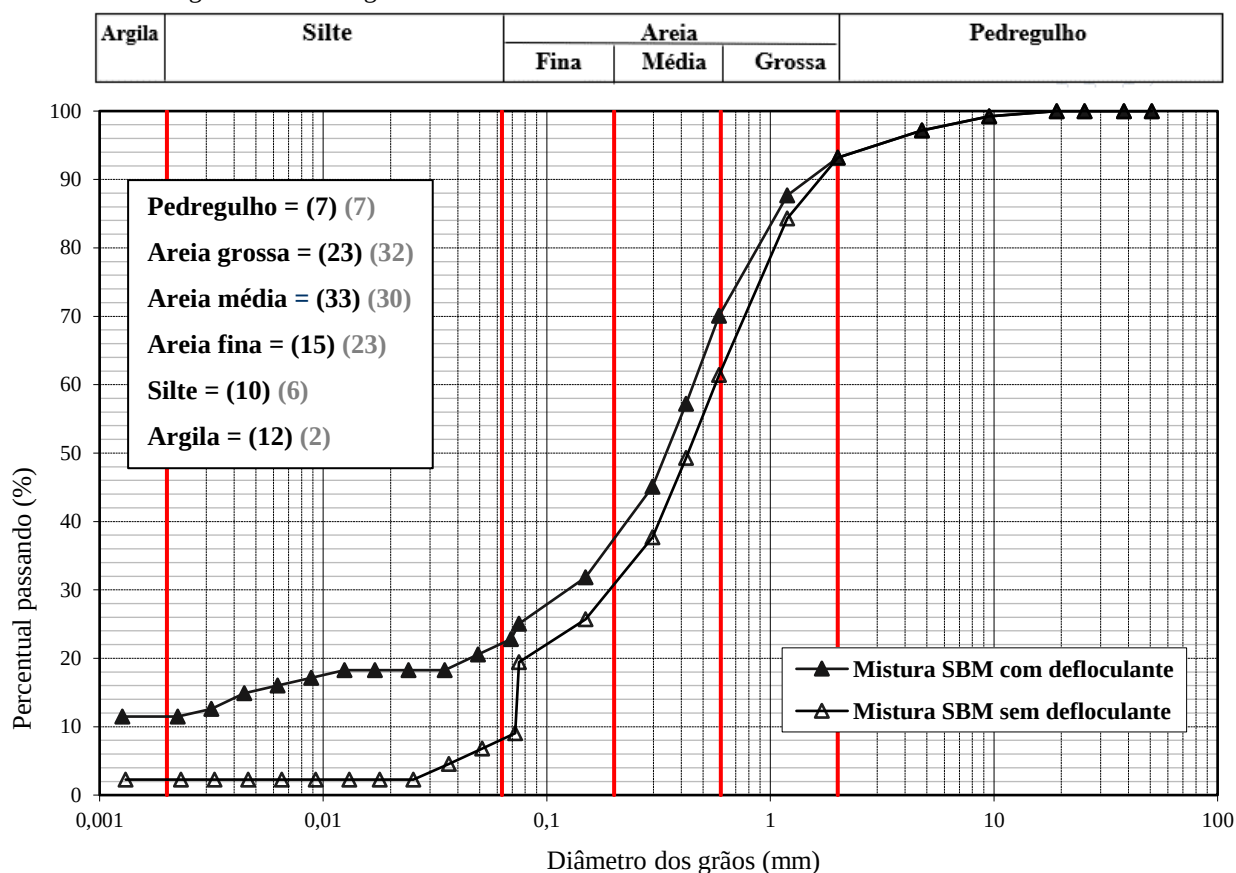
Legenda: LL: Limite de liquidez – LP: Limite de Plasticidade – IP: Índice de Plasticidade.

O solo em questão apresentou massa específica real dos grãos de 2,574g/cm³ e índice de plasticidade de 8%, caracterizando assim com um solo medianamente plástico.

- Mistura SBM

Para a mistura SBM foram realizados os mesmos procedimentos, seguindo as diretrizes do normativo e na Figura 50 é apresentado o resultado da curva granulométrica com e sem defloculante.

Figura 50 - Curva granulométrica da Mistura SBM – com e sem defloculante



Fonte: A Autora (2024).

De acordo com os dados obtidos a partir da curva granulométrica com o uso de defloculante, D_{10} também igual a zero, assim como nas demais amostras, D_{30} igual a 0,117mm e D_{60} igual a 0,45mm. Sendo assim, também não foi possível realizar o cálculo do Coeficiente de Não Conformidade (CNU) e do Coeficiente de Curvatura (CC).

A respeito da curva granulométrica sem o uso de defloculante é possível verificar que D_{10} igual a 0,07mm, D_{30} igual a 0,199mm e o D_{60} é igual a 0,59mm; obtendo o valor do CNU é igual a 8,42e CC é igual a 0,96. A areia em questão é uma areia bem graduada e a descontinuidade da curva é justificada pelo valor de CC abaixo de 1.

Segundo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS), desenvolvido por Casagrande (1948) e atualizado por Oliveira e Brito (1998), o solo é classificado como areia argilo-siltosa bem graduada (SC) de baixa plasticidade. A Tabela 11 apresenta as porcentagens de cada fração granulométrica, além dos valores dos limites de plasticidade e liquidez e massa específica real dos grãos.

Tabela 11 - Caracterização física da Mistura SBM

Mistura SBM		
Granulometria (%)	Argila	12
	Silte	10
	Areia Fina	15
	Areia Média	33
	Areia Grossa	23
	Pedregulho	7
Índice de Consistência (%)	LL	26
	LP	17
	IP	9
Massa específica real dos grãos (g/cm³)		2,506

Fonte: A Autora (2024).

Legenda: LL: Limite de liquidez – LP: Limite de Plasticidade – IP: Índice de Plasticidade.

O solo em questão apresentou massa específica real dos grãos de 2,506g/cm³ e índice de plasticidade de 9%, caracterizando assim com um solo medianamente plástico. Na Tabela 12 é apresentado um quadro resumo com todos os resultados de caracterização das amostras ensaiadas.

Tabela 12 - Resumo dos resultados de caracterização de todas as amostras

Material		Solo Natural	Mistura SBA	Mistura SBM
Granulometria (%)	Argila	11	15	12
	Silte	12	9	10
	Areia Fina	16	14	15
	Areia Média	34	34	33
	Areia Grossa	19	21	23
	Pedregulho	8	7	7
Índice de Consistência (%)	LL	22	25	26
	LP	16	17	17
	IP	6	8	9
Massa específica real dos grãos (g/cm³)		2,652	2,574	2,506

Fonte: A Autora (2024).

Legenda: LL: Limite de liquidez – LP: Limite de Plasticidade – IP: Índice de Plasticidade.

Avaliando todas as amostras ensaiadas é possível verificar que em ambas as misturas foi ainda observado uma redução na massa específica real dos grãos, quando comparado o solo natural com as misturas de solo com os diferentes biocarvões. Para a adição de biocarvão de açaí a redução nestes parâmetros foi de 2,94% e na amostra com biocarvão de resíduos de

madeira foi de 5,5%. Esta redução está associada as características e propriedades dos biocarvões, principalmente quanto a sua porosidade. Em Van Zwieten et al. (2010) e Sun et al. (2014) também foram constatados comportamento semelhante em relação a redução da massa específica real dos grãos e alteração da distribuição granulométrica das misturas quando aplicado biocarvões no solo.

4.3.2 Compactação

Na Figura 51 são apresentadas as curvas de compactação das amostras de solo e misturas SBA e SBM, já a Tabela 13 apresenta a comparação entre os resultados.

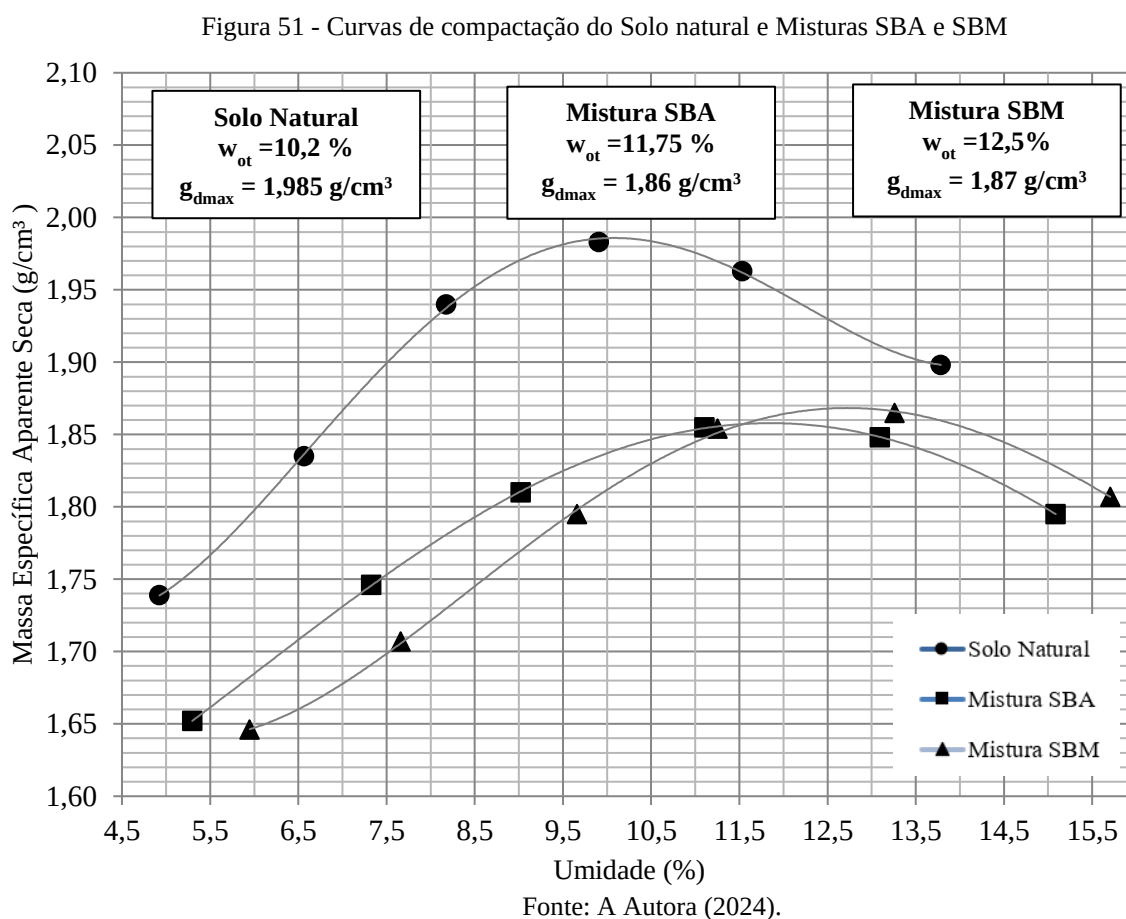


Tabela 13 - Comparativo dos Parâmetros obtidos no ensaio de compactação

Material	Umidade Ótima (%)	Massa específica aparente seca máxima (g/cm³)
Solo Natural	10,20	1,98
Mistura SBA	11,75	1,86
Mistura SBM	12,50	1,87

Fonte: A Autora (2024).

Para o solo natural foi observada uma umidade ótima de 10,2% e massa específica aparente seca máxima de 1,985g/cm³, no entanto para as misturas foi observado que a inserção de biocarvão ao solo proporcionou um deslocamento das curvas de compactação no eixo da umidade. A mistura SBA apresentou uma umidade ótima de 11,75% e massa específica aparente seca máxima de 1,86g/cm³ enquanto a mistura SBM obteve-se umidade ótima de 12,5% e massa específica aparente seca máxima de 1,87g/cm³.

A adição dos biocarvões ao solo agregou ao material um aumento na variação da umidade ótima em relação ao solo natural, com esse aumento foi na ordem de 13,19% em relação a mistura com açaí (Mistura SBA) e de 18,4% quanto a mistura com resíduos de madeira (Mistura SBM). Em relação a variação da massa específica aparente seca máxima, comparada ao solo natural, foi constatada uma redução de aproximadamente 6,3% em relação a mistura SBA e de 5,8% em relação a mistura SBM. O biocarvão quando adicionado ao solo, aumenta a quantidade de poros existentes, o que justifica o aumento na umidade e diminuição da massa específica aparente seca máxima. Ao avaliar em termos de camada de cobertura final de aterros sanitários, esta ação colabora para o desenvolvimento da microbiota colaborando assim para a eficiência no processo de oxidação, efeito semelhante também foi observado em Sato et al. (2019; 2020).

4.3.3 Condutividade hidráulica

Neste subtópico serão apresentados e discutidos os parâmetros de permeabilidade à água e ao ar obtidos.

- Permeabilidade a água

Os resultados dos coeficientes de permeabilidade à água do solo natural e das misturas de solo com biocarvão de açaí (Mistura SBA) e de solo com biocarvão de resíduos de madeira (Mistura SBM) estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Permeabilidade à água do solo natural e das misturas SBA e SBM

Material	Permeabilidade à água ($k_{\text{água}}$) (m/s)
Solo Natural	$1,32 \times 10^{-7}$
Mistura SBA	$1,58 \times 10^{-8}$
Mistura SBM	$7,92 \times 10^{-8}$

Fonte: A Autora (2024).

Para o solo natural obteve-se um coeficiente de permeabilidade na ordem de $1,32 \times 10^{-7}$ m/s e de acordo com Pinto (2013), solos que apresentam coeficiente de permeabilidade a água na ordem de grandeza de 10^{-7} são caracterizados usualmente como areias argilosas, ou seja, areias que apresentam em sua composição uma presença de finos. O solo em questão, caracterizado previamente, apresentou uma grande quantidade de finos, decorrentes da presença de argilas e siltes, o que corrobora com a analogia entre a caracterização e a condutividade hidráulica.

Em relação às misturas SBA e SBM, foram observadas permeabilidades à água de $1,58 \times 10^{-8}$ e $7,92 \times 10^{-8}$ m/s, respectivamente. Embora ambas as misturas estejam na mesma ordem de grandeza, a mistura de solo com biocarvão de açaí apresentou coeficiente de permeabilidade ainda menor do que o obtido para a mistura com biocarvão de resíduos de madeira e ambas as amostras reduziram a permeabilidade à água do solo após a incorporação dos biocarvões. O acréscimo dos biocarvões ao solo agregou uma parcela de finos, o que fez com que as misturas apresentassem um coeficiente de permeabilidade correspondente a solos siltosos de acordo com classificação proposta por Pinto (2013).

Avaliando a partir do aspecto mecânico, a adição de biocarvão agrega ao solo além de uma alteração na sua estrutura também uma modificação na sua granulometria devido ao acréscimo de finos, assim como a sua presença também proporciona ao material uma maior retenção de água, principalmente em solos densos com mais de 90% de grau de compactação. Em consequência é obtida uma redução da permeabilidade e tal fato é justificado pelo aumento da tortuosidade do fluxo de água que ocorre devido a sua estrutura porosa e grande superfície específica (GARG et al., 2019, 2021; WONG et al., 2017).

- Permeabilidade ao ar

Os resultados da permeabilidade ao ar do solo natural e das misturas com biocarvão, ensaiadas na umidade ótima, são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 - Permeabilidade ao ar do solo natural e das misturas SBA e SBM

Material	Permeabilidade ao ar (k_{ar}) (m/s)
Solo Natural	$4,17 \times 10^{-7}$
Mistura SBA	$3,29 \times 10^{-8}$
Mistura SBM	$3,31 \times 10^{-8}$

Fonte: A Autora (2024).

Para o parâmetro de permeabilidade ao ar do solo foi obtido um coeficiente de permeabilidade de $4,175 \times 10^{-7}$ m/s e para as misturas SBA e SBM de $3,29 \times 10^{-8}$ e $3,315 \times 10^{-8}$ m/s, respectivamente. Embora seja visto que a aplicação de biocarvão em misturas de solo aumenta a sua porosidade, seria esperado que a sua aplicação facilitasse a passagem do gás e consequentemente aumentasse a permeabilidade. Na pesquisa em questão a aplicação dos biocarvões agregaram ao solo uma menor permeabilidade ao gás e isto está associado às propriedades dos biocarvões quanto a sua microporosidade e seus poros conectados. Pensando no ponto de aplicação desta pesquisa, que é a aplicação destas misturas em aterros sanitários, este é um ponto fundamental para a diminuição de emissões fugitivas de metano.

Analisando apenas as misturas de solo com biocarvões foi constatado que a aplicação dos materiais agregou ao solo uma maior dificuldade à passagem de gases e isto foi inerente ao tipo de biocarvão aplicado, se era de madeira ou de açai. A permeabilidade de um material está intimamente relacionada com a estrutura dos seus poros e estes parâmetros refletem diretamente nos fluxos de água e gás assim como nas curvas de retenção de água. Garg et al. (2019) reiteram que a presença do biocarvão nos solos além de alterar as características dos poros ainda promove a retenção de água e consequentemente dificulta o fluxo de gás e estes fatores também estão intimamente relacionados com o grau de compactação aplicado.

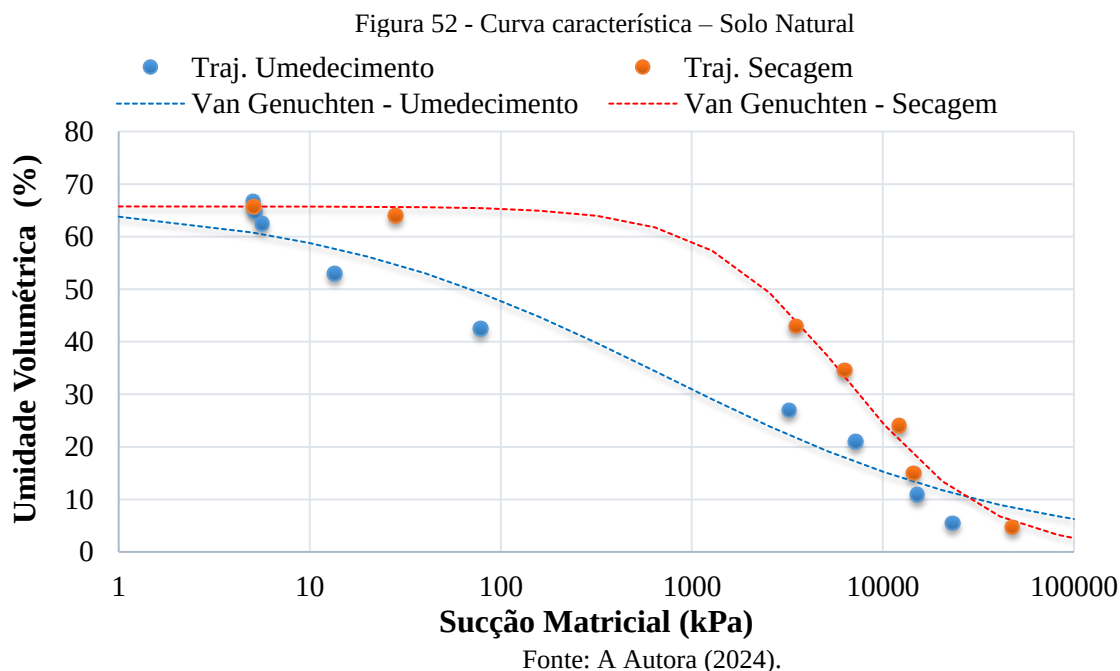
Segundo as recomendações propostas pela USEPA (2003), para o bom funcionamento das camadas de cobertura final de aterros sanitários é necessário que o coeficiente de permeabilidade seja inferior à ordem de grandeza de 10^{-7} m/s, para assim minimizar a geração de lixiviados. Tanto as amostras de solo, como as misturas de solo com biocarvão atendem a esse parâmetro, sendo as misturas com biocarvão as que apresentam melhor desempenho na retenção de líquidos, diante das baixas permeabilidades ao gás e água verificados.

4.3.4 Curva característica

Nesta sessão estão descritos os resultados obtidos a partir dos ensaios da curva característica obtidos pelo método do papel filtro, descrito anteriormente. Para o melhor entendimento dos comportamentos dos materiais foram realizadas trajetórias de secagem e umedecimento com a finalidade de melhor simular situações em campo, bem como análise da histerese dos materiais. Para melhor visualização das curvas e ajuste dos dados obtidos experimentalmente, foram realizados ajustes por meio do modelo proposto por Van Genuchten (1980). A seguir serão apresentadas as curvas características (Umidade volumétrica (%) *versus* Sucção matricial (kPa)) do solo, da mistura SBA e mistura SBM, com suas respectivas curvas de ajuste.

- Solo Natural

O processo para obtenção da curva característica ocorreu nas trajetórias de secagem e umedecimento das amostras. A Figura 52 apresenta os dados experimentais obtidos para o solo puro nas distintas trajetórias.



Na Tabela 16 estão descritos os parâmetros empíricos utilizados para o ajuste da curva de acordo com o modelo adotado. A partir desses parâmetros foi possível obter um R^2 na ordem de 96% na trajetória de secagem e de 95% na de umedecimento, confirmando um eficiente

ajuste dos dados obtidos. Para o solo natural foi obtida uma umidade de saturação de 65,75% na secagem e de 66,78% no umedecimento e ambas as trajetórias apresentaram umidade residual próximas de 0%.

Tabela 16 - Parâmetros de ajuste aplicados ao modelo de Van Genuchten (1980) para solo natural nas trajetórias de secagem e umedecimento

Parâmetros	Trajectoria de secagem	Trajectoria de umedecimento
Umidade de saturação (%)	65,75	66,78
Umidade residual (%)	0,1	0,2
α	0,000156	0,00129
n	1,1851	0,464
m	1,000	1,030
R ²	0,96	0,95
Ponto de entrada de ar (kPa)	1250	1200
Capacidade diferencial de umidade (%)	-	15,93
Umidade volumétrica na capacidade de campo (%)	61,5	48,5

Fonte: A Autora (2024).

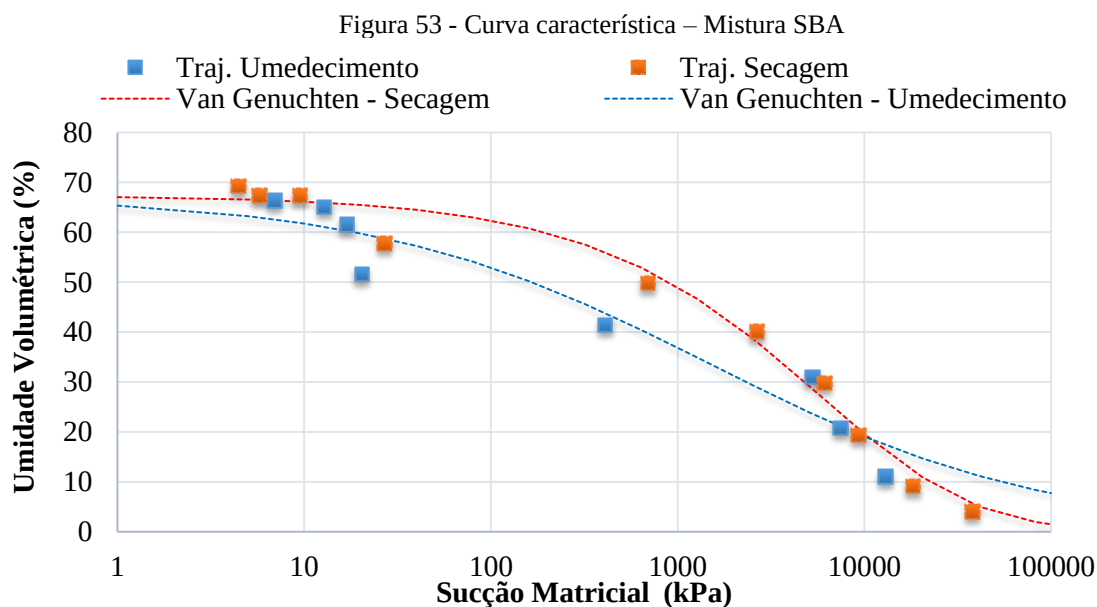
Legenda: R² = coeficiente de determinação.

Para entendimento da curva no trecho de linearidade, compreendido a baixas sucções de até 100kPa, foi avaliada a capacidade diferencial de umidade, parâmetro este obtido pela razão entre a variação da umidade e da sucção para o trecho em questão. De acordo com Jucá (1990), a determinação da capacidade diferencial de umidade tem a finalidade de verificar o comportamento do solo para a perda ou ganho de água e a sucção necessária para essa variação. Para o solo natural foi obtida uma capacidade diferencial (C) de 15,93%.

Em relação à umidade volumétrica na capacidade de campo, que representa o limite superior para a quantidade de água disponível para as vegetações, para o solo natural foi obtido na trajetória de secagem 61,5% e para o umedecimento 48,5%. Pelo gráfico é possível constatar que ambas as curvas apresentam um comportamento bimodal, com uma inclinação suave para sucções de 1250kPa no processo de secagem e de 1200kPa para o de umedecimento, tendo sucedido uma atenuação da curva. A sucção correspondente a este ponto de mudança do comportamento da curva é denominada como o ponto de entrada de ar, que é caracterizado pelo preenchimento dos poros do solo por bolhas de ar e que para ocorrer o processo de secagem é necessária uma grande sucção para a redução da umidade da amostra (ARAÚJO, 2020; SENA, 2016; COSTA, 2015).

- Mistura SBA

A Figura 53 apresenta os dados obtidos experimentalmente para a mistura de solo com biocarvão de açaí.



Fonte: A Autora (2024).

Para a Mistura SBA foram obtidos um R^2 de 96% na trajetória de secagem e de 94% para a trajetória de umedecimento. Os parâmetros empíricos utilizados para o melhor ajuste da curva em relação aos dados experimentais estão descritos na Tabela 17. Para a mistura com biocarvão de açaí foi verificada uma umidade de saturação na ordem de 67,33% para a trajetória de secagem e de 67,29% para a trajetória de umedecimento. Em relação ao solo natural, a aplicação de biocarvão de açaí colaborou para um aumento de cerca de 2,35% para a umidade de saturação para secagem e de 0,76% para o processo de umedecimento. O acréscimo de umidade associado à Mistura SBA está intimamente relacionado com a capacidade de retenção de água existente nos biocarvões.

Tabela 17 - Parâmetros de ajustes aplicados ao modelo de Van Genuchten (1980) para mistura SBA nas trajetórias de secagem e umedecimento

Parâmetros	Trajetória de secagem	Trajetória de umedecimento
Umidade de saturação (θ_s)	67,33	67,29
Umidade residual (θ_r)	0,4	0,4
α	0,00000934	0,001
n	0,626	0,478
m	6,103	1,067
R ²	0,9841	0,9427
Ponto de entrada de ar (kPa)	700	400
Capacidade diferencial de umidade (%)	-	7,02
Umidade volumétrica na capacidade de campo (%)	65,3	57,2

Fonte: A Autora (2024).

Legenda: R² = coeficiente de determinação.

Para ambas as trajetórias também foram obtidos valores de umidades residuais na ordem de 0,4%. Em relação à capacidade diferencial de umidade, para a mistura SBA foi obtido um valor de 7,02%, cerca de 55,93% inferior ao valor encontrado para o solo natural. Em outros termos, significa que, o solo apresenta uma maior capacidade de perder ou de ganhar umidade quando comparado com a mistura SBA para uma mesma sucção. Sendo assim, a presença do biocarvão garante uma maior retenção de água nas camadas, além de propiciar um aumento na porosidade e na área superficial específica (HUANG et al., 2020; WONG et al., 2019).

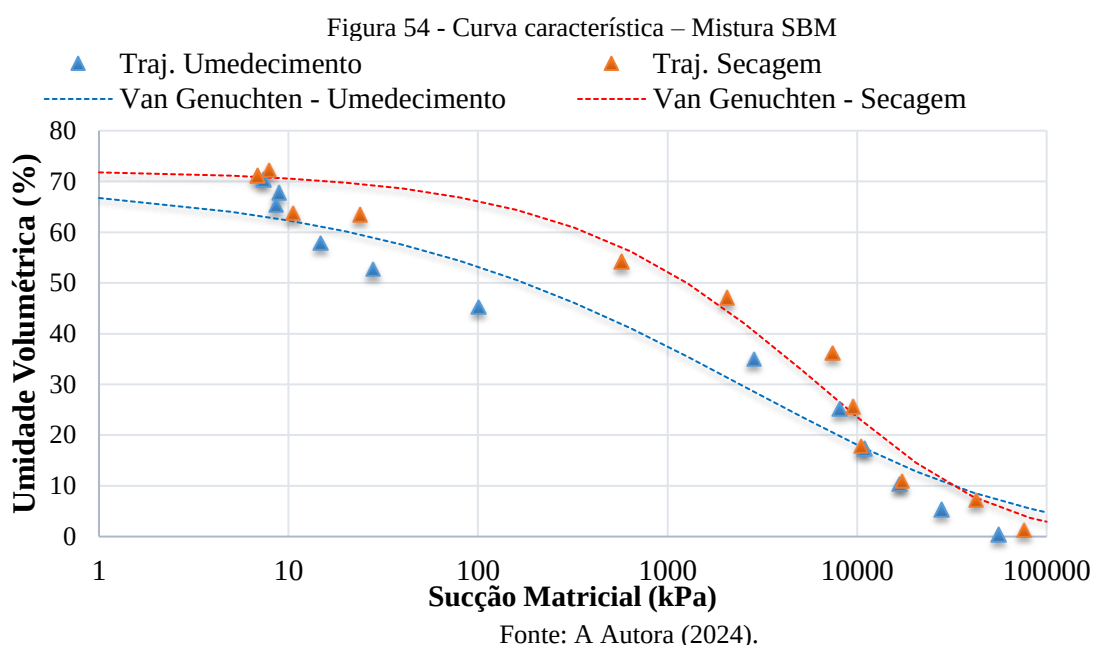
Em relação a umidade volumétrica na capacidade de campo, na mistura SBA foi obtido aproximadamente 65,3% para a curva de secagem e 57,2% para a de umedecimento, o que representa um acréscimo na ordem 5,82% e 15,21% para as trajetórias de secagem e umedecimento, quando comparados com o solo sem a presença de biocarvão. As curvas características para essa mistura também apresentaram conformação bimodal e, nos pontos de entrada de ar, foram obtidas sucções na ordem de 700 kPa na secagem e de 400 kPa na trajetória de umedecimento, o que representa uma redução na ordem de 44 e 66,7%, respectivamente, quando comparada com o solo. Levando em consideração, que a compactação é um fator que interfere diretamente no ponto de entrada de ar, e que, todas as amostras foram compactadas com a mesma energia e umidade ótima, a redução desse parâmetro pode ser justificada pela macroporosidade gerada pela presença do biocarvão de açaí.

O acréscimo de biocarvão de açaí ao solo promoveu uma redistribuição no tamanho dos poros existentes do material, possibilitando uma maior tortuosidade para a ocorrência dos fluxos de ar e de água, justificando assim a redução nos coeficientes de permeabilidade ao ar e a água; esta analogia também é compatível com os resultados obtidos por Hussain e Ravi (2021)

e Hussain, Ravi e Garg (2020). Outro ponto pertinente a ser explanado é que a adição de biocarvão possibilita um aumento no índice de plasticidade do solo, o que colabora para o crescimento de vegetações, assim como há um aumento na área cultivável, propiciando um melhor desempenho para estruturas de bioengenharia, como são as camadas de coberturas finais de aterros sanitários (YANG; LU, 2021).

- Mistura SBM

Para a mistura de solo com o biocarvão de resíduos de madeira foram realizados os mesmos procedimentos e o resultado das curvas características para as diferentes trajetórias e seus respectivos ajustes estão apresentados na Figura 54.



Para a mistura SBM foi obtido um R^2 de 94% para ambas as trajetórias. Os parâmetros de ajuste utilizados estão descritos na Tabela 18. Nessa mistura a umidade de saturação foi de 72,23% na trajetória de secagem e de 70,30% para a trajetória de umedecimento. O que correspondeu a um acréscimo de aproximadamente 8,97% em relação ao solo e de 6,78% em relação à mistura SBA para a trajetória de secagem. Em relação à trajetória de umedecimento, a mistura SBM apresentou um aumento na ordem de 5% em relação à umidade de saturação do solo e de 4,28% em relação à mistura SBA.

Tabela 18 - Parâmetros de ajustes aplicados ao modelo de Van Genuchten (1980) para mistura SBM nas trajetórias de secagem e umedecimento

Parâmetros	Trajetória de secagem	Trajetória de umedecimento
Umidade de saturação (θ_s)	72,23	70,30
Umidade residual (θ_r)	0,500	0,389
α	0,00000911	0,00000455
n	0,578	0,370
m	5,074	4,966
R ²	0,9708	0,9427
Ponto de entrada de ar (kPa)	600	100
Capacidade diferencial de umidade (%)	-	7,47
Umidade volumétrica da capacidade de campo (%)	67,2	51,5

Fonte: A Autora (2024).

Legenda: R² = coeficiente de determinação.

Assim como para as demais amostras, na mistura de solo com biocarvão de resíduos de madeira, também foi obtida uma umidade residual próxima de 0% para ambas as trajetórias. Quanto à capacidade diferencial de umidade, para essa amostra foi obtido um valor de 7,47%, valor este cerca de 53,42% inferior ao obtido para a amostra de solo e superior à mistura SBA na ordem de 2,51%. Esta disparidade na capacidade diferencial colabora para a justificativa que a aplicação do biocarvão, além de proporcionar esse aumento na retenção de água do solo, também possibilita o sequestro de carbono propiciando a sua aplicação para remoção de contaminantes orgânicos e inorgânicos (HUSSAIN; RAVI; GARG, 2020).

Para a mistura SBM foi obtida uma umidade volumétrica na capacidade de campo de 67,2% para a trajetória de secagem e de 51,5% para a trajetória de umedecimento. Em comparação com a amostra de solo natural, o acréscimo de biocarvão de madeira, ocasionou um aumento neste parâmetro na ordem de 8,48% para a curva de secagem e de 5,83% para a umedecimento. Em relação às duas misturas com biocarvão, a SBA ainda apresentou maior umidade na capacidade de campo para a curva de umedecimento, enquanto a SBM apresentou maior umidade em relação a curva de secagem. Quanto aos pontos de entrada de ar das curvas, para a trajetória de secagem foi obtida uma sucção na ordem de 600kPa e na trajetória de umedecimento de 100kPa. Isto representa uma redução na ordem 52% em relação ao solo e de 14,3% em relação à mistura SBA para a trajetória de secagem e de 91,7% para o solo e 75% em relação à mistura SBA considerando a trajetória de umedecimento.

Um ponto em comum a todas as curvas de retenção é que foi observada a presença de histerese entre as trajetórias de secagem e de umedecimento. Segundo Marinho (2005) este processo ocorre, pois, durante o processo de secagem o solo acaba perdendo muito mais água

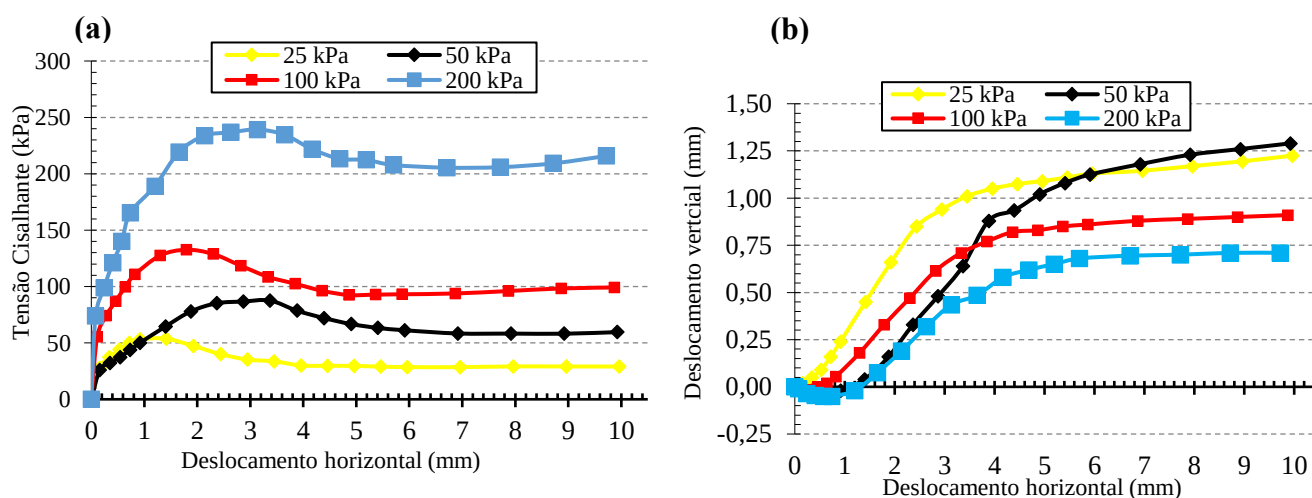
do que ele consegue reter em um processo de umedecimento, que seria um evento de infiltração. Graficamente é possível observar que o solo apresentou maior histerese quando comparado às misturas com biocarvões.

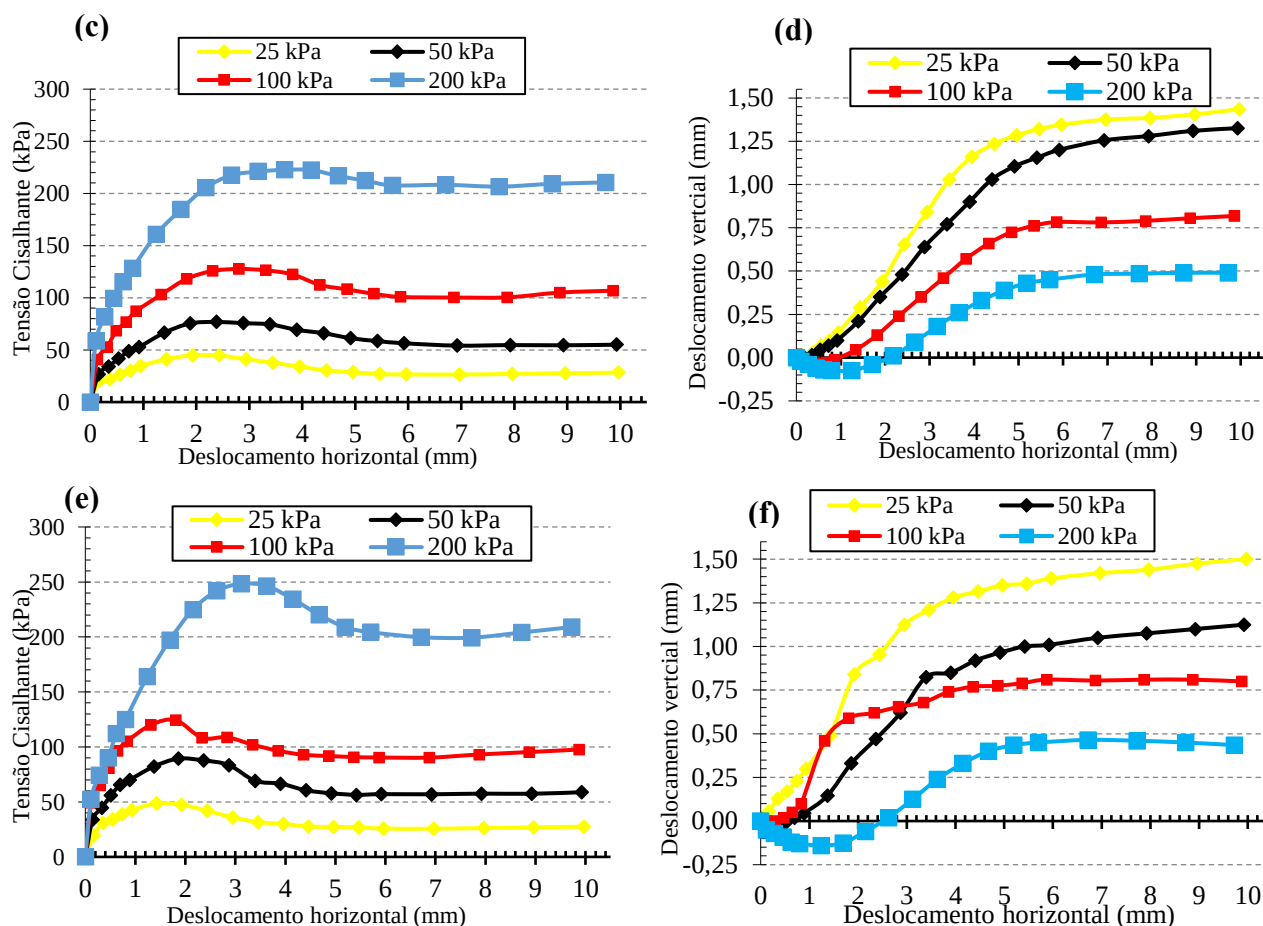
Avaliando os benefícios que a aplicação de biocarvões em solo proporciona, assim como melhoramento das suas propriedades e visando sua aplicação para estruturas geotécnicas, sua utilização em camadas de cobertura de aterros sanitários acaba tornando-se uma alternativa em potencial, uma vez que essa capacidade de retenção de água pode ser utilizada em favorecimento de aterros sanitários localizados em áreas áridas e onde há baixa intensidade pluviométrica, reduzindo assim a ocorrência de fissuras e, consequentemente, de emissões fugitivas (GARG et al., 2021).

4.3.5 Resistência ao Cisalhamento

Neste item estão descritos os resultados dos ensaios de resistência ao cisalhamento dos materiais, obtidos por meio do ensaio de cisalhamento direto, para as amostras de solo e das misturas SBA e SBM. Na Figura 55 estão apresentados os resultados das curvas tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal e deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal para a condição natural de todas as amostras ensaiadas.

Figura 55 - Resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição natural. Em (a), (c) e (e) Tensão cisalhante *versus* Descolamento horizontal para solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente e (b), (d) e (f) Deslocamento vertical *versus* Deslocamento horizontal solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente





Fonte: A Autora (2024).

Para as amostras de solo, Mistura SBA e Mistura SBM foi constatada uma certa semelhança em relação ao formato das curvas, embora haja diferença em relação às tensões de cisalhamento e deslocamentos. Observa-se que as amostras apresentam comportamentos semelhantes a materiais plásticos, onde, com os acréscimos de tensão, os materiais se deformam até atingir um pico de tensão, no qual ocorre a ruptura, seguido de um patamar de escoamento. Este padrão foi observado em todas as amostras. Este comportamento de aumento na tensão de cisalhamento a medida que há um acréscimo de tensão é um comportamento plástico também foi constatado em Xie et al. (2024). A presença do biocarvão no solo por sua vez garante uma maior ductilidade à amostra, aumentando a resistência do material principalmente na superfície (XIE et al., 2024). Este comportamento plástico também foi verificado na literatura em misturas de solo reforçadas com fibras (NORBERTO, 2019; MALIAKAL & THIYYAKKANDI, 2013). Na Tabela 19 são apresentados as tensões de cisalhamento e deslocamentos das amostras para cada tensão aplicada na condição natural.

Tabela 19 - Comportamento das amostras para condição natural

Amostra	Tensão aplicada (kPa)	Tensão Cisalhante (kPa)	Deslocamento (mm)
Solo Natural	25	51	1
	50	85	2,7
	100	130	1,8
	200	240	2,8
Mistura SBA	25	48	2
	50	80	2,5
	100	130	3
	200	220	3,5
Mistura SBM	25	50	1,5
	50	90	1,8
	100	130	1,7
	200	250	3

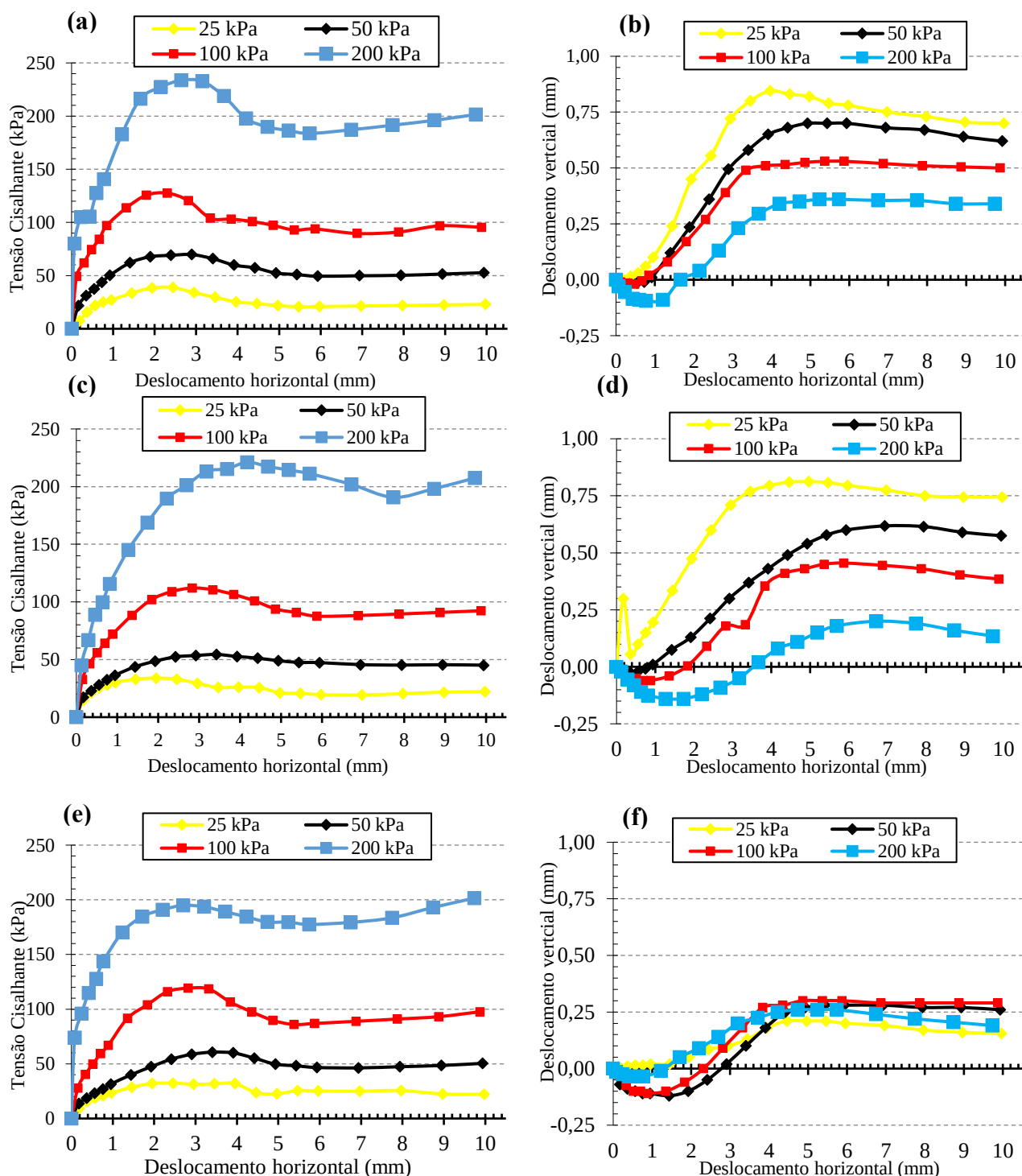
Fonte: A Autora (2024).

Comparando as amostras ensaiadas não ocorreram alterações consideráveis significativas em relação à resistência do solo natural quando misturado com biocarvão de açaí e de resíduos de madeira, um ponto relevante a se considerar na aplicação destes materiais em aterros sanitários.

Avaliando as amostras e as relações entre o deslocamento vertical *versus* o deslocamento horizontal, observa-se que todas as amostras, no início do experimento apresentaram uma redução do volume do material e, a medida que as tensões foram sendo aplicadas, as amostras aumentaram de volume até o ponto de ruptura. De acordo com Pinto (2013), este tipo de comportamento é característico e esperado em solos arenosos, o que confirma a classificação determinada anteriormente. Comportamento semelhante também foi observado por Norberto (2019).

Na Figura 56 estão apresentados os resultados das curvas de tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal e deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal para a condição inundada de todas as amostras ensaiadas

Figura 56 - Resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição inundada. Em (a), (c) e (e) Tensão cisalhante versus Deslocamento horizontal para solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente e (b), (d) e (f) Deslocamento vertical versus Deslocamento



Fonte: A Autora (2024).

Para as amostras de solo, mistura SBA e mistura SBM também foi observada uma certa semelhança em relação ao formato das curvas, assim como comportamentos semelhantes a materiais plásticos, com picos de tensão e, após a ruptura, um patamar de escoamento. Na

Tabela 20 são apresentados as tensões cisalhantes e deslocamentos das amostras para cada tensão aplicada na condição de inundação.

Tabela 20 - Comportamento das amostras para condição de inundação

Amostra	Tensão aplicada (kPa)	Tensão Cisalhante (kPa)	Deslocamento (mm)
Solo Natural	25	40	1,9
	50	75	2,5
	100	130	2,5
	200	235	2,5
Mistura SBA	25	35	1,7
	50	52	3
	100	110	3
	200	220	4
Mistura SBM	25	35	2,5
	50	60	3,4
	100	120	2,8
	200	240	2,7

Fonte: A Autora (2024).

Avaliando as diferentes condições, para as mesmas amostras foi observado que para a condição inundada ocorreu um decréscimo da tensão de cisalhamento, entretanto para as mesmas tensões aplicadas ocorreu um aumento do deslocamento horizontal.

Quanto aos resultados de deslocamentos vertical *versus* deslocamento horizontal foi observada redução do volume dos materiais quando submetidos à tensões superiores a 25kPa, para todas as amostras no início dos experimentos. O processo de aumento de volume ocorreu ao longo de todo o ensaio até que ocorresse a ruptura dos materiais. A semelhança entre todas as amostras independente de condição é a dilatância observada, independente da carga aplicada. Quanto à variação dos deslocamentos verticais em relação à condição natural e inundada, na inundada foi observada uma redução na ordem de 60% na dilatância.

A partir dos resultados obtidos por meio dos ensaios de cisalhamento direto foi possível determinar as tensões cisalhantes e as tensões normais aplicadas nas amostras e por meio do critério de resistência de Mohr-Coulomb foram obtidas as envoltórias de ruptura dos materiais para um deslocamento horizontal de 4mm. Na Figura 57 estão apresentados os resultados dessas envoltórias e na Tabela 21 os valores de coesão e ângulo de atrito das amostras na condição natural.

Figura 57 - Resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição natural: Envolvórias de ruptura. Em (a), (b) e (c) Tensão cisalhante versus Tensão normal para solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente

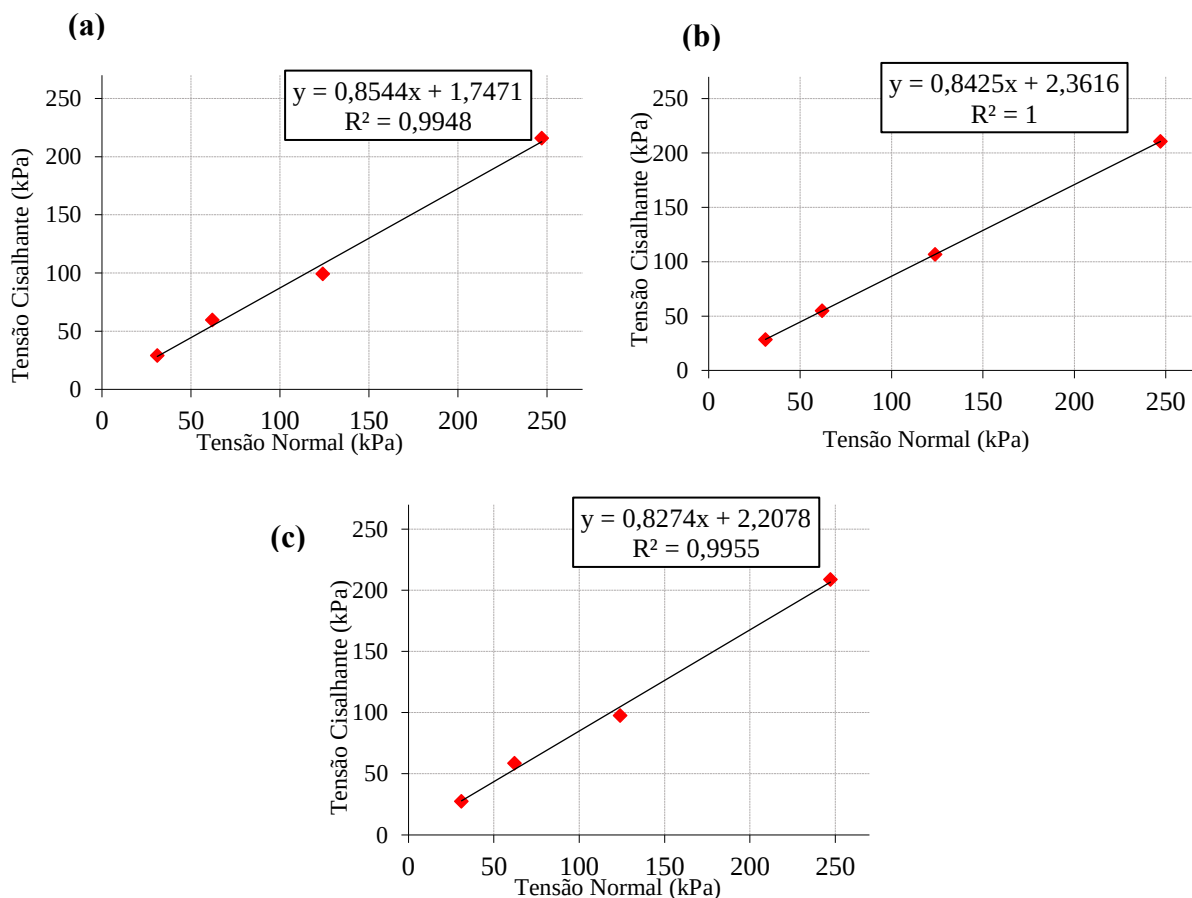


Tabela 21 - Parâmetros de coesão e ângulo de atrito para as amostras ensaiadas: condição natural

Amostra	Coesão (kPa)	Ângulo de atrito (°)
Solo	1,75	40,50
Mistura SBA	2,36	40,10
Mistura SBM	2,21	39,60

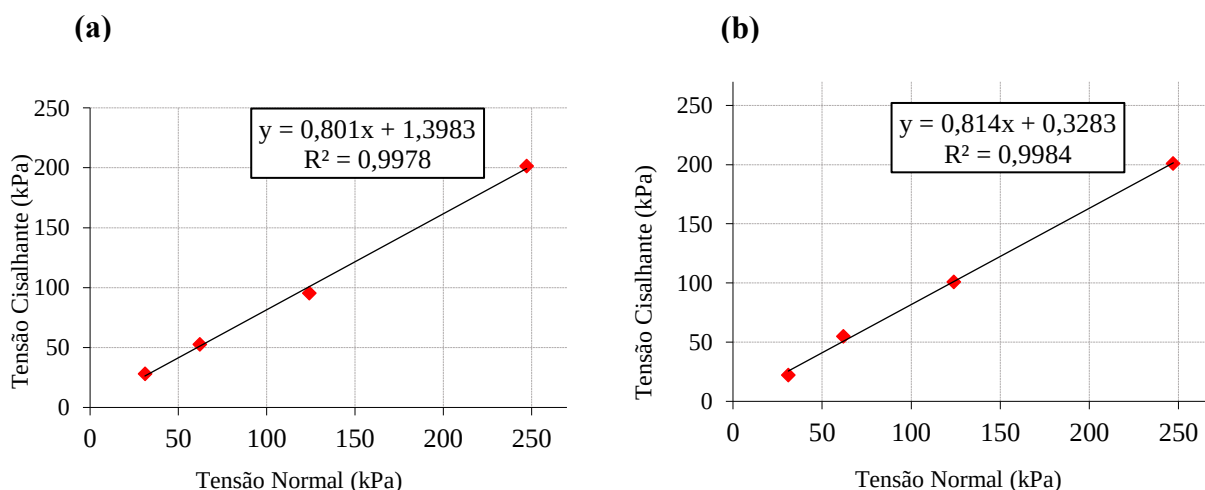
Fonte: A Autora (2024).

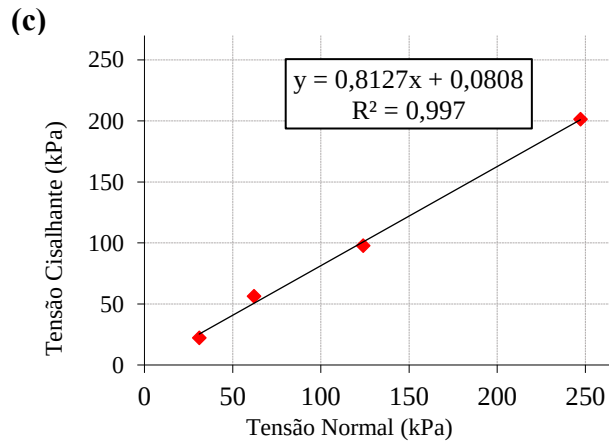
Para melhor ajuste das envoltórias, foram obtidos os parâmetros de ajuste (R^2) de 99,49% para solo, 100% para mistura SBA e 99,55% para mistura SBM, o que aponta ajuste satisfatório, com a reta se ajustando de forma adequada os pontos obtidos. Para a condição natural, ao aplicar biocarvão no solo foi constatado um pequeno aumento no parâmetro da coesão das amostras. Xie et al. (2024) também verificaram um aumento no parâmetro da coesão após aplicação de biocarvão, o que garantiu um aumento na resistência a compressão do material a ser utilizado em aterros sanitários. Xie et al. (2024) ainda reiteram que a aplicação de biocarvão em pequenas quantidades propicia um aumento na resistência à compressão, em contrapartida é verificado uma diminuição na resistência a flexão, e este fato acontece

independentemente da dosagem de biocarvão no solo. De acordo com Gupta et al. (2018) este incremento na resistência está associado à quantidade de poros que os biocarvões agregam ao solo e isto por sua vez acaba interferindo diretamente no plano de tração. Vale salientar que a porosidade associada à aplicação do biocarvão em camadas de cobertura é um ponto positivo diante da capacidade de retenção de gás e água que o material incorpora ao solo, mas é importante ressaltar que este fato por sua vez pode interferir diretamente no comportamento do solo quando submetido a esforços de flexão.

De acordo com Pinto (2013) o ângulo de atrito de um solo está intimamente relacionado com o máximo ângulo existente entre a força atuante no corpo e a sua normal sem que haja deslizamento, ou seja, que o material se mantenha em repouso. Ainda segundo Pinto (2013) o ângulo de atrito formado em areias está diretamente relacionado com a sua distribuição granulométrica, quanto maior a sua compactidade e entrosamento entre as partículas, maior o seu ângulo de atrito. Para os valores de referência propostos por Mello e Teixeira (1960), o solo em questão se enquadra como uma areia média compacta com ângulo de atrito superior a 40°. As misturas de solo com biocarvão não alteraram de forma considerável esse parâmetro. Na Figura 58 estão apresentados os resultados das envoltórias e na Tabela 22 os dados de coesão e ângulo de atrito das amostras para a condição inundada.

Figura 58 - Resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição inundada: Envoltórias de ruptura. Em (a), (b) e (c) Tensão cisalhante versus Tensão normal para solo, mistura SBA e mistura SBM, respectivamente





Fonte: A Autora (2024).

Tabela 22 - Parâmetros de coesão e ângulo de atrito para as amostras ensaiadas: condição inundada

Amostra	Coesão (kPa)	Ângulo de atrito (°)
Solo	1,39	38,70
Mistura SBA	0,32	39,10
Mistura SBM	0,08	39,10

Fonte: A Autora (2024).

Para o ajuste das envoltórias, foram obtidos os parâmetros (R^2) de 99,78% para solo natural, 99,84% para mistura SBA e 99,70% para mistura SBM, o que aponta que para esta condição o ajuste também foi satisfatório, com a reta se ajustando de forma adequada os pontos obtidos.

Em relação ao ângulo de atrito, tanto para o solo, como as misturas com biocarvões ocorreu um pequeno decréscimo deste parâmetro, quando comparado com a condição não inundada. Entre as amostras, assim como para a condição não inundada, não foram constatadas alterações consideráveis nos ângulos de atrito; o mesmo também foi observado por Yang e Lu (2021). Analisando a amostra de solo para as condições natural e inundada foram verificados resultados similares para os parâmetros de coesão e de ângulo de atrito e isto pode estar associado as propriedades geotécnicas e densificação do material. Já em relação as amostras de solo com os diferentes biocarvões, embora ambas apresentem umidades superiores e menores valores de sucção, ambas as amostras apresentaram redução no parâmetro de coesão e este fato pode estar associado a diminuição na densidade aparente das amostras e contato entre partículas sucedido com o incremento do biocarvão ao solo na condição de inundação (ARAÚJO, 2020).

Um ponto relevante a condição natural, para as amostras em questão, é que nas misturas com biocarvão observou-se um aumento na coesão dos materiais, para a mistura SBM ocorreu um acréscimo de aproximadamente 20,8% neste parâmetro enquanto para a mistura com

biocarvão de açaí representou um aumento de cerca de 25,9%. Este aumento pode estar relacionado com a granulometria destes materiais, bem como com a sua microporosidade, que por sua vez pode influenciar diretamente na atração química entre as partículas de biocarvão e de solo. Vale frisar que a aplicação de biocarvão em misturas de solo ainda possibilita uma melhoria na distribuição granulométrica do solo, aumentando a resistência do material quanto ao processo de erosão (AHMADI et al., 2020b; GHOLAMAHMADI et al., 2023) e segundo Cai et al. (2020) os efeitos são mais significativos em misturas de solos com proporções inferiores a 5%.

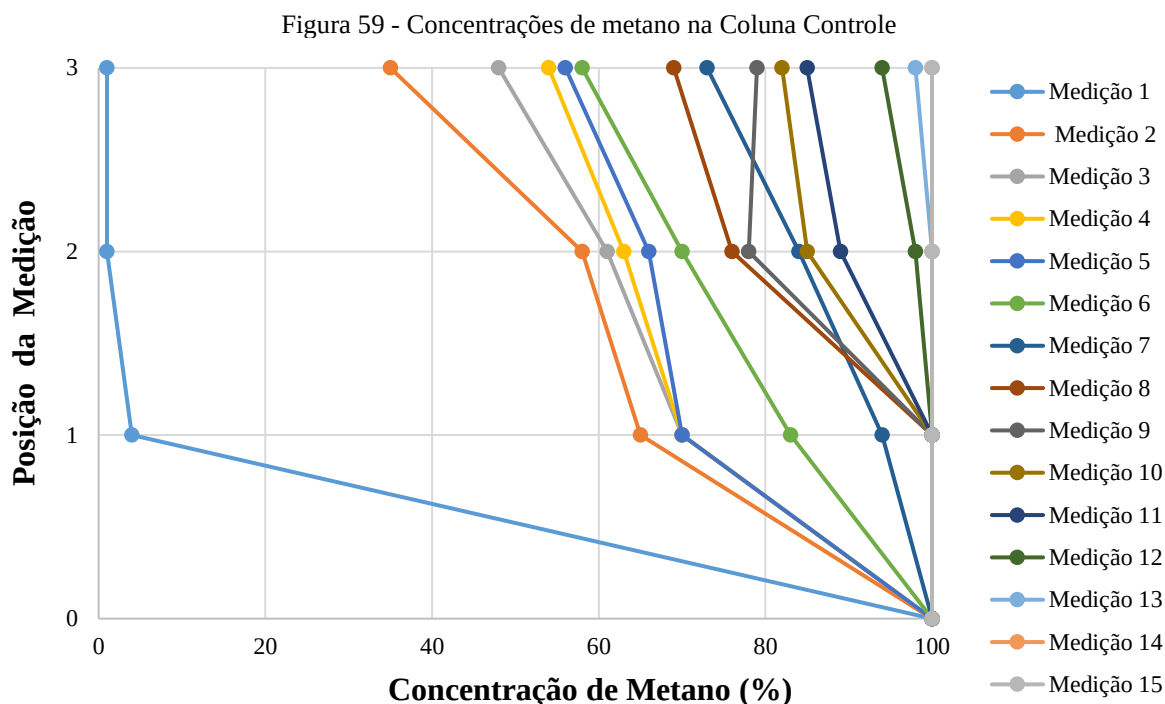
A utilização de biocarvão em misturas de solo para a aplicação de camadas de cobertura em aterros sanitários tende a ser uma alternativa em potencial e avaliando do ponto de vista geotécnico, sua aplicação não altera de forma significativa a resistência do solo, podendo ser aplicada sem que haja prejuízos à segurança dos aterros sanitários. Entretanto é necessário avaliar o comportamento destas misturas em macroescala, principalmente diante de eventos de chuva e de escoamento superficial (LI et al., 2024).

4.4 ENSAIOS DE COLUNAS

Nesta sessão estão descritos os resultados obtidos a partir dos ensaios de colunas para as amostras de solo natural, Mistura SBA e Mistura SBM, sob um fluxo constante de gás metano.

4.4.1. Coluna controle – Solo Natural

Na Figura 59 são apresentadas as concentrações de metano (%) *versus* posição da medição da coluna com solo natural, também denominada de coluna controle.



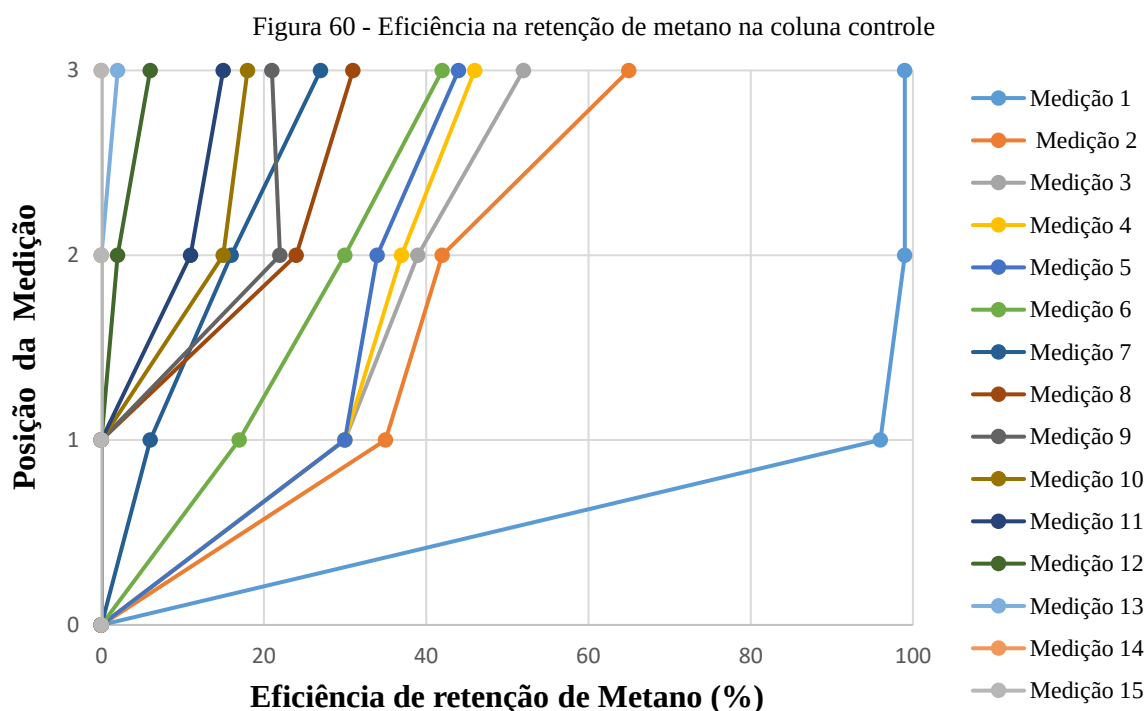
Fonte: A Autora (2024).

Como é possível verificar na Figura 60, apenas no primeiro dia de medição é que a coluna controle apresentou baixas concentrações de metano nas diferentes posições, correspondendo a um valor de 4, 1 e 1% nas posições 1 (localizada a 22,5 cm da base da coluna), 2 (localizada a 37,5 cm da base da coluna) e 3 (localizada a 60 cm da base da coluna) da coluna. Estes baixos valores de concentrações na primeira medição são justificados pelo processo de saturação da coluna diante da injeção de metano. Nos dias subsequentes, foi constatado um aumento da concentração de gás nas diferentes posições de maneira gradativa. A partir da sexta medição as concentrações de metano passaram dos 90% e até a última medição foi verificado que em todas as posições a concentração de metano na coluna era de 100%. Ou seja, todo o gás que entrava na coluna era encaminhado em totalidade para fora da coluna.

Os resultados obtidos na coluna controle indicaram no trecho entre a base e início da camada uma concentração média de 83,7%, este trecho corresponde ao ponto 1 da coluna. No ponto 2 foi verificado uma concentração média de 70,2% de metano enquanto no ponto 3, que corresponde ao topo da camada de cobertura foi constatado uma concentração média de 68,8% de gás. Sabendo que o terceiro ponto da coluna corresponde a simulação do que seria a atmosfera, de todo o gás que passa pela coluna uma média de 68,8% são encaminhados para a atmosfera, sendo um problema visto que o metano é um poluente em potencial, uma vez que o

mesmo é cerca de 28-34 vezes mais danoso que o CO₂ e é um dos principais gases de efeito estufa (IPCC, 2013; BIAN et al., 2019).

Ainda como forma de avaliar a efetividade da coluna, foi analisada a sua eficiência em relação a retenção do gás, tópico pertinente e de extrema importância quando se trata de camadas de cobertura de aterros sanitários. A Figura 60 apresenta a capacidade de retenção da coluna controle.

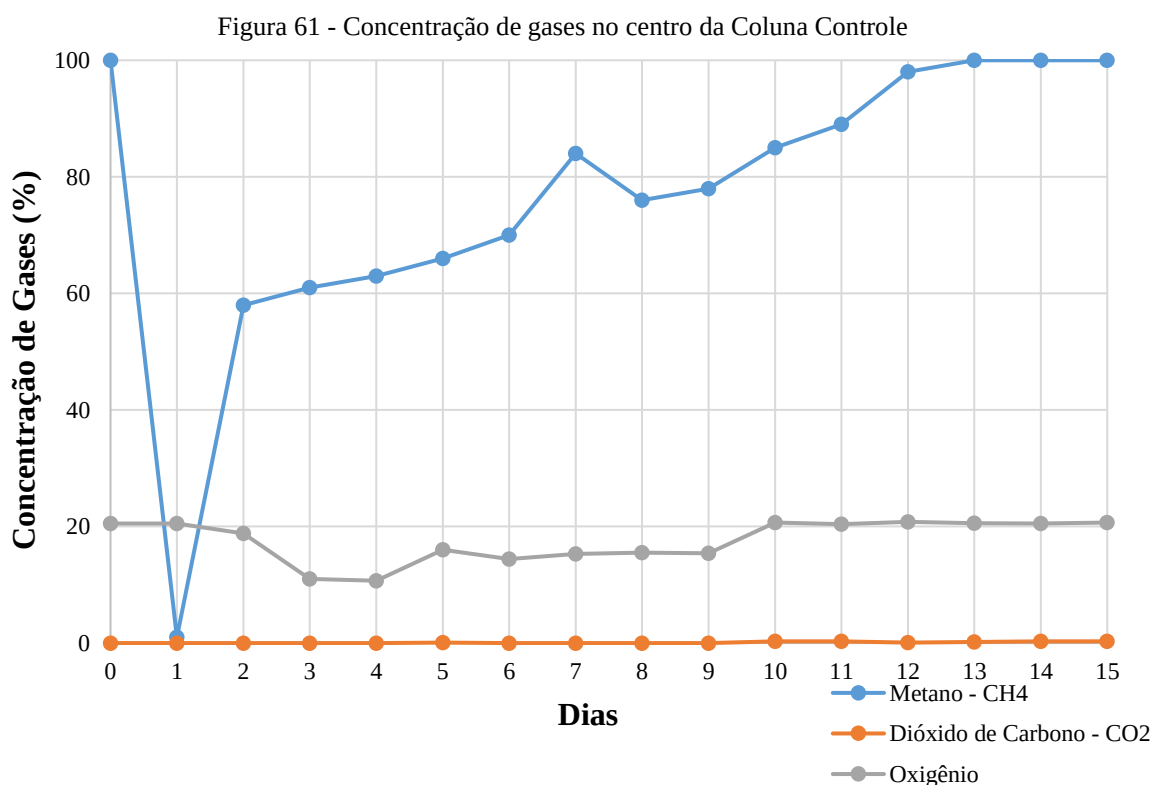


Fonte: A Autora (2024).

Em relação a capacidade de retenção de metano na coluna foi aferido que com o andamento do experimento a coluna mostrou-se incapaz de reter o gás que era injetado na sua base e a eficiência de adsorção da coluna neste âmbito era de 0%, principalmente com o passar dos dias. Sabendo que a injeção de metano foi de 100% na base da coluna a capacidade de retenção de metano média na coluna de solo puro foi de 16,3%, 29,8% e 31,2% nos pontos 1, 2 e 3 respectivamente. Estes valores são próximos aos encontrados por Costa (2018) para uma camada de solo convencional de 60cm e 80% de grau de compactação. Nos dias finais do experimento foi observado que em todos os pontos da coluna leituras de 100% de gás metano, ou seja, todo gás inserido estava sendo direcionado para o topo da coluna, sem apresentar retenção. Sabendo da finalidade da pesquisa em simular uma camada de cobertura em laboratório, constatou-se que aplicar este tipo de material em aterro sanitário inviabilizaria a

sua eficácia, visto que este tipo de camada de cobertura viabilizaria a emissão de gases para atmosfera, principalmente as emissões fugitivas que são recorrentes em aterros sanitários (HUANG et al., 2019; GARG et al., 2021).

Ainda sobre a coluna controle foi possível verificar a ocorrência de demais gases ao longo da sua espessura. A Figura 61 apresenta a concentração de oxigênio e dióxido de carbono no centro da coluna.

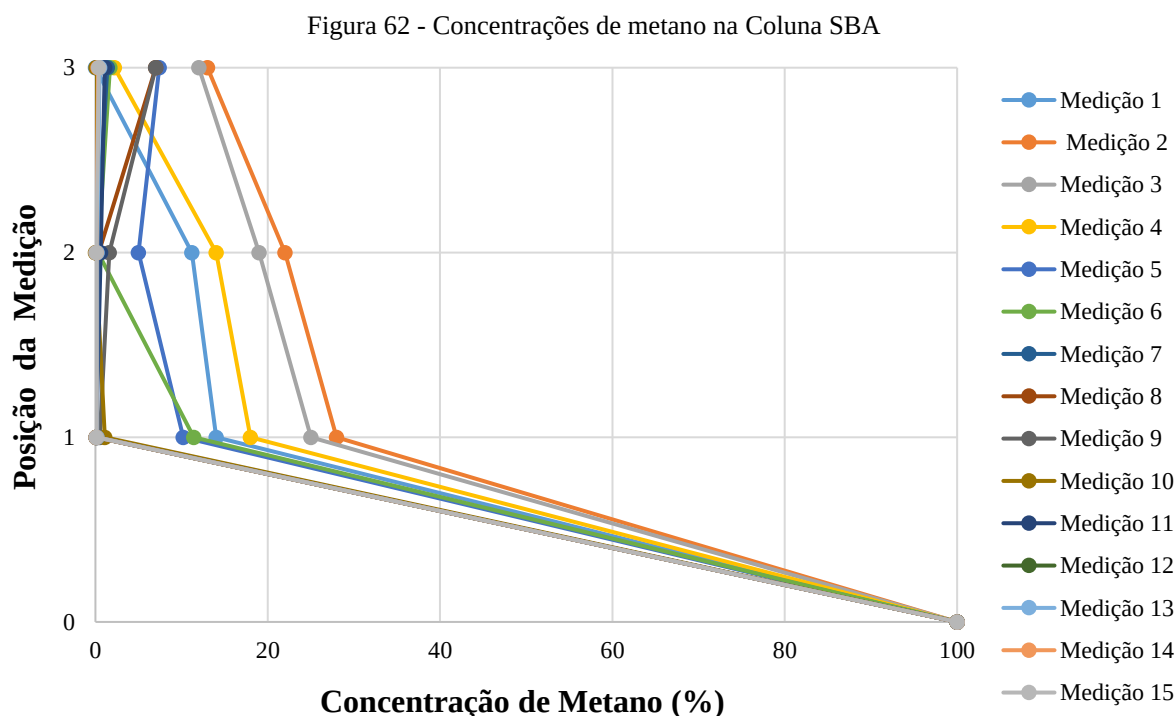


Fonte: A Autora (2024).

Na coluna controle foi verificado uma constante na concentração de gás metano ao longo da coluna, o gás introduzido era encaminhado para o topo da coluna e a concentração e encaminhamento deste gás foi gradativo ao longo dos dias. Devido as características geotécnicas atreladas ao solo puro e realizando uma correlação com a sua permeabilidade, este material apresentou dificuldade na retenção do gás, possibilitando um fluxo de metano para o seu topo. As concentrações de oxigênio mantiveram-se constantes ao longo dos dias e ainda foram observadas pequenas variações na concentração de dióxido de carbono nas colunas. Na coluna controle não foi verificada a ocorrência de oxidação do metano que estava sendo inserido.

4.4.2. Coluna SBA

Na Figura 62 são apresentados os dados obtidos experimentalmente para a mistura de solo com biocarvão de açaí em termos de concentrações de metano (%) *versus* posição da medição da coluna.

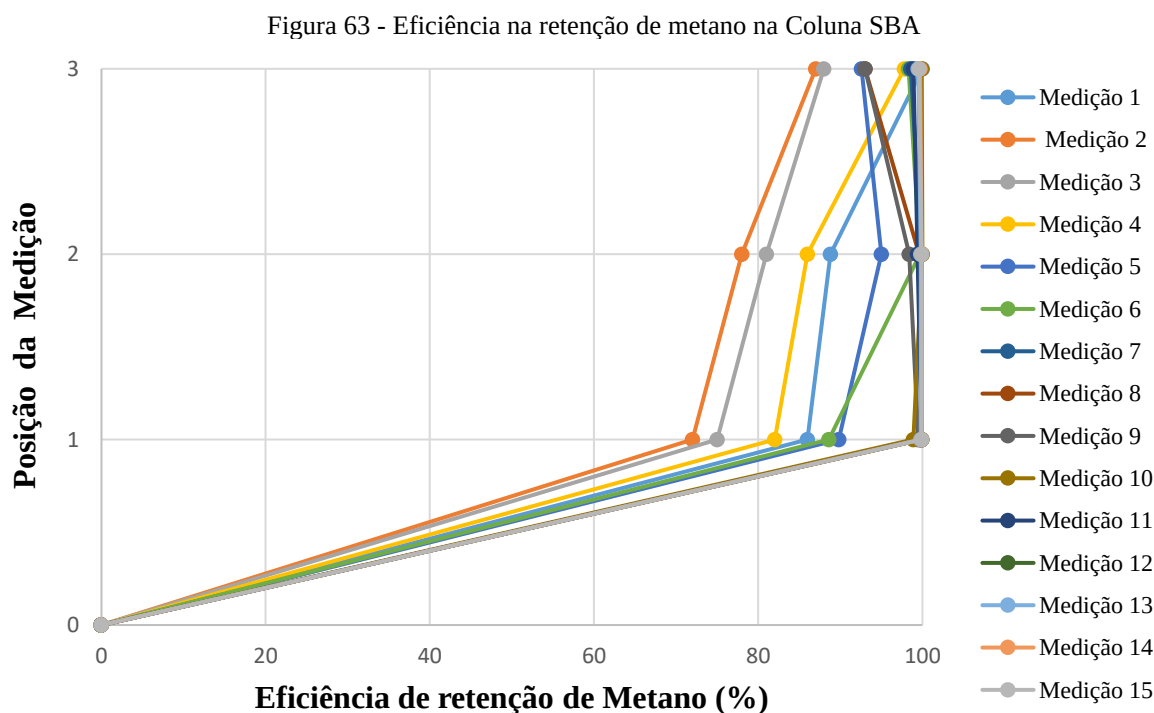


Fonte: A Autora (2024).

Em termos de concentração de gás metano, foi verificado que a Coluna SBA, que possuía em sua composição biocarvão de açaí, apresentou uma redução da concentração de metano ao longo do seu perfil. Sabendo que todas as colunas foram submetidas a uma concentração de metano a 100%, esta coluna, diferentemente da coluna de solo puro apresentou uma menor concentração deste gás ao longo do seu perfil. Altas concentrações de metano só foram verificadas apenas no ponto mais próximo da base da coluna; nos demais pontos de medição foi observada uma diminuição gradativa da concentração desse gás, principalmente no topo da coluna e com o passar dos dias de medições. O pico de concentração de gás sucedeu-se na segunda medição, com valores de 28, 22 e 13% para os pontos 1, 2 e 3 da coluna. Da segunda medição em diante as concentrações de metano foram diminuindo de maneira constante.

Na Coluna SBA foi verificado que o no primeiro ponto da coluna a concentração média de metano foi de 7,26%, enquanto no ponto 2, localizado no centro da coluna, foi de 4,98% e no ponto 3, que corresponde ao topo da camada de cobertura, foi constatada uma concentração média de 3,63% de gás metano. Quando comparada a Coluna SBA com a coluna controle, a Coluna SBA apresentou concentrações inferiores cerca de 76,5%, 65,2 e 65,2% para os pontos 1, 2 e 3 respectivamente. Desta maneira, ao aplicar em uma camada de cobertura de aterros sanitários uma mistura com biocarvão é possível mitigar de maneira satisfatória a emissão de gases, quando comparada a uma mesma camada de solo sem o uso de biocarvão, fato este também verificado em Yargicoglu e Reddy (2017a) e Qin et al. (2020).

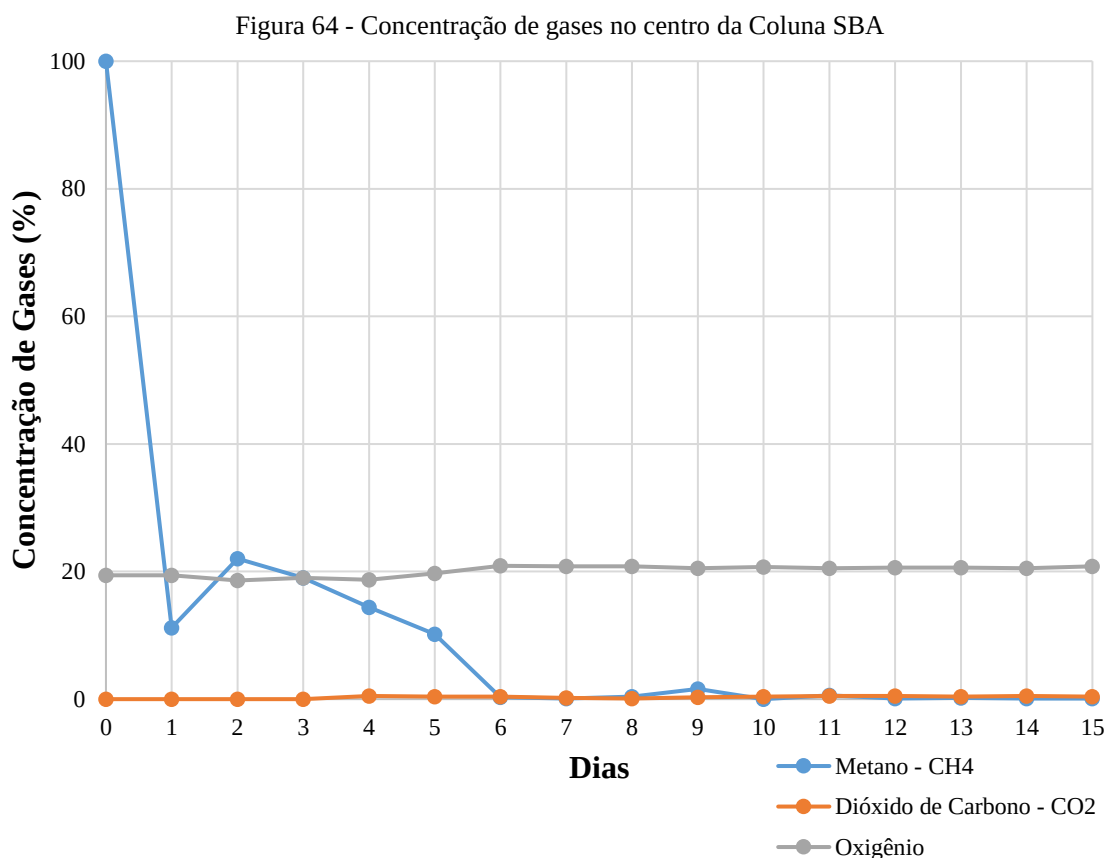
A Coluna SBA, diferentemente da coluna controle, apresentou característica padrão na diminuição de concentração de metano, que ia desde a sua base até a superfície, que corresponde ao topo. Vale salientar que o topo da coluna corresponde à parte final da coluna, onde há a disseminação deste gás para a atmosfera e sabendo que na coluna são injetados 100% de gás e há uma saída de 3,63%, este dado apresenta um ganho significativo quanto a redução da emissão desse gás para o meio ambiente. A relação entre a eficiência de adsorção da coluna com biocarvão de açaí quanto a retenção do gás associado à sua profundidade é apresentada na Figura 63.



Fonte: A Autora (2024).

Em relação a eficiência da coluna à retenção de gás metano que lhe era inserido, a Coluna SBA mostrou capacidade de retenção do gás a partir da segunda medição, com aumento da eficácia com o passar dos dias. A retenção média no ponto 1 foi de 92,7%, no ponto 2 foi de 95% e no ponto 3, que é o ponto de maior importância quando se avalia a emissão de gases para a atmosfera a eficiência da coluna foi na ordem de 96,8%. A realização de uma mistura de solo com biocarvão do açaí, proporcionou uma maior capacidade de absorção deste gás e isto está intimamente associado as características intrínsecas do biocarvão utilizado. A estrutura porosa do biocarvão lhe confere uma grande área de superfície interna o que facilita a adsorção de substâncias orgânicas, sejam estes poluentes, como é o caso do gás metano.

Na coluna ainda foram verificadas as ocorrências de outros gases, como oxigênio e dióxido de carbono e as suas concentrações no centro da coluna são apresentados na Figura 64.



Fonte: A Autora (2024).

Quanto à concentração dos demais gases na coluna foi verificado que a Coluna SBA apresentou um pico na concentração do gás entre a primeira e segunda medição, que pode estar relacionado à aeração inicial na amostra, relacionada à porosidade associada à coluna devido a aplicação do biocarvão. Com o passar dos dias foi constatada uma diminuição, de maneira

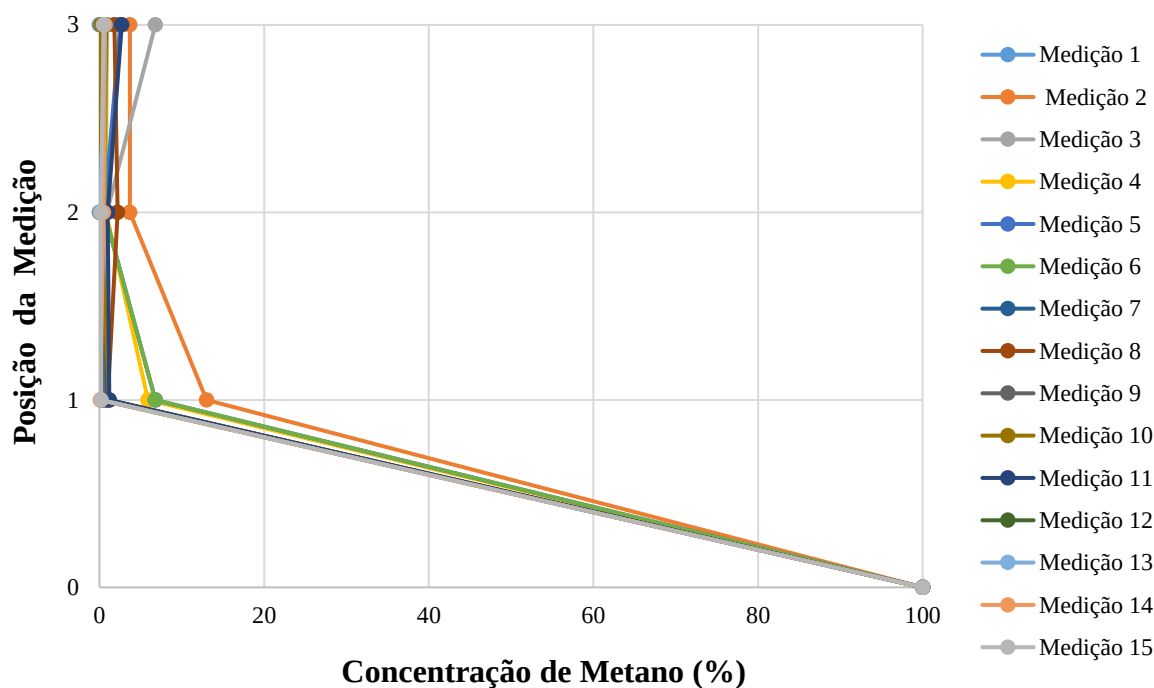
gradativa, na concentração de metano na coluna ensaiada. Esta diminuição da concentração do gás sugere a retenção do gás metano nos próprios poros do biocarvão. De maneira inicial o gás tendeu a passar com facilidade, devido a maior quantidade de poros e em seguida a coluna apresentou comportamento padrão de retenção deste gás pelos próprios poros, comportamento totalmente diferente na coluna que apresentava apenas solo em sua composição. A capacidade de retenção de gases é uma qualidade garantida pelos biocarvões de um modo geral, que devido a suas propriedades apresentam-se como eficientes adsorventes para retenção não só de gases, mas também de poluentes de um modo geral (HUANG et al., 2019, 2020; BLANCA PASCUAL et al., 2020; QIN et al., 2020; NI et al., 2020).

A concentração de oxigênio manteve-se constante ao longo de todo o procedimento experimental e foi ainda verificada a ocorrência de dióxido de carbono com o passar dos dias com valores que chegavam até a 0,5%. A baixa concentração de dióxido de carbono associada à baixa concentração de metano sugere que o metano inserido na coluna não está sendo oxidado e sim adsorvido pelo biocarvão, que nesta coluna foi o de açaí. O que era, de certo modo, esperado para um tempo curto de experimento, onde não houve a formação de colônia/agrupamentos de microrganismos responsáveis pela oxidação.

4.4.3. Coluna SBM

Para a mistura de solo com biocarvão de resíduos de madeira foram realizados os mesmos procedimentos das demais colunas além da injeção de um fluxo contínuo de gás metano. Na Figura 65 são apresentados os resultados das concentrações de metano (%) *versus* posição da medição da Coluna SBM.

Figura 65 - Concentrações de metano na Coluna SBM



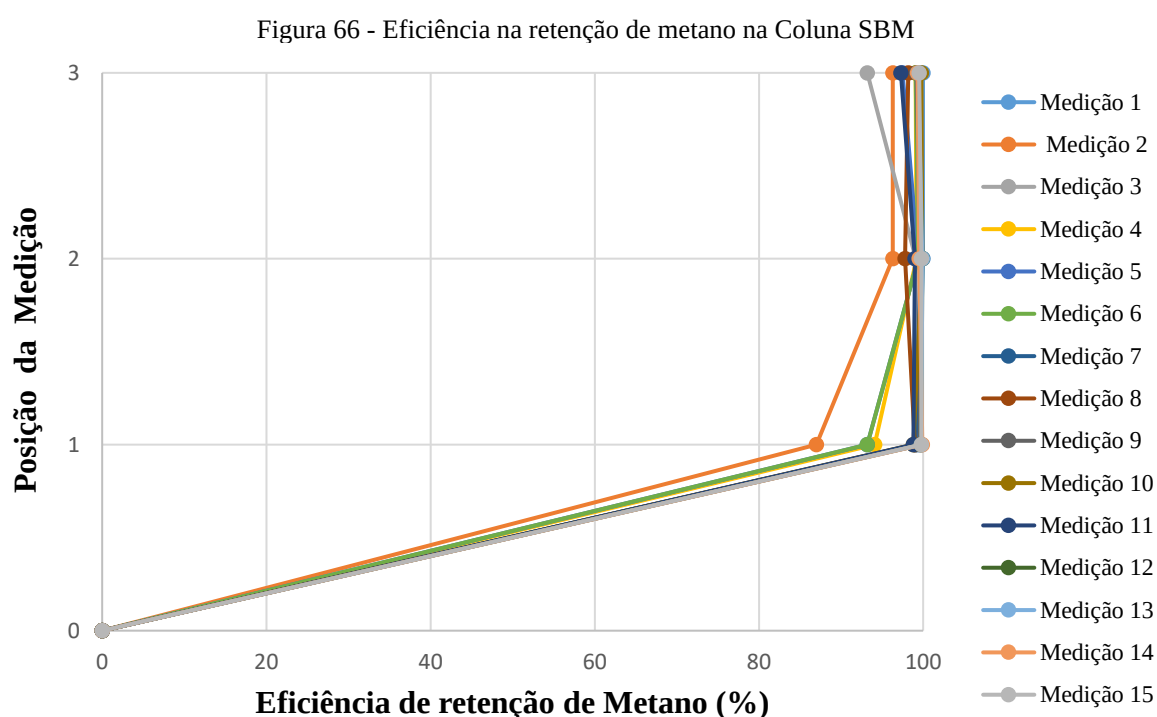
Fonte: A Autora (2024).

Para a Coluna SBM, assim como a Coluna SBA, foi constatada uma diminuição no fluxo de metano que era inserido na coluna, principalmente com o passar dos dias de medição. Assim como nas demais colunas, na Coluna SBM, a concentração de metano ao longo do perfil apresentou característica padrão com maiores concentrações na base da coluna, no ponto mais próximo do local de injeção do metano, e diminuição das concentrações em relação ao topo da coluna. Nesta coluna a maior concentração de metano foi datada na segunda medição no ponto 1 e correspondeu a uma taxa de 13%, que comparada à injeção que era realizada na coluna já apresenta uma queda significativa na concentração do gás para este ponto. A Coluna SBM, assim como a Coluna SBA, apresentou queda na concentração do gás ao longo do tempo também de maneira gradativa.

Para a Coluna SBM a concentração média de metano foi de 2,64% para o ponto 1, 0,76% para o ponto 2 e 1,54% para o ponto de medição. Em comparação à Coluna SBM com a coluna controle, a aplicação de biocarvão de resíduos de madeira em uma amostra de solo possibilitou uma redução de cerca de 96,8% na concentração de metano para o ponto 1, 98,9% para o ponto 2 e 97,8% para o ponto 3. Em relação a Coluna SBA, que possui biocarvão de açaí, a Coluna SBM apresentou concentrações de gás metano inferiores na ordem 63,6; 84,7 e 57,6% para os pontos 1, 2 e 3 respectivamente. As concentrações inferiores da Coluna SBM, quando comparada com a Coluna SBA, está intimamente relacionada com a área de superfície do

biocarvão de resíduos de madeira. A diferença de área superficial entre os biocarvões, associado a diferença entre os poros destes biocarvões, propiciou a diferença entre concentrações.

A Coluna SBM, assim como a Coluna SBA, apresentou baixas taxas de concentração de metano no ponto 3, que é o ponto localizado no topo da coluna. Avaliando sob a ótica da aplicação deste material quanto à redução de emissões, a aplicação do biocarvão proporcionou um melhoramento da camada de cobertura, possibilitando a redução das emissões além de atrelar benefícios geotécnicos ao solo utilizado. A eficiência na capacidade de retenção do gás metano na coluna ao longo do seu perfil é apresentado na Figura 66.

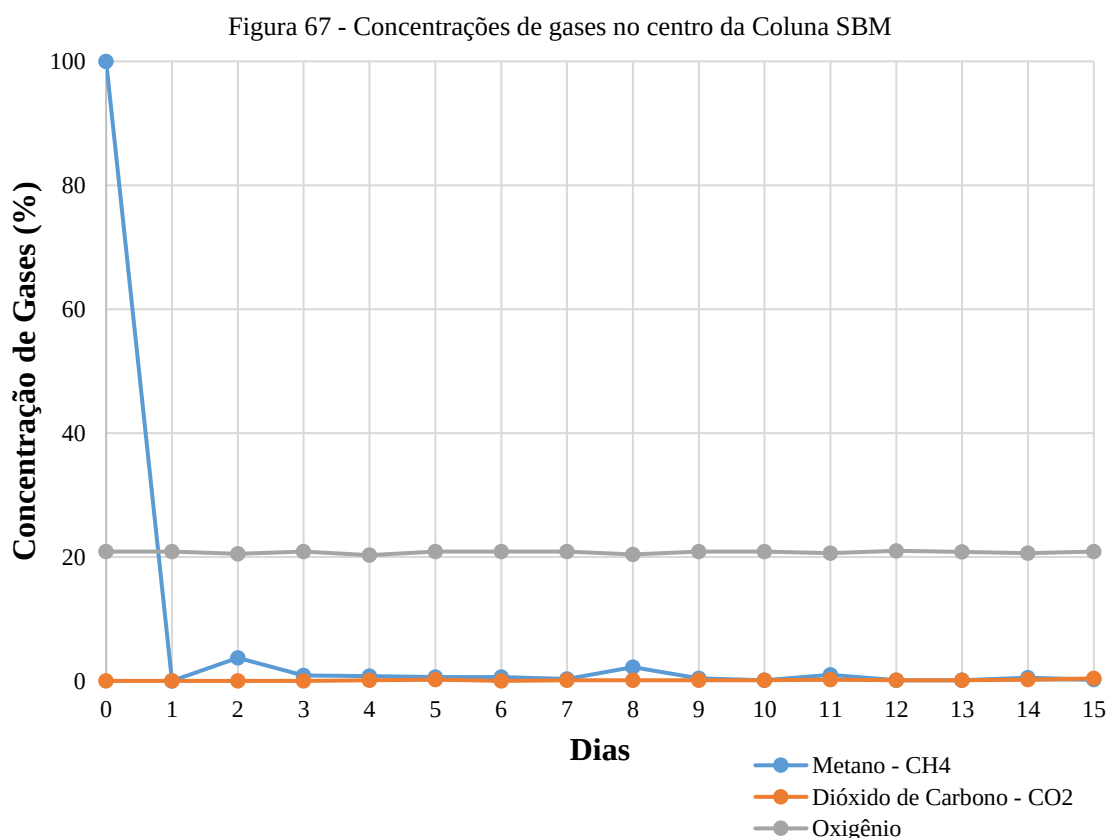


Fonte: A Autora (2024).

Em relação à eficiência na capacidade de retenção de gás metano que a incorporação do biocarvão proporcionou ao solo, é possível verificar um crescente aumento na capacidade de retenção deste gás em todos os pontos da coluna. Quanto aos pontos de medição, foi verificada uma eficiência de retenção média de 97,36% para o ponto 1, 99,2% para o ponto 2 e 98,5% para o ponto 3, este localizado no topo da coluna. Posto isto e sabendo que o gás metano é constantemente gerado em um aterro devido às atividades microbianas é de fundamental importância que a camada de cobertura a ser utilizada no aterro sanitário apresente capacidade de retenção dos gases e líquidos.

Sabendo que o ponto 3, que é o topo da coluna e que representa a emissão de gases na atmosfera, a aplicação de biocarvão de madeira proporcionou uma eficiência na retenção de gás metano de 98,5%, ou seja, dos 100% de gás inserido na coluna apenas 1,54% foram encaminhados à atmosfera, o que é de extrema importância visto o dano associado à emissão descontrolada deste gás ao meio ambiente. Comparando as duas colunas, a Coluna SBM apresentou maior eficiência na adsorção também devido a sua área superficial e seus poros que contribui para a maior aderência do gás nas suas partículas.

Assim como nas demais colunas, também foi verificado a ocorrência de oxigênio e dióxido de carbono na Coluna SBM. A Figura 67 apresenta as concentrações dos gases no centro da coluna ao longo dos dias.

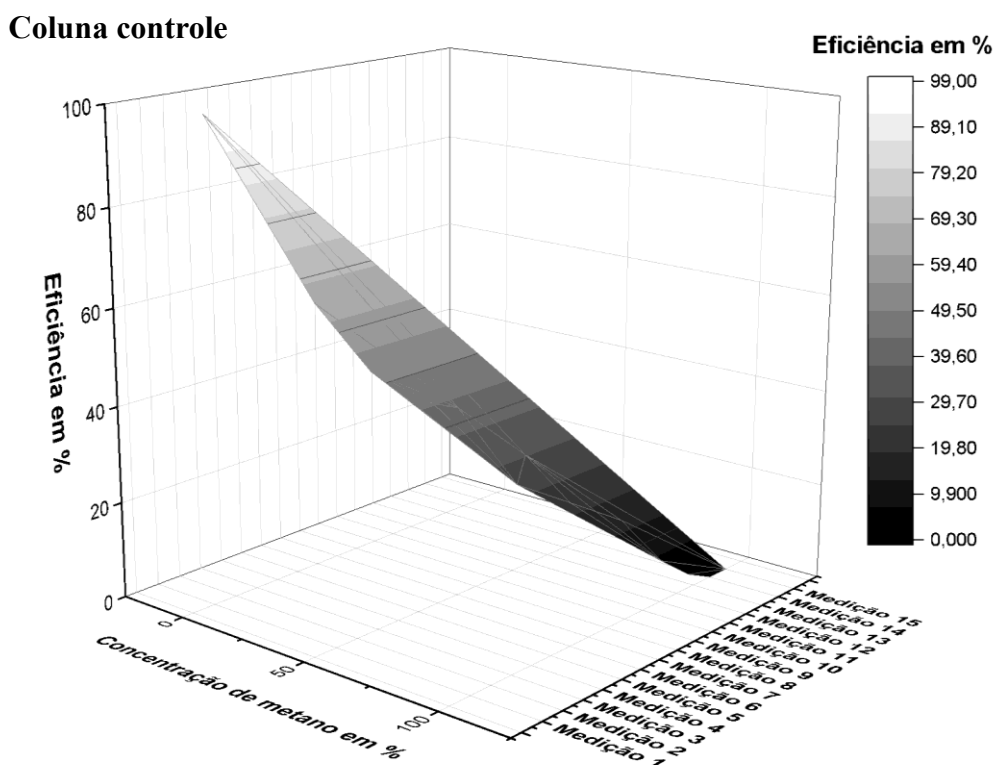


No que diz a respeito à concentração dos demais gases na coluna, assim como na Coluna SBA, um pico na concentração de metano na segunda medição e nos dias posteriores sucedeu uma diminuição gradativa desta concentração ao longo dos dias. Assim como na coluna com biocarvão de açaí, esta diminuição na concentração do gás está atrelada à retenção deste gás nos poros presentes no biocarvão. A concentração de oxigênio manteve-se constante ao longo

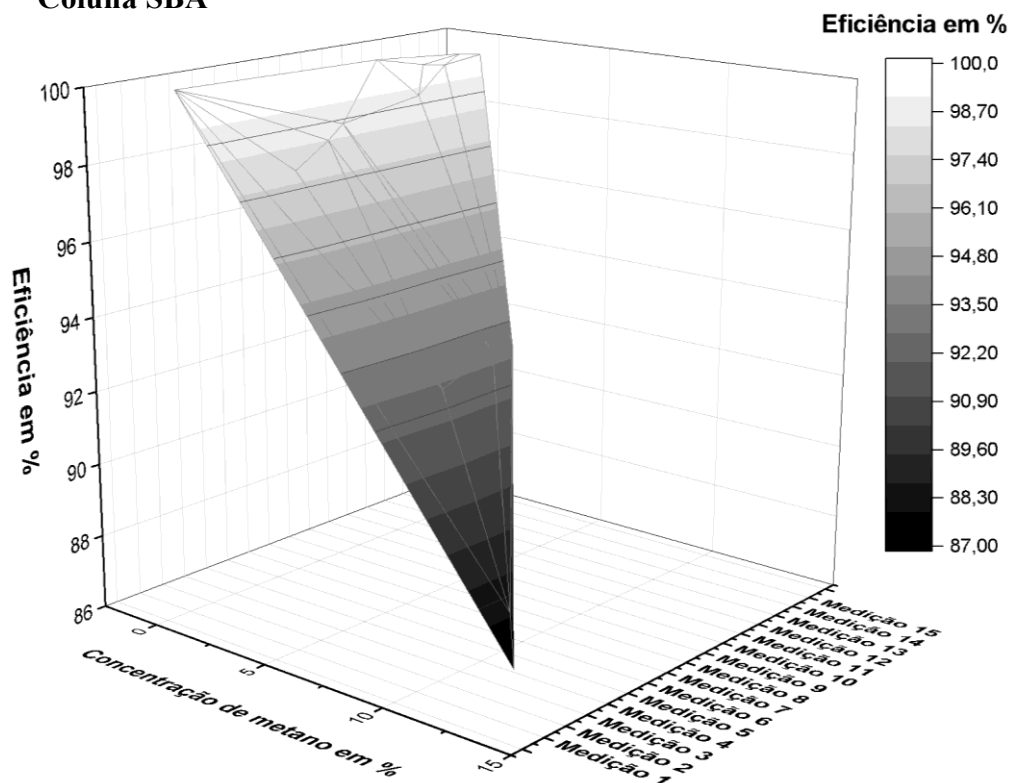
de todo o procedimento e foi ainda verificada a ocorrência de dióxido de carbono com o passar dos dias com valores que chegavam até a 0,3%. Assim como a Coluna SBA, a baixa concentração de dióxido de carbono na Coluna SBM associado à baixa concentração de metano sugere que o metano inserido na coluna não está sendo oxidado e sim adsorvido pelo biocarvão. Para um estudo em campo experimental, Ahirwar et al. (2018) verificaram que a produção de CO_2 sucedeu apenas a partir de 15 dias iniciais de incubação do gás metano; a tendência é que de fato com o passar dos dias ocorra a produção de CO_2 através da ação de microrganismos presentes no solo.

Com o intuito de avaliar as emissões de gases para a atmosfera, na Figura 68 é apresentada uma outra perspectiva da relação entre a concentração de metano e eficiência das colunas aos longos das medições realizadas para o ponto 3 da coluna, que é o ponto de final da coluna, ponto este que está diretamente associado aos gases que porventura são emitidos para a atmosfera. As medições indicadas nas figuras são relativas aos 30 dias de duração do ensaio com medições em dias alternados.

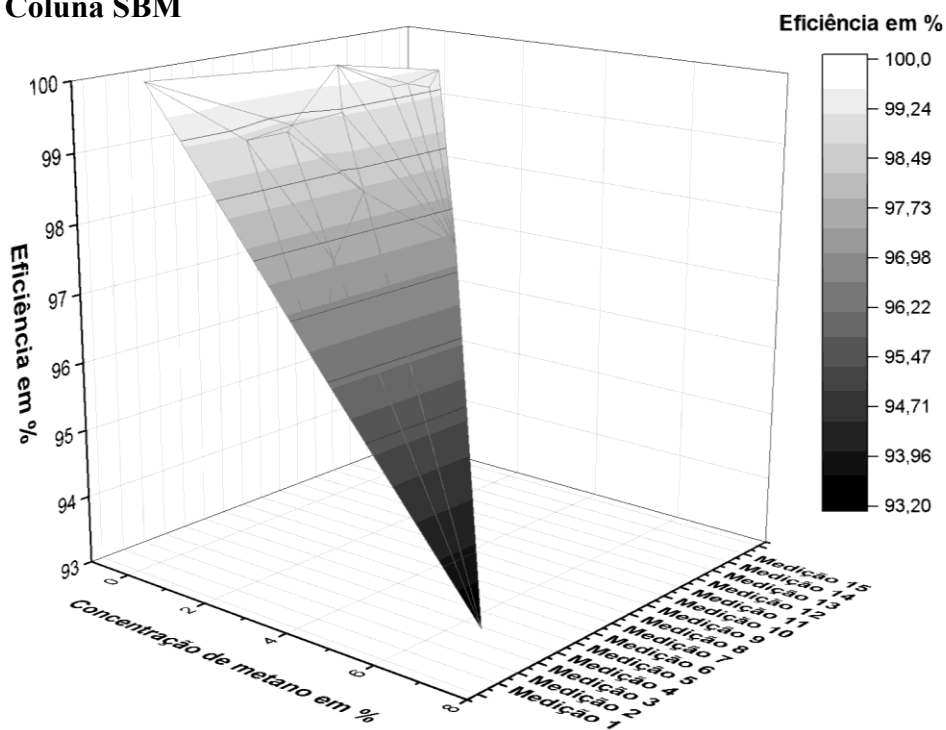
Figura 68 - Perspectiva em área da relação entre eficiência das colunas (%) versus concentração de metano (%) ao longo das medições para o ponto 3



Coluna SBA



Coluna SBM



Fonte: A Autora (2024).

É possível constatar que nas colunas que apresentaram adição de biocarvão em sua constituição foi garantido um aumento na eficiência da adsorção do metano ao longo dos dias; tanto a Coluna SBA quanto a Coluna SBM apresentaram um declínio na concentração de metano da coluna e um aumento na eficiência com o passar das medições. Já a coluna controle, que apresenta apenas solo em sua constituição, apresentou eficiência na retenção do gás apenas no início do experimento e com o passar dos dias sucedeu a inversão entre estes teores e a coluna reduziu a sua eficiência a zero, enquanto estavam sendo lançadas à atmosfera concentrações máximas de metano. A eficiência da capacidade de retenção do biocarvão pode variar a depender da proporção e do tipo de biomassa utilizado para produção do biocarvão além das condições de produção do mesmo, como a temperatura de pirólise (SATO et al., 2019; TRAZZI et al., 2018). Quanto à eficiência na retenção de metano nas colunas, Huang et al., (2019, 2020) verificaram uma eficiência na ordem de 85,2 a 90,6% na retenção do CH₄ em colunas com misturas de solo com biocarvão de aparas de algodão e Yargicoglu e Reddy (2017a) uma eficiência entre 60 e 90% para biocarvões de resíduos de madeira, o que corrobora a eficiência das misturas de solo com biocarvão de resíduos de açaí e de madeira da pesquisa em questão, uma vez que as mesmas garantiram eficiências de 96,8 e 98,5% respectivamente.

Diante do potencial de capacidade de retenção de gases que os diferentes biocarvões agregaram ao solo é reiterada a viabilidade de aplicação destes biocarvões em camadas de coberturas finais de aterros sanitários, visto que para além das melhorias das propriedades geotécnicas ainda há uma eficiência na capacidade de retenção de gases fugitivos em aterros sanitários, com crescente eficiência com o passar dos dias.

Ainda no contexto de monitoramento das colunas durante o fluxo de gás metano, os sensores 5ET instalados, captaram e armazenaram, os dados das colunas quanto à umidade, condutividade elétrica e temperatura. Cada coluna possuía 2 sensores que foram instalados entre cada ponto de medição do gás. A Tabela 23 apresenta o monitoramento realizado durante o procedimento, com temperaturas, umidade e condutividade, média, máxima e mínima.

Tabela 23 - Monitoramento de temperatura, condutividade elétrica e umidade para as colunas ensaiadas

Coluna controle	Temperatura (°C)			Condutividade Elétrica (µs/cm)			Umidade v/v (%)		
Ponto	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média
P1	25,4	28,1	26,8	0	0	0	5,4	5,5	5,4
P2	25,3	28,1	26,8	0	0,0001	0	6,4	7,2	6,5

Coluna SBA	Temperatura (°C)			Condutividade Elétrica (µs/cm)			Umidade v/v (%)		
Ponto	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média
P1	25,2	27,8	26,56	0,010	0,030	0,025	10,9	11,6	11,2
P2	25,3	28	26,8	0,040	0,060	0,056	5,6	7,3	6,7

Coluna SBM	Temperatura (°C)			Condutividade Elétrica (µs/cm)			Umidade v/v (%)		
Ponto	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média
P1	25,4	27,9	26,7	0	0,020	0,01	16,4	17	16,8
P2	25,2	27,8	26,6	0,010	0,030	0,010	15,5	15,9	15,6

Fonte: A Autora (2024).

Em relação aos dados obtidos com os sensores 5ET, quanto à temperatura, foi observado que para as três colunas ensaiadas estes parâmetros apresentaram pequena variação durante o período do experimento, apresentando pequena variação na amplitude ao longo dos dias. A temperatura interna de todas as colunas era semelhante à temperatura do ambiente onde as mesmas estavam inseridas. Quanto ao parâmetro de condutividade elétrica, a coluna controle apresentou condutividade próximas a zero durante todo o procedimento do ensaio. Já as colunas que possuíam biocarvão apresentaram maiores valores de condutividade elétrica associada, sendo a Coluna SBA a coluna com valores máximos, médios e mínimos superiores à Coluna SBM.

Os biocarvões, de um modo geral, atuam nos solos como doadores e receptores de elétrons e a sua capacidade está intimamente relacionada com as funções e radicais presentes no solo, principalmente a presença de metais (CHACÓN et al., 2020). Outro ponto também relevante quanto à condutividade elétrica nas colunas é a constatação de uma crescente neste parâmetro em relação a profundidade da coluna, principalmente na coluna com biocarvão de açaí, onde foi obtida uma média diária de 0,056 µs/cm e máxima de 0,06 µs/cm para este ponto. Yargicoglu e Reddy (2017a) também constataram um aumento no parâmetro da condutividade elétrica em profundidade e com valores em torno de 0,013 µs/cm a 50 cm até 0,036 µs/cm a 20 cm em colunas de solos silto argiloso com biocarvão de resíduos de madeira.

Blanca Pascual et al. (2020) associa a altas concentrações de cinzas e condutividade elétrica com a eficiência na oxidação do metano. Em seu trabalho, os autores verificaram que os biocarvões de madeira que apresentavam altos valores de condutividade elétrica tiveram redução significativa na oxidação do metano, todavia não foi constatada relação entre a propriedade redox dos biocarvões com a oxidação do metano. Como foram verificadas baixas taxas de condutividade elétrica em ambas as colunas com biocarvão e fazendo uma analogia com a eficiência de oxidação das colunas com o parâmetro da condutividade elétrica, a Coluna SBM, que apresentou uma diferença máxima na ordem de 33,3% quando comparado à Coluna SBA para o ponto P1 e 50% de diferença na máxima para o ponto P2, apresentou maior eficiência de oxidação, sendo a condutividade elétrica mais um fator que reitera esta alta na eficiência.

Sabendo que a condutividade elétrica é um parâmetro que está relacionado com a capacidade de um dado material conduzir corrente elétrica e que solos argilosos tendem a apresentar maiores valores desses parâmetros, devido as suas características intrínsecas e sabendo das alterações geotécnicas que o biocarvão possibilitou ao solo é justificado este aumento na condutividade devido ao acréscimo do biocarvão (NADLER e FRENKEL, 1980; MOLIN e RABELLO, 2011). Vale salientar que todas as colunas apresentaram valores de condutividade elétrica inferiores a $<4 \mu\text{s/cm}$ que é o parâmetro recomendado por Huber-Humer et al. (2009) para melhor oxidação do metano em camadas oxidativas.

No que se refere aos dados de umidade obtidos nas três colunas, a coluna controle apresentou valores de umidade inferiores às demais colunas, com valores máximos de 7,2% e médios de 5,4% nos dois pontos, nesta coluna ainda foram constatados maiores valores de umidade no ponto mais próximo da base da coluna. Já em relação às colunas que possuíam biocarvão em sua composição, a Coluna SBA apresentou valores máximos de umidade de 11,6% e mínimo 5,6% e inversamente ao que sucedeu na coluna controle, na Coluna SBA a umidade manteve-se superior na porção mais próxima do topo da coluna, possibilitando um aumento na ordem de 38% na umidade da coluna.

A Coluna SBM, que possuía biocarvão de resíduos de madeira em sua composição, possibilitou maiores valores de umidade para o material. O acréscimo deste biocarvão proporcionou ao solo uma umidade máxima de 17% e mínima de 15,5%, que corresponde a um aumento na faixa de 57,6 % quando comparado o valor máximo de umidade obtido na coluna controle. Assim como na Coluna SBA, na Coluna SBM também foram constatados maiores valores de umidade na porção da coluna mais próxima do seu topo. Fazendo uma relação desta

umidade com a capacidade de retenção de água que o biocarvão proporciona ao material é possível analisar este aumento da umidade com a maior eficiência destas colunas quanto a retenção do gás metano, justificando assim as emissões nulas deste gás com o passar dos dias.

Para elucidar a viabilidade de aplicação de biocarvões de diferentes biomassas em misturas de solo o Quadro 3 traz dados de trabalhos publicados por diferentes autores com a aplicação de biocarvão para aplicação em misturas de solo.

Quadro 3 - Aplicações de biocarvão em misturas de solo

Biocarvão	Proporção	Tipo de Solo	Gás Retido Componente	Eficiência	Autor	Procedimento adotado	Efeitos das aplicações do biocarvão ao solo	Vantagens
Biocarvão de Açaí	3% em massa	Areia silto-argilosa bem graduada (SM) de baixa plasticidade	CH ₄	96,8%	O autor (2024)	Colunas de solo	Retenção de gases de efeito estufa	Melhoria da capacidade de retenção de água e gases do solo, diminuição da condutividade hidráulica. Em termos de resistência do solo não teve alteração da qualidade do material pós biocarvão
Biocarvão de resíduos de madeira	3% em massa	Areia silto-argilosa bem graduada (SM) de baixa plasticidade	CH ₄	98,5%	O autor (2024)	Colunas de solo	Retenção de gases de efeito estufa	Melhoria da capacidade de retenção de água e gases do solo, diminuição da condutividade hidráulica. Em termos de resistência do solo não teve alteração da qualidade do material pós biocarvão
Biocarvão de resíduos agrícolas e florestais	0 a 5% em peso	Solo com grande fração de finos	Adsorção de poluentes nocivos (sulfeto de hidrogênio, tolueno, acetona e clorobenzeno)	95.43% a 100.00%	Qin et al., (2020)	Colunas de solo	Adsorção de poluentes através do aumento da população da comunidade microbiana	Aumento da taxa de biodegradação de poluentes, facilitação do crescimento microbiano, consumo dos poluentes como fontes de carbono

Biocarvão de cascas de amendoim e palha de trigo	5 a 10% em volume	Solo argiloso	-	-	Lu et al., (2020)	Camada de biocarvão em aterro sanitário	Após três anos da inserção do biocarvão foi constatado aumento da atividade microbiana no aterro e este fato está relacionado com a porosidade do biocarvão que proporcionou um habitat favorável aos microrganismos.	A aplicação do biocarvão resultou em uma melhoria qualidade do solo, além de efeitos na comunidade microbiana
Biocarvão de casca de amendoim	10% em volume	Areia arenosa e Areia siltosa	-	-	Ni et al., (2020)	Colunas de solo	Com a aplicação do biocarvão foi constatado uma melhoria no solo, tanto na capacidade de retenção quanto no crescimento da grama (<i>Cynodon dactylon</i>) para um período de 2 anos.	Com este estudo os autores constataram a eficácia da aplicação do biocarvão para retenção de água e diminuição da condutividade hidráulica em solos com vegetação.
Biocarvão de Aparas de algodão	2.49%–2.78% em massa	Areia argilosa	CH ₄	85.2% e 90.6%	Huang et al., (2019, 2020)	BMP	Aumento na retenção dos nutrientes do solo assim como nos elétrons e cátions trocáveis	Aumento do crescimento de bactérias metanotróficas tipo II Methylocystaceae, os autores associam esta ocorrência devido ao aumento das trocas catiônicas
Biocarvão de resíduos de: amêndoas, oliva, tomateiros, Palha de arroz		Calcisol háplico (USS Working Group WRB. 2015) e sua textura era franco-arenosa (57% areia, 27% franco, 16% argila).	CH ₄	-	Blanca Pascual et al. (2020)	BMP	Capacidade oxidação de metano existente no solo através do uso de biocarvões produzidos de diferentes biomassas com diferentes ativadores químicos.	A estrutura física do biocarvão]ao possibilita um incremento nas trocas gasosas.

Biocarvão de açai	0; 20; 40 e 60 g de biocarvão para 1 kg de solo	Areia siltosa e Argila siltosa	-	-	Sato et al., (2019,2020)	anéis volumétricos	Gerenciamento de um resíduo em abundância no estado do Pará, além de alteração das propriedades físico-químicas do solo e hidrofbicidade.	Utilização como condicionante de solos, com melhorias das taxas de potássio, fósforo e magnésio
Biocarvão de casca de amendoim e de palha de trigo	5 e 10% em massa	Areia	Adsorção de compostos odoríferos em aterros sanitários	-	Wong et al., (2019)	Campo experimental	Aumento da diversidade microbiana, foram constatados a presença de 5 filos	Ainda que em curto prazo já é possível verificar um aumento da diversidade bacteriana e alteração das propriedades físico-químicas do solo
Biocarvão de caules de feijão do tipo bóer	1% em massa	Vertissolo argiloso	CH ₄	-	Ahirwar et al., (2018)	Campo experimental	Aumento da atividade microbiana, do consumo de CH ₄ e produção de CO ₂	Aplicação de biocarvão para melhorar o consumo de metano em solos contaminados com clorpirifós (inseticida)
biocarvão de resíduos de madeira	2% em massa	solos silto argiloso	CH ₄	60 a 90%	Yargicoglu e Reddy (2017a)	Colunas de solo	Aumento da taxa de infiltração do solo o que possibilitou a oxidação do CH ₄ presente nas colunas de solo, principalmente em profundidade. Ensaio sucedeu-se em um período de 510 dias.	Melhoria da capacidade de retenção de água do solo que possibilitou uma melhor oxidação do metano

- Dados não fornecidos no documento

Fonte: A Autora (2024).

A aplicação de biocarvão em camadas de cobertura para adsorção de poluentes de um modo geral tem se mostrado uma alternativa para solução de problemas associados a quantidade de resíduos com o benefício de melhoria das propriedades geotécnicas do solo. O Quadro 3 elucida as diferentes possibilidades de aplicação e os diversos ganhos desta aplicação, que vai desde o aproveitamento de uma biomassa até a redução de emissões. Comparado com os demais trabalhos presentes na literatura e com taxas de eficiência de retenção do metano que variam de 96,8% a 98,5% a depender do tipo de biocarvão utilizado, aplicar biocarvões em camadas de cobertura em aterros sanitários apresenta-se como uma alternativa em potencial.

Vale frisar, que para além da retenção de gases e de poluentes de um modo geral os biocarvões ainda apresentam melhorias significativas na qualidade do solo (como condicionantes de solo) além de benefícios para a comunidade microbiana (SATO et al., 2019; LU et al., 2020; WONG et al., 2019).

Diante da eficiência de adsorção obtida com as colunas com misturas de biocarvão de açaí e de resíduos de madeira verifica-se a eficácia da aplicação destes biocarvões para retenção de gases e minimização dos efeitos de emissões fugitivas à atmosfera, solucionando assim problemas recorrentes em aterros sanitários que não apresentam um sistema de coleta e drenagem de gases eficientes.

5 CONCLUSÕES

Diante dos resultados apresentados ao longo deste trabalho, pode-se concluir que a produção de biocarvão, a partir de uma biomassa que seria descartada, é uma alternativa interessante para solução do descarte dos resíduos de açaí e de madeira provenientes de poda. Possibilitar o aproveitamento desses materiais e incorporá-los na linha de produção para diferentes produtos é uma alternativa altamente sustentável, além de promover a Economia Circular. O biocarvão apresenta-se como um adsorvente em excelência para diferentes vertentes e inseri-lo em camadas de cobertura para retenção de gases é mais uma de suas aplicações.

Por meio do estudo bibliométrico e com os usos dos indicadores, foi possível avaliar que na literatura mundial têm-se uma crescente nos últimos anos quanto a aplicação de biocarvões em camadas de cobertura de aterros sanitários, entretanto esta aplicação no Brasil ainda se apresenta como uma inovação, com poucos estudos atrelados a temática.

Em relação a caracterização química dos biocarvões foi possível verificar sua estrutura porosa e certa homogeneidade entre os poros. A presença destes poros apresenta-se como um fator interessante quando avalia a aplicação destes biocarvões em camadas de cobertura, visto que esta porosidade propicia a retenção do biogás nestes poros, colaborando assim para a retenção de emissões fugitivas em aterros sanitários. Para além da retenção de gás nestes poros, a aplicação dos biocarvões garantiu também uma maior retenção de água nas misturas.

Avaliando em termos físicos, para as condições avaliadas, a inserção de biocarvão (tanto o de açaí como o de madeira) garantiu ao solo um aumento na quantidade de finos e uma redução na massa específica real dos grãos quando comparado com o solo natural. Quanto aos limites de consistência, a aplicação de biocarvão propiciou ao solo um aumento nos seus Limite de Liquidez e Plasticidade, indicando que solos misturados com biocarvão necessitam de uma maior quantidade de água para atingir seu estado plástico ou líquido.

Quanto aos parâmetros geotécnicos obtidos, os diferentes biocarvões garantiram um aumento na umidade ótima do material, fato relacionado com a capacidade de retenção de água que os biocarvões possuem. Este fato pôde ser analisado quanto aos parâmetros obtidos através dos ensaios de curva característica e de permeabilidade ao ar e a água das amostras. A inserção dos diferentes biocarvões possibilitaram um aumento na parcela de finos e conseqüentemente uma diminuição nos parâmetros de condutividade (saturada e não saturada).

Avaliando quanto aos benefícios que este parâmetro impacta para a camada de cobertura de aterros sanitários torna-se um ponto relevante a sua aplicação visto que a dificuldade de

percolação de água de infiltração nos aterros é um ponto positivo uma vez que há a diminuição na geração de lixiviados e em termos de escape do biogás, quanto menor a permeabilidade ao ar da camada de cobertura, menor a ocorrência destas emissões fugitivas. Vale salientar também sobre as propriedades de retenção de água que os biocarvões agregaram ao solo quando comparado com o solo natural, o que é interessante do ponto de vista do favorecimento do crescimento da microbiota assim como quanto a usabilidade da sua aplicação em aterros localizados em áreas áridas onde a perda de umidade do solo pode acabar ocasionando o aparecimento de fissuras que por sua vez favorecem o escape deste gás para a atmosfera.

Em termos de resistência, a aplicação dos diferentes biocarvões ao solo não alterou suas propriedades geotécnicas em relação a este parâmetro. Foi constatado que, embora tenha-se aplicado um material com maior quantidade de poros e com uma estrutura química diferente do solo, não teve alterações que impactassem a estabilidade e inviabilizassem a aplicação destas misturas em camadas de cobertura de aterros sanitários.

Em relação aos ensaios de coluna realizados para as amostras, foi possível avaliar a alta capacidade de adsorção de gases que os biocarvões incorporaram ao solo utilizado. Para a Mistura SBA foi verificada uma eficiência na retenção de metano, no meio da coluna, de cerca de 96,8%, enquanto a adição de biocarvão de resíduos de madeira agregou ao solo uma eficiência na retenção de gases de 98,5%. Enquanto no solo puro com o passar dos dias a eficiência de retenção foi de 0%, com concentrações de 99,99% no ponto 3.

Em relação aos dados obtidos através do monitoramento dentro das colunas, o acréscimo do biocarvão possibilitou aumento na umidade e na condutividade elétrica, a temperatura manteve-se constante em todas as colunas. Outro ponto relevante a respeito das colunas é que foi verificado concentrações baixas de dióxido de carbono o que indica que o processo que estava ocorrendo nas colunas era a adsorção do metano nos poros das colunas com biocarvão. A tendência é que com o passar dos dias sucede-se o aumento das concentrações do dióxido de carbono e redução do metano, caracterizando assim um processo de oxidação deste gás.

A estanqueidade e capacidade de retenção que o biocarvão proporcionou ao solo é um ponto favorável para sua aplicação, pois isto dificulta que emissões de gases fugitivas escapem e contribuam para o efeito estufa, sendo um ponto extremamente favorável principalmente em aterros sanitários que não possuem um sistema eficiente de coleta e captação de gases. Diante dos resultados obtidos, a aplicação de biocarvão apresenta-se como uma alternativa viável para melhoria de camadas de cobertura de aterros sanitários, além garantir o aproveitamento destas biomassas que iriam ser descartadas sem que houvesse o seu devido aproveitamento energético.

6 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

Neste item são apresentadas algumas sugestões de trabalhos futuros para dar continuidade aos estudos a respeito da aplicação de biocarvões em camadas de cobertura de aterros sanitários:

- Analisar a viabilidade econômica para a aplicação dos biocarvões em camadas de cobertura em aterro experimental com diferentes espessuras de camadas.
- Avaliar o comportamento da coluna quando inserido um fluxo de água de modo a analisar sua capacidade de retenção do metano em condições saturadas.
- Avaliar a influência do fissuramento na permeabilidade das misturas de solo com biocarvões em aterros em condições de campo.
- Verificar a capacidade de retenção das colunas ao longo do tempo e análise da oxidação do metano nas colunas.
- Identificação e quantificação das bactérias presentes nas colunas e determinar a sua relação diante de diferentes proporções de misturas.

REFERÊNCIAS

- ABD, A A; NAJI, S Z; HASHIM, A S; OTHMAN, M R. Carbon dioxide removal through Physical Adsorption using Carbonaceous and non-Carbonaceous Adsorbents: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [S. l.], p. 104142, 2020. DOI: 10.1016/j.jece.2020.104142.
- ABIOVE A M, ANI F. N. Recent development in the production of activated carbono electrodes from agricultural waste biomass for supercapacitors: a review. *Renew Sustain Energy Rev* 2015;52:1282–93.
- AHIRWAR, U; DUBEY, G; SINGH, N; MOHANTY, S. R; KOLLAH, B. Interactive effect of climate factors, biochar and insecticide chlorpyrifos on methane consumption and microbial abundance in a tropical Vertisol. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [S. l.], v. 157, p. 409–416, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.03.092.
- AHMAD, A.; HAMEED, B.H.. Fixed-bed adsorption of reactive azo dye onto granular activated carbon prepared from waste. *Journal Of Hazardous Materials*, [s.l.], v. 175, n. 1-3, p.298-303, mar. 2010. Elsevier BV.
- AHMADI, N; MOSTHAF, K; SCHEUTZ, C; KJELDSSEN, P; ROLLE, M. Model-based interpretation of methane oxidation and respiration processes in landfill biocovers: 3-D simulation of laboratory and pilot experiments. *Waste Management*, [S. l.], v. 108, p. 160–171, 2020. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.04.025.
- AHMADI, S.H., GHASEMI, H., SEPASKHAH, A. R., 2020. Rice husk biochar influences runoff features, soil loss, and hydrological behavior of a loamy soil in a series of successive simulated rainfall events. *Catena* 192, 104587. (b)
- ALABADI, A; RAZZAQUE, S; YANG, Y; CHEN, S; TAN, B. Highly porous activated carbon materials from carbonized biomass with high CO₂ capturing capacity. **Chemical Engineering Journal**, [S. l.], v. 281, p. 606–612, 2015. DOI: 10.1016/j.cej.2015.06.032.
- ALMEIDA, A. J. G. A. (2017) Avaliação do desempenho das camadas de cobertura de aterro sanitário para a redução de emissões de gases de efeito estufa. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco.
- ALMEIDA, A.S.V.; VIEIRA, W.T.; BISPO, M.D.; MELO, S.F.; SILVA, T.L.; BALLIANO, T.L.; VIEIRA, M.G.A.; SOLETTI, J.I.; Caffeine removal using activated biochar from açai seed (*Euterpe oleracea* Mart): Experimental study and description of adsorbate properties using Density Functional Theory (DFT). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, V. 9, n. 104891, 2021.
- ALTMAN, R.F.A. O caroço de açai (*Euterpe oleracea* Mart.). Belém: Instituto Agrônômico do Norte, p.109–111. (IAN. Boletim de Pesquisa, 31), 1956.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM, D5298: Standard test method for measurement of soil potential (suction) using filter paper. Philadelphia, PA, 6p, 1995.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM, D3080: Standard test method for direct shear test of soils under consolidated drained conditions. Philadelphia, PA, 4p, 2004.

AMORIM, I. G; MORAIS, R. O. B. De; AMORIM, E. G; MEDEIROS NETA, O. M. De; BESERRA, P. J. F; SOUSA, A. dos S; MENDONÇA, A. E. O. De. Caracterização das teses e dissertações brasileiras na área de Enfermagem em Unidade de Terapia Intensiva. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 9, n. 8, p. e937986626, 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i8.6626.

ANDRADE, J. K. S; FERREIRA, M.G.Q.L; SILVA, E.A; OLIVEIRA, E.H.S; NEGREIROS, H.A; SOUSA, P.V. L; SANTOS, G.M; BARROS, N.V.A. Qualidade microbiológica de polpas de açaí comercializadas em um estado do nordeste brasileiro. **Brazilian Journal of Development**, [S. l.], v. 6, n. 3, p. 12215–12227, 2020. DOI: 10.34117/bjdv6n3-182.

ARAMI-NIYA, A; DAUD, W. M. A. W; MJALLI, F. S. Using granular activated carbon prepared from oil palm shell by ZnCl₂ and physical activation for methane adsorption. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, [S. l.], v. 89, n. 2, p. 197–203, 2010. DOI: 10.1016/j.jaap.2010.08.006.

ARAUJO, R. O; CHAAR, J. S; QUEIROZ, L.S; ROCHA FILHO, G.N; COSTA, C.E.F; SILVA, G. C.T; LANDRES, R. COSTA, M.J.F; GONÇALVES, A.A.S; SOUZA, L.K.C. Low temperature sulfonation of acai stone biomass derived carbons as acid catalysts for esterification reactions. **Energy Conversion and Management**, [S. l.], v. 196, p. 821–830, 2019. DOI: 10.1016/j.enconman.2019.06.059.

ARAÚJO, A. G. D. Análise do processo de fissuras e do comportamento de estacas granulares ancoradas submetidas a secagem e umedecimento em solo expansivo. 2020. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.

ARVELOS, S. EQUILÍBRIO DE ADSORÇÃO DE GASES EM SUPERFÍCIES SÓLIDAS: DE LANGMUIR AO ADVENTO DA SIMULAÇÃO MOLECULAR. **Revista Eletrônica Perspectivas da Ciência e Tecnologia - ISSN: 1984-5693**, [S. l.], v. 11, p. 16, 2019. DOI: 10.22407/1984-5693.2019.v11.p.16-37.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT, NBR 6459, (2016). Solo - Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro.

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

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT NBR 7181 (2016). Solo – análise granulométrica. Rio de Janeiro.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7182/88. Solo – Ensaio de Compactação utilizando energia de compactação normal. Rio de Janeiro – RJ. 1988.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT, NBR 6508, (2016). Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica. Rio de Janeiro.

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

BAGHERI, Narges; ABEDI, Jalal. Adsorption of methane on corn cobs based activated carbon. **Chemical Engineering Research and Design**, [S. l.], v. 89, n. 10, p. 2038–2043, 2011. DOI: 10.1016/j.cherd.2011.02.002.

BEDIAKO, J. K; LIN, S; SARKAR, A. K; ZHAO, Y; CHOI, J-W; SONG, M-H; CHO, C-W; YUN, Y-S. Evaluation of orange peel-derived activated carbons for treatment of dye-contaminated wastewater tailings. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 27, n. 1, p. 1053–1068, 2020. DOI: 10.1007/s11356-019-07031-8.

BIAN, R; KOMIYA, T; SHIMAOKA, T; CHAI, X; SUN, Y. Simulative analysis of vegetation on CH₄ emission from landfill cover soils: Combined effects of root-water uptake, root radial oxygen loss, and plant-mediated CH₄ transport. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 234, p. 18–26, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.06.139.

BLANCA PASCUAL, M; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A.; CHACÓN, F. J.; SÁNCHEZ-GARCÍA, M; CAYUELA, M. L. Linking biochars properties to their capacity to modify aerobic CH₄ oxidation in an upland agricultural soil. **Geoderma**, [S. l.], v. 363, p. 114179, 2020. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114179.

BRAND, M A; JACINTO, R C. Apple pruning residues: Potential for burning in boiler systems and pellet production. **Renewable Energy**, [S. l.], v. 152, p. 458–466, 2020. DOI: 10.1016/j.renene.2020.01.037.

BRASIL. LEI 12.305/2010, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: . Acesso em: 09 abril 2020.

BORGES, J. F. Imobilização de lacase em carvão ativado obtido a partir de resíduo de sabugo de milho submetido ao tratamento hidrotérmico. Itapetinga – BA: UESB, 2022. p. 90 (Dissertação em Engenharia e Ciência de Alimentos).

BOURKE J, HARRIS M, FUSHIMI M, DOWAKI C, NUNOURA K, ANTAL T AND JR MJ (2007). Do all carbonized charcoals have the same structure A model of the chemical structure of carbonized charcoal. *Industr. Engineer. Che. Res.* 46: pp 5954-5967.

CAI, W., HUANG, H., CHEN, P., HUANG, X., GAURAV, S., PAN, Z., LIN, P., 2020. Effects of biochar from invasive weed on soil erosion under varying compaction and slope conditions: comprehensive study using flume experiments. *Biomass Convers. Biorefin.* 2020, 1–20.

CAMARGO, B.V.;JUSTO, A.M. 2013. IRAMUTEQ: um software gratuito para análise de dados textuais. *Temas em Psicologia*,21, (2), 513-518.

CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S. l.], v. 17, n. 2, p. 171–180, 2012. DOI: 10.1590/S1413-41522012000200006.

CARNEIRO, A. P. G.; SOARES, D. J.; COSTA, J. M.; RODRIGUES, C. S.; MOURA, S. M.; FIGUEIREDO, R. W. Composição Centesimal e avaliação sensorial de biscoitos tipo cookies acrescidos de póde açaí orgânico. *Alimentos e Nutrição*, v. 23, n. 2, p. 217-221, 2012.

CASAGRANDE, A. (1948) Classificação e Identificação de Solos. *Transações da Sociedade Americana de Engenheiros Civis*, 113, 901-930.

CASTILLA-CABALLERO, D; BARRAZA-BURGOS, J; GUNASEKARAN, S; ROA-ESPINOSA, A; COLINA-MÁRQUEZ, J; MACHUCA-MARTÍNEZ, F; HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A; VÁZQUEZ-RODRÍGUEZ, S. Experimental data on the production and characterization of biochars derived from coconut-shell wastes obtained from the Colombian Pacific Coast at low temperature pyrolysis. **Data in Brief**, [S. l.], v. 28, p. 104855, 2020. DOI: 10.1016/j.dib.2019.104855.

CAVALCANTE, P.B. 1996. Frutas Comestíveis da Amazônia. 6ª ed. Belém: CNPq/Museu Paraense E. Goeldi, 279 p.

CAVALCANTE, P. B. Frutas comestíveis na Amazônia. 7 ed. Belém: CNPq/Museu Paraense Emílio Goeldi, 2010, 282 p.

CENDOFANTI, a. C. Minimização de resíduos de um processo de carvão ativado e de goma resina. Universidade Federal do Paraná, 2005. Disponível em: <http://livros01.livrosgratis.com.br/cp107621.pdf>. Acesso em: 18/07/2021.

CHACÓN F.J; MONEDERO, M.A.S; LEZAMA, L; CAYUELA, M.L. (2020) Melhorando as propriedades redox do biochar por meio da seleção de matéria-prima, pré-carga de metal e tratamentos pós-pirólise. *Engenharia Química J* 395:125100. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125100>

CHAI, J-C; PRONGMANEE, N. Barrier properties of a geosynthetic clay liner using polymerized sodium bentonite. **Geotextiles and Geomembranes**, [S. l.], v. 48, n. 3, p. 392–399, 2020. DOI: 10.1016/j.geotexmem.2019.12.010.

CHEN, W.; PARETTE, R.; ZOU, J.; CANNON, F.S.; DEMPSEY, B.A. Arsenic removal by iron-modified activated carbon. *Water. Res.*, v. 41, p. 1851–1858, 2007.

CHETRI, J K.; REDDY, K R.; GREEN, S J. Use of methanotrophically activated biochar in novel biogeochemical cover system for carbon sequestration: Microbial characterization. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 821, p. 153429, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.153429.

CLAUDINO, A. Preparação de carvão ativado a partir de turfa e sua utilização na remoção de poluentes. 2003. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.

COHEN, K. O.; MATTA, V. M.; FURTADO, A. A. L.; MEDEIROS, N. L. CHISTE, R. Contaminantes microbiológicos em polpas de açaí comercializadas na cidade de Belém-PA. *Revista Brasileira de Tecnologia Agroindustrial*, v.5, n. 2, p. 524-530, 2011

CONAB – COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Relatório de gestão exercício 2021. Brasília: Conab, 2022a.

CORDEIRO M. A. Estudo da hidrólise enzimática do caroço de açaí (*Euterpe oleracea*, Mart) para a produção de etanol. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, UFPA-Brazil. Marcio de Andrade Cordeiro; 2016

CORTEZ, C. L. **Estudo do potencial de utilização da biomassa resultante da poda de árvores urbanas para a geração de energia - estudo de caso: AES Eletropaulo**. 2011. Doutorado em Energia - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011. DOI: 10.11606/T.86.2011.tde-13092011-151318. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/86/86131/tde-13092011-151318/>. Acesso em: 8 fev. 2022.

COSTA, M. D. Estudos de camadas de cobertura de aterros sanitários em colunas de solos. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

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 Sanitaria e Ambiental**, [S. l.], v. 23, n. 1, p. 77–90, 2018. DOI: 10.1590/s1413-41522018160393.

CRUZ, O. F.; SILVESTRE-ALBERO, J; CASCO, M. E.; HOTZA, D; RAMBO, C. R. Activated nanocarbons produced by microwave-assisted hydrothermal carbonization of Amazonian fruit waste for methane storage. **Materials Chemistry and Physics**, [S. l.], v. 216, p. 42–46, 2018. DOI: 10.1016/j.matchemphys.2018.05.079.

DABROWSKI, A. Adsorption – From theory to practice, 2001, 135-224.

DA SILVA, M. P.; DE SOUZA, A. C. A; DE LIMA FERREIRA, L. E; PEREIRA NETO, L. M; NASCIMENTO, B. F; DE ARAÚJO, C. M. B; FRAGA, T. J. M; DA MOTTA SOBRINHO, M. A; GHISLANDI, M. G. Photodegradation of Reactive Black 5 and raw textile wastewater by heterogeneous photo-Fenton reaction using amino-Fe₃O₄-functionalized graphene oxide as nanocatalyst. **Environmental Advances**, [S. l.], v. 4, p. 100064, 2021. DOI: 10.1016/j.envadv.2021.100064.

DAVID, E.; KOPAC, J. Activated carbons derived from residual biomass pyrolysis and their CO₂ adsorption capacity. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, [S. l.], v. 110, p. 322–332, 2014. DOI: 10.1016/j.jaap.2014.09.021.

DE SOUZA, T. N. V; VIEIRA, M. G. A; DA SILVA, M. G. C; BRASIL, D. S. B; DE CARVALHO, S. M. L. H₃PO₄-activated carbons produced from açai stones and Brazil nut shells: removal of basic blue 26 dye from aqueous solutions by adsorption. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 26, n. 28, p. 28533–28547, 2019. DOI: 10.1007/s11356-019-04215-0.

DENG, S; HU, B; CHEN, T; WANG, B; HUANG, J; WANG, Y; YU, G. Activated carbons prepared from peanut shell and sunflower seed shell for high CO₂ adsorption. **Adsorption**, [S. l.], v. 21, n. 1–2, p. 125–133, 2015. DOI: 10.1007/s10450-015-9655-y.

DENG, S; WEI, H; CHEN, T; WANG, B; HUANG, J; YU, G. Superior CO₂ adsorption on pine nut shell-derived activated carbons and the effective micropores at different temperatures. **Chemical Engineering Journal**, [S. l.], v. 253, p. 46–54, 2014. DOI: 10.1016/j.cej.2014.04.115.

DIAS, Y. N; SOUZA, E. S; DA COSTA, H. S. C; MELO, L. C. A; PENIDO, E. S.; DO AMARANTE, C. B; TEIXEIRA, O. M. M; FERNANDES, A. R. Biochar produced from Amazonian agro-industrial wastes: properties and adsorbent potential of Cd²⁺ and Cu²⁺. **Biochar**, [S. l.], v. 1, n. 4, p. 389–400, 2019. DOI: 10.1007/s42773-019-00031-4.

DING A. B; DONG, X; IME, I.M; GAO, B; MA, L.Q. Pyrolytic temperatures impact lead sorption mechanisms by bagasse Biochars Wenchuan. *Chemosphere*, v. 105, p. 68–74, 2014.

DJERIDI, W.; BEN MANSOUR, N.; OUEDERNI, A.; LLEWELLYN, P. L.; EL MIR, L. Influence of the raw material and nickel oxide on the CH₄ capture capacity behaviors of microporous carbon. **International Journal of Hydrogen Energy**, [S. l.], v. 40, n. 39, p. 13690–13701, 2015. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2015.05.010.

DOĞAN, M; ALKAN, M; DEMIRBAŞ, Ö; ÖZDEMİR, Y; ÖZMETİN, C. Adsorption kinetics of maxilon blue GRL onto sepiolite from aqueous solutions. **Chemical Engineering Journal**, [S. l.], v. 124, n. 1–3, p. 89–101, 2006. DOI: 10.1016/j.cej.2006.08.016.

DOMINGUES, V. M. F. Utilização de um produto natural (cortiça) como adsorvente de pesticidas piretróides em águas. 2005. 224 f. Tese (Doutorado em 54 Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto. 2005.

E. DA SILVA, J; I. L. RODRIGUES, F; N. PACÍFICO, S; F. SANTIAGO, L; R. MUNIZ, C; D. SARAIVA, G; F. DO NASCIMENTO, R; DE O. SOUSA NETO, V. Study of Kinetics and Adsorption Equilibrium Employing Chemically Modified Coconut Shell for the Removal of Pb(II) from Synthetic Bath. **Revista Virtual de Química**, [S. l.], v. 10, n. 5, p. 1248–1262, 2018. DOI: 10.21577/1984-6835.20180086.

FARIA, P.; ORFAO, J.; PEREIRA, M. Adsorption of anionic and cationic dyes on activated carbons with different surface chemistries. *Water Res.*, v. 38, p. 2043–2052, 2004.

FENG, S.; LEUNG, A. K.; LIU, H. W.; NG, C. W. W.; ZHAN, L. T.; CHEN, R. Effects of thermal boundary condition on methane oxidation in landfill cover soil at different ambient temperatures. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 692, p. 490–502, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.108.

FENG, S-J; BAI, Z-B; ZHENG, Q-T; LU, S-F; ZHANG, X-L. A finite-volume numerical model for temporal and spatial variability of methane oxidation in landfill covers. **Computers and Geotechnics**, [S. l.], v. 122, p. 103510, 2020. DOI: 10.1016/j.compgeo.2020.103510.

FERREIRA, M. P. L; GESAM, Especialista. A produção de açaí nos igarapés Combu e Periquitaquara na Ilha do Combu: uma análise sobre as práticas de manejo, Pará, Brasil. [S. l.], p. 23, 2019.

FILHO, J. D; ROLLEMBERG, S; LIMA, A. Aplicação de Zeólitas na Purificação de Biogás: Desafios e Possibilidades. **Revista Tecnologia**, [S. l.], v. 41, n. 1, 2020. DOI: 10.5020/23180730.2020.9967. Disponível em: <https://periodicos.unifor.br/tec/article/view/9967>. Acesso em: 9 jun. 2020.

FONSECA, S; BARCIA, M. K; VEIGA, T. B. Avaliação dos parâmetros de processos de compostagem/ vermicompostagem para resíduos orgânicos com inserção de embalagens oxibiodegradáveis. **Revista Científica ANAP Brasil**, [S. l.], v. 14, n. 35, 2021. DOI: 10.17271/19843240143520212929. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/anap_brasil/article/view/2929. Acesso em: 9 fev. 2022.

FRAGA, T. J. M; DA SILVA, M. P; DE LUNA FREIRE, E. M. P; ALMEIDA, L. C; DA MOTTA SOBRINHO, M. A; GHISLANDI, M. G; CARVALHO, M. N. Amino-functionalized graphene oxide supported in charcoal from the gasification of furniture scraps: From one-pot synthesis to wastewater remediation. **Chemical Engineering Research and Design**, [S. l.], v. 180, p. 109–122, 2022. DOI: 10.1016/j.cherd.2022.02.006.

GARG, A.; BORDOLOI, S.; NI, J.; CAI, W.; MADDIBIONA, P. G.; MEI, G.; POULSEN, T. G.; LIN, P. Influence of biochar addition on gas permeability in unsaturated soil. **Geotechnique Letters**, [S. l.], v. 9, n. 1, p. 66–71, 2019. DOI: 10.1680/jgele.18.00190.

GARG, A; HUANG, H; CAI, W; REDDY, N. G; CHEN, P; HAN, Y; KAMCHOOM, V; GAURAV, S; ZHU, H-H. Influence of soil density on gas permeability and water retention in soils amended with in-house produced biochar. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**, [S. l.], v. 13, n. 3, p. 593–602, 2021. DOI: 10.1016/j.jrmge.2020.10.007.

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

GHOLAMAHMADI, B., JEFFERY, S., GONZALEZ-PELAYO, O., PRATS, S.A., BASTOS, A.C., KEIZER, J.J., VERHEIJEN, F.G.A., 2023. Biochar impacts on runoff and soil erosion by water: a systematic global scale meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 871, 161860.

GHOUMA, I; JEGUIRIM, M; DORGE, S; LIMOUSY, L; MATEI GHIMBEU, C; OUEDERNI, Abdelmottaleb. Activated carbon prepared by physical activation of olive stones for the removal of NO₂ at ambient temperature. **Comptes Rendus Chimie**, [S. l.], v. 18, n. 1, p. 63–74, 2015. DOI: 10.1016/j.crci.2014.05.006.

GOMES, G. J. C. 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.

GONÇALVES, E. C. B. M; MOURA, F. J; TEIXEIRA, M. A. *Cyperus giganteus* pruning residues from constructed wetlands: Potential for energy production. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 325, p. 129319, 2021. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.129319.

GONÇALVES JUNIOR, A. C; COELHO, G. F.; SCHWANTES, D; RECH, A. L; CAMPAGNOLO, M. A; MIOLA, A. J. Biosorption of Cu (II) and Zn (II) with açai endocarp *Euterpe oleracea* M. in contaminated aqueous solution. **Acta Scientiarum. Technology**, [S. l.], v. 38, n. 3, p. 361, 2016. DOI: 10.4025/actascitechnol.v38i3.28294.

GONZÁLEZ, A. S.; PLAZA, M. G.; RUBIERA, F.; PEVIDA, C. Sustainable biomass-based carbon adsorbents for post-combustion CO₂ capture. **Chemical Engineering Journal**, [S. l.], v. 230, p. 456–465, 2013. DOI: 10.1016/j.cej.2013.06.118.

GONZÁLEZ-GARCÍA, P. Activated carbon from lignocellulosics precursors: A review of the synthesis methods, characterization techniques and applications. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 82, p. 1393–1414, 2018. DOI: 10.1016/j.rser.2017.04.117.

GONZÁLEZ-NAVARRO, M. F; GIRALDO, L; MORENO-PIRAJÁN, J. C. Preparation and characterization of activated carbon for hydrogen storage from waste African oil-palm by microwave-induced LiOH basic activation. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, [S. l.], v. 107, p. 82–86, 2014. DOI: 10.1016/j.jaap.2014.02.006.

GROHMANN, D; PROSPERI, F; MENCONI, M. E. Tilia sp.'s pruning residues wood panels for thermal insulation. *Em: Bio-Based Materials and Biotechnologies for Eco-Efficient Construction*. [s.l.] : Elsevier, 2020. p. 129–148. DOI: 10.1016/B978-0-12-819481-2.00007-6. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128194812000076>. Acesso em: 9 fev. 2022.

GUEDES, R. S; ALVES, E.U; GONÇALVES, E.P; BRAGA JÚNIOR, J.M; VIANA, J.S; COLARES, P.N.Q. Substratos e temperaturas para testes de germinação e vigor de sementes de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Smith. *Revista Árvore*, v. 34, n. 1, p. 57-64, 2010.

GUERRERO-PÉREZ, M. O; ROSAS, J M.; LÓPEZ-MEDINA, R; BAÑARES, M A.; RODRÍGUEZ-MIRASOL, J; CORDERO, T. Lignocellulosic-derived catalysts for the selective oxidation of propane. **Catalysis Communications**, [S. l.], v. 12, n. 11, p. 989–992, 2011. DOI: 10.1016/j.catcom.2011.03.010.

GUILHEN, S. N.; MAŠEK, O.; ORTIZ, N.; IZIDORO, J. C.; FUNGARO, D. A. Pyrolytic temperature evaluation of macauba biochar for uranium adsorption from aqueous solutions. **Biomass and Bioenergy**, [S. l.], v. 122, p. 381–390, 2019. DOI: 10.1016/j.biombioe.2019.01.008.

GUPTA, S., KUA, H.W., 2018. Effect of water entrainment by pre-soaked biochar particles on strength and permeability of cement mortar. *Construct. Build Mater.* 159, 107–125.

GUPTA, S; KRISHNAN, P; KASHANI, A; KUA, H W. Application of biochar from coconut and wood waste to reduce shrinkage and improve physical properties of silica fume-cement mortar. **Construction and Building Materials**, [S. l.], v. 262, p. 120688, 2020. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2020.120688.

HAJATI, S., GHAEDI, M., YAGHOUBI, S. (2015). Carvão ativado local, barato e atóxico como adsorvente eficiente para remoção simultânea de íons cádmio e verde malaquita: otimização por metodologia de resposta superficial. *J. Ind. Eng. Química*. 21.760-767.

HAMEED, B. H.; EL-KHAIARY, M. I. Equilibrium, kinetics and mechanism of malachite green adsorption on activated carbon prepared from bamboo by K₂CO₃ activation and subsequent gasification with CO₂. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 157, n. 2–3, p. 344–351, 2008. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.12.105.

HE, R; SU, Y; LEEWIS, M.C; WANGB, X.C.J; MA, R. C; WU, D; ZHAN, L.T; HERRIOTT, I.C; LEIGH, M.B. et al. Low O₂ level enhances CH₄-derived carbon flow into

microbial communities in landfill cover soils. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 258, p. 113676, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113676.

HOSEINZADEH HESAS, R; ARAMI-NIYA, A; WAN DAUD, W. M. A; SAHU, J. N. Microwave-assisted production of activated carbons from oil palm shell in the presence of CO₂ or N₂ for CO₂ adsorption. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, [S. l.], v. 24, p. 196–205, 2015. DOI: 10.1016/j.jiec.2014.09.029.

HUANG, D; YANG, L; KO, J. H; XU, Q. Comparison of the methane-oxidizing capacity of landfill cover soil amended with biochar produced using different pyrolysis temperatures. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 693, p. 133594, 2019.

HUANG, D; YANG, L; XU, W; CHEN, Q; KO, J. H; XU, Q. Enhancement of the methane removal efficiency via aeration for biochar-amended landfill soil cover. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 263, p. 114413, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114413.

HUBER-HUMER, M. Abatement of landfill methane emissions by microbial oxidation in biocovers made of compost. Viena, Austria, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, 2004. 377p. (Tese de Doutorado)

HUSSAIN, R; RAVI, K. Investigating unsaturated hydraulic conductivity and water retention characteristics of compacted biochar-amended soils for potential application in bioengineered structures. **Journal of Hydrology**, [S. l.], v. 603, p. 127040, 2021. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.127040.

HUSSAIN, R; RAVI, K.; GARG, Ankit. Influence of biochar on the soil water retention characteristics (SWRC): Potential application in geotechnical engineering structures. **Soil and Tillage Research**, [S. l.], v. 204, p. 104713, 2020. DOI: 10.1016/j.still.2020.104713.

INAGAKI, M., TASCÓN, J. M. D., 2006, "Pore formation and control in carbon materials". In: Badosz, T. J., Activated Carbon Surfaces in Environmental Remediation, chapter 2, New York, USA, Ed. Elsevier.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção Agrícola Municipal (PAM): culturas temporárias e permanentes. 2019b. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>>. Acesso em: nov. 2019.

IOANNIDOU, O. & ZABANIOTOU, A., 2007. " Resíduos agrícolas como precursores para a produção de carvão ativado - Uma revisão ," Renewable and Sustainable Energy Reviews , Elsevier, vol. 11(9), páginas 1966-2005, dezembro.

IPCC, 2013: Resumo para Decisores. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribuição do Grupo de Trabalho I para o Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M.

JALILZADEH, H. Field Performance and Water Balance Predictions of Evapotranspirative Landfill Biocovers. Tese de M.Sc. em University of Calgary. Calgary, Canada. 2019.

JUCÁ, J. F. T. Comportamiento de los suelos parcialmente saturados bajo succión controlada. Tese de Doutoramento, Engenharia Civil, Centro de Estudos y Experimentación de Obras Públicas, Madrid, España. 1990.

KALDERIS, D.; BETHANIS, S.; PARASKEVA, P.; DIAMADOPOULOS, E.; Bioresour. Technol. 2008, 99, 6809.

KANURY, A. M.; BLACKSHEAR JR, P. L. Some considerations pertaining to the problem of wood-burning. Combustion Science and Technology, v. 1, n. 5, p. 339-356, 1970. <https://doi.org/10.1080/00102206908952214>

KELM, M. A. P.; Jr. SILVA, M. J.; HOLANDA, S. H. B.; ARAUJO, C. M. B.; ASSIS, R. B. F.; FREITAS, E. J.; DOS SANTOS, D. R.; SOBRINHO, M. A. M. Removal of azo dye from via adsorption on biochar produced by the gasification of wood wastes. Environmental Science and Pollution Research, p. 1-16, 2019.

KHANAL, A; MANANDHAR, A; SHAH, A. Physicochemical and Structural Characteristics of Corn Stover and Cobs After Physiological Maturity. **BioEnergy Research**, [S. l.], v. 12, n. 3, p. 536–545, 2019. DOI: 10.1007/s12155-019-09992-7.

KLANT, L M; SANTOS, V S. Dos. O uso do software IRAMUTEQ na análise de conteúdo - estudo comparativo entre os trabalhos de conclusão de curso do ProfEPT e os referenciais do programa. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 4, p. e8210413786, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i4.13786.

KUMAR, KV E SIVANESAN, S. (2007) Isoterma de sorção para Safranina em Casca de Arroz: Comparação de Métodos Lineares e Não Lineares. Corantes e Pigmentos, 72, 130-133. <https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2005.07.020>

LA, H; HETTIARATCHI, J. P. A.; ACHARI, G. The influence of biochar and compost mixtures, water content, and gas flow rate, on the continuous adsorption of methane in a fixed bed column. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 233, p. 175–183, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.12.015.

LEE, J-W; JEFFRIES, T. W. Efficiencies of acid catalysts in the hydrolysis of lignocellulosic biomass over a range of combined severity factors. Bioresource technology, v. 102, n. 10, p. 5884-5890, 2011.

LEHMANN, H-T. Teatro pós-dramático. Trad. Pedro Süsskind. São Paulo: Cosac & Naify, 2007.

LEHMANN, J. E JOSEPH, S. (2009) Biochar para Gestão Ambiental: Ciência e Tecnologia. Earthscan, Londres.

LI, Y; YANG, J; YANG, M; ZHANG, F. Exploring biochar addition impacts on soil erosion under natural rainfall: A study based on four years of field observations on the Loess Plateau. Soil and Tillage Research, [S. l.], v. 236, p. 105935, 2024. DOI: 10.1016/j.still.2023.105935.

LIN, Z; LIU, Q; LIU, G; COWIE, A. L; BEI,Q; LIU, B; WANG,X; MA, J; ZHU, J; XIE, Z. Effects of Different Biochars on *Pinus elliottii* Growth, N Use Efficiency, Soil N₂O and CH₄ Emissions and C Storage in a Subtropical Area of China. **Pedosphere**, [S. l.], v. 27, n. 2, p. 248–261, 2017. DOI: 10.1016/S1002-0160(17)60314-X.

LIU, W; WANG, J; LI, C; CHEN, B; SUN, Y. Using Bibliometric Analysis to Understand the Recent Progress in Agroecosystem Services Research. **Ecological Economics**, [S. l.], v. 156, p. 293–305, 2019. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2018.09.001.

LOPES, E.; SOARES-FILHO, B.; SOUZA, F.; RAJÃO, R.; MERRY, F.; CARVALHO RIBEIRO, S. Mapping the socio-ecology of Non Timber Forest Products (NTFP) extraction in the Brazilian Amazon: The case of açaí (*Euterpe precatoria* Mart) in Acre. **Landscape and Urban Planning**, [S. l.], v. 188, p. 110–117, 2019. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2018.08.025.

LOPES, R. L; JUCÁ, J. F. T; MARIANO, M. O. H; MACIEL, F. J. CAMADAS DE COBERTURA METANOTRÓFICAS COMO ALTERNATIVAS PARA GERENCIAMENTO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM ATERROS SANITÁRIOS. **HOLOS**, [S. l.], v. 4, p. 3, 2010. DOI: 10.15628/holos.2010.461.

LU, H; YAN, M; WONG, M. H; MO, W. Y; WANG, Y; CHEN, X. W; WANG, J-J. Effects of biochar on soil microbial community and functional genes of a landfill cover three years after ecological restoration. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 717, p. 137133, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137133.

MCCABE, WL, SMITH, JC E HARRIOTT, P. (1993) Operações Unitárias de Engenharia Química. McGraw-Hill, Nova York.

MACIÁ-AGULLÓ J. A; MOORE B. C; CAZORLA-AMORÓS D; LINARES-SOLANO A. Activation of coal tar pitch carbon fibres : Physical activation vs . chemical activation. *Carbon*. 2004;42(7):1367–70. doi:10.1016/j. carbon.2004.01.013

MACIEL, F. J. (2003) Estudo da geração, percolação e emissão de gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca - PE. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Pernambuco, Recife.

MADON, I; DREV, D; LIKAR, J. Long-term risk assessments comparing environmental performance of different types of sanitary landfills. **Waste Management**, [S. l.], v. 96, p. 96–107, 2019. DOI: 10.1016/j.wasman.2019.07.001.

MAJDINASAB, A; YUAN, Q. Performance of the biotic systems for reducing methane emissions from landfill sites: A review. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 104, p. 116–130, 2017. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.04.015.

MALIAKAL, T.; THIYYAKKANDI, S. Influence of randomly distributed coir fibers on shear strength of clay. *Geotechnical and Geological Engineering*, v.31, n.2, p.425-433, 2013.

MANGUEIRA, Rafael Dantas; GOMES, Ariadne Ferreira. REAPROVEITAMENTO DOS RESÍDUOS DE PODA PARA COMPOSTAGEM E PRODUÇÃO DE MUDAS NO HORTO MUNICIPAL DE FORTALEZA. *[S. l.]*, p. 10, 2019.

MARINHO, F. A. M. A Técnica do Papel Filtro para Medida de Sucção. In: ENCONTRO SOBRE SOLOS NÃO SATURADOS, 1995, Rio Grande do Sul. Anais... Porto Alegre: CPGE/UFRGS, 1995, p. 112-125.

MARINHO, F. A. M.; Os Solos Não Saturados: Aspectos Teóricos, Experimentais e Aplicados. 2005. 200f. Texto (Concurso de LivreDocência) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

MARTINEZ, J. M. M.; *Adsorción física de gases y vapores por carbones*. Universidade de Alicante, Alicante, 1988.

MARTINS, J. O planejamento como ferramenta para a sobrevivência do seu negócio, 20/08/2013. Disponível em: <https://fnq.org.br/informe-se/artigos-e-entrevistas/artigos/o-planejamento-como-ferramenta-para-a-sobrevivencia-do-seu-negocio> . Acesso em: 30 Mai 2020.

MATRAPAZI, V. K.; ZABANIOTOU, A. Experimental and feasibility study of spent coffee grounds upscaling via pyrolysis towards proposing an eco-social innovation circular economy solution. *Science of The Total Environment*, *[S. l.]*, v. 718, p. 137316, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137316.

MATUŠTÍK, J; HNÁTKOVÁ, T; KOČÍ, V. Life cycle assessment of biochar-to-soil systems: A review. *Journal of Cleaner Production*, *[S. l.]*, v. 259, p. 120998, 2020. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.120998.

MELCHIOR, C.; ZANINI, R. R. 2019. Mortality per work accident: A literature mapping. *Safety Science*, 114, 72-78.

MELLO, V. F. B. E TEIXEIRA, A. H. (1960) "Mecânica dos solos, fundações e obras de terra" Vols. 1, 2, Escola de Engenharia de São Carlos, USP. (Ref. 18)

MOHAMED, A. R.; MOHAMMADI, M.; DARZI, G. N. Preparation of carbon molecular sieve from lignocellulosic biomass: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 14, n. 6, p. 1591–1599, 2010.

MOLIN, J. P.; RABELLO, L. M. Estudos sobre a mensuração da condutividade elétrica do solo. *Engenharia Agrícola*, v.31, p.90-101, 2011.

MORALES, M. M. Efeito do biocarvão sobre o comportamento da matéria orgânica e do fósforo em solo degradado. Tese (Doutorado / Agronomia). Faculdade de Ciências Agrômicas. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 2010.

MUKHERJEE, A; OKOLIE, J. A.; ABDELRASOUL, A; NIU, C; DALAI, A. K. Review of post-combustion carbon dioxide capture technologies using activated carbon. **Journal of Environmental Sciences**, [S. l.], v. 83, p. 46–63, 2019. DOI: 10.1016/j.jes.2019.03.014.

MUÑIZ-MIRET, N.; VAMOS, R.;HIRAOKA, M.; MONTAGNINI, F.; MENDELSON, R. O. (1996).The economic value of managing the açai palm (*Euterpe oleracea* Mart.) in the Amazon Estuary, Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, 87(1/3), p.163-173.

MURTHY, T. P. K; GOWRISHANKAR, B. S.; CHANDRAPRABHA, M. N.; KRISHNA, R. H. Solution combustion synthesis of calcium aluminate nanocomposite using coffee husk extract as green fuel and its application in adsorptive amputation of anionic dyes. **Materials Research Express**, [S. l.], v. 7, n. 3, p. 035503, 2020. DOI: 10.1088/2053-1591/ab6b65.

MURTHY, T. P. K; GOWRISHANKAR, B. S.; KRISHNA, R. H; CHANDRAPRABHA, M. N.; RAO, R. Sreenivasa. Influence of fuel nature on dye adsorption efficiency of solution combustion derived zinc oxide nanoparticles: A comparative study. **Materials Research Express**, [S. l.], v. 6, n. 5, p. 055512, 2019. DOI: 10.1088/2053-1591/aafe3f.

NADLER, A.; FRENKEL, H. Determination of soil solution electrical conductivity from bulk soil electrical conductivity measurements by the four electrode method. *Soil Science Society of American Journal*, v.44, n.5, p. 1216-1221. 1980.

NAHIL, M. A; WILLIAMS, P. T. Pore characteristics of activated carbons from the phosphoric acid chemical activation of cotton stalks. *Biomass and Bioenergy*, v. 37, p. 142-149, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.12.019>.

NAKAGAWA, K; NAMBA, A.; MUKAI, S.R.; TAMON, H.; ARIYADEJWANICH, P.; TANTHAPANICHAKOON, W. Adsorption of phenol and reactive dye from aqueous solution on activated carbons derived from solid wastes. *Water Res.*, v. 38, p. 1791–1798, 2004

NASCIMENTO, R.F.; LIMA, A.C. A.; VIDAL, C.B.; MELO, D.Q.; RAULINO, G.S.C.; Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014

NASCIMENTO, B. F. Adsorção de furfural em carvão ativado do endocarpo de açai. 2019. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

NASCIMENTO, B.F.; ARAUJO, C.M.B.; NASCIMENTO, A.C.; COSTA, G.R.B.; GOMES, B.F.M.L.; SILVA, M.P.; SANTOS, R.K.S.; MOTTA SOBRINHO, M.A.; Adsorption of reactive black 5 and basic blue 12 using biochar from gasification residues: batch tests and fixed-bed breakthrough predictions for wastewater treatment. *Bioresource Technology Reports*. V. 15, n. 100767, 2021.

NASCIMENTO, B.F.; SILVA, L.F.O.; ARAÚJO, C.M.B.; SANTOS, R.K.S; GOMES, B.F.M.L.; SANTOS, P.R.S.; CAVALCANTI, J.V.F.L.; DOTTO, G.L.; SCHNORR, C.E.;

MOTTA SOBRINHO, M.A.; Synthesis and application of ferromagnetic graphene oxide nanocomposite as an effective adsorbent for Clonazepam: Batch experiments, modeling, regeneration, and phytotoxicity. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. V. 10, n. 108331, 2022.

NASRI, N. S.; HAMZA, U. D.; ISMAIL, S. N.; AHMED, M. M.; MOHSIN, R. Assessment of porous carbons derived from sustainable palm solid waste for carbon dioxide capture. *Journal of Cleaner Production*, [S. l.], v. 71, p. 148–157, 2014. DOI: 10.1016/j.jclepro.2013.11.053.

NEVES, L. H. D. Degradação térmica de resíduo sólido urbano visando a obtenção de bio-óleo e carvão ativado. 2019. 82f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Palmas, 2019.

NI, J. J; BORDOLOI, S; SHAO, W; GARG, A; XU, G; SARMAH, A. K. Two-year evaluation of hydraulic properties of biochar-amended vegetated soil for application in landfill cover system. *Science of The Total Environment*, [S. l.], v. 712, p. 136486, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136486.

NÓBREGA, I. P. C. Efeitos do biochar nas propriedades físicas e químicas do solo: sequestro de carbono no solo. Dissertação (mestrado). Universidade Técnica de Lisboa: Lisboa, 46 p. 2011.

OLIVEIRA, A.M.S; BRITO, S.N.A. Geologia de engenharia. São Paulo : ABGE, 1998.

OLIVEIRA, M S. P.; CARVALHO, J.E.U.; NASCIMENTO, W.M.O. Açaí (Euterpe Oleracea Mart.) Jaboticabal: FUNEP, 2000, 52p. (Série frutas nativas, 7).

OLIVEIRA, O. M. MARINHO, F. A. M. Estudo de Barreiras Capilares por Meio de Simulação de Chuva em Coluna de Solo. VI Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados – SalvadorBahia. Anais, 2007.

OLIVEIRA, E. N. A.; SANTOS, D. C. Processamento e avaliação da qualidade de licor de açaí (Euterpe oleracea Mart.). *Rev Inst Adolfo Lutz*, v. 4, n. 70, São Paulo, p. 534-41, 2011.

ORTEGA-VIDAL, J; COBO, A; ORTEGA-MORENTE, E; GÁLVEZ, A; MARTÍNEZ-BAILÉN, M; SALIDO, S; ALTAREJOS, J. Antimicrobial activity of phenolics isolated from the pruning wood residue of European plum (*Prunus domestica* L.). *Industrial Crops and Products*, [S. l.], v. 176, p. 114296, 2022. DOI: 10.1016/j.indcrop.2021.114296.

OZTURK, N.; KAVAK, D. Adsorption of boron from aqueous solutions using fly ash: Batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials*, v. 127, p. 81–88, 2005.

PESSOA, J. D. C; ARDUIN, M; MARTINS, M. A; CARVALHO, J. E. U. De. Characterization of açaí (*E. oleracea*) fruits and its processing residues. *Brazilian Archives of*

Biology and Technology, [S. l.], v. 53, n. 6, p. 1451–1460, 2010. DOI: 10.1590/S1516-89132010000600022.

PESSÔA, T. S; LIMA FERREIRA, L. E; DA SILVA, M. P; PEREIRA NETO, L. M; NASCIMENTO, B. F; FRAGA, T. J. M; JAGUARIBE, E. F; CAVALCANTI, J. V; MOTTA SOBRINHO, M. A. Açaí waste benefiting by gasification process and its employment in the treatment of synthetic and raw textile wastewater. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 240, p. 118047, 2019. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.118047.

PEREIRA NETO, L. M. TRATAMENTO DE EFLUENTE TEXTIL POR ADSORÇÃO COM CARVÃO DE RESÍDUOS DE MADEIRA OBTIDOS COM GASEIFICADOR. In: PEREIRA NETO, L. M. Tratamento de efluente textil por adsorção com carvão de resíduos de madeira obtidos com gaseificador. 2021. Dissertação Mestrado (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2021. f. 89.

PINTO, S. C., Curso Básico de Mecânica dos Solos, Ed. Oficina de Textos, S.P., 2000.

QIN, L; HUANG, X; XUE, Q; LIU, L; WAN, Y. In-situ biodegradation of harmful pollutants in landfill by sludge modified biochar used as biocover. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 258, p. 113710, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113710.

QIU, H; LV, L; PAN, B; ZHANG, Q; ZHANG, W; ZHANG, Q. Critical review in adsorption kinetic models. **Journal of Zhejiang University-SCIENCE A**, [S. l.], v. 10, n. 5, p. 716–724, 2009. DOI: 10.1631/jzus.A0820524.

QUEIROZ, A. (2015) "Estudo do comportamento microestrutural de solos tropicais compactados", Tese de doutorado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 127 p.

QUESADA, H. B; BAPTISTA, A. T. A; CUSIOLI, L. F; SEIBERT, D; DE OLIVEIRA BEZERRA, C; BERGAMASCO, R. Surface water pollution by pharmaceuticals and an alternative of removal by low-cost adsorbents: A review. **Chemosphere**, [S. l.], v. 222, p. 766–780, 2019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.02.009.

RAMESH, T.; RAJALAKSHMI, N.; DHATHATHREYAN, K. S. Activated carbons derived from tamarind seeds for hydrogen storage. **Journal of Energy Storage**, [S. l.], v. 4, p. 89–95, 2015. DOI: 10.1016/j.est.2015.09.005.

REDDY, K. R.; YARGICOGLU, E. N.; YUE, D; YAGHOUBI, P. Enhanced Microbial Methane Oxidation in Landfill Cover Soil Amended with Biochar. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [S. l.], v. 140, n. 9, p. 04014047, 2014. DOI: 10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001148.

REIKE, D., VERMEULEN, W. J. V., & WITJES, S. (2018, August). The circular economy: new or refurbished as CE 3.0?: exploring controversies in the conceptualization of the

circular economy through a focus on history and resource value retention options. *Resources, Conservation & Recycling*, 135, pp. 246-264.

REZAEISABZEVAR, Y; BAZARGAN, A; ZOHOURIAN, B. Landfill site selection using multi criteria decision making: Influential factors for comparing locations. **Journal of Environmental Sciences**, [S. l.], v. 93, p. 170–184, 2020. DOI: 10.1016/j.jes.2020.02.030.

ROCHA, B.R.P.; SILVA, I.M.O. Energia para o desenvolvimento sustentável da Amazônia; In: ALEX Fiuza de Melo. (Org.); O futuro da Amazônia: Dilemas, oportunidades e desafios no limiar do século XXI; 01 ed.; v. 01; p. 35-43; Brasília, 2003.

ROCKER, C; CAETANO, J; GONÇALVES JÚNIOR, A. C; MEES, J. B. R; DRAGUNSKI, D. C. Biossorção de íons Cr(III) de soluções aquosas sintéticas e efluente de curtume utilizando a macrófita aquática *Pistia stratiotes*. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S. l.], v. 24, n. 2, p. 335–346, 2019. DOI: 10.1590/s1413-41522019159636.

ROGEZ, H. Açaí: preparo, composição e melhoramento da conservação. Belém: EDUFPA, 2000. 313p.

RODRÍGUEZ-ZÚÑIGA, U. F; FARINAS, C. S.; BERTUCCI NETO, V. ; LEMO, V. Produção de Complexos Lignocelulíticos em Substratos Derivados de Resíduos Agroindustriais por Fermentação Semi-sólida. In: WORKSHOP DE BIOCATÁLISE E BIOTRANSFORMAÇÃO, 4., 2008, São Carlos. Livro de resumos... São Carlos, SP: Instituto de Química de São Carlos, 2008. p. 107. resumo expandido. Anais.

RODRIGUES FILHO, J.A; CAMARÃO, A.P.; LOURENÇO JUNIOR, J de B. Avaliação de subprodutos agroindústrias para alimentação de ruminantes. Belém: EMBRAPA-CPATU, 1993. 15p. (EMBRAPACPATU. Documentos, 71).

ROSSETTO, R; MACIEL, G. M; BORTOLINI, D. G; RIBEIRO, V. R; HAMINIUK, C. W. I. Acai pulp and seeds as emerging sources of phenolic compounds for enrichment of residual yeasts (*Saccharomyces cerevisiae*) through biosorption process. **LWT**, [S. l.], v. 128, p. 109447, 2020. DOI: 10.1016/j.lwt.2020.109447.

RUTHVEN, D. M. (1984) Princípio de Adsorção e Processos de Adsorção. Indivíduo. 2-3, John Wiley & Sons, Nova York.

SANTOS, C. F; ARAGÃO, O. O. S; SILVA, D.R.G; JESUS, E.C; CHAGAS, F.T; CORREIA,P.S; MOREIRA, F. M. S. Environmentally friendly urea produced from the association of N-(nbutyl) thiophosphoric triamide with biodegradable polymer coating obtained from a soybean processing byproduct. *Journal of Cleaner Production*, v. 276, p. 123014, 2020.

SALVIATI, ME. 2017. Manual do aplicativo Iramuteq. Planaltina.

SANTOS, R. K. da S. Estudo da adsorção e dessorção de fármacos em biocarvão obtido do caroço de açaí. 2023. 105 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2023.

SATO, M. K; DE LIMA, H. V; COSTA, A. N; RODRIGUES, S; PEDROSO, A. J. S; DE FREITAS MAIA, C. M. B. Biochar from Acai agroindustry waste: Study of pyrolysis conditions. **Waste Management**, [S. l.], v. 96, p. 158–167, 2019. DOI: 10.1016/j.wasman.2019.07.022.

SATO, M. K; DE LIMA, H. V; NORONHA COSTA, A; RODRIGUES, S; MOONEY, S. J.; CLARKE, M; SILVA PEDROSO, A. J; DE FREITAS MAIA, C. M. B. Biochar as a sustainable alternative to açai waste disposal in Amazon, Brazil. **Process Safety and Environmental Protection**, [S. l.], v. 139, p. 36–46, 2020. DOI: 10.1016/j.psep.2020.04.001.

SCHETTINO JR. M.A.; Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil, 2004.

SEEG. Sistema de Estimativa de Gases de Efeito Estufa. Base de Dados de Emissões. 2020. Disponível em: <http://seeg.eco.br/>. Acesso em: mar. 2021.

SERRÃO, A. C. M; SILVA, C. M. S; ASSUNÇÃO, F. P. da C; RIBEIRO, H. J. da S.; SANTOS, M. C; ALMEIDA, H. S; JUNIOR, S. D; BORGES, L. E. P; CASTRO, D. A. R; MACHADO, N. T. Análise do processo de pirólise de sementes de Açaí (Euterpe Oleracea, Mart): Influência da temperatura no rendimento dos produtos de reação e nas propriedades físico-químicas do Bio-Óleo. Brazilian Journal of Development, v. 7, n. 2, p. 18200–18220, 2021. DOI 10.34117/bjdv7n2-453.

SENA, N. C. Solos coesos desenvolvidos sobre sedimentos da formação barreiras no estado do amapá. 2016. 101f. Dissertação (Mestrado Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

SHA, Y; LOU, J; BAI, S; WU, D; LIU, B; LING, Y. Facile preparation of nitrogen-doped porous carbon from waste tobacco by a simple pre-treatment process and their application in electrochemical capacitor and CO₂ capture. **Materials Research Bulletin**, [S. l.], p. 6, 2015.

SILVA, F.S. Efeito dos tamanhos padronizados de retalhos de madeira na melhoria do funcionamento de um gaseificador de biomassa. Dissertação de Mestrado. PPG em Engenharia Mecânica da UFPB. João Pessoa, PB. 54p. 2017.

SILVA, J. S; CONCATTO, M. C; BOHRER, R. E. G; COSTA, E. S; LEMES, L. B; PRESTES, M. M. B; LARA, D. M. Novas tecnologias aliadas ao desenvolvimento sustentável: criação de APP para monitoramento de pontos inadequados de descartes de resíduos. Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental, Florianópolis, v. 9, n. 2, p. 433-452, abr/jun. 2020.

SILVA, A. L; CORDEIRO, R. S; ROCHA, H. C. R. Aplicabilidade de Microrganismos Eficientes (ME) na Agricultura: uma revisão bibliográfica. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. e32311125054, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i1.25054.

SILVA, H. D. M; ALCANTARA, G. U; SOUZA, L. Z. M. D; BEZERRA, A. C. S; GONÇALVES, E. P; COSTA, G. H. G; ALVES, A. B; MACHADO, A. R. T; FERREIRA, O. E. Produção e caracterização do biocarvão obtido de palha de cana-de-açúcar. **Matéria (Rio de Janeiro)**, [S. l.], v. 28, n. 4, p. e20230218, 2023. DOI: 10.1590/1517-7076-rmat-2023-0218.

SPAGNOLI, A. A.; GIANNAKOUDAKIS, D. A.; BASHKOVA, S. Adsorption of methylene blue on cashew nut shell based carbons activated with zinc chloride: The role of surface and structural parameters. *Journal of Molecular Liquids*, v. 229, p. 465–471, 2017.

SUFRAMA, SUPERINTENDÊNCIA DA ZONA FRANCA DE MANAUS. Potencialidades Regionais, Estudo de Viabilidade Econômica, Açaí, Sumário Executivo. Manaus: ISAE/FGV, 2003.

SUN, S.-N., CAO, X.-F., LI, H.-Y., XU, F., SUN, R.-C., 2014. Structural characterization of residual hemicelluloses from hydrothermal pretreated Eucalyptus fiber. *Int. J. Biol. Macromol.* 69, 158–164.

TA, L. B; HOANG, P. N. Integrated model for methane emission and dispersion assessment from landfills: A case study of Ho Chi Minh City, Vietnam. **Science of The Total Environment**, [S. l.], p. 139865, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139865.

TAVARES, G. dos S.; HOMMA, A. K. O. Comercialização do açaí no estado do Pará: alguns comentários. *Revista Observatorio de la Economía Latinoamericana*, sep. 2015. Disponível em: <http://www.eumed.net/cursecon/ecolat/br/15/acai-para.html>. Acesso em: 20 jan. 2022.

TAVARES, G. S. C. Contribuição para a Sustentabilidade na Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos nos municípios da Região Metropolitana do Recife (RMR). 2018. 125 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018

THOMMES, M; KANEKO, K; NEIMARK, A. V.; OLIVIER, J. P.; RODRIGUEZ-REINOSO, F; ROUQUEROL, J; SING, K. S. W. Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). **Pure and Applied Chemistry**, [S. l.], v. 87, n. 9–10, p. 1051–1069, 2015. DOI: 10.1515/pac-2014-1117.

TRAZZI, P. A; HIGA, A. R; DIECKOW, J; MANGRICH, A. S; HIGA, R. C. V. BIOCARVÃO: REALIDADE E POTENCIAL DE USO NO MEIO FLORESTAL. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 28, n. 2, p. 875, 2018. DOI: 10.5902/1980509832128.

UKANWA KS, PATCHIGOLLA K, SAKRABANI R, ANTHONY E, MANDAVGANE S. Uma revisão de produtos químicos para produzir carbono ativado a partir de biomassa de resíduos agrícolas. *Sustentabilidade* . 2019; 11(22):6204. <https://doi.org/10.3390/su11226204>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Evapotranspiration landfill cover system. Fact sheet. 12 p, 2003.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:892-898, 1980.

VAN ZWIETEN, L., KIMBER, S., MORRIS, S., CHAN, K., DOWNIE, A., RUST, J., et al. (2010) Efeitos do Biochar da pirólise lenta de resíduos da fábrica de papel no desempenho agrônômico e na fertilidade do solo. *Planta e Solo*, 327, 235-246.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11104-009-0050-x>

VASSILEV, S. V; BAXTER, D; ANDERSEN, L. K; VASSILEVA, C.G. An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase-mineral and chemical composition and classification, *Fuel*, Rhode Island, v. 105, p. 40-76, 2013.

VIEIRA, A. M. Estudo de barreiras capilares como Cobertura final de aterro de resíduos. Tese de Doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2005. 287p.

VOLESKY, B. Biosorbents for metal recovery. **Trends in Biotechnology**, [S. l.], v. 5, n. 4, p. 96–101, 1987. DOI: 10.1016/0167-7799(87)90027-8.

XIE, Y; WANG, H; GUO, Y; WANG, C; CUI, Hanwen; XUE, Jianfeng. Mechanical performance and water resistance of biochar admixture lightweight magnesium oxychloride cement. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 912, p. 168773, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.168773.

WANG, C; SHEN, J; LIU, J; QIN, H; YUANC, Q; FENLIANG, V; HU, Y; WANG, J; WEI, W; LI, Y; WU, J. Microbial mechanisms in the reduction of CH₄ emission from double rice cropping system amended by biochar: A four-year study. **Soil Biology and Biochemistry**, [S. l.], v. 135, p. 251–263, 2019. DOI: 10.1016/j.soilbio.2019.05.012.

WANG, J; GUO, X. Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 390, p. 122156, 2020. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122156.

WANG, Q; GU, X; TANG, S; MOHAMMAD, A; SINGH, D. N; XIE, H; CHEN, Y; ZUO, X; SUN, Z. Gas transport in landfill cover system: A critical appraisal. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 321, p. 116020, 2022. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.116020.

WONG, J. T. F; CHEN, X; DENG, W; CHAI, Y; NG, C. W. W; WONG, M. H. Effects of biochar on bacterial communities in a newly established landfill cover topsoil. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 236, p. 667–673, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.02.010.

WONG, J. T. F; CHEN, Z; CHEN, X; NG, C. W. W; WONG, M. H. Soil-water retention behavior of compacted biochar-amended clay: a novel landfill final cover material. **Journal of Soils and Sediments**, [S. l.], v. 17, n. 3, p. 590–598, 2017. DOI: 10.1007/s11368-016-1401-x.

WU, B; XI, B; HE, X; SUN, X; LI, Q; OUCHE, Q; ZHANG, H; XUE, C. Methane Emission Reduction Enhanced by Hydrophobic Biochar-Modified Soil Cover. *[S. l.]*, p. 10, 2020.

YANG, C. D.; LU, S. G. Effects of five different biochars on aggregation, water retention and mechanical properties of paddy soil: A field experiment of three-season crops. **Soil and Tillage Research**, *[S. l.]*, v. 205, p. 104798, 2021. DOI: 10.1016/j.still.2020.104798.

YANG, F; ZHANG, Qi; JIAN, H; WANG, C; XING, B; SUN, H; HAO, Y. Effect of biochar-derived dissolved organic matter on adsorption of sulfamethoxazole and chloramphenicol. **Journal of Hazardous Materials**, *[S. l.]*, v. 396, p. 122598, 2020. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122598.

YARGICOGLU, E N.; REDDY, K. R. Effects of biochar and wood pellets amendments added to landfill cover soil on microbial methane oxidation: A laboratory column study. **Journal of Environmental Management**, *[S. l.]*, v. 193, p. 19–31, 2017. a. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.01.068.

YARGICOGLU, E. N.; REDDY, K. R. Microbial Abundance and Activity in Biochar-Amended Landfill Cover Soils: Evidence from Large-Scale Column and Field Experiments. **Journal of Environmental Engineering**, *[S. l.]*, v. 143, n. 9, p. 04017058, 2017. b. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001254.

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, 2020. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.01.030.

ZHU, S., LIU, Y. guo, LIU, S. bo, ZENG, G. ming, JIANG, L. hua, Tan, X. fei, Zhou, L., Zeng, W., Li, T. ting, Yang, C. ping, 2017. Adsorption of emerging contaminant metformin using graphene oxide. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.071>.