

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MODELAGEM EM CIÊNCIAS DA
TERRA E DO AMBIENTE**

ANAXSANDRA DA COSTA LIMA DUARTE

**CARACTERIZAÇÃO DA FRAÇÃO FINA DE RESÍDUOS MINERADOS VISANDO
USO GEOAMBIENTAL – ESTUDO DE CASO DE UM ATERRO SANITÁRIO NO
RECÔNCAVO DA BAHIA**

**FEIRA DE SANTANA - BA
2026**

ANAXSANDRA DA COSTA LIMA DUARTE

**CARACTERIZAÇÃO DA FRAÇÃO FINA DE RESÍDUOS MINERADOS
VISANDO USO GEOAMBIENTAL – ESTUDO DE CASO DE UM
ATERRO SANITÁRIO NO RECÔNCAVO DA BAHIA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Modelagem em Ciências da Terra e do
Ambiente da Universidade Estadual de Feira
Santana como parte dos requisitos para a obtenção
do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientadoras: Profa. Dra. Taise Bomfim de Jesus
Profa. Dra. Alessandra Cristina
Silva Valentim

Ficha Catalográfica - Biblioteca Central Julieta Carteadó - UEFS

D87c

Duarte, Anaxsandra da Costa Lima

Caracterização da fração fina de resíduos minerados visando uso geoambiental – estudo de caso de um aterro no Recôncavo da Bahia / Anaxsandra da Costa Lima Duarte. – 2026.

169 f.: il.

Orientadora: Taise Bomfim de Jesus

Coorientadora: Alessandra Cristina Silva Valentim

Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente, Feira de Santana, 2026.

1.Resíduos sólidos. 2.Mineração de Aterros Sanitários (MAS). 3.Elutriato. 4.Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT). 5.Ecotoxicologia terrestre. I. Jesus, Taise Bomfim de, orient. II. Valentim, Alessandra Cristina Silva, coorient. III. Universidade Estadual de Feira de Santana. IV. Título.

CDU 628.4(814.22)

ANAXSANDRA DA COSTA LIMA DUARTE

**Caracterização da fração fina de resíduos minerados visando uso
geoambiental – estudo de caso de um aterro sanitário no Recôncavo da
Bahia**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente da Universidade Estadual de Feira Santana como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientadoras: Profa. Dra. Taise Bomfim de Jesus
Profa. Dra. Alessandra Cristina Silva Valentim

Data de aprovação: 02 de março de 2026

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **TAISE BOMFIM DE JESUS**
Data: 09/03/2026 18:27:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Taise Bomfim de Jesus – Orientadora (UEFS)

Documento assinado digitalmente
 **ALESSANDRA CRISTINA SILVA VALENTIM**
Data: 04/03/2026 21:22:10-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Alessandra Cristina Silva Valentim- Coorientadora (UFRB)

Documento assinado digitalmente
 **CARINETONDO ALVES**
Data: 05/03/2026 08:20:51-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Carine Tondo Alves (UFRB)

Documento assinado digitalmente
 **JUACYARA CARBONELLI CAMPOS**
Data: 05/03/2026 23:56:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Juacyara Carbonelli Campos (UFRJ)

Documento assinado digitalmente
 **MARIANE ALVES DE GODOY LEME**
Data: 06/03/2026 11:21:26-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Mariane Alves de Godoy Leme (FIMI)

Documento assinado digitalmente
 **WEINER GUSTAVO SILVA COSTA**
Data: 09/03/2026 07:53:28-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Weiner Gustavo Silva Costa (UFRB)

A Hugo, meu amado amigo,
A HJ- II, meu filho amado,
A Olívia, mais que princesa.

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Deus. Rendo louvor porque mui grande é o seu favor!

A minha orientadora, Profa. Dra. Taise Bomfim de Jesus, que confiou no meu trabalho até quando eu duvidei. Você é uma inspiração.

A minha co-orientadora Profa. Dra. Alessandra Cristina Silva Valentim, que se labutou comigo desde a elaboração do projeto. Admiro sua coragem e dedicação.

À equipe do Laboratório de Geoquímica e Catálise Ambiental (LGCA/UEFS) que contribuiu em tantos momentos, inclusive naquele mais difícil da triagem. Vocês têm um lugar especial no meu coração.

Às amigas verdadeiras: Simara Lobo de Melo e Thamires Oliveira do Bomfim, que fizeram a triagem ser tão divertida e enriquecedora.

Às minhas auxiliares de laboratório Alana Profeta da Silva e Alinne dos Santos Vieira Lima, que tornaram cada análise uma experiência única de aprendizado para a ciência e para a vida.

À equipe do Laboratório de Saneamento (UEFS) que me auxiliou no desbravamento de um tema novo e instigante.

Às equipes do Laboratório de Geotecnia (UEFS) e do PaveLab (Laboratório de Pavimentação/UFRB) que me apoiaram nas cargas dos ensaios geotécnicos.

Aos professores membros da banca de qualificação pelas contribuições para melhoria e incentivo para continuar na pesquisa.

Aos professores Dra. Gilmaria Fernandes Eça, Dra. Maria do Socorro Costa São Mateus, Dra. Mariane Alves de Godoy Leme, Dra. Miriam Goncalves Miguel, Dra. Sandra Maria Conceição Pinheiro e Dr. Weiner Gustavo Silva Costa que me auxiliaram na concepção e execução de diversas fases da pesquisa. O Lattes não abrange o caráter de vocês.

Ao prof. Dr. Alexsandro dos Santos Brito, do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano - IFBaiano/Campus Guanambi, pelas valorosas contribuições na análise de permeabilidade ao ar.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Meus mais sinceros agradecimentos

Recolhei os pedaços que sobraram, para que nada se perca.
João 6:12

RESUMO

A Mineração de Aterros Sanitários (MAS) constitui uma estratégia promissora para a gestão de resíduos sólidos, ao possibilitar a recuperação de materiais e a mitigação de passivos ambientais. A Fração Fina do Resíduo Minerado (FFM) representa uma parcela significativa do material escavado e apresenta diferentes possibilidades de valorização. Esta pesquisa parte da hipótese de que a FFM pode ser utilizada como material de biocobertura em aterros sanitários, desde que atendidos critérios técnicos, ambientais e ecotoxicológicos. Os objetivos do estudo compreenderam a análise da evolução do conceito de MAS, a avaliação do potencial de valorização das frações do minerado, a investigação de sua contaminação por Elementos Potencialmente Tóxicos e pela presença de microplásticos, bem como de seu comportamento geotécnico e de seus efeitos ecotoxicológicos. Para isso, realizou-se a caracterização física dos resíduos a partir de uma amostra representativa de 650 kg, na qual a FFM correspondeu a 32,8% e o Combustível Derivado de Resíduos a 35,2%, em base seca. A elevada contaminação física observada nesta última categoria limita sua aplicação direta, demandando etapas adicionais de pré-tratamento; nesse contexto, a valorização da FFM como material de cobertura apresenta-se como alternativa mais simples e potencialmente mais viável. A dispersão de microplásticos durante a escavação do resíduo minerado foi avaliada por meio de coleta por sedimentação espontânea, sendo observada maior média de partículas no ponto de amostragem 4 (339 partículas), atribuída à proximidade do local de escavação dos resíduos mais antigos. Verificou-se que a mobilidade de elementos potencialmente tóxicos não é diretamente proporcional às suas concentrações totais na matriz sólida da FFM. No extrato solubilizado, arsênio e manganês apresentaram concentrações ligeiramente acima dos limites estabelecidos pela ABNT NBR 10006, enquanto no extrato lixiviado o cádmio apresentou concentração cerca de 10 vezes superior ao valor de referência estabelecido pela ABNT NBR 10005. Na avaliação ecotoxicológica, utilizando o solo natural como referência e a minhoca *Eisenia andrei* como organismo-teste terrestre, foram conduzidos ensaios de letalidade, fuga e reprodução, tanto na matriz sólida quanto no Elutriato da Fração Fina do Minerado (EFFM). A ausência de resposta de evitação ao EFFM sugere que os compostos solubilizados não afetaram negativamente as minhocas, enquanto os ensaios de reprodução indicaram comprometimento da função *habitat* da FFM, evidenciado pela redução no número de juvenis. A fitotoxicidade foi investigada por meio de ensaios com sementes utilizando o EFFM como meio de cultivo. Os resultados indicaram ausência de efeito sobre a germinação, enquanto o alongamento radicular das sementes de cebola e rúcula apresentou resposta positiva; para o tomate, foi observada toxicidade baixa a moderada. Por fim, ensaios geotécnicos demonstraram que a Mistura 1:1 (solo:FFM) apresentou comportamento compatível com a aplicação como material de biocobertura, com valores de permeabilidade à água e ao ar semelhantes aos do Solo natural e capacidade de retenção de água próxima à da FFM. O Solo natural foi classificado como argila de baixa compressibilidade, enquanto a mistura (1:1) e a FFM foram classificados como areia argilosa. De forma integrada, os resultados indicam que a FFM apresenta potencial para aplicação como material de biocobertura em aterros sanitários, embora envolva riscos de contaminação que exigem manejo criterioso e avaliações complementares. Sugere-se estudos adicionais para avaliar o desempenho em campo e a segurança ambiental em longo prazo.

Palavras-chaves: Elementos Potencialmente Tóxicos; elutriato; ecotoxicologia terrestre; permeabilidade do solo à água; permeabilidade do solo ao ar.

ABSTRACT

Landfill Mining (LFM) has emerged as a promising strategy for solid waste management by enabling resource recovery and contributing to the mitigation of environmental liabilities associated with landfills. Landfill-mined-soil-like-fraction (LFMSF) represents a significant portion of the excavated material and presents different possibilities for valorization. This research is based on the hypothesis that LFMSF can be used as a bio-cover material in landfills, provided that technical, environmental, and ecotoxicological criteria are met. The objectives of the study included analyzing the evolution of the LFM concept, evaluating the valorization potential of the mined fractions, investigating their contamination by Potentially Toxic Elements and the presence of microplastics, as well as examining their geotechnical behavior and ecotoxicological effects. To this end, a physical characterization of the waste was carried out using a representative 650 kg sample, in which LFMSF accounted for 32.8% and Refuse-Derived Fuel for 35.2%, on a dry basis. The high physical contamination observed in the latter category limits its direct application, requiring additional pre-treatment steps; in this context, the valorization of LFMSF as a covering material presents itself as a simpler and potentially more viable alternative. The dispersion of microplastics during the excavation of the mined waste was evaluated through spontaneous sedimentation collection, with the highest average number of particles observed at sampling point 4 (339 particles), attributed to the proximity of the excavation site to the oldest waste. It was found that the mobility of potentially toxic elements is not directly proportional to their total concentrations in the solid matrix of the LFMSF. In the solubilized extract, arsenic and manganese exhibited concentrations slightly above the limits established by ABNT NBR 10006, while cadmium in the leachate extract showed concentrations approximately tenfold higher than the reference value established by ABNT NBR 10005. In the ecotoxicological evaluation, using natural soil as a reference and the earthworm *Eisenia andrei* as a terrestrial test organism, lethality, avoidance, and reproduction tests were conducted, both in the solid matrix and in the elutriate from landfill-mined-soil-like-fractions (E-LFMSF). The absence of avoidance response to E-LFMSF suggests that the solubilized compounds did not negatively affect the earthworms, while the reproduction assays indicated impairment of the *habitat* function of LFMSF, evidenced by the reduction in the number of juveniles. Phytotoxicity was investigated using assays with seeds, employing E-LFMSF as the culture medium. The results indicated no effect on germination, while the root elongation of onion and arugula seeds showed a positive response; for tomato, low to moderate toxicity was observed. Finally, geotechnical tests demonstrated that the 1:1 mixture (soil:LFMSF) exhibited behavior compatible with its application as a bio-cover material, with water and air permeability values similar to those of natural soil and water retention capacity close to that of LFMSF. The soil was classified as low-compressibility clay, while the mixture (1:1) and LFMSF were classified as clayey sand. In an integrated manner, the results indicate that LFMSF has potential for application as a bio-cover material in landfills, although it involves contamination risks that require careful management and further assessments. Further studies are suggested to evaluate field performance and long-term environmental safety.

Key words: landfill-mined-soil-like-fraction; potentially toxic elements; eluate; terrestrial ecotoxicology; permeability.

LISTA DE FIGURAS

Figure 1 - Worldwide Annual Scientific Production.....	54
Figure 2 - Number of articles published by the main research institutions.....	56
Figure 3 - Clusters of significant terms which appeared in titles and abstracts of LFM papers published in course of three decades.	57
Figure 4 - Complete network of co-occurrence of terms in the years 1990-2022.....	62
Figura 5 - Detalhe da trincheira escavada para coleta do resíduo disposto em Aterro localizado em Santo Antônio de Jesus-BA	70
Figura 6 - Quarteamento e acondicionamento do resíduo aterrado, coletado no aterro localizado em Santo Antônio de Jesus-BA	71
Figura 7 - Peneira utilizada para a separação da fração fina do minerado	72
Figura 8 - Alíquotas representativas das diferentes categorias do material minerado após secagem em estufa	73
Figura 9 - Caracterização física do material minerado em termos de composição gravimétrica e teor de umidade.....	74
Figura 10 - Composição gravimétrica do minerado em base seca	75
Figura 11 - Distribuição espacial dos pontos de amostragem de deposição atmosférica de microplásticos no aterro sanitário localizado na cidade de Santo Antônio de Jesus - BA com indicação da área de escavação do minerado mais antigo.....	86
Figura 12 - Número médio de partículas de microplásticos depositados nos diferentes pontos de amostragem do Aterro localizado em Santo Antônio de Jesus-BA.....	89
Figura 13 - Exemplos representativos de microplásticos identificados na deposição atmosférica durante a escavação do minerado	92
Figura 14 - Produção dos extratos solubilizados (à esquerda) e lixiviado (à direita), do resíduo advindo do Aterro localizado em Santo Antônio de Jesus-BA, para a determinação dos Elementos Potencialmente Tóxicos.....	102
Figura 15 - Fluxograma geral do método de pesquisa	114
Figura 16 - Etapas de processamento para obtenção de material-teste	115
Figura 17 - Esquema de obtenção do elutriato	116
Figura 18- Recipiente-teste do ensaio de fuga, contendo solo-controle e solo contaminado com FFM (à esquerda) e com EFFM (à direita).....	120
Figura 19 – Etapas de leitura do ensaio de reprodução: (a) remoção e pesagem dos adultos; (b) extração dos juvenis por banho-maria; (c) contagem dos juvenis.....	121
Figura 20 - Evolução da massa corporal das minhocas ao final do ensaio de letalidade na avaliação da função de <i>habitat</i> da FFM.....	124

Figura 21 - Evolução da massa corporal das minhocas ao final do ensaio de letalidade na avaliação da função de retenção, utilizando EFFM.....	124
Figura 22 - Comportamento de fuga das minhocas na avaliação da função de <i>habitat</i> da FFM	125
Figura 23 - Comportamento de fuga das minhocas na avaliação da função de retenção, utilizando EFFM.....	126
Figura 24 - Evolução da massa corporal das minhocas ao final do ensaio de reprodução na avaliação da função de <i>habitat</i> da FFM.....	126
Figura 25 - Evolução do número de juvenis na avaliação da função de <i>habitat</i> da FFM	127
Figura 26 - Evolução da massa corporal das minhocas ao final do ensaio de reprodução na avaliação da função de retenção, utilizando EFFM.....	128
Figura 27 - Evolução do número de juvenis na avaliação da função de retenção, utilizando EFFM.....	128
Figura 28 - Síntese da relação entre a concentração de contaminante e o número de juvenis	129
Figura 29 - Alongamento das raízes de cebola no ensaio preliminar.....	139
Figura 30 - Alongamento das raízes de tomate no ensaio preliminar	139
Figura 31 - Alongamento das raízes de rúcula no ensaio preliminar	140
Figura 32 - Germinação e desenvolvimento das sementes cultivadas em EFFM	141
Figura 33 - Germinação de sementes de cebola no ensaio definitivo	141
Figura 34 - Germinação de sementes de tomate no ensaio definitivo	141
Figura 35 - Germinação de sementes de rúcula no ensaio definitivo.....	142
Figura 36 - Alongamento das raízes de cebola no ensaio definitivo	142
Figura 37 - Alongamento das raízes de tomate no ensaio definitivo.....	143
Figura 38 - Alongamento das raízes de rúcula no ensaio definitivo	143
Figura 39 - Alongamento radicular das sementes analisadas, segundo a concentração de EFFM.....	144
Figura 40 - Determinação do Índice de Alongamento Radicular (IER) para as sementes analisadas.....	145
Figura 41 - Esquema conceitual de biocobertura	151
Figura 42 - Etapas do ensaio de determinação da permeabilidade ao ar, com destaque para o corpo de prova	155
Figura 43 - Curva granulométrica dos materiais analisados.....	156
Figura 44 - Curva de compactação dos materiais analisados	157
Figura 45 – Comparação do desempenho das amostras quanto à permeabilidade à água	159

Figura 46 - Curvas de retenção de água ajustadas pelo modelo de Van Genuchten para as amostras analisadas.....	161
Figura 47 - Comparação do desempenho das amostras quanto à permeabilidade ao ar	162

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Possíveis rotas tecnológicas para as frações do minerado	78
Quadro 2 - Caracterização dos pontos de amostragem e potenciais fontes de interferência na deposição atmosférica de microplásticos	87
Quadro 3 - Quesitos metodológicos nos “testes de lixiviação” realizado com a Fração Fina de Minerado, provenientes de aterros de resíduos domésticos	106
Quadro 4 - Normas técnicas utilizadas nos ensaios ecotoxicológicos aplicados à avaliação da Fração Fina do Minerado (FFM), proveniente do Aterro localizado em Santo Antônio de Jesus - BA.....	117
Quadro 5 - Definição de parâmetros para ensaio com sementes.....	138
Quadro 6 - Níveis macroscópios de fitotoxicidade.	138
Quadro 7 - Concentrações de EFFM para execução dos ensaios definitivos.....	140
Quadro 8 - Procedimentos e parâmetros geotécnicos adotados na caracterização dos materiais em análise.	153

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentração dos EPT obtidos nas três fases da FFM advinda do Aterro Sanitário localizado em Santo Antônio de Jesus-BA.	103
Tabela 2 - Caracterização química dos elutriados de FFM de pesquisas anteriores	107
Tabela 3 - Caracterização dos extratos solubilizado (FFM-ES) e lixiviado (FFM-EL).....	108
Tabela 4 - Resumo das concentrações adotadas para os ensaios ecotoxicológicos.....	118
Tabela 5 - Distribuição do tamanho das partículas dos materiais analisados.....	156
Tabela 6 - Resultado do ensaio de permeabilidade dos materiais à água, em cm/s	159
Tabela 7 - Desempenho dos modelos de ajuste da curva de retenção de água no solo para as amostras analisadas.....	160
Tabela 8 - Resultado do ensaio de permeabilidade dos materiais ao ar, em cm/s.....	162

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AIC – Critério de Informação de Akaike

CDR – Combustíveis Derivados de Resíduos

CG – Composição Gravimétrica

CL – Argila de Baixa Compressibilidade

CRA – Capacidade de Retenção de Água

EL – Extrato Lixiviado

EPT – Elementos Potencialmente Tóxicos

ES – Extrato Solubilizado

EU – União Europeia

FFM – Fração Fina do Minerado

GAS – Gás de Aterro Sanitário

GDA – Gerenciamento Dinâmico de Aterros

GRS – Gestão de Resíduos Sólidos

IER – Índice de Alongamento Radicular Residual Normalizado

IGN – Índice de Germinação Residual Normalizado

LL – Limite de Liquidez

LP – Limite de Plasticidade

MAAS – Mineração Aprimorada de Aterros Sanitários

MAS – Mineração de Aterros Sanitários

MDL – Mecanismos de Desenvolvimento Limpo

MES – Massa Específica Seca

MHRM – Massa Homogeneizada de Resíduo Minerado

MP – Microplásticos

OMM – Oxidação Microbiana de Metano

PF – Porcentagem de Fuga

PGRS – Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

REE – Resíduos de Eletroeletrônicos

RS – Resíduos Sólidos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SC – Areia argilosa

SNIS – Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento

PF – Porcentagem de Fuga

TU – Teor de Umidade

VEA – Valor de Entrada de Ar

WtE – *Waste to Energy*

WtL – *Waste to Land*

WtM – *Waste to Material*

WtP – *Waste to Product*

SUMÁRIO

Lista de figuras	9
Lista de quadros.....	11
Lista de tabelas	11
Lista de abreviaturas e siglas	12
Introdução.....	17
1 Hipótese e objetivos.....	19
2 Estrutura da tese.....	20
Referências bibliográficas.....	20
Capítulo I: Mineração de aterros sanitários: estratégia na gestão de resíduos e de recursos ...	22
1 Introdução	22
2 Evolução do paradigma da mineração de aterros	25
3 Etapas executivas da mas.....	27
4 Objetivos, aspectos positivos e negativos da mas.....	28
5 Custos e benefícios para a implantação da mas	31
6 Desafios para a implementação da mas	33
7 Desenvolvimento da mas no brasil	36
8 WtE , WtM , WtP e WtL : potencialidades da mas	39
9 Considerações finais	41
Referências bibliográficas.....	43
Capítulo II: Bibliometric analysis of Landfill Mining: worldwide research evolution.....	50
Abstract.....	50
1 Introduction.....	51
2 Methods	53
3 Results and discussion	53
3.1 General Status	53
3.2 Conceptual Framework	56
4 Conclusion	63
References.....	64
Capítulo III: Composição gravimétrica como instrumento de apoio à tomada de decisão em projetos de mineração de aterros sanitários: estudo de caso no recôncavo da Bahia.....	67
1 Introdução	67
2 Materiais e métodos	68
2.1 Área de estudo.....	69

2.2 Coleta do minerado	69
2.3 Determinação dos parâmetros físicos CG e TU	71
3 Resultados e discussão	73
4 Conclusões e recomendações.....	79
Referências bibliográficas.....	79
Capítulo IV: Dispersão e deposição atmosférica de microplásticos durante a escavação do minerado em aterro sanitário	82
1 Introdução	82
2 Materiais e métodos	85
3 Resultados e discussão	88
4 Conclusões e recomendações.....	93
Referências bibliográficas.....	94
Capítulo V: Mobilidade de Elementos Potencialmente Tóxicos na Fração Fina do Minerado: implicações para seu uso como material de cobertura em aterros sanitários	99
1 Introdução	99
2 Materiais e métodos	101
3 Resultados e discussão	103
4 Conclusões e recomendações.....	109
Referências bibliográficas.....	110
Capítulo VI: Avaliação ecotoxicológica da Fração Fina do resíduo Minerado de aterro sanitário considerando suas funções de <i>habitat</i> e de retenção.....	112
1 Introdução	112
2 Materiais e métodos	114
2.1 Delineamento geral do estudo.....	114
2.2 Solo-referência	115
2.3 Amostras de resíduo minerado e preparo da FFM.....	115
2.4 Obtenção do Elutriato da Fração Fina do Resíduo Minerado (EFFM).....	116
2.5 Organismos-teste.....	116
2.6 Ensaios ecotoxicológicos	116
2.7 Testes estatísticos	121
3 Resultados e discussão	122
3.1 Validação dos ensaios ecotoxicológicos	122
3.2 Ensaios de letalidade: ausência de efeito letal e respostas subletais.....	123
3.3 Comportamento de fuga: identificação de limiar funcional.....	124

3.4 Ensaio de reprodução: efeitos crônicos e implicações funcionais	126
3.5 Índices de estresse subletal e implicações para o uso ambiental da FFM	129
3.6 Análise de risco ecotoxicológico para uso da FFM como material de cobertura	130
4 Conclusão e recomendações	131
Referências bibliográficas.....	131
Capítulo VII: Avaliação da fitotoxicidade da Fração Fina do Minerado em testes de germinação de sementes visando à sua aplicação geoambiental.....	134
1 Introdução	134
2 Materiais e métodos	136
2.1 Sementes	136
2.2 Elutriato da Fração Fina do Minerado (EFFM)	137
2.3 Ensaio de germinação e alongamento radicular.....	137
2.4 Índices de fitotoxicidade	138
3 Resultados e discussão	139
3.1 Ensaios preliminares	139
3.2 Ensaios definitivos	140
4 Conclusões e recomendações.....	146
Referências bibliográficas.....	146
Capítulo VIII - Desempenho geotécnico da Fração Fina do Minerado e de sua mistura com solo visando aplicações em biocoberturas.....	149
1 Introdução	149
2 Materiais e métodos	153
2.1 Amostras analisadas	153
2.2 Parâmetros analisados	153
3 Resultados e discussão	155
3.1 Análise granulométrica e classificação dos materiais.....	155
3.2 Curva de compactação	157
3.3 Permeabilidade dos materiais à água	158
3.4 Capacidade de retenção de água dos materiais utilizando o WP4C.....	160
3.5 Permeabilidade dos materiais ao ar.....	161
4 Conclusões e recomendações.....	163
Referências bibliográficas.....	163
Capítulo IX: Considerações finais.....	168

INTRODUÇÃO

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento estima que somente no ano de 2022 foram coletadas, no Brasil, 101,2 milhões de toneladas de resíduos sólidos, das quais 70,1 milhões de toneladas foram dispostas no solo, ou seja, enterradas (SNIS, 2022). No paradigma atual do gerenciamento de resíduos sólidos, essa etapa encerra o ciclo de vida dos produtos.

De maneira simplificada, o aterro sanitário recebe e imobiliza matéria-prima secundária, em função da geração de gases e lixiviados, é considerado uma atividade potencialmente poluidora, mesmo após seu encerramento. Nesse contexto, a Mineração de Aterros Sanitários (MAS) constitui uma estratégia inovadora para lidar com esses problemas (KROOK; SVENSSON; EKLUND, 2012), uma vez que os resíduos são reescavados, classificados e beneficiados, com o objetivo de se obter a maior quantidade possível de materiais recicláveis (WOLFSBERGER *et al.*, 2015) e de recursos energéticos, por meio de modernas tecnologias de separação e processamento (KROOK; BAAS, 2013).

A MAS teve início em Israel, em 1953, como uma alternativa para obtenção de fertilizantes destinado a pomares (KROOK; SVENSSON; EKLUND, 2012). Contudo somente a partir da década de 1990, a técnica voltou a ser explorada, inicialmente sem a escavação dos resíduos armazenados, com foco na extração de metano e na eliminação de contaminantes do solo e da água. Posteriormente, consolidou-se a mineração de aterros *ex situ*, caracterizada pela recuperação de recursos por meio da escavação parcial ou total dos resíduos previamente dispostos no aterro (JONES *et al.*, 2013).

No Brasil, a lei que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelece, entre outros objetivos, a hierarquização para o gerenciamento dos resíduos, a saber, “não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos” (BRASIL, 2010, p. 3). Embora esse marco legal tenha sido estabelecido há 15 anos, ele pode ajudar a explicar a limitada difusão da MAS no país, uma vez que o aterramento ainda é compreendido como etapa final. No entanto, a pesquisa científica brasileira, inclusive por seu caráter vanguardista, já aponta na direção da Mineração de Aterros Sanitários como uma estratégia promissora para a gestão sustentável dos resíduos sólidos, inserida no contexto da Economia Circular.

Na revisão realizada por Parrodi, Höllen e Pomberger (2018) verificou-se que as frações finas presentes no material minerado representam entre 40 e 80%, em massa, da quantidade total escavada. Segundo esses autores, em razão da sua quantidade, composição e características, o

aproveitamento das frações finas é fundamental para a viabilidade da MAS. Entretanto, a prática mais comum observada consistia no retorno desse material ao maciço de resíduos, técnica conhecida como reateramento, com pouco ou nenhum tratamento prévio (PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018). Em uma modelagem voltada à avaliação do potencial de melhoria da viabilidade econômica da MAS na Europa, Esguerra *et al.* (2021) concluíram que os custos evitados com o reateramento superam as receitas com agregados de construção.

A Fração Semelhante ao Solo de Mineração de Aterro (em inglês *Landfill-mined soil-like fractions* – LFMSF), aqui denominada Fração Fina do Minerado (FFM) apresenta diversas possibilidades de aplicação. Chandana *et al.* (2021) classificaram a FFM como inorgânica, quando o teor de matéria orgânica inferior a 3%, e orgânica, quando esse limite é excedido. No primeiro caso, os autores constataram, com base em parâmetros normativos e em estudos de caso, que a FFM pode ser empregada, como material de enchimento estrutural em projetos de recuperação ambiental, construção de barragens e material para subleito. No segundo caso, a FFM orgânica pode ser utilizada como biofertilizante ou material neutralizador de acidez (CHANDANA *et al.*, 2021). Em ambos os casos, os autores destacam que a ausência de protocolos padronizados constitui um entrave para a aplicação do material, evidenciando lacunas relevantes na pesquisa aplicada da FFM.

O estudo de caso do aterro da Estônia, relatado por Pehme *et al.* (2020) e Kriipsalu *et al.* (2023) apresenta uma nova aplicação da FFM: seu uso como biocobertura. Em aterros sanitários, a camada de cobertura consiste em um estrato de material, geralmente argiloso, aplicado sobre os resíduos com o objetivo de minimizar a liberação de gases para a atmosfera e a infiltração de águas pluviais no interior do maciço (SILVA *et al.*, 2022). A biocobertura aprimora o funcionamento da cobertura convencional, uma vez que promove a oxidação de metano no interior da camada de cobertura (ORUPÖLD *et al.*, 2022).

Uma revisão sistemática recente resumiu as principais dificuldades relacionadas à extração, à caracterização e à utilização dos materiais escavados em 34 aterros sanitários e observou que: (1) as pesquisas revisadas tendem à convergência quanto aos parâmetros a serem determinados; (2) esses parâmetros são definidos em função do uso previsto do material; e (3) a aplicação do minerado pode ser limitada por elevadas concentrações de contaminantes, como sólidos finos, metais pesados e cloro, por exemplo (JAIN; KUMAR; KUMAR, 2023). No caso específico do uso como biocobertura, Orupöld *et al.* (2022) afirmam sua viabilidade técnica, e ressaltam que a caracterização ecotoxicológica do material escavado, essencial para avaliar a adequação da FFM ao ambiente, ainda é pouco explorada na literatura.

1 HIPÓTESE E OBJETIVOS

Diante do exposto, torna-se fundamental identificar quais características são determinantes para uma avaliação holística da fração fina do resíduo minerado, de modo que suas propriedades intrínsecas — físicas, químicas, geotécnicas e ecotoxicológicas — sejam compatíveis com aplicações geoambientais¹. Nesse contexto, a presente tese parte da hipótese de que a fração fina do resíduo minerado (FFM), escavada em um aterro sanitário localizado no Recôncavo da Bahia, apresenta características que permitem seu uso potencial como biocobertura no próprio aterro, desde que atendidos critérios técnicos e ambientais adequados.

Para atender a esse objetivo geral, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Analisar a evolução do conceito de Mineração de Aterros Sanitários no contexto da gestão de resíduos sólidos;
- Sistematizar o estado da arte da literatura científica sobre o desenvolvimento global da MAS, identificando lacunas de conhecimento e campos emergentes de pesquisa;
- Caracterizar as potencialidades de aproveitamento do material minerado no aterro sanitário localizado no Recôncavo da Bahia, por meio de parâmetros físicos;
- Avaliar a influência das atividades de escavação do resíduo minerado, durante a etapa de prospecção, na emissão e distribuição de microplásticos em diferentes pontos do aterro sanitário;
- Determinar o potencial de contaminação da Fração Fina do Resíduo Minerado (FFM), por meio da quantificação da concentração de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT), visando à avaliação de seu aproveitamento geoambiental;
- Avaliar o comportamento geotécnico da FFM, isoladamente e em mistura com solo natural oriundo da UFRB, com vistas à sua aplicação como material de biocobertura;
- Avaliar os efeitos ecotoxicológicos do uso da FFM sobre a capacidade da camada de cobertura em exercer as funções de *habitat* e de retenção de contaminantes, utilizando organismos terrestres e sementes como bioindicadores.

¹ **Uso ou aplicação geoambiental:** Emprego de princípios e técnicas da geoquímica ambiental e da geotecnia para o gerenciamento, tratamento ou reaproveitamento de resíduos, fundamentado na avaliação das propriedades físico-químicas do material e da presença de contaminantes, com o objetivo de minimizar riscos geoambientais e prevenir a contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas, incluindo sua aplicação como material funcional em sistemas como biocoberturas de aterros sanitários.

2 ESTRUTURA DA TESE

Além deste capítulo introdutório, a tese está estruturada em 9 capítulos. Os dois primeiros possuem caráter teórico, nos quais se estabelece o arcabouço conceitual e metodológico da pesquisa. No primeiro capítulo discute-se a Mineração de Aterros Sanitários como ferramenta para a gestão sustentável dos resíduos sólidos. O segundo capítulo apresenta uma análise bibliométrica com o objetivo de identificar os temas emergentes na pesquisa sobre a MAS.

A partir do terceiro capítulo os temas passam a estar relacionados ao estudo de caso de um aterro sanitário localizado no Recôncavo Baiano. O terceiro capítulo apresenta a composição gravimétrica e o teor de umidade como ferramentas para a tomada de decisão quanto à implementação da MAS. O quarto capítulo analisa a presença de microplásticos dispersos no aterro durante a escavação do material minerado. O quinto capítulo aborda a caracterização química da FFM em fase sólida, bem como de seus extratos solubilizados e lixiviados. A avaliação ecotoxicológica, com base em organismos terrestres, é apresentada no sexto capítulo. No sétimo capítulo avalia-se a fitotoxicidade da FFM. O oitavo capítulo apresenta a caracterização geotécnica da FFM, isoladamente e em mistura com solo natural, com vistas à sua aplicação como biocobertura. Por fim, o nono capítulo reúne as considerações finais da tese.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em 8 de Janeiro de 2026.

CHANDANA, N.; GOLI, V. S. N. S.; MOHAMMAD, A.; SINGH, D. N. Characterization and Utilization of Landfill-Mined-Soil-Like-Fractions (LFMSF) for Sustainable Development: A Critical Appraisal. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, n. 2, p. 641–662, fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01052-y>

ESGUERRA, J. L.; LANER, D.; SVENSSON, N.; KROOK, J. Landfill Mining in Europe: Assessing the Economic Potential of Value Creation from Generated Combustibles and Fines Residue. **Waste Management**, v. 126, p. 221–230, maio 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.013>

JAIN, M.; KUMAR, A.; KUMAR, A. Landfill Mining: A Review on Material Recovery and Its Utilization Challenges. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 169, p. 948–958, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.049>

JONES, P. T.; GEYSEN, D.; TIELEMANS, Y.; VAN PASSEL, S.; PONTIKES, Y.; BLANPAIN, B.; QUAGHEBEUR, M.; HOEKSTRA, N. Enhanced Landfill Mining in View

of Multiple Resource Recovery: A Critical Review. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 45–55, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021>

KRIIPSALU, M.; SOMANI, M.; PEHME, K.; TAMM, O.; TRUU, J.; TRUU, M.; ORUPOLD, K. Performance of Biocover in Controlling Methane Emissions from Landfill: A Decade of Full-Scale Investigation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 172, p. 486–495, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.02.048>

KROOK, J.; BAAS, L. Getting Serious about Mining the Technosphere: A Review of Recent Landfill Mining and Urban Mining Research. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 1–9, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.043>

KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. Landfill Mining: A Critical Review of Two Decades of Research. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 513–520, mar. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>

ORUPÖLD, K.; SOMANI, M.; KACZALA, F.; HOGLAND, M.; BHATNAGAR, A.; HOGLAND, W.; SAAREMÄE, E.; KRIIPSALU, M. Ecotoxicity Assessment of Fine Fractions Obtained from Landfill Mining. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 26, n. 4, p. 04022030, out. 2022. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000715](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000715)

PARRODI, J. C. H.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R. Characterization Of Fine Fractions From Landfill Mining: A Review Of Previous Investigations. **Detritus**, v. 2, n. 1, p. 46, 2018. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13663>

PEHME, K.-M.; ORUPÖLD, K.; KUUSEMETS, V.; TAMM, O.; JANI, Y.; TAMM, T.; KRIIPSALU, M. Field Study on the Efficiency of a Methane Degradation Layer Composed of Fine Fraction Soil from Landfill Mining. **Sustainability**, v. 12, n. 15, p. 6209, 1 ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12156209>

SILVA, T. F. D.; SANTOS, J. J. D. N.; SOUZA, J. C. M. D.; ARAÚJO, P. D. S.; PAIVA, W. D. Comportamento da permeabilidade não saturada em camada de cobertura de aterro sanitário no semiárido brasileiro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 5, p. 1049–1057, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220220108>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2021. Brasília: SNS/MDR. 2022. 59 p. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/Snis/RESIDUOS_SOLIDOS/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_RS_SNIS_2023_ATUALIZADO.pdf Acesso em 31 de julho de 2025.

WOLFSBERGER, T.; NISPEL, J.; SARC, R.; ALDRIAN, A.; HERMANN, R.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R.; BUDISCHOWSKY, A.; RAGOSSNIG, A. Landfill Mining: Development of a Theoretical Method for a Preliminary Estimate of the Raw Material Potential of Landfill Sites. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 33, n. 7, p. 671–680, jul. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X15590473>

CAPÍTULO I: MINERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS: ESTRATÉGIA NA GESTÃO DE RESÍDUOS E DE RECURSOS

1 INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010) define os Resíduos Sólidos (RS) como subprodutos descartados nas atividades humanas em sociedade, os quais demandam destinação ambientalmente adequada, a ser estabelecida nos Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS).

Entre os princípios basilares da PNRS destaca-se o reconhecimento de que os resíduos reutilizáveis e recicláveis constituem um “bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda” (BRASIL, 2010). Tal princípio é coerente com o elevado potencial de aproveitamento de resíduos recicláveis coletados no país, uma vez que 83,3% são passíveis de valorização, sendo 51,4% constituídos por matéria orgânica e 31,9% por resíduos inorgânicos, como metais, papel, papelão, plástico e vidro (ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017).

Apesar desse potencial, apenas 0,041 kg/habitante/ano de resíduos são efetivamente recolhidos por meio das diferentes modalidades de coleta seletiva (porta-a-porta, pontos de entrega voluntária ou outros sistemas), enquanto a média brasileira de geração de RS é de 1,01 kg/habitante/dia (SNIS, 2021). Assim, mesmo após 15 anos da promulgação da PNRS, a gestão inadequada dos RS ainda causa impactos ambientais severos, como poluição do solo, da água e do ar, afetando diretamente a qualidade de vida nos centros urbanos (FERREIRA; GARCIA; DÍAZ, 2025).

De acordo com a legislação, os resíduos que não apresentam alternativas técnica ou economicamente viáveis de valorização, classificados como rejeitos, devem ter como única forma de disposição final ambientalmente adequada o aterro sanitário (BRASIL, 2010). Na prática, contudo, observa-se que, diariamente, grandes volumes de materiais reutilizáveis e recicláveis são dispostos em aterros sanitários, e, em cenários mais críticos, em lixões ou aterros controlados.

Os aterros sanitários foram historicamente concebidos para armazenar resíduos e bens para os quais, sob uma visão tradicional, não haveria uso posterior viável (FELLNER, 2011). Atualmente, essa concepção tem sido amplamente questionada, uma vez que o confinamento dos resíduos torna indisponível uma matéria-prima secundária potencialmente valiosa.

Tanto a Diretiva Europeia de Resíduos (UNIÃO EUROPEIA, 2008) quanto a legislação brasileira (BRASIL, 2010) adotam hierarquias semelhantes para o gerenciamento de resíduos, priorizando a não geração, a redução, a reutilização e a reciclagem, e relegando o aterro à última opção. Ainda assim, em escala global, o aterro sanitário permanece como a forma mais comum de destinação final dos RS (WAGNER; RAYMOND, 2015), principalmente devido aos seus menores custos de capital e de operação, quando comparado ao tratamento térmico (ZHOU *et al.*, 2015a).

O encerramento de um aterro implica a imobilização permanente não apenas dos resíduos depositados, mas também de recursos materiais, energéticos e territoriais associados. Consequentemente, torna-se necessária a identificação de novas áreas para implantação de novos aterros com os mesmos requisitos técnicos e ambientais, perpetuando a pressão sobre o uso do solo e os ecossistemas.

Tradicionalmente, as políticas de Gestão de Resíduos Sólidos (GRS) são estruturadas em torno dos chamados “3 R’s” – ou mais (recusar, reduzir, reutilizar, reaproveitar, reciclar). Contudo, no que se refere aos aterros sanitários, o primeiro “R” deveria ser o de “repensar a gestão a longo prazo” (WILLE *et al.*, 2022), partindo do pressuposto de que a visão dos aterros como simples áreas de armazenamento de rejeitos deve ser substituída por uma abordagem voltada à gestão sustentável de materiais, alinhada ao objetivo de desperdício zero (ROQUE, 2018).

No modelo de Economia Linear, o fornecimento de matérias-primas à indústria ocorre em ciclo aberto, no qual os resíduos gerados são majoritariamente destinados aos aterros. Em contraposição, a sustentabilidade econômica e ambiental demanda a transição para o ciclo fechado proposto pela Economia Circular. Nesse contexto, os materiais presentes nos aterros, tanto os gerados recentemente quanto aqueles já aterrados, passam a ser considerados recursos secundários passíveis de recuperação e reinserção na cadeia produtiva (JANI *et al.*, 2016). O fechamento do ciclo de materiais e a ampliação das fontes secundárias de matérias-primas contribuem de forma significativa para a conservação de recursos naturais cada vez mais escassos (HERMANN *et al.*, 2014; JANI *et al.*, 2016).

Desde a primeira década do século XXI, os países enfrentam crescente competição por recursos, elevação dos preços das matérias-primas, redução dos estoques naturais de recursos vitais e intensificação dos problemas ambientais. Nesse cenário, a obtenção de recursos a partir de fontes alternativas torna-se uma opção viável e estratégica (DHAR, 2015; KROOK; BAAS, 2013; KROOK; SVENSSON; EKLUND, 2012).

Sob essa perspectiva, os aterros sanitários podem ser compreendidos como reservatórios de recursos finitos. A reciclagem dos materiais nele depositados, além de gerar oportunidades para a indústria, pode aumentar o *airspace*², prolongando a vida útil dos aterros existentes e, assim, evitar ou postergar a implantação de novas unidades, contribuindo para a preservação do solo para outros usos (JOHANSSON, 2016; JONES *et al.*, 2013).

Jones *et al.* (2013) defendem que, no âmbito da Economia Circular, a gestão deve contemplar a reciclagem das três categorias principais: resíduos pré-consumo, pós-consumido e resíduos urbanos, incluindo tanto os atualmente gerados quanto aqueles já aterrados, por meio da Mineração em Aterros Sanitários (MAS). A MAS busca integrar o aterro a uma prática de gestão mais sustentável, enfatizando o armazenamento intencional de materiais e recursos energéticos atualmente não recicláveis, de modo a facilitar sua valorização (KROOK; SVENSSON; EKLUND, 2012).

Como consequência, observa-se o fortalecimento da indústria da reciclagem, o aumento das taxas de reutilização, a maximização do aproveitamento energético e a redução do volume de resíduos dispostos em aterros (PECORINI; IANNELLI, 2020). Tais processos, alinhados aos princípios da Economia Circular, demandam novos modelos de negócios, criando oportunidades para empresas gestoras de resíduos.

Além de seu alinhamento com a transição para a Economia Circular, a MAS configura-se como uma ferramenta estratégica para inclusão social de catadores de materiais recicláveis, especialmente na América Latina e em outros países do Hemisfério Sul. Ademais, a MAS está alinhada a 11 dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda 2030, a saber, ODS 1: erradicação da pobreza; ODS 3: saúde e bem-estar; ODS 6: água limpa e saneamento; ODS 7: energia limpa e acessível; ODS 8: trabalho decente e crescimento econômico; ODS 10: redução das desigualdades; ODS 11: cidades e comunidades sustentáveis; ODS 12: consumo e produção sustentáveis; ODS 13: ação contra a mudança global do clima; e ODS 14: vida na água; vida terrestre (BOSMANS *et al.*, 2013; CALDERÓN MÁRQUEZ *et al.*, 2019).

Nesse contexto, os conceitos de Mineração de Aterros Sanitários e sua evolução para Mineração Aprimorada de Aterros Sanitários (MAAS) buscam inserir o aterro em uma lógica sustentável, inclusive como estratégia para mitigar problemas decorrentes da disposição final inadequada de resíduos (BOSMANS *et al.*, 2013). Exemplos de aplicação incluem projetos desenvolvidos

² *Airspace*: volume físico remanescente, técnica e legalmente autorizado, disponível para a disposição final de resíduos sólidos no interior de um aterro sanitário, correspondente à capacidade ainda não ocupada dentro dos limites projetados do empreendimento.

nos Estados Unidos em aterros domésticos próximos ao encerramento; na Ásia e no Oriente Médio em lixões; e na Europa em antigos aterros com múltiplos tipos de resíduos aterrados (CALDERÓN-MÁRQUEZ *et al.*, 2019).

Diante desse panorama, o objetivo do presente capítulo é analisar criticamente a Mineração de Aterros Sanitários (MAS), incluindo sua evolução para a Mineração Aprimorada de Aterros Sanitários (MAAS), como instrumento de transição da Economia Linear para a Economia Circular, avaliando suas potencialidades, limitações, impactos ambientais, desafios técnicos e viabilidade econômica, com ênfase na valorização das frações mineradas, especialmente a Fração Fina do Minerado (FFM), e no contexto brasileiro.

2 EVOLUÇÃO DO PARADIGMA DA MINERAÇÃO DE ATERROS

Os países da Europa Ocidental percorreram uma trajetória consistente no gerenciamento de resíduos sólidos, registrada em suas políticas, que pode servir como referência para outros contextos, inclusive o brasileiro. Esse processo, sintetizado nos quatro pontos a seguir, com base em Peck *et al.* (2021), evidencia a progressiva transição de uma lógica de controle ambiental para uma abordagem sistêmica orientada pela gestão sustentável de materiais.

1. Nos anos 1970, o foco principal da GRS concentrou-se na remediação dos impactos ambientais e sanitários associados à disposição inadequada dos resíduos. As políticas públicas priorizavam a busca por áreas disponíveis para aterramento e a prevenção de doenças, adotando instrumentos clássicos de comando e controle, como restrições locacionais e limites de emissão para aterros sanitários e incineradores.
2. Na segunda onda de políticas ambientais, os esforços voltaram-se à redução do volume total de resíduos gerados, impulsionando a reciclagem por meio da definição de metas para coleta seletiva e recuperação de materiais.
3. A introdução da hierarquia de resíduos, baseada nos 3Rs (redução, reutilização e reciclagem), marcou a terceira fase caracterizada pela valorização de materiais de baixo volume e alto valor agregado.
4. A quarta fase corresponde à consolidação da Economia Circular, cujo objetivo transcende a reciclagem em si, priorizando a recuperação de materiais críticos, a extensão da vida útil dos produtos e a redução da dependência de recursos primários.

Nesse contexto, o papel do formulador de políticas públicas desloca-se do controle da disposição de resíduos para a facilitação da gestão de materiais e da política de produtos.

Em consonância com esse paradigma, os países da União Europeia vêm substituindo progressivamente a gestão tradicional de resíduos por uma abordagem integrada de gestão sustentável de materiais (WILLE *et al.*, 2022). Nesse cenário, o conceito de Gestão Dinâmica do Aterro (GDA) está alinhado aos princípios da Economia Circular e fortemente articulado à Mineração de Aterros Sanitários. A GDA abrange desde a prevenção da poluição, recuperação de áreas degradadas até a valorização de materiais, recursos energéticos, *airspace* e uso do solo, respondendo à necessidade de reabilitação ambiental de aterros e lixões (WILLE *et al.*, 2022).

Apesar dos avanços institucionais associados à quarta onda (PECK *et al.*, (2021), persiste um passivo ambiental significativo: grandes volumes de recursos incorporados aos resíduos já aterrados ao longo do ciclo de vida de inúmeros produtos já fabricados. A MAS surge, nesse contexto, como estratégia para reinserir esses materiais ao ciclo econômico, reduzindo a pressão sobre recursos naturais e mitigando impactos associados ao ciclo antropogênico biogeoquímico (BURLAKOV *et al.*, 2016).

No início dos anos 2000, a MAS esteve majoritariamente associada à expansão da capacidade operacional dos aterros de resíduos sólidos. Com o avanço do conceito, passou-se a considerar a possibilidade de reconfiguração dessas áreas, seja pela sua modernização como aterros sanitários de última geração, pelo encerramento definitivo e posterior recuperação ambiental, ou ainda pela reconversão do uso do solo para finalidades mais adequadas (VAN DER ZEE; ACHTERKAMP; DE VISSER, 2004). Ademais, a MAS tem se consolidado como uma alternativa tecnicamente viável para a reabilitação de lixões, sobretudo em países em desenvolvimento (MANDPE *et al.*, 2020).

Sob essa perspectiva, os resíduos depositados são valorizados como matérias-primas secundárias, passíveis de aproveitamento como material (*Waste to Material – WtM*), energético (*Waste to Energy – WtE*) ou territorial, por meio da recuperação do *airspace* ou do próprio terreno do aterro (*Waste to Land – WtL*) (FAITLI *et al.*, 2019; VAN PASSEL *et al.*, 2013). Os aterros deixam, assim, de ser meras fontes de poluição para assumir o papel de reservas estratégicas de recursos (JOHANSSON, 2016).

A definição do tempo ideal de armazenamento dos resíduos antes da mineração permanece objeto de debate. Enquanto alguns autores defendem que aterros com mais 15 anos apresentariam menores riscos ambientais e maior acessibilidade aos materiais (DHAR, 2015; FAITLI *et al.*, 2019) outros destacam que o envelhecimento dos resíduos aumenta a proporção da fração semelhante ao solo, reduzindo o potencial energético (JAIN; KUMAR; KUMAR,

2023).). Esses resultados reforçam a importância da caracterização gravimétrica e do teor de umidade como parâmetros críticos para a tomada de decisão.

A MAS compreende etapas de escavação, processamento, separação e tratamento dos resíduos, possibilitando a recuperação de materiais, energia e terreno (FRÄNDEGÅRD *et al.*, 2013; MARELLA; RAGA, 2014). Contudo, pode implicar riscos ambientais e operacionais, como instabilidade geotécnica, liberação de gases e geração de grandes volumes de materiais de baixo valor comercial, em especial a fração fina do minerado (FFM), ou perigosos (CHANDANA *et al.*, 2021).

A Mineração Aprimorada de Aterros Sanitários (MAAS) amplia essa abordagem ao integrar tecnologias avançadas de valorização de material e de produção de energia, com o objetivo de reduzir o volume final de rejeitos a patamares mínimos e internalizar critérios ambientais, sociais e econômicos mais rigorosos (BURLAKOV *et al.*, 2017; CHANDANA *et al.*, 2021; DANTHUREBANDARA *et al.*, 2015; VAN PASSEL *et al.*, 2013). Apesar dessas distinções conceituais, ambas compartilham o mesmo objetivo estratégico de transição para a Economia Circular. Assim, neste trabalho, os termos MAS e MAAS são utilizados de forma intercambiável, adotando-se a sigla MAS como denominação geral.

3 ETAPAS EXECUTIVAS DA MAS

As etapas executivas na Mineração de Aterros Sanitários compreendem: remoção da vegetação e solo superficial, condicionamento da área, escavação de resíduos, separação, transformação de produtos intermediários e recuperação de terras (DANTHUREBANDARA *et al.*, 2015; DHAR, 2015).

A escavação fornece o material que será posteriormente triado e valorizado; o volume ou espaço deixado pela remoção dos resíduos pode ser reutilizado, contribuindo para o aumento da vida útil do aterro. Durante essa etapa, é fundamental adotar medidas de controle relacionadas aos efluentes gerados, especialmente gases e lixiviado, bem como garantir a estabilidade geotécnica do maciço. A triagem tem como objetivo a separação dos resíduos passíveis de aproveitamento como material (WtM) ou de valorização energética (WtE).

Jain, Kumar e Kumar (2023) apresentaram as principais técnicas e equipamentos utilizados em projetos de MAS. Nas etapas de escavação e separação (ou triagem), o equipamento predominante é a escavadeira, responsável por desenterrar a massa de resíduos e a transportá-

la, com auxílio de carregadores frontais, até elevadores e esteiras transportadoras de piso móvel (JAIN; KUMAR; KUMAR, 2023). As correias transportadoras descarregam o material em peneiras do tipo trommel ou peneiras vibratórias (ROSENDAL, 2009).

No que se refere à separação entre solo e resíduos escavados, verificou-se que as peneiras trommel apresentam maior eficiência em comparação às peneiras vibratórias, e que trituração prévia dos resíduos não resulta em melhorias significativas nesse processo (JAIN; TOWNSEND; JOHNSON, 2013). Por outro lado, a eficiência na separação depende da secagem do material escavado (JAIN; KUMAR; KUMAR, 2023).

O processamento adicional, como o uso de ímãs para separação de metais ferrosos, dependem principalmente dos objetivos do projeto de MAS, da composição e da condição dos materiais recuperados e do orçamento disponível (DHAR, 2015; JAIN; TOWNSEND; JOHNSON, 2013). Para minimizar os custos de produção e os impactos ambientais, é necessário utilizar métodos mais limpos e econômicos para recuperação dos metais presentes nos resíduos minerados (WANG; LIU, 2023).

4 OBJETIVOS, ASPECTOS POSITIVOS E NEGATIVOS DA MAS

Sob uma perspectiva global, os principais objetivos da MAS incluem a conservação do *airspace* do aterro, a redução da área ocupada, a eliminação ou mitigação de fontes potenciais de contaminação, a recuperação de energia, a reciclagem de materiais recuperados, a redução dos custos do sistema de gestão e o redesenvolvimento do local (BURLAKOV *et al.*, 2016; HOGLAND; MARQUES; NIMMERMARK, 2004).

Outros objetivos específicos dependem das características locais dos aterros e abrangem: a inclusão de catadores na etapa de triagem; a redução do impacto ambiental e das emissões de gases e lixiviado (CALDERÓN-MÁRQUEZ *et al.*, 2019); a ampliação da vida útil do aterro; a prevenção da poluição (DHAR, 2015); a redução dos custos de encerramento e pós-encerramento; o adiamento ou eliminação da necessidade de implantação de novos aterros; e diminuição dos custos com infraestrutura, associada ao ganho de *airspace* (ROSENDAL, 2009).

Na Europa Central, as principais motivações para a recuperação de aterros sanitários por meio da MAS incluem: (1) disponibilidade de fundos especiais para remediação de áreas contaminadas; (2) a percepção da MAS como uma alternativa de remediação mais econômica ou socialmente aceita; (3) a liberação de áreas para desenvolvimento habitacional,

especialmente em áreas densamente povoadas e valorizadas; (4) o fornecimento de combustível para a indústria cimenteira; (5) a reutilização de infraestrutura existentes dos aterros, que tende a simplificar os processos de licenciamento ambiental (HULL; KROGMANN; STROM, 2005).

Nos Estados Unidos, particularmente na Flórida, além da proteção do lençol freático e da recuperação de *airspace*, a MAS foi motivada pela necessidade de reabilitar antigos aterros sanitários, não impermeabilizados, visando também a obtenção de benefícios econômicos colaterais por meio da recuperação de metais (JAIN; TOWNSEND; JOHNSON, 2013).

Na Europa e na Ásia, políticas públicas e incentivos governamentais, especialmente na forma de subsídios voltados à recuperação de aterros e ao desenvolvimento urbano, favoreceram uma maior disseminação das atividades de MAS (DHAR, 2015). A partir da síntese dos dados apresentados por Bockreis e Knapp (2011), Burlakovs *et al.* (2017); Dhar (2015) e Rosendal (2009) observa-se que os Estados Unidos concentram o maior número de experiências documentadas de mineração de aterros, com 31 casos, majoritariamente ocorridos nas décadas de 1980 e 1990. Em seguida, destaca-se a Alemanha, com 17 experiências, sobretudo nos anos 2000.

Na Europa, entre 2013 e 2017, diversos projetos de pesquisa em Mineração de Aterros Sanitários foram desenvolvidos com foco na recuperação de materiais e energia. Destacam-se os projetos *Closing the Circle* (Flandres/Bélgica), LAMIS (Áustria), MINERVE (Valônia/Bélgica) e TönsLM (Alemanha), que abrangeram múltiplas etapas do processo de mineração, desde a caracterização e exploração geofísica dos aterros até o processamento mecânico a seco e a úmido dos resíduos escavados (VOLLPRECHT; MACHIELS; JONES, 2021).

Em continuidade a essas iniciativas, o projeto europeu NEW-MINE (2016–2020) aprofundou a investigação sobre a exploração e recuperação de recursos de aterros sanitários, incluindo metais, combustíveis e materiais inertes com potencial de uso como matérias-primas secundárias. O projeto também avaliou rotas de processamento e valorização das frações obtidas, com ênfase em processos termoquímicos para a produção de materiais de maior valor agregado, como polímeros inorgânicos e vitrocerâmicas funcionais (VOLLPRECHT; MACHIELS; JONES, 2021).

Na Índia, país que concentra mais de 3.000 lixões associados a severos impactos ambientais e sanitários, a Mineração de Aterros Sanitários tem sido reconhecida como uma alternativa promissora para a recuperação de recursos e mitigação de passivos ambientais, apoiando-se em

avanços tecnológicos e soluções de engenharia para a extração de materiais valorizáveis e geração de energia a partir de resíduos antigos (OJHA *et al.*, 2024).

Entre os casos analisados por Bockreis e Knapp (2011); Burlakovs *et al.*, (2017); Dhar (2015) e Rosendal (2009), as principais motivações para a adoção da MAS foram: proteção das águas subterrâneas e superficiais (14 casos), recuperação de aterros ou lixões (10), recuperação de *airspace* (8), estudos de viabilidade (6), recuperação de composto (6), fechamento de aterros ou lixões (6) e recuperação de materiais (4), sendo os valores entre parêntesis correspondentes ao número de aterros minerados.

A técnica de MAS pode ser aplicada em lixões; contudo, essa prática pode acarretar riscos durante a escavação das células, como a liberação de gases de aterro, a desestabilização de células adjacentes, o risco de soterramento dos trabalhadores e a exposição a materiais perigosos (ROSENDAL, 2009). Ademais, devem ser consideradas as externalidades negativas, como ruídos, odores, poeira e aumento do tráfego local durante as operações de escavação (MARELLA; RAGA, 2014). Ainda assim, a literatura aponta benefícios adicionais, como a valorização do solo e a expansão urbana planejada (MANDPE *et al.*, 2020).

Embora a eliminação do risco de contaminação do solo e das águas subterrâneas represente um benefício importante para a sociedade, esse aspecto nem sempre é incorporado explicitamente nos projetos de MAS (VAN PASSEL *et al.*, 2013). Outras externalidades positivas, frequentemente usufruídas por diferentes partes interessadas incluem a melhoria da paisagem, o fortalecimento do desenvolvimento urbano, a melhoria da qualidade das águas subterrâneas e superficiais; a restauração ambiental, a criação de áreas de lazer e o aumento das oportunidades de emprego e renda (MARELLA; RAGA, 2014; ZHOU *et al.*, 2015a).

A MAS apresenta um desempenho ambiental superior à simples recuperação de biogás de aterros sanitários, uma vez que evita a extração de matérias-primas primárias e as emissões da produção industrial convencional (KROOK; BAAS, 2013). Por outro lado, pode provocar perturbações temporárias, porém significativas, na biodiversidade local, especialmente sobre espécies sensíveis, em função da alteração de *habitat* e do declínio populacional de aves (VOCHT; DESCAMPS, 2011). Ainda assim, na avaliação global, os autores destacam que os efeitos positivos tendem a prevalecer, sobretudo quando há recuperação de terras e restauração ambiental.

Apesar do expressivo potencial teórico da MAS, Burlakovs *et al.* (2018) constataram, em dois aterros de resíduos de eletroeletrônicos localizados na Suécia e na Estônia, que apenas uma

pequena fração dos elementos presentes pode ser explorada usando as tecnologias atualmente disponíveis, indicando que parte desse potencial deve ser considerada uma reserva para o futuro.

Ressalva semelhante é apresentada por Gaitanarou, Tentes e Katselis (2014), os quais, embora não excluam os resíduos minerados do sistema de gestão de resíduos, argumentam que, ao menos à época do estudo, o mercado ainda não se encontrava suficientemente maduro para viabilizar uma mineração de aterros em escala efetiva. Segundo os autores, essa limitação decorre de três fatores principais: (i) a inexistência de demanda economicamente sustentável por materiais reciclados; (ii) restrições tecnológicas que dificultam a exploração integral e eficiente dos resíduos depositados; e (iii) evidências de que o armazenamento em aterros pode contribuir para o sequestro de CO₂, relativizando os benefícios ambientais imediatos da escavação.

Diante disso, torna-se fundamental avaliar se os benefícios teóricos da MAS se concretizam na prática. Nesse sentido, a implantação de projetos em escala piloto é considerada imprescindível para compreender as especificidades operacionais de cada local antes da implementação de projetos em larga escala (JAIN; TOWNSEND; JOHNSON, 2013).

Adicionalmente, os projetos de MAS tendem a tornar-se mais viáveis e atrativos à medida que a demanda global por metais aumenta e os custos de extração de fontes primárias se elevam, em um contexto de progressiva redução da disponibilidade de minérios de alta qualidade (BHATNAGAR *et al.*, 2017).

5 CUSTOS E BENEFÍCIOS PARA A IMPLANTAÇÃO DA MAS

A relevância da viabilidade econômica é um truísmo em toda atividade minerária: “se for lucrativo minerar, a mineração ocorrerá” (WAGNER; RAYMOND, 2015, p.9). A partir dessa premissa, torna-se fundamental compreender os aspectos econômicos e ambientais que influenciam as despesas e as receitas decorrentes da Mineração de Aterros Sanitários.

Diversos fatores, como a composição dos resíduos escavados, o uso final dos materiais e do solo recuperado, a quantidade e o valor do *airspace* recuperado, bem como os custos de escavação e processamento dos resíduos, exercem impacto significativo sobre o custo total do projeto (JAIN; TOWNSEND; JOHNSON, 2013). Os gastos associados ao tratamento e reaterro dos materiais minerados também são elevados; por outro lado, os custos evitados de gestão de

aterros representam, frequentemente, a principal fonte de receita potencial do projeto (LANER *et al.*, 2019).

No projeto específico desenvolvido na Flórida (EUA), o custo total foi estimado em US\$ 3,09 milhões, enquanto os benefícios associados à recuperação do solo para camada de cobertura e de aproximadamente 230.600 m³ de *airspace* superaram US\$ 9 milhões (JAIN; TOWNSEND; JOHNSON, 2013). Destaca-se que a valorização do *airspace* e do solo para camada de cobertura recuperado é imprescindível, uma vez que, considerando as estruturas de mercado e os preços dos materiais recicláveis, os custos de triagem, pré-tratamento e recuperação energética ainda são elevados quando comparados às receitas obtidas com a comercialização dos materiais extraídos (KROOK; BAAS, 2013b).

Quanto maiores forem as receitas adicionais ou os custos evitados, maior será a probabilidade de a Mineração de Aterros se tornar economicamente viável (LANER *et al.*, 2019). Poucas operações de MAS em grande escala voltadas à recuperação de metais ocorreram sem financiamento governamental, uma vez que, em muitos casos, os custos superaram continuamente as receitas (WAGNER; RAYMOND, 2015).

É importante distinguir dois tipos de efeitos benéficos associados à MAS: os efeitos internos percebidos diretamente pelo investidor privado, como a venda de materiais recicláveis e o ganho de espaço no aterro; e os efeitos externos percebidos pela sociedade, mas que não são internalizados no decisório do investidor, como a redução da poluição ambiental, a restauração da natureza e da biodiversidade e diminuição da dependência de importações (VAN PASSEL *et al.*, 2013).

Entre os benefícios, alguns se configuram como “custos evitados” enquanto outros correspondem efetivamente a receitas provenientes da venda de materiais, produtos ou terrenos resultantes da Mineração. Por esse motivo, é essencial conhecer as características da área de entorno do aterro e a estrutura de proteção ambiental existente, uma vez que a estimativa dos benefícios do segundo grupo depende diretamente dos valores de mercado específicos do local.

De acordo com Mishra *et al.* (2017) o pós-fechamento de aterros sanitários consiste no monitoramento de longo prazo, o que exige elevado aporte de capital, mão de obra especializada e experiência em sistemas de gestão de resíduos sólidos. Diferentemente de outros benefícios, como a recuperação de terrenos ou a recuperação de materiais e/ou energia, a apropriação dos benefícios associados aos custos evitados com os cuidados pós-fechamento pode ser dificultada, sobretudo em função da incerteza quanto ao acesso a recursos provenientes de

mecanismos de financiamento, como o Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), ou do apoio financeiro de governos locais responsáveis pela manutenção de aterro encerrados (ZHOU *et al.*, 2015a).

Os custos de capital variam de acordo com a complexidade do projeto: alternativas que envolvem geração de energia tendem a ser mais onerosas do que aquelas voltadas ao simples beneficiamento do material para uso na construção civil, na cobertura de aterros ou para o envio à indústria da reciclagem.

As principais receitas obtidas em projetos de MAS incluem a venda de materiais recicláveis e reutilizáveis como metais ferrosos, alumínio, plástico e vidro, além de resíduos combustíveis destinados à geração de energia. O solo recuperado pode ser comercializado como material de construção para preenchimento de desníveis, embora seja mais comumente utilizado como material de cobertura de aterros (ROSENDAL, 2009). Outros benefícios potenciais da MAS incluem a recuperação de terrenos para usos residenciais ou industriais e o aumento da capacidade operacional do aterro (ESGUERRA *et al.*, 2021).

Zhou *et al.* (2015a) aplicaram um modelo de análise custo-benefício para avaliar a viabilidade econômica da MAS. No caso específico da China, (ZHOU *et al.*, 2015a) o maior investimento, estimado em US\$2,26 milhões (35,53% do total), foi destinado ao processamento do material minerado, enquanto o maior benefício econômico decorreu da geração de calor ou eletricidade por meio incineração do material minerado, alcançando US\$ 10,12 milhões (41,46%). Ressalta-se que o sucesso econômico de um projeto de mineração de aterros está diretamente associado ao conhecimento preciso da composição dos resíduos depositados (WOLFSBERGER *et al.*, 2015).

6 DESAFIOS PARA A IMPLEMENTAÇÃO DA MAS

Os resultados de projetos de MAS em escala piloto demonstraram a viabilidade técnica da escavação e triagem de resíduos sob condições seguras e controladas (MARELLA; RAGA, 2014). Contudo, persistem desafios relevantes à viabilidade da implantação de projetos em escala comercial, especialmente nos âmbitos econômico, político e social (LEME *et al.*, 2022a; MARELLA; RAGA, 2014; TAKEDA *et al.*, 2022). Em uma revisão crítica sobre os avanços observados entre 1990 e 2012, Krook, Svensson e Eklund (2012) levantaram dois questionamentos centrais na esfera econômica: (1) qual parcela dos resíduos minerados é, de

fato, comercializável; e (2) de que forma a legislação ambiental, os impostos e os subsídios locais se aplicam à MAS.

No que se refere à primeira questão, um aspecto fundamental é o nível de contaminação dos materiais recicláveis. A eficiência da recuperação é comprometida quando a concentração de contaminantes é alta, quando os resíduos apresentam características indesejáveis, como heterogeneidade, elevado teor de umidade, alta densidade e decomposição avançada, ou quando há presença de materiais perigosos, inertes ou de baixo valor econômico (WAGNER; RAYMOND, 2015).

A contaminação pode ser de natureza física ou química. A contaminação física está relacionada ao excesso de umidade, à presença de sólidos aderidos à superfície dos materiais e à classificação inadequada dos resíduos. No aterro de New Jersey (EUA), os maiores níveis de contaminação, superiores a 60-80%, foram observados nas frações de papel, papelão, outros plásticos e alumínio (HULL; KROGMANN; STROM, 2005). Esses autores sugeriram a compostagem como estratégia para secagem dos resíduos escavados, o que melhoraria a eficiência do peneiramento, reduziria a aderência de sólidos finos e, diminuiria a geração de cinzas durante o processamento térmico.

A presença e a eficiência dos elementos estruturais de um aterro sanitário, bem como o nível operacional e as condições ambientais, influenciam diretamente a composição dos resíduos aterrados e no teor de umidade (ABREU; VILAR, 2017). Em um aterro brasileiro, verificou-se que o teor de umidade dos resíduos extraídos de uma célula antiga, sem sistemas adequados de impermeabilização e drenagem de lixiviados e gases, foi superior ao observado em resíduos provenientes de células mais recentes, dotadas desses sistemas (TAKEDA *et al.*, 2022).

O elevado teor de umidade resulta na impregnação de sólidos finos e de matéria orgânica na superfície dos materiais minerados, prejudicando a triagem. Além disso, o aumento da umidade eleva os custos de transporte. Apesar disso, não há comprovação consistente dos benefícios da secagem prévia dos resíduos (TAKEDA *et al.*, 2022). Até o ano de 2018, na Itália não havia incentivos para aquisição de material escavado, em razão das incertezas quanto à sua qualidade e dos altos custos para associados à remoção de impurezas (CANOPOLI *et al.*, 2018).

De forma semelhante, a contaminação química constitui um fator limitante para a comercialização dos materiais minerados. O ensaio de lixiviação é uma importante ferramenta nesta fase de pesquisa, pois subsidia a avaliação das possibilidades de recuperação e de uso benéfico da Fração Fina do Minerado (FFM) (KACZALA *et al.*, 2017), além de permitir a

investigação da mobilidade de metais pesados (JAGODZIŃSKA *et al.*, 2021). No Brasil, esse ensaio é normatizado pela NBR 10005 (ABNT, 2004).

Os microplásticos também configuram um químico relevante na FFM, uma vez que podem comprometer, a longo prazo, a infiltração de água no solo. Assim, torna-se necessário aprofundar as pesquisas voltadas ao desenvolvimento de tratamentos adequados e economicamente viáveis para essa fração dos resíduos minerados (SINGH; CHANDEL, 2021).

Em resposta à segunda questão levantada por Krook, Svensson e Eklund (2012), Laner *et al.* (2019) defendem a necessidade de intervenção política para tornar os projetos de MAS economicamente viáveis, por meio de regulamentações que reduzam custos e tributos associados ao reaterro e que estabeleçam exigências mais rigorosas para o pós-fechamento.

Considerando os benefícios ambientais e sociais associados à MAS, diversos autores argumentam que os governos deveriam incentivar a participação da iniciativa privada por meio de subsídio e regulamentações específicas (HÖLZLE, 2019; KROOK; BAAS, 2013; LANER *et al.*, 2019; SINGH; CHANDEL, 2021). Para isso é fundamental compreender como políticas, normas e legislações se articulam e impactam a MAS (JOHANSSON, 2016). Os benefícios externos, de natureza social ou pública, devem ser quantificados e convertidos em retornos econômicos visíveis, por meio subsídios, incentivos fiscais ou outras políticas de apoio, a fim de assegurar a viabilidade custo-benefício da MAS (ZHOU *et al.*, 2015a).

Diferentes esquemas de subsídios, sistemas tributários, regimes de licenciamento, autorizações e marcos legais, como a Diretiva-Quadro de Resíduos e a Diretiva de Aterros da União Europeia, podem atuar tanto como estímulos quanto como barreiras à MAS. Em contrapartida, o aumento da demanda de mercado por materiais e energia tende a impulsionar a Mineração (VAN PASSEL *et al.*, 2013).

A análise da inter-relação jurídico-econômica, exemplificada pelo caso da taxa sobre a disposição de resíduos aplicada a projetos de MAS na Áustria, evidencia que a segurança jurídica é um pré-requisito para uma avaliação econômica abrangente (HERMANN *et al.*, 2014; PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018; VAN PASSEL *et al.*, 2013).

Apesar do panorama geral apresentado, o estudo de caso de Mineração em Aterro de cinzas³ para recuperação de metais, relatado por Wagner e Raymond (2015) demonstra que esse tipo

³ **Cinza:** subproduto gerado no processo de incineração de resíduos sólidos domiciliares em usinas de valorização energética de resíduos (WtE), posteriormente destinado à disposição final em aterros sanitários.

de resíduo pode ser explorado de forma lucrativas pela iniciativa privada, mesmo sem financiamento governamental.

Além dos desafios econômicos e regulatórios, destaca-se a necessidade de normatização da etapa de caracterização dos materiais extraídos. A literatura evidencia a adoção de diferentes metodologias, o que dificulta a comparação e a harmonização dos dados, limitando a extrapolação dos resultados e o avanço da pesquisa científica (PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018; MARELLA; RAGA, 2014).

Assim, a comparação entre diferentes estudos de caso deve ser realizada com cautela, uma vez que fatores relevantes para a execução dos projetos, como procedimentos de caracterização, métodos laboratoriais, padrões adotados, idade dos resíduos e granulometria da fração fina, podem variar significativamente (PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018).

Por fim, aspectos ecológicos, organizacionais e socioeconômicos também são determinantes para o sucesso da MAS e, muitas vezes, são negligenciados na fase de planejamento. Nesse contexto, Burlakovs *et al.* (2017) recomendam a adoção de sistemas de apoio à tomada de decisão, baseados em metodologias multiobjetivo e multicritério, pois quanto mais abrangente e sustentável for o projeto, maior será a complexidade dessa avaliação.

Para sintetizar essas questões, destaca-se o estudo de caso sobre a viabilidade econômica e ambiental do Aterro REMO, Bélgica, cujos resultados indicam um conjunto de parâmetros com impacto direto no potencial econômico da MAS, visando minimizar a carga ambiental e maximizar o retorno econômico: (1) tecnologia, relacionada à eficiência e ao custo de investimento; (2) mercado, especialmente o preço da eletricidade; e (3) regulamentação, incluindo o valor dos verdes, e a fração de energia considerada renovável (DANTHUREBANDARA *et al.*, 2015; VAN PASSEL *et al.*, 2013).

7 DESENVOLVIMENTO DA MAS NO BRASIL

Ao observar a composição gravimétrica dos aterros sanitários da União Europeia, pode-se inferir que os mais adequados para Mineração de Aterros, por conterem maiores teores de materiais reutilizáveis, valiosos ou combustíveis, são aqueles operados entre as décadas de 1950 e 2000. Isto se deve ao fato de que esses aterros não foram impactados pelas diretivas mais recentes que promovem à minimização e a segregação de resíduos recicláveis.

Em 2020, foram coletadas no Brasil 92,7 milhões de toneladas de resíduos sólidos, das quais se estima que apenas 1,07 milhão de toneladas (1,05%) de recicláveis secos e 0,27 milhão de toneladas (0,29%) de resíduos recicláveis orgânicos tenham sido recuperadas (SNIS, 2021). Em consonância com esses dados, os índices de cobertura da coleta seletiva, bem como a geração *per capita* e a composição gravimétrica dos resíduos sólidos analisados por Leme *et al.* (2022a, 2022b), indicam que a maior parte dos materiais recicláveis permanece sendo descartada em aterros ou diretamente no solo, configurando um desperdício anual estimado em aproximadamente 2,5 bilhões de dólares (ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017).

De forma semelhante ao observado em antigos aterros sanitários da Índia, os aterros brasileiros podem ser constituir alvos prioritários para projetos de Mineração de Aterros, em razão da inexistência ou baixa efetividade de políticas de segregação na origem, o que resultou no descarte de recursos valiosos nos aterros sanitários (SINGH; CHANDEL, 2021). Assim, existe uma riqueza potencial passível de recuperação por meio da aplicação da MAS.

Ainda que de forma incipiente, a Mineração de Aterros foi mencionada no Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2020). O documento aponta que a técnica de MAS

pode, no futuro, se tornar uma opção socioeconômica e ambientalmente viável, para a recirculação dos resíduos sólidos urbanos destinados, tanto para os aterros sanitários (...) para a exploração criteriosa desses recursos (p. 98).

Apesar de não usar explicitamente o termo “Mineração”, Pimentel (2017) argumenta que os aterros que recebem resíduos biodegradáveis deveriam priorizar seu aproveitamento na forma de Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR), por se tratar da alternativa mais viável e alinhada às estratégias globais de mitigação das Mudanças Climáticas. Diversos autores corroboram a adequação do material minerado para uso como CDR (BOSMANS; DE DOBBELAERE; HELSEN, 2014; BURLAKOV *et al.*, 2017; ROTHEUT; QUICKER, 2017; ZHOU *et al.*, 2015a).

Duas pesquisas recentes ressaltam a necessidade do Brasil avançar da Economia Linear para a Economia Circular, transição que pode ser parcialmente viabilizada por meio da implementação da MAS. Gama (2020) destaca que o Brasil deveria seguir o exemplo dos países da União Europeia, que investem fortemente na redução da geração de resíduos e na valorização de materiais recicláveis. De forma complementar, Veiga (2019) propôs o mapeamento de fluxos

de produtos, de resíduos (sólidos, líquidos e semissólidos) e de rejeitos, com o objetivo de identificar potenciais circulares.

Em uma análise comparativa entre os Planos Nacionais de Resíduos Sólidos do Brasil e da Suécia, Cardoso (2019) identificou, no plano sueco, estratégias relevantes para o aprimoramento da gestão de resíduos no contexto brasileiro, entre elas, o aumento da reciclagem de alta qualidade e o aproveitamento do material armazenado na sociedade, o que inclui a mineração urbana e a mineração de aterros.

Mais recentemente, um grupo de pesquisa da Universidade Estadual de Campinas desenvolveu uma tese e uma dissertação sobre a MAS, das quais resultaram sete artigos científicos. No primeiro deles, Leme *et al.* (2021) descreveram o desenho experimental que fundamentou os estudos subsequentes: uma amostra representativa de 300 kg de resíduos, com oito anos de aterramento, foi extraída com escavadeira e segregada manualmente em 25 categorias. Os autores identificaram uma parcela significativa de material com potencial de aproveitamento energético (38%) e de fração fina (diâmetro < 19 mm), correspondente a 35,6% da amostra.

Em publicação posterior, o mesmo grupo caracterizou outra célula do aterro, contendo resíduos aterrados há 24 anos (TAKEDA *et al.*, 2022). Em função da degradação dos resíduos, observou-se aumento do teor da fração fina e redução do teor de matéria orgânica.

A caracterização físico-química dos resíduos extraídos também indicou elevado potencial para a geração de biogás, associado aos altos valores de holocelulose (75,9%) e da relação C/N (46,1%) (LEME *et al.*, 2022b). Para esse mesmo aterro, estimou-se a possibilidade de recuperação de aproximadamente 31,16 mil toneladas de metais magnéticos e 9,4 mil toneladas de metais não magnéticos, correspondendo a valores econômicos de cerca de US\$ 3,5 milhões e US\$ 8 milhões, respectivamente. Contudo este montante é ligeiramente superior ao custo do aluguel da retroescavadeira utilizada na escavação (LEME *et al.*, 2022a). A fração de finos (diâmetro < 19mm) e de solos presentes no material escavado representou 70,5% da composição, em massa seca, e têm potencial para uso como solo de cobertura, substrato de cultivo e/ou correção do solo (TAKEDA *et al.*, 2022).

Um aspecto comum a todas as publicações é o elevado teor de umidade do material minerado, que exige uma etapa de secagem prévia, tanto para reduzir custos com transporte quanto para aumentar a eficiência nas subsequentes etapas de tratamento. Takeda *et al.* (2022) sugerem que o reaproveitamento de RS em aterros sanitários seja incorporado à legislação brasileira, de

modo a incentivar sua reinserção na cadeia produtiva e, ampliar sua aceitação pelos potenciais consumidores.

8 WtE, WtM, WtP e WtL: POTENCIALIDADES DA MAS

O conceito *Waste to Material* (WtM) refere-se à recuperação de materiais, como resíduos da construção civil, matéria orgânica, metais e vidro, a partir de resíduos sólidos, processo que resulta em matérias-primas secundárias (PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018). No entanto, as rotas de reciclagem primária e secundária são menos frequentes em projetos de MAS, devido à heterogeneidade dos resíduos e presença de contaminação física e química, o que torna a reciclagem terciária uma alternativa mais viável para a valorização energética desses resíduos (JAGODZIŃSKA *et al.*, 2021).

Na reciclagem terciária destacam-se dois conceitos centrais: *Waste to Energy* (WtE), que consiste na recuperação de energia na forma de eletricidade e/ou calor a partir de resíduos; *Waste to Product* (WtP), que se refere ao uso dos subprodutos do tratamento de resíduos para fabricação de coprodutos comercializáveis (BOSMANS *et al.*, 2013). Por exemplo, na conversão termoquímica dos resíduos formam-se escórias ou cinzas que podem ser recicladas para a produção de materiais de construção, como ligantes inorgânicos ou cerâmicas (MACHIELS *et al.*, 2017).

O aprimoramento da MAS está associado à ampliação contínua do escopo dos projetos. Assim, não se deve restringir a “Mineração” ao aproveitamento de apenas uma fração específica, mas buscar a sustentabilidade global do sistema, ainda que o planejamento e a avaliação de tais projetos sejam complexos (BURLAKOVSK *et al.*, 2017).

A avaliação proposta por Burlakovs *et al.* (2017) retrata a realidade da União Europeia e indica que, embora a geração de energia represente um nível mais baixo de complexidade e sustentabilidade, não há detalhamento quanto ao escalonamento dos custos. Dessa forma, em países em desenvolvimento, alternativas tecnológicas de menor complexidade e custo apresentam maior probabilidade implementação.

A definição da rota tecnológica⁴ mais adequada para os resíduos minerados deve considerar o impacto ambiental líquido da MAS, o qual depende da qualidade e da quantidade dos produtos

⁴ **Rota tecnológica:** conjunto integrado de processos, tecnologias e fluxos aplicados à gestão de resíduos sólidos, desde a geração até a destinação final, que permite avaliar, de forma sistêmica, o desempenho técnico, econômico,

obtidos (DANTHUREBANDARA *et al.*, 2015). Frequentemente, para aumentar a viabilidade dos recursos secundários e maximizar a recuperação, são necessários tratamentos, como classificação, limpeza ou secagem (SINGH; CHANDEL, 2021; TAKEDA *et al.*, 2022). Contudo, ainda há incertezas quanto à viabilidade técnica e econômica de processos de tratamento adicionais e avançados, como tratamentos ópticos, biológicos ou químicos, especialmente para a fração fina do material minerado (ESGUERRA *et al.*, 2021).

Calderón-Márquez *et al.* (2019) compararam diversos projetos de MAS e verificaram que os materiais com maior índice de reaproveitamento são metais, materiais de construção e madeira. Em contrapartida, as frações que não podem ser transformadas em matérias-primas secundárias são geralmente destinadas à incineração ou à produção de CDR. Por outro lado, Esguerra *et al.* (2021) demonstraram que a utilização da FFM pode ser economicamente mais vantajosa do que as melhores tecnologias de WtE, principalmente em função dos custos evitados com o reaterro.

A Análise de Ciclo de Vida realizada por Cappucci *et al.* (2020) indicou que a recuperação de plásticos minerados é ambientalmente preferível, pois evita tanto a extração de recursos não renováveis quanto as emissões associadas ao refino do petróleo.

Na Bélgica, para os plásticos, os estudos de Quaghebeur *et al.* (2013) mostraram que, para plásticos, papel/papelão, madeira e têxteis, a rota WtE é a mais adequada, devido ao elevado nível de contaminação que inviabiliza a WtM. Por outro lado, metais, vidro, cerâmica, pedras e outros materiais inertes podem ser recuperados como WtM, desde que haja triagem adequada. Na Suécia, Jani *et al.* (2016) identificaram alto potencial tanto para WtM, em função da elevada concentração de pedras, asfalto e calcário, quanto para WtE, devido à presença significativa de plásticos, madeira, papel e têxteis.

Na China, os principais benefícios potenciais da MAS incluem a geração de eletricidade por incineração de resíduos combustíveis, a recuperação de solo de cobertura e a reciclagem de materiais semelhantes ao solo (ZHOU *et al.*, 2015a). Para a fração plástica, as rotas tecnológicas mais adequadas são a incineração e a produção de CDR (ZHOU *et al.*, 2014). Contudo, os principais gargalos associados à produção de CDR são o elevado teor de cinzas e o baixo poder calorífico, o que demanda técnicas de pré-tratamento, como classificação, limpeza e secagem (JAIN; KUMAR; KUMAR, 2023; ZHOU *et al.*, 2014).

No que se refere à recuperação de metais, há relatos do uso de sucata de ferro como reforço em concreto e pavimentos, de sucata de alumínio para a fabricação de produtos de alta densidade por extrusão a quente, bem como emprego da metalurgia do pó a recuperação de sucatas ferrosas e de alumínio (LEME *et al.*, 2022a).

Na Bélgica, a fração fina de resíduos recentemente aterrados (1995-2000) pode ser valorizada diretamente como fertilizante ou composto, sem necessidade de tratamento adicional (QUAGHEBEUR *et al.*, 2013). Já na Estônia, a FFM pode ser valorizada por três rotas principais: WtE, uso como material de enchimento ou de cobertura e recuperação de metais (BHATNAGAR *et al.*, 2017; ORUPÖLD *et al.*, 2022).

Em países em desenvolvimento como a Índia, a aplicação da FFM como material de construção, incluindo tijolos, agregados queimados ou geopolímeros, apresenta grande potencial, pois reduz a extração de solo superficial e contribui para a estabilização dos metais pesados (SINGH; CHANDEL, 2021). Além disso, as aplicações geotécnicas, a exemplo do uso da FFM como material de cobertura de aterros, também já foram comprovadas (SOMANI *et al.*, 2018; ZHOU *et al.*, 2015b).

Na China a fração fina representa uma importante fonte de recurso para correção do solo, produção de substratos e fabricação de fertilizantes orgânico-inorgânicos, em função do grande número de aterros antigos existentes no país (ZHOU *et al.*, 2015b).

Diante do exposto, observa-se que a FFM e as frações combustíveis são as mais frequentemente aproveitadas no conjunto do material minerado. Embora a reciclagem primária seja energeticamente mais eficiente, sua aplicação é frequentemente limitada pela qualidade dos resíduos, podendo exigir etapas adicionais de pré-tratamento para a viabilização técnica e econômica.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base na discussão desenvolvida, conclui-se que a Mineração em Aterros Sanitários (MAS) configura-se como uma estratégia consistente de transição para a Economia Circular, ao reposicionar os aterros sanitários de unidades de disposição final para reservatórios temporários de recursos materiais, energéticos e territoriais. Essa mudança de paradigma viabiliza a recuperação de matérias-primas secundárias, energia e *airspace*, reduzindo a pressão sobre recursos naturais primários e a necessidade de implantação de novos aterros.

Em escala global, os benefícios ambientais e sociais associados à MAS tendem a superar seus impactos negativos locais e temporários, ainda que estes não devam ser negligenciados. As atividades de escavação e processamento podem ocasionar perturbações ambientais, especialmente relacionadas à biodiversidade local, ruído, poeira, tráfego e estabilidade geotécnica. Contudo, quando adequadamente planejada e integrada ao território, a MAS contribui para a recuperação de áreas degradadas, a redução de emissões associadas à extração de recursos naturais e a melhoria da qualidade ambiental no longo prazo.

A viabilidade econômica da MAS mostra-se fortemente dependente de condições locais, como a composição gravimétrica e o teor de umidade dos resíduos, o valor de mercado dos materiais recuperados, custos de escavação e processamento, a valorização do *airspace* recuperado, a pressão por novos terrenos e a existência de incentivos regulatórios. Em muitos contextos, especialmente em países em desenvolvimento, os benefícios econômicos diretos isoladamente não são suficientes para viabilizar os projetos, tornando o apoio institucional e regulatório um fator determinante.

Nesse contexto, a Fração Fina do Minerado (FFM) emerge como elemento central para a sustentabilidade econômica e ambiental da MAS. Embora represente parcela significativa da massa dos resíduos escavados e apresente baixo valor comercial imediato, a FFM possui potencial relevante de valorização, desde que superadas limitações associadas à contaminação física e química. Seu uso como material de cobertura, substrato de cultivo, corretivo de solo, material geotécnico ou insumo para a indústria da construção civil pode reduzir custos operacionais e ampliar de forma significativa a viabilidade global dos projetos.

As rotas tecnológicas WtM, WtE, WtP e WtL devem ser definidas de maneira integrada e contextualizada, considerando a qualidade dos resíduos minerados, o nível tecnológico disponível e as condições econômicas e regulatórias locais. Em países em desenvolvimento, rotas de menor complexidade tecnológica e custo tendem a apresentar maior potencial de implementação, sobretudo aquelas associadas à recuperação de materiais e à valorização geotécnica da FFM.

No contexto brasileiro, a MAS apresenta elevado potencial, embora enfrente entraves estruturais, como o alto teor de umidade dos resíduos, a ausência de normativas específicas para o reaproveitamento dos materiais minerados e a limitada maturidade do mercado para absorção desses produtos. Ainda assim, estudos nacionais indicam presença de volumes expressivos de materiais com potencial de valorização energética, geotécnica e como matéria-prima, reforçando a relevância da MAS como estratégia futura de gestão de resíduos.

A consolidação da MAS no Brasil depende de avanços regulatórios, institucionais e científicos, incluindo a normatização da caracterização dos resíduos minerados, o desenvolvimento de políticas de incentivo econômico, a internalização dos benefícios ambientais e sociais nos modelos de custo-benefício e a ampliação de estudos piloto em escala real.

Conclui-se, por fim, que a MAS não deve ser compreendida como uma solução isolada, mas como componente de um sistema integrado de gestão de resíduos e recursos. Quando articulada com as políticas públicas, com os instrumentos econômicos e com o planejamento territorial, a MAS pode contribuir de forma significativa para a redução de passivos ambientais históricos, o fortalecimento da Economia Circular e a construção de modelos mais sustentáveis para a gestão de resíduos sólidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, A. E. S.; VILAR, O. M. Influence of Composition and Degradation on the Shear Strength of Municipal Solid Waste. **Waste Management**, v. 68, p. 263–274, out. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.038>
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10005: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2010. 16 p.
- ALFAIA, R. G. D. S. M.; COSTA, A. M.; CAMPOS, J. C. Municipal Solid Waste in Brazil: A Review. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 35, n. 12, p. 1195–1209, dez. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X17735375>
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em 8 de janeiro de 2026.
- BHATNAGAR, A.; KACZALA, F.; BURLAKOV, J.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, M.; HOGLAND, W. Hunting for Valuables from Landfills and Assessing Their Market Opportunities A Case Study with Kudjape Landfill in Estonia. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 35, n. 6, p. 627–635, jun. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X17697816>
- BOCKREIS, A.; KNAPP, J. Landfill Mining – Deponien als Rohstoffquelle. **Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft**, v. 63, n. 3–4, p. 70–75, abr. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00506-010-0275-1>
- BOSMANS, A.; DE DOBBELAERE, C.; HELSEN, L. Pyrolysis Characteristics of Excavated Waste Material Processed into Refuse Derived Fuel. **Fuel**, v. 122, p. 198–205, abr. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.01.019>
- BOSMANS, A.; VANDERREYDT, I.; GEYSEN, D.; HELSEN, L. The Crucial Role of Waste-to-Energy Technologies in Enhanced Landfill Mining: A Technology Review. **Journal**

of **Cleaner Production**, v. 55, p. 10–23, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.032>

BURLAKOV, J.; KACZALA, F.; VINCEVICA-GAILE, Z.; RUDOVICA, V.; ORUPÖLD, K.; STAPKEVICA, M.; BHATNAGAR, A.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, M.; KLAVINS, M.; HOGLAND, W. Mobility of Metals and Valorization of Sorted Fine Fraction of Waste After Landfill Excavation. **Waste and Biomass Valorization**, v. 7, n. 3, p. 593–602, jun. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9478-4>

BURLAKOV, J.; KRIIPSALU, M.; KLAVINS, M.; BHATNAGAR, A.; VINCEVICA-GAILE, Z.; STENIS, J.; JANI, Y.; MYKHAYLENKO, V.; DENAFAS, G.; TURKADZE, T.; HOGLAND, M.; RUDOVICA, V.; KACZALA, F.; ROSENDAL, R. M.; HOGLAND, W. Paradigms on Landfill Mining: From Dump Site Scavenging to Ecosystem Services Revitalization. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 123, p. 73–84, ago. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.07.007>

CALDERÓN MÁRQUEZ, A. J.; CASSETTARI FILHO, P. C.; RUTKOWSKI, E. W.; DE LIMA ISAAC, R. Landfill Mining as a Strategic Tool towards Global Sustainable Development. **Journal of Cleaner Production**, v. 226, p. 1102–1115, jul. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.057>

CANOPOLI, L.; FIDALGO, B.; COULON, F.; WAGLAND, S. T. Physico-Chemical Properties of Excavated Plastic from Landfill Mining and Current Recycling Routes. **Waste Management**, v. 76, p. 55–67, jun. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.043>

CAPPUCCI, G. M.; AVOLIO, R.; CARFAGNA, C.; COCCA, M.; GENTILE, G.; SCARPELLINI, S.; SPINA, F.; TEALDO, G.; ERRICO, M. E.; FERRARI, A. M. Environmental Life Cycle Assessment of the Recycling Processes of Waste Plastics Recovered by Landfill Mining. **Waste Management**, v. 118, p. 68–78, dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.048>

CARDOSO, M. T. **Regulação em aproveitamento energético de resíduos: proposição para o Brasil com base no estudo de caso sueco**. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. Programa de Pós-Graduação em Ciências, 2019.

CHANDANA, N.; GOLI, V. S. N. S.; MOHAMMAD, A.; SINGH, D. N. Characterization and Utilization of Landfill-Mined-Soil-Like-Fractions (LFMSF) for Sustainable Development: A Critical Appraisal. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, n. 2, p. 641–662, fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01052-y>

DANTHUREBANDARA, M.; VAN PASSEL, S.; VANDERREYDT, I.; VAN ACKER, K. Assessment of Environmental and Economic Feasibility of Enhanced Landfill Mining. **Waste Management**, v. 45, p. 434–447, nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.041>

DHAR, A. Landfill Mining - A Comprehensive Literature Review. 2015. Disponível em: <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.31092.55687>. Acesso em 29 de novembro de 2022.

ESGUERRA, J. L.; LANER, D.; SVENSSON, N.; KROOK, J. Landfill Mining in Europe: Assessing the Economic Potential of Value Creation from Generated Combustibles and Fines Residue. **Waste Management**, v. 126, p. 221–230, maio 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.013>

- FAITLI, J.; NAGY, S.; ROMENDA, R.; GOMBKÖTŐ, I.; BOKÁNYI, L.; BARNA, L. Assessment of a Residual Municipal Solid Waste Landfill for Prospective 'Landfill Mining'. **Waste Management & Research**, v. 37, n. 12, p. 1229–1239, dez. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X19881197>
- FELLNER, J. Significance of Landfills in Modern Waste Management. p. 9, 2011.
- FERREIRA, E. R.; GARCIA, R. A.; DÍAZ, M. A. Urban Solid Waste Management in Brazil: Challenges, Public Policies, and Social Inclusion. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 21, n. 1, 2025. DOI: <https://doi.org/10.17271/1980082721120255745>
- FRÄNDEGÅRD, P.; KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. A Novel Approach for Environmental Evaluation of Landfill Mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 24–34, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.045>
- GAITANAROU, Z.; TENTES, G.; KATSELIS, Y. Landfill Mining: An Empirical Review on Past and State-of-the-Art Applications. 2014. Disponível em: https://athens2014.biowaste.gr/pdf/gaitanarou_et_al.pdf. Acesso em 8 de Janeiro de 2026.
- GAMA, A. M. C. F. **Estudo das emissões e cenários de mitigação de gases de efeito estufa no setor de resíduos sólidos na região metropolitana do Recife**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2020.
- HERMANN, R.; BAUMGARTNER, R. J.; SARC, R.; RAGOSSNIG, A.; WOLFSBERGER, T.; EISENBERGER, M.; BUDISCHOWSKY, A.; POMBERGER, R. Landfill Mining in Austria: Foundations for an Integrated Ecological and Economic Assessment. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 32, n. 9_suppl, p. 48–58, set. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X145411>
- HOGLAND, W.; MARQUES, M.; NIMMERMARK, S. Landfill Mining and Waste Characterization: A Strategy for Remediation of Contaminated Areas. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 6, n. 2, set. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10163-003-0110-x>
- HÖLZLE, I. Analysing Material Flows of Landfill Mining in a Regional Context. **Journal of Cleaner Production**, v. 207, p. 317–328, jan. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.002>
- HULL, R. M.; KROGMANN, U.; STROM, P. F. Composition and Characteristics of Excavated Materials from a New Jersey Landfill. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 3, p. 478–490, mar. 2005. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:3\(478\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(478))
- JAGODZIŃSKA, K.; ZAINI, I. N.; SVANBERG, R.; YANG, W.; JÖNSSON, P. G. Pyrolysis of Excavated Waste from Landfill Mining: Characterisation of the Process Products. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123541, jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123541>
- JAIN, M.; KUMAR, A.; KUMAR, A. Landfill Mining: A Review on Material Recovery and Its Utilization Challenges. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 169, p. 948–958, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.049>

JAIN, P.; TOWNSEND, T. G.; JOHNSON, P. Case Study of Landfill Reclamation at a Florida Landfill Site. **Waste Management**, v. 33, n. 1, p. 109–116, jan. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.011>

JANI, Y.; KACZALA, F.; MARCHAND, C.; HOGLAND, M.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, W.; KIHLE, A. Characterisation of Excavated Fine Fraction and Waste Composition from a Swedish Landfill. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 12, p. 1292–1299, dez. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X166700>

JOHANSSON, N. **Landfill Mining: Institutional challenges for the implementation of resource extraction from waste deposits**. 2016. Linköping University, Linköping, Sweden, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3384/diss.diva-132424>

JONES, P. T.; GEYSEN, D.; TIELEMANS, Y.; VAN PASSEL, S.; PONTIKES, Y.; BLANPAIN, B.; QUAGHEBEUR, M.; HOEKSTRA, N. Enhanced Landfill Mining in View of Multiple Resource Recovery: A Critical Review. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 45–55, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021>

KACZALA, F.; MEHDINEJAD, M. H.; LÄÄNE, A.; ORUPÖLD, K.; BHATNAGAR, A.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, W. Leaching Characteristics of the Fine Fraction from an Excavated Landfill: Physico-Chemical Characterization. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 19, n. 1, p. 294–304, jan. 2017. DOI: <https://doi.org/10.15626/Eco-Tech.2014.010>

KROOK, J.; BAAS, L. Getting Serious about Mining the Technosphere: A Review of Recent Landfill Mining and Urban Mining Research. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 1–9, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.043>

KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. Landfill Mining: A Critical Review of Two Decades of Research. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 513–520, mar. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>

LANER, D.; ESGUERRA, J. L.; KROOK, J.; HORTTANAINEN, M.; KRIIPSALU, M.; ROSENDAL, R. M.; STANISAVLJEVIĆ, N. Systematic Assessment of Critical Factors for the Economic Performance of Landfill Mining in Europe: What Drives the Economy of Landfill Mining? **Waste Management**, v. 95, p. 674–686, jul. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.007>

LEME, M. A. de G.; KAKITANI, R.; TAKEDA, C. M.; SILVA, K. G.; CHEUNG, N.; MIGUEL, M. G. Characterization of Mined Metals from a Brazilian Sanitary Landfill. **Journal of Sustainable Metallurgy**, v. 8, n. 4, p. 1904–1914, dez. 2022a. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40831-022-00619-4>

LEME, M. A. de G.; TORRES-MAYANGA, P. C.; LACHOS-PEREZ, D.; FORSTER-CARNEIRO, T.; MIGUEL, M. G. Biogas Production from the Landfilled Easily Degradable Fraction of Municipal Solid Waste: Mining Strategy for Energy Recovery. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 6 set. 2022b. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03264-9>

MACHIELS, L.; ARNOUT, L.; YAN, P.; JONES, P. T.; BLANPAIN, B.; PONTIKES, Y. Transforming Enhanced Landfill Mining Derived Gasification/Vitrification Glass into Low-Carbon Inorganic Polymer Binders and Building Products. **Journal of Sustainable Metallurgy**, v.3, n 2, p. 405–415, jun. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40831-016-0105-1>

MANDPE, A.; LAKSHMIKANTHAN, P.; KUMAR, S.; HETTIARACHCHI, H. Mining for Recovery as an Option for Dumpsite Rehabilitation: A Case Study from Nagpur, India.

Journal of Environmental Engineering and Science, p. 1–9, 2020. DOI:

<https://doi.org/10.1680/jenes.19.00021>

MARELLA, G.; RAGA, R. Use of the Contingent Valuation Method in the Assessment of a Landfill Mining Project. **Waste Management**, v. 34, n. 7, p. 1199–1205, jul. 2014. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.018>

MISHRA, H.; KARMAKAR, S.; KUMAR, R.; SINGH, J. A Framework for Assessing Uncertainty Associated with Human Health Risks from MSW Landfill Leachate Contamination: Framework for Assessing Uncertainty. **Risk Analysis**, v. 37, n. 7, p. 1237–1255, jul. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/risa.12713>

OJHA, V.; SHARMA, A.; RANJAN, V. P.; RAUTELA, R.; DHAWRAL, A.; KUMAR, S. Resource Recovery from Legacy Waste Dumpsites in India: A Path towards Sustainable Waste Management. **Chemosphere**, v. 365, p. 143337, out. 2024. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143337>

ORUPÖLD, K.; SOMANI, M.; KACZALA, F.; HOGLAND, M.; BHATNAGAR, A.; HOGLAND, W.; SAAREMÄE, E.; KRIIPSALU, M. Ecotoxicity Assessment of Fine Fractions Obtained from Landfill Mining. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 26, n. 4, p. 04022030, out. 2022. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000715](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000715)

PARRODI, J. C. H.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R. Characterization Of Fine Fractions From Landfill Mining: A Review Of Previous Investigations. **Detritus**, v. 2, n. 1, p. 46, 2018. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13663>

PECK, P., RICHTER, J. L., DELANEY, K., PECK, P., RICHTER, J. L., DALHAMMAR, C., PECK, D., ORLOV, D.; MACHACEK, E., GILLABEL, J., NUSSHOLZ, J. L. K., WRANCKEN, K., WHALEN, K., MODIS, K., MILIOS, L., MESSING, M.; BOCKEN, N., TOJO, N., DAVRIS, P., VOYTENKO PALGAN, Y.; BY-NC-SA, C. Circular Economy - Sustainable Materials Management. 2021. Disponível em:

<https://portal.research.lu.se/en/publications/circular-economy-sustainable-materials-management-a-compendium-by/>. Acessado em 05 mar. 2026.

PECORINI, I.; IANNELLI, R. Characterization of Excavated Waste of Different Ages in View of Multiple Resource Recovery in Landfill Mining. **Sustainability**, v. 12, n. 5, p. 1780, 27 fev. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12051780>

PIMENTEL, C. H. L. **A gestão dos RSU no município de João Pessoa/PB - à luz das rotas tecnológicas de tratamento**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação Engenharia Civil, 2017.

QUAGHEBEUR, M.; LAENEN, B.; GEYSEN, D.; NIELSEN, P.; PONTIKES, Y.; VAN GERVEN, T.; SPOOREN, J. Characterization of Landfilled Materials: Screening of the Enhanced Landfill Mining Potential. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 72–83, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.06.012>

ROQUE, A. J. Ambiente e sustentabilidade: desafios e perspectivas para a geotecnia.

Geotecnia, n. 143, p. 55–83, 5 jul. 2018. DOI: <https://doi.org/10.24849/j.geot.2018.143.04>

ROSENDAL R. M. **Landfill Mining: Process, Feasibility, Economy, Benefits and Limitations**. Denmark, RenoSam. 58 p. 2009. Disponível em: https://cirkulaer.dk/files/media/document/2009_deponering_landfillmining.pdf. Acesso em 08 de janeiro de 2026.

ROTHEUT, M.; QUICKER, P. Energetic Utilisation of Refuse Derived Fuels from Landfill Mining. **Waste Management**, v. 62, p. 101–117, abr. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.002>

SÃO PAULO (Estado). **Plano de resíduos sólidos do Estado de São Paulo 2020**. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, 277 p. 2020. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/12/plano-resi%CC%81duos-solidos-2020_final.pdf. Acesso em 8 de janeiro de 2026.

SINGH, A.; CHANDEL, M. K. Physicochemical and FTIR Spectroscopic Analysis of Fine Fraction from a Municipal Solid Waste Dumpsite for Potential Reclamation of Materials. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 39, n. 2, p. 374–385, fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X20962844>

SOMANI, M.; DATTA, M.; RAMANA, G.; SREEKRISHNAN, T. Investigations on Fine Fraction of Aged Municipal Solid Waste Recovered through Landfill Mining: Case Study of Three Dumpsites from India. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 36, n. 8, p. 744–755, ago. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X18782393>

TAKEDA, C. M.; DE GODOY LEME, M. A.; ROMEIRO, D. C.; SILVA, K. G.; MIGUEL, M. G. Variation of the Gravimetric Composition of Landfilled Municipal Solid Waste Over the Time in a Developing Country. **International Journal of Environmental Research**, v. 16, n. 5, p. 83, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00463-0>

UNIÃO EUROPEIA. Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008. **Relativa aos resíduos e que revoga certas directivas**. Jornal Oficial da União Europeia, Bruxelas, 22 nov. 2008. Disponível em: eur-lex.europa.eu. Acesso em: em 8 de janeiro de 2026.

VAN DER ZEE, D. J.; ACHTERKAMP, M. C.; DE VISSER, B. J. Assessing the Market Opportunities of Landfill Mining. **Waste Management**, v. 24, n. 8, p. 795–804, jan. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.05.004>

VAN PASSEL, S.; DUBOIS, M.; EYCKMANS, J.; DE GHELDERE, S.; ANG, F.; TOM JONES, P.; VAN ACKER, K. The Economics of Enhanced Landfill Mining: Private and Societal Performance Drivers. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 92–102, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.024>

VEIGA, R. M. **Do lixo à economia circular: um salto possível**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Geografia. 2019.

VOCHT, P., DESCAMPS, S., DE VOCHT, A.J.P., DESCAMPS, S., 2011. Biodiversity and Enhanced Landfill Mining : Weighting local and global impacts? *Int. Acad. Symp. Enhanc. Landfill Min.* 275–290. DOI: <https://doi.org/10.13140/2.1.4969.8245>

VOLLPRECHT, D.; MACHIELS, L.; JONES, P. T. The EU Training Network for Resource Recovery through Enhanced Landfill Mining—A Review. **Processes**, v. 9, n. 2, p. 394, 22 fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/pr9020394>

WAGNER, T. P.; RAYMOND, T. Landfill Mining: Case Study of a Successful Metals Recovery Project. **Waste Management**, v. 45, p. 448–457, nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.034>

WANG, L.; LIU, S. Metal Recovery and Separation from Wastes. **Metals**, v. 13, n. 8, p. 1411, 7 ago. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/met13081411>

WILLE, E.; ISENBORGHS, C.; LAMAIR, L.; NECULAU, C.; DERIJDT, R. Cedalion and Orion: A Two-Step Decision Support Tool to Allow Smart ELFM Project Planning, Prioritisation and Sustainable Interim Use (Rawfill Project). **Detritus**, n. 18, p. 85–94, 31 mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2022.15165>

ZHOU, C.; FANG, W.; XU, W.; CAO, A.; WANG, R. Characteristics and the Recovery Potential of Plastic Wastes Obtained from Landfill Mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 80, p. 80–86, out. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.083>

ZHOU, C.; GONG, Z.; HU, J.; CAO, A.; LIANG, H. A Cost-Benefit Analysis of Landfill Mining and Material Recycling in China. **Waste Management**, v. 35, p. 191–198, jan. 2015a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.029>

ZHOU, C.; XU, W.; GONG, Z.; FANG, W.; CAO, A. Characteristics and Fertilizer Effects of Soil-Like Materials from Landfill Mining: Characteristics and Fertilizer Effects. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 43, n. 6, p. 940–947, jun. 2015b. DOI: <https://doi.org/10.1002/clen.201400510>

CAPÍTULO II: BIBLIOMETRIC ANALYSIS OF LANDFILL MINING: WORLDWIDE RESEARCH EVOLUTION

DOI [10.31025/2611-4135/2024.18351](https://doi.org/10.31025/2611-4135/2024.18351)

ABSTRACT: Landfill Mining (LFM) aims to recover resources by partially or completely excavating waste stored in landfills. Research on Enhanced Landfill Mining (ELFM) has been advanced to include the combined valuation of waste as both materials and energy carriers. In this article we present an overview of the literature on the global development of landfill mining based on domestic waste. Here we analyze the existing information on the chronological and geographic distribution in countries that publish in the area, and to describe the dynamics of the conceptual and scientific knowledge. The analyzed articles were retrieved from Scopus, using the “Landfill* Mining” search term. The LFM research on co-occurrence network (1990-2022) found 29 terms in the first decade, increasing to 52 terms in the second decade and, finally, 234 terms in the third decade, indicating the importance of the LFM research field in present days. Four prominent aspects of LFM research can be observed: a. as an efficient strategy for complete waste management; b. similarity between Mining and Circular Economy objectives; c. use of advanced techniques for identifying metals and chemical elements; and d. need for ecological and ecotoxicological assessment, and determination of microorganisms and microplastics in the mined material.

KEYWORDS: Enhanced Landfill Mining; Scopus; Fine Fraction; Circular Economy; Environmental Analysis; Ecotoxicological Assessment; Microplastics

List of acronyms

DLM: Dynamic landfill management	LFM: Landfill Mining
DST: Decision Support Tool	MCA: Multi-criteria Analysis
ELFM: Enhanced Landfill Mining	NPV: Net Present Value
FDEM: Frequency-domain electromagnetic	RDF: Refuse Derived Fuel
FTIR: Fourier Transform Infrared Spectroscopy	REE: Eletronic waste
GCMS: Gas Chromatography Mass Spectrometry	SRF: Solid Recovered Fuel
IWWG: International Waste Working Group	WtE: waste-to-energy
KEG: Kalman Ensemble Generator	WtL: waste-to-land
LBR: Aerobic Leach Bed Reactors	WtM: waste-to material
LCA : Life Cycle Analysis	WtP: Waste-to-Product

1 INTRODUCTION

Landfill Mining (LFM) is a more sustainable waste management practice which aims to mitigate impacts related to landfills while recovering inactive resources (LANER *et al.*, 2019). In the case of dumps, which cause greater concern due to environmental pollution, LFM practice is also relevant for revitalizing degraded areas (SABOUR *et al.*, 2020).

This practice was first carried out in Israel in 1953 as a way to obtain fertilizers for orchards (KROOK *et al.*, 2012). However, it was only revisited in the 1990s, with the aim of extracting methane and eliminating contaminants from the soil and water, without excavating the stored waste; only later landfill mining was developed to recover resources by partial or total excavation of waste (JONES *et al.*, 2013).

LFM involves the excavation, processing, treatment and/or recycling of deposited materials, providing material and energy recovery, as well as land reclamation (FRÄNDEGÅRD *et al.*, 2013; MARELLA; RAGA, 2014). However, mining can unearth fractions of hazardous waste and cause slope instability, due to excavation, and also generate large volumes of materials with low commercial value (partially and completely decomposed organic matter, corroded metals, contaminated soils) (CHANDANA *et al.*, 2021).

In order to include operating landfills and emphasize the recovery of waste, a more advanced concept was proposed: the Enhanced Landfill Mining (ELFM), characterized by the combined valuation of different flows of waste, both as materials (waste-to material, WtM) and as carriers of energy (waste-to-energy, WtE), in addition to land reclamation (for residential and industrial uses) and extending landfill life (EINHÄUPL *et al.*, 2019; ESGUERRA *et al.*, 2021). The practice is carried out aiming at the maximum recovery, for example, the non-recyclable fraction needs to be stored again in such a way that future mining is possible (BOSMANS *et al.*, 2013).

ELFM has operational steps similar to LFM; enhancement consists of the use of innovative technologies (such as gasification, pyrolysis and plasma incineration) for energy recovery, aiming to reduce the final volume of waste to almost zero and including the recovery of historical and future waste, considering the ecological, social and economic criteria. It also involves actions regarding the mitigation of CO₂ emissions, health and safety of workers and neighbors, quality of separation fractions, location, cost of labor, equipment and market value (Burlakovs *et al.*, 2017; Chandana *et al.*, 2021; Danthurebandara *et al.*, 2015; Van Passel *et al.*, 2013).

The improvement proposed by ELFM is a consequence of the increasing environmental problems, and is not depending on the use of any specific technique or equipment. Thus in this paper both terms will be used interchangeable, and the acronym LFM will be used for both.

Calderón-Márquez *et al.* (2019) cataloged, based on the relation between the proposed objectives and compliance with the Sustainable Development Goals, about one hundred projects carried out in North America, Europe, Asia and the Middle East; the authors concluded that LFM fits into the current transition that countries all over the globe are making towards the Circular Economy.

Despite being relatively recent, some literature review has already been published on the field of Landfill Mining. Krook *et al.* (2012) performed a meta-analysis with 39 papers published between 1988–2008, with the aim of identifying the main challenges for LFM implementation. The authors concluded that there are three main challenges in this field of research: a. technological innovation, b. addressing the underlying conditions for its achievement, and c. developing standardized frameworks for evaluating the performance of material recovery.

Additionally, Krook & Baas (2013) reviewed papers published in a special volume of the Journal of Cleaner Production, on urban mining and landfill mining, in order to explore the feasibility of such waste management approaches and also identify which social changes and which search fields are essential for its dissemination. The authors compared the environmental impact of two mining techniques, namely, biogas recovery (*in-situ* mining) and landfill waste recycling (*ex-situ* mining). They concluded that *ex-situ* mining are significantly more positive, as the recycling of mined materials avoids the extraction of raw materials and decreases primary emissions during the manufacture of products.

In a more recent review article, Vollprecht *et al.* (2021) analyzed the entire research output of NEW-MINE (European Union Training Network for Resource Recovery Through Enhanced Landfill Mining) with regard to its practical applicability in waste management systems. These authors found that the amount of resources recovered from landfills can be significant, if the use of the inert fraction and fuels become viable technological routes. They also point out that the quality and credibility of anthropogenic resources obtained from waste in landfills represent significant challenges for future ELFM projects.

Jain *et al.* (2023) published a review focused on the difficulties related to the extraction, analysis and use of excavated materials from 34 landfills (reported in 27 articles) and observed issues related to: a. convergence regarding the parameters that must be determined, which are defined

according to the intended use of the material; and b. the application of the ore can be obstructed due to the high concentration of contaminants (fine solids, heavy metals and chlorine). Despite the relevance of the cited reviews, the LFM research field has advanced since the years 2012/2013 and is already present in several countries, in addition to those belonging to the European Union, which are in the article by Vollprecht *et al.* (2021). Thus, the aim of this work is to present an overview of the literature on the global development of domestic waste landfill mining. Here, we present information about the chronological and geographic distribution in countries that publish in the area and describe the conceptual structure underlying it. We also investigate the chronological development of publications and the main research institutions that take the lead in the research about LFM.

2 METHODS

The analyzed articles here were retrieved on January 5, 2023 from the Scopus database, with the search equation “Landfill* Mining”; this term was required to appear in the abstract, title and/or keywords of the paper. An initial refinement was carried out, in which only article-type documents, published in Journal-type sources, published until 2022, remained in the database. In subsequent refinement, we removed articles which were: a. review or opinion articles; b. documents which do not present all the elements of a scientific article (authors, abstract, keywords); c. articles with content outside the specific theme; d. articles that deal with waste outside the scope of this research. With the resulting articles, using the function "Export", the following information was collected: Citation information, Bibliographic information, Abstract and keywords, Financing details, Other information.

3 RESULTS AND DISCUSSION

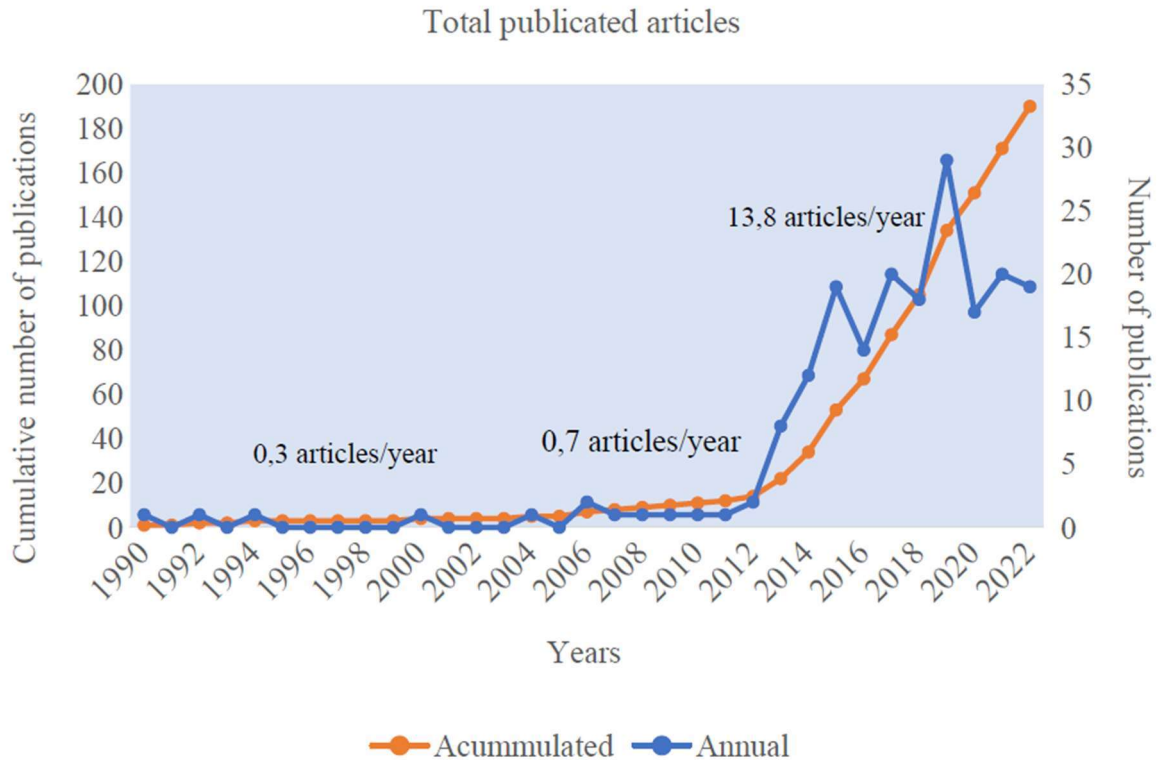
The initial search on the Scopus database found 334 documents; after the first and second refinements, this number was reduced to 237 and 190 articles, respectively. A list of these articles can be found in the Supplementary material.

3.1 General Status

The selected articles were published between 1990 and 2022, with an annual publication growth rate equal to 9.64% and an average of 5.97 articles per year. Figure 1 presents the world's annual scientific production in the Landfill Mining research field. It can be observed that in the first two decades (between 1990-1999 and 2000-2009) publication was incipient, with less than one

article published per year. From 2013 on, a sharp growth line can be observed, with an annual growth rate of 27.8%, and an average of 13.8 articles published each year.

Figure 1 - Worldwide Annual Scientific Production



Dhar (2015) stated that the promulgation, in the USA, of stricter environmental legislation propelled the interest in LFM; in the early 1990s, landfills were closed and then post-closure costs increased. The author also reports that in Europe and Asia, legislation aimed at the remediation of old landfills and the removal of those that hinder urban development.

The year of 2013 marks a change in the curve slope in Figure 1 and coincides with the start of the operation of the first comprehensive Enhanced Landfill Mining (ELFM) project by the Machiels Group, Belgium (DANTHUREBANDARA *et al.*, 2013).

The 190 articles in the field of LFM have been published in 63 different journals. By Bradford's law, the essential sources (source core) for understanding the state-of-the-art of LFM are the first two journals with the highest publication, namely, Waste Management (total = 38 articles) and Detritus (total = 22 articles). The first journal, launched in 1989, renovated and managed by IWWG (International Waste Working Group) since 2002, is dedicated to the presentation

and discussion of information on solid waste, in term of reserch, management, education, and economic and environmental assessment⁵.

The second journal publishes work from scientific sources not limited to research laboratories but includes results from full-scale plants, best practices, operational activities, discussions in working groups and associations, unsuccessful experiences, case studies from developing countries, administration, etc⁶. Probably for that reason, it has published on LFM a greater number of articles in the last five years than the journal Waste Management, which published only 12 articles in the same time frame.

The lack of a more flexible type of journal for LFM publication has been identified as an obstacle since 2012. Krook *et al.* (2012) suggested that, due to the immaturity of the research field, a significant amount of valuable practical knowledge would be available in the gray literature and in organizations that practice landfill mining, and that the creation of the journal Detritus would possibly allow the publication of this type of material.

Detritus and Waste Management are both official journals of IWWG and intend to promote integrated and sustainable waste management, practical scientific development in the field and effective communication within of the professional community (COSSU, 2018). Figure 2 presents the 20 institutions that most publish in the Landfill Mining area. It is important to note that from the 14 countries mentioned in Figure 2, only 6 of them (Brazil, China, India, Russia, Singapore and United Kingdom) are not part of the European Union, however, the United Kingdom was part of it until the beginning of 2020.

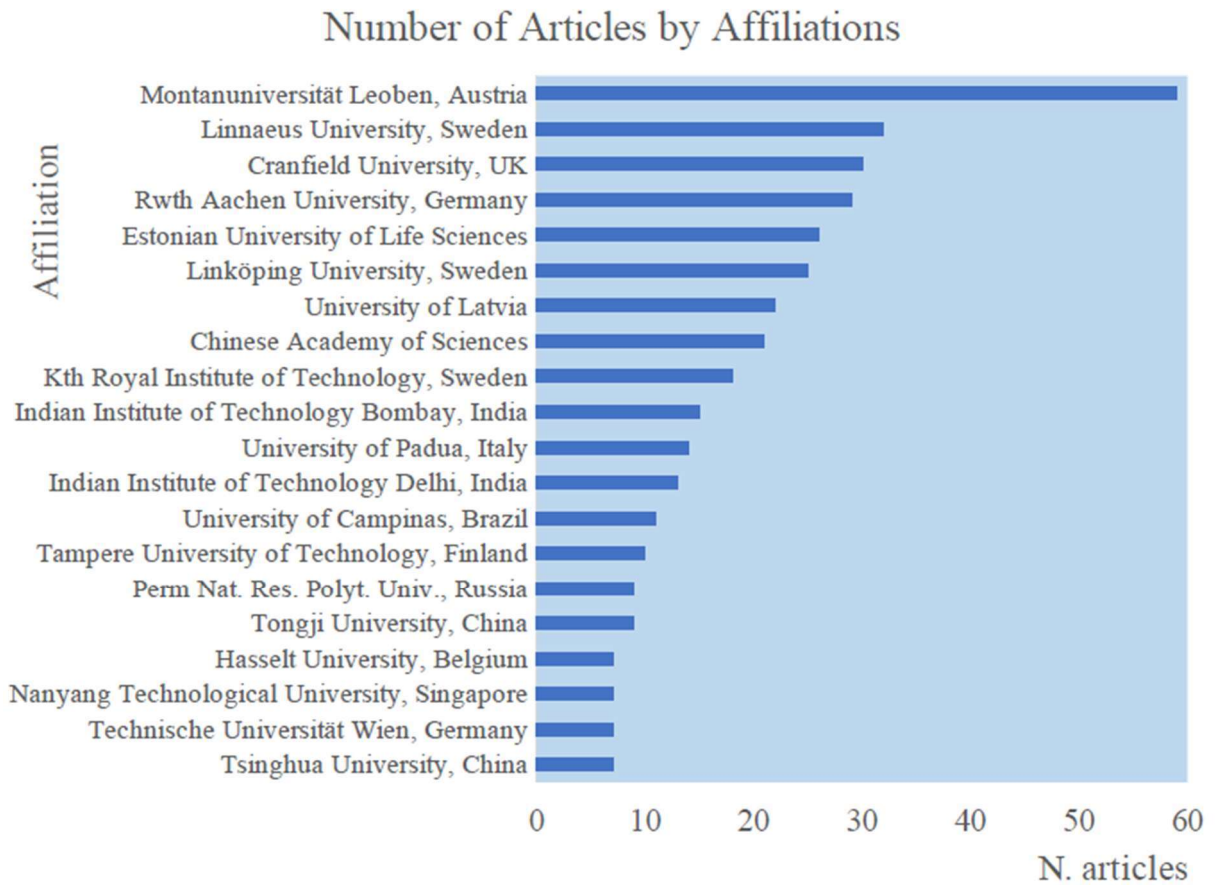
Among developing countries, the most expressive ones in the field of LFM are China and India. China began to publish in this field in 2006, but remained stagnant until 2013, when the "Thought of Ecological Civilization" (Xiang-Chao, 2018) gained force.

The Twelfth Chinese National Five-Year Plan for Municipal Solid Waste Treatment and Management suggested a budget of 21.1 billion Chinese Yuan (\$ 3.5 billion) for the ecological remediation of 1,882 old landfills in China from 2011 to 2015 (ZHOU *et al.*, 2015). In turn, India only started publishing in 2018, but with a remarkable performance and is already on the top compared to other countries in number of articles.

⁵ <https://www.sciencedirect.com/journal/waste-management>

⁶ <https://digital.detritusjournal.com/articles/why-this-journal-why-this-name/14>

Figure 2 - Number of articles published by the main research institutions



3.2 Conceptual Framework

Figure 3 shows the distribution of co-occurrence terms over three decades of LFM research, between 1990 and 202. The terms were selected from the abstracts and titles of the papers. For each decades the terms were grouped according to clusters, reflecting the technical and scientific interests in the given period.

In the first decade (1990-1999) 29 terms were grouped into three clusters. **LFM Products**, both beneficial ones (such as soil, aggregates, fine fraction) and others more linked to emissions and potential contaminations (such as leachate, gas production, methane, heavy metals, environmental analysis).

Figure 3 - Clusters of significant terms which appeared in titles and abstracts of LFM papers published in course of three decades.

1990-1999	2000-2009	2010-2022
LFM Products	Mined waste components	Characterization of the mined waste
LFM space optimisation	LFM management and strategies	Benefits and impacts of LFM
Landfill mass conditioning	Characterization of the mined waste	Landfill operation
	Energetic use of the mined residues	Multiple criteria decision making
	Landfill geophysical characterisation	Chemical parameters for WtE
	Plastics recovery	Emerging and new concern issues
		Metal identification and recovery
		Use of waste in civil construction

LFM space optimization, as a strategy for landfill operation, which includes varied terms (feasibility, landfill space, organic material, recycling, economic assessment, mining operation) reflecting the benefit deriving from LFM in terms of material and space recovery. Landfill mass conditioning, which includes terms related to improving and speeding waste stabilisation (aerobic landfill, airflow technology, composting, degradation, moisture).

In decade 2000-2009 the six following clusters (out of 52 terms) were determined: **Mined waste components** (black soil, fine fraction, glass, nitrogen and phosphorus). **LFM management and strategies** (reduction and recycling strategies, market, business studies and government regulation) suggesting the use of waste as material or energy. **Characterization of mined waste**, including dumps, probably with a focus on the application in fuel, humus and recovery of soil and metals. It is also noteworthy the high occurrence of the term Urban waste to reinforce the relevance of LFM for this type of waste. The other clusters are composed of terms with low occurrence, because they were, at the time, emerging techniques: **Energy use of mined waste**; Landfill **geophysical characterization** and **Plastics recovery**.

The extended decade 2010-2022 includes 234 terms grouped in eight clusters. It is noteworthy that the number of terms quadrupled in relation to the previous decade indicating the increased relevance of the LFM field.

Hull, Krogmann and Strom (2005) identified the reasons for the high prevalence of research on recovery of landfills through LFM in Central Europe, which coincides with the terms mentioned above: a. availability of special cleanup funds for contaminated sites; b. being a cheaper or more publicly accepted remediation option; c. clearing sites for housing establishment, especially in densely populated and gentrified areas; d. fuel supply for the cement industry; e. reusing available landfill infrastructure which simplifies the licensing process. Some terms that have recently emerged show the maturation of the technique, as several issues related to the technical feasibility are analyzed: e.g. EFLM, LCA, Landfill taxes, Stakeholders.

Cluster 1 (45 terms) refers to the **Physicochemical characterization of mined residues** (Arsenic, Cadmium, Carbon, Cobalt, Copper, Nitrogen, Organic material, Phosphorus) and the treatment given to these residues (Aerobic landfill, Aerobic leach bed reactors -LBR, Anaerobic Treatment, Biodegradation, Dry Mechanical process) in order to use this resource (Composting, Offsite application, Reuse, Soil).

In this cluster appear the terms WtE (from waste to energy), WtL (waste-to-land, from waste to land space), and WtM (from waste to material) which consolidate the purpose of the LFM: to take advantage of the waste already landfilled in the energy, to production, to increase the useful time of the landfill or to make the area available for other purposes and material recovery to reinsert it directly into the production chain. There are also terms that deal with economic viability, such as the use of fine fractions from landfills, which would contribute to increased revenues and reduced expenses, given the over need for backfilling (PARRODI *et al.*, 2018).

Cluster 2 (44 terms) deals with the **Benefits and impacts of LFM**. There are terms that portray the various aspects that must be observed, such as a. economic (Economic Assessment, Market operational, Upcycling, Profitability, NPV - Net Present Value); b. Environmental (Environmental analysis, Impact assessment, LCA, Global Warming, CH₄); c. social (Public acceptance); d. landfill costs (Aftercare control, Airspace use, Land reclamation, Land space, Material flow, Re-landfilling); e. possible uses (Aggregate, Cement industry, Coal, Fossil, Energy, Gas production, Plasma).

Gaitanarou, Tentes and Katselis (2014) argue that the market is not suitable for effective LFM for three reasons: a. there is no economically sustainable demand for recycled materials; b. there

is a lack of technical advances for full exploration; c. There is evidence that landfilling waste can contribute to CO₂ sequestration. Therefore, Bhatnagar *et al.* (2017) state that LFM projects will become more profitable and necessary when the global demand for metals and the costs of their extraction grow, considering that primary sources of high-quality ores decrease.

NPV of a LFM project is inversely proportional to the waste treatment and disposal costs, re-landfilling taxes and gate fees for external WtE treatment; on other hand is directly proportional to the avoided costs for landfill management and aftercare (Laner *et al.*, 2019).

Cluster 3 (36 items) refers to **Landfill operation**, its composition, management, location, collection rate and closure (Public park, Recreational area, Remediation) and how LFM can promote environmental benefits (Resource recovery, Renewable energy, Revenue) when considered a public policy (Government regulation) and a sustainable secondary source of raw material asmetals (Secondary copper, Zinc), trough techniques for extracting and processing excavated material (Stationary Separation Plant).. In this cluster, the term WtP summarizes the new perspective of LFM: excavated waste as raw material for industrialization in the form of new products. According to the WtP concept, waste treatment by-products are used to manufacture valuable co-products, that is, scalable (Bosmans *et al.*, 2013).

It is important to note that, although the focus of this article is urban waste landfills, when it comes to metal recovery, the analyzed articles include in their studies two relevant terms: industrial landfill and REE (electronic waste) Despite the great theoretical benefit of LFM Burlakovs *et al.* (2018) found in the case of 2 REE landfills located in Sweden and Estonia that only a small fraction of elements can be exploited using existing technologies, therefore the potential can be referred to as a reserve for the future.

Cluster 4 (35 terms) deals with **Decision-making with multiple criteria** (Decision Maker, MCA - Multi-criteria analysis, DST - Decision support tool). These criteria are: a. environmental (Environmental footprint, Upcycling, Soil pollution), b. social (Stakeholders, Post consumer), c. operational (DLM- Dynamic landfill management, Mechanical sorting, Waste management) and d. economic (Circular economy, Secondary fuel). In this cluster, the term ELFM appears for the first time, and already has a high occurrence. ELFM is an evolution of the term LFM whose objective is to fully determine the value of the various waste cases (DANTHUREBANDARA *et al.*, 2015). Research with nanomaterials (Solgel) also becomes popular. The geophysical characterization, also present in the previous decade, continues to be relevant in this decade.

Cluster 5 (29 items) deals with and analyzes more deeply the **Chemical characteristics** (Chemical Composition, FTIR - Fourier Transform Infrared Spectroscopy, Thermogravimetry) aiming at the **Energetic use of the mined residues** (WtE) either in the form of thermal energy (Ash, Biochar, Lignina content), electricality (H₂, Syngas) or fuel (Biomass, Fuel RDF - Refuse Derived Fuel, Oil) through biological, thermal and thermochemical processes (airflow technology, gasification, thermal treatment, thermochemical process, torrefaction).

The most common challenges when using the fuel fraction as RDF are the high ash content, the presence of chlorine and low energy value. However, we can use this fraction by implementing pre-cleaning techniques like sorting, cleaning and drying (JAIN; KUMAR; KUMAR, 2023).

The term Plastic is the one with the highest occurrence and the highest number of connections with other clusters; it is linked to the terms Fine Fraction, SRF-Solid Recovered Fuel, Gasification, Calorific Power, Power Generation, and Pyrolysis, which points out to the various technological routes for applying the material. Another point to be researched is the amount of lignin in landfills that function as bioreactors.

Cappucci *et al.* (2020) highlighted that the scenario of recovering mined plastic is environmentally preferable because it prevents the extraction of a non-renewable resource (crude oil) and emissions from its refining process.

Cluster 6 (19 terms), presents very recent issues (mainly published between 2021 and 2022), namely: determination of microorganisms and microplastics present in mined material, ecological and ecotoxicological evaluation, application of enzymes to stabilize the material and use of Gas Chromatography Mass Spectrometry (GCMS) for chemical characterization. These terms point to possible paths for **Emerging and new concern issues**.

Orupöld *et al.* (2022) found a low toxicity of the fine fraction of the mined to bacteria, marine rotifer and microcrustaceans, and also a slight inhibitory effect on seed germination. On the other hand, Singh & Chandel (2022) concluded that the fine fraction cannot be used directly in agriculture, and that the most promising alternatives are soil enrichment for the growth of biomass or renewable energy crops.

Microplastics are a chemical contaminant that can be present in the fine fraction, and they can prevent, in the long term, water infiltration into the soil; therefore, further research is needed to develop adequate and economical treatments for the fine fraction (SINGH; CHANDEL, 2021).

Cluster 7 (15 items) refers to an increasingly relevant theme: **Metal identification and recovery**. This is a very recent area of research, with studies published in 2022, which employ

advanced techniques for identification (FDEM - Frequency-domain electromagnetic and KEG - Kalman Ensemble Generator) and separation of metallic materials (Magnetic sorting, Physical sorting).

Cluster 8 (11 terms) presents a new technological route for the **Use of waste: in civil construction** (Building material, Burnt clay brick, Green construction), which uses both more advanced techniques for the separation of fractions of the mined material (Ballistic separation, used to recover calorific and fuel fractions) and the most common ones (Manual screening, possibly targeting the coarsest fractions of demolition waste).

In relation to fine fractions, another factor must be considered in terms of economics: the costs of additional cleaning or treatment processes to recover critical metals and fuels; research on these techniques is in broad development (ESGUERRA *et al.*, 2021). For the best use of this fraction, it is suggested to determine: chemical and mineralogical composition, location, size and volume of the landfill, type of landfilled waste, operational procedures, degree of degradation of landfilled waste, markets for recovered materials and environmental and health risks (PARRODI *et al.*, 2018).

Figure 4 summarizes all the 238 key terms in LFM research. Thirteen terms were mostly cited in the three decades of LFM research, 3 of which are very relevant. The production of stabilised organic matter (“**Compost**”) was the first case of LFM product that still today remains relevant, particularly in developing countries, where generally selective collection is not common and, consequently, a large amount of organic matter is sent to landfills.

The second important term is **Environmental Analysis**, since there is still no validated method for environmental assessment, although there is recent research employing the LCA. Additionally, there is a trend towards the increase of related terms, such as Biological Assessment, Ecological Assessment and Ecotoxicological Assessment. The third term is **Fine Fraction**, which corresponds to 40 to 80% by weight of the total waste excavated (PARRODI *et al.*, 2018) and therefore can be decisive in determining the viability of Mining.

Some recent terms in the field of LFM, published around the 2020s, were: Torrefaction, Physical-chemical characteristics, Landfill age and Thermochemical processes. These terms may indicate the direction to which the research points: to know the mined material in greater detail, in order to identify its potential use and investigate the applicability of **Technologies for energy production with the material**.

Economic evaluation is also a very recurrent term. The literature points out that, in most cases, resource extraction through landfill mining cannot yet be carried out solely for commercial reasons, but it is only an economic option if there are subsidies or other types of support (VAN PASSEL *et al.*, 2013). On the other hand, standardization of economic assessment is difficult, because the economic performance of landfill mining is restricted to highly specific projects carried out in different regions and under varying conditions and objectives (LANER *et al.*, 2019).

The most recent terms, published in the years 2021 and 2022, that are noteworthy are: Standard limits and Regulatory body. Both keywords suggest the need for the public power to play a leading role in implementing the LFM. Esguerra *et al.* (2021) suggest two ways to improve the economic performance when using RDF and Fine Fraction: a. replacing taxes with tax

incentives for the production of renewable energy and b. imposition of a quality standard dependent on the leachability of the pollutant and not the total concentration.

4 CONCLUSION

Based on information extracted from the Scopus database, we can observe the evolution of the research in Sanitary Landfill Mining. In the first decade of publication (1990-1999), the terms were centered on in-situ mining, with the following technological aspects: a. with aerobic treatment aiming at obtaining compost; b. biogas capture (with or without reuse) and leachate treatment; and c. increased airspace. In the second decade (2000-2009) there was still a predominance of in-situ mining, as the most used terms in the articles related with energy use, compost production and remediation of dumps.

Over the years, four new aspects of research have been introduced and gained prominence in the last decade (2010-2022). The first aspect is the understanding that Mining is an efficient strategy for the complete management of waste, and that its implementation will positively influence the goals of reducing and recycling waste. In the second decade, LFM also started being seen as a business opportunity, subject to public regulation. In the third decade, LFM viability has been understood in the context of public policy.

The second aspect is the recognition that similarity between LFM's objectives with those of the Circular Economy such that, there is a prominence of terms related to *ex-situ* mining, in which the resource is mined in order to be used as energy, land, material or product. Thus LFM evolved into ELM. In this context, the most promising techniques for operating a landfill (which will be mined in the future) and for treating the mined resources are BLF (Bioreactor Landfill) and Pyrolysis, respectively. Research on the application and cleaning/treatment techniques of the fine fraction is in full development.

The research of the Fine Fractions of the mined waste took place throughout the publication period and is still a field to be explored, since it is related to different routes of exploitation (plastic, fuel, RDF, energy). Therefore, its characterization is relevant even in cases of mining in landfills. Furthermore, the determination of heavy metals, mainly in fine fractions and in landfills, is also a relevant point of research, due to the risk of contamination and possible environmental restrictions.

The evolution of the LFM practice can also be observed in relation to characterization techniques. In the first decade, characterization consisted of quantifying the common by-

products of landfills; in the following decade there was a technological development, with the chemical and geophysical characterization. In the last decade, in order to recover metals or combustible materials, FPXRF analysis has also been used. This suggests a trend in this research field: the validation and standardization of sampling and tests.

The third aspect is the use of advanced techniques for identifying metals (FDEM, KEG) and chemical elements (FTIR, GCMS, Thermogravimetry). The fourth aspect is in the field of ecological and ecotoxicological evaluation, with determination of microorganisms and microplastics present in the mined waste.

REFERENCES

- BHATNAGAR, A.; KACZALA, F.; BURLAKOV, J.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, M.; HOGLAND, W., 2017. Hunting for Valuables from Landfills and Assessing Their Market Opportunities A Case Study with Kudjape Landfill in Estonia. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 35, n. 6, p. 627–635. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X17697816>
- BOSMANS, A.; VANDERREYDT, I.; GEYSEN, D.; HELSEN, L., 2013. The Crucial Role of Waste-to-Energy Technologies in Enhanced Landfill Mining: A Technology Review. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 10–23 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.032>
- BURLAKOV, J.; JANI, Y.; KRIIPSALU, M.; VINCEVICA-GAILE, Z.; KACZALA, F.; CELMA, G.; OZOLA, R.; ROZINA, L.; RUDOVICA, V.; HOGLAND, M.; VIKSNA, A.; PEHME, K.-M.; HOGLAND, W.; KLAVINS, M., 2018. On the Way to ‘Zero Waste’ Management: Recovery Potential of Elements, Including Rare Earth Elements, from Fine Fraction of Waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 186, p. 81–90. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.102>
- BURLAKOV, J.; KRIIPSALU, M.; KLAVINS, M.; BHATNAGAR, A.; VINCEVICA-GAILE, Z.; STENIS, J.; JANI, Y.; MYKHAYLENKO, V.; DENAFAS, G.; TURKADZE, T.; HOGLAND, M.; RUDOVICA, V.; KACZALA, F.; ROSENDAL, R. M.; HOGLAND, W., 2017. Paradigms on Landfill Mining: From Dump Site Scavenging to Ecosystem Services Revitalization. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 123, p. 73–84. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.07.007>
- CALDERÓN-MÁRQUEZ, A. J.; CASSETTARI FILHO, P. C.; RUTKOWSKI, E. W.; DE LIMA ISAAC, R. 2019. Landfill Mining as a Strategic Tool towards Global Sustainable Development. **Journal of Cleaner Production**, v. 226, p. 1102–1115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.057>
- CAPPUCCI, G. M.; AVOLIO, R.; CARFAGNA, C.; COCCA, M.; GENTILE, G.; SCARPELLINI, S.; SPINA, F.; TEALDO, G.; ERRICO, M. E.; FERRARI, A. M., 2020. Environmental Life Cycle Assessment of the Recycling Processes of Waste Plastics Recovered by Landfill Mining. **Waste Management**, v. 118, p. 68–78. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.048>

- CHANDANA, N.; GOLI, V. S. N. S.; MOHAMMAD, A.; SINGH, D. N., 2021. Characterization and Utilization of Landfill-Mined-Soil-Like-Fractions (LFMSF) for Sustainable Development: A Critical Appraisal. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, n. 2, p. 641–662. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01052-y>
- COSSU, R., 2018. Why This Journal? Why This Name? **Detritus**, v. 1, n. 0, p. 1–2. DOI: <https://doi.org/10.26403/detritus/2018.1>
- DANTHUREBANDARA, M.; PASSEL, S. V.; ACKER, K. V., 2013. Life Cycle Analysis of Enhanced Landfill Mining: Case Study for the Remo Landfill. In: 2nd International Enhanced Landfill Mining Symposium, 2013, Houthalen-Helchteren, Belgium. [.]. Houthalen-Helchteren, Belgium: Unpublished.
- DANTHUREBANDARA, M.; VAN PASSEL, S.; VANDERREYDT, I.; VAN ACKER, K., 2015. Assessment of Environmental and Economic Feasibility of Enhanced Landfill Mining. **Waste Management**, v. 45, p. 434–447. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.041>
- DHAR, A., 2015. Landfill Mining - A Comprehensive Literature Review. Disponível em: <<http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.31092.55687>>. Acesso em: 29 nov. 2022.
- EINHÄUPL, P.; KROOK, J.; SVENSSON, N.; VAN ACKER, K.; VAN PASSEL, S., 2019. Eliciting Stakeholder Needs – An Anticipatory Approach Assessing Enhanced Landfill Mining. **Waste Management**, v. 98, p. 113–125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.08.009>
- ESGUERRA, J. L.; LANER, D.; SVENSSON, N.; KROOK, J., 2021. Landfill Mining in Europe: Assessing the Economic Potential of Value Creation from Generated Combustibles and Fines Residue. **Waste Management**, v. 126, p. 221–230. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.013>
- FRÄNDEGÅRD, P.; KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M., 2013. A Novel Approach for Environmental Evaluation of Landfill Mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 24–34. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.045>
- GAITANAROU, Z., TENTES, G., & KATSELIS, Y., 2014. Landfill Mining: An empirical review on past and state-of-the-art applications. In: 2nd International Conference on Sustainable Solid Waste Management. Disponível em: <<http://www.athens2014.biowaste.gr>>. Acesso em: 11 dez. 2023.
- JAIN, M.; KUMAR, A.; KUMAR, A., 2023. Landfill Mining: A Review on Material Recovery and Its Utilization Challenges. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 169, p. 948–958. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.049>
- JOHANSSON, N., 2016. Linköping University, Department of Management and Engineering, Environmental Technology and Management. Linköping University, Faculty of Science & Engineering. DOI: <https://doi.org/10.3384/diss.diva-132424>
- JONES, P. T.; GEYSEN, D.; TIELEMANS, Y.; VAN PASSEL, S.; PONTIKES, Y.; BLANPAIN, B.; QUAGHEBEUR, M.; HOEKSTRA, N., 2013. Enhanced Landfill Mining in View of Multiple Resource Recovery: A Critical Review. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 45–55. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021>
- KROOK, J.; BAAS, L., 2013. Getting Serious about Mining the Technosphere: A Review of Recent Landfill Mining and Urban Mining Research. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 1–9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.043>

- KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M., 2012. Landfill Mining: A Critical Review of Two Decades of Research. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 513–520. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>
- LANER, D.; ESGUERRA, J. L.; KROOK, J.; HORTTANAINEN, M.; KRIIPSALU, M.; ROSENDAL, R. M.; STANISAVLJEVIĆ, N., 2019. Systematic Assessment of Critical Factors for the Economic Performance of Landfill Mining in Europe: What Drives the Economy of Landfill Mining? **Waste Management**, v. 95, p. 674–686. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.007>
- MARELLA, G.; RAGA, R., 2014. Use of the Contingent Valuation Method in the Assessment of a Landfill Mining Project. **Waste Management**, v. 34, n. 7, p. 1199–1205. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.018>
- PARRODI, J. C. H.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R., 2018. Characterization of Fine Fractions from Landfill Mining: a Review of Previous Investigations. **Detritus**, v. 2, n. 1, p. 46. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13663>
- SINGH, A.; CHANDEL, M. K., 2021. Physicochemical and FTIR Spectroscopic Analysis of Fine Fraction from a Municipal Solid Waste Dumpsite for Potential Reclamation of Materials. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 39, n. 2, p. 374–385. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X20962844>
- SINGH, A.; CHANDEL, M. K., 2022. Physicochemical and Biological Assessment of Legacy Waste for Application as Soil Conditioner. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 11, p. 29699–29710. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24295-9>
- SABOUR, M. R.; ALAM, E.; HATAMI, A. M., 2020. Global Trends and Status in Landfilling Research: A Systematic Analysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 3, p. 711–723. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00968-5>
- VAN PASSEL, S.; DUBOIS, M.; EYCKMANS, J.; DE GHELDERE, S.; ANG, F.; TOM JONES, P.; VAN ACKER, K., 2013. The Economics of Enhanced Landfill Mining: Private and Societal Performance Drivers. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 92–102. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.024>
- VOLLPRECHT, D.; MACHIELS, L.; JONES, P. T., 2021. The EU Training Network for Resource Recovery through Enhanced Landfill Mining—A Review. **Processes**, v. 9, n. 2, p. 394, 22. DOI: <https://doi.org/10.3390/pr9020394>
- WAGNER, T. P.; RAYMOND, T., 2015. Landfill Mining: Case Study of a Successful Metals Recovery Project. **Waste Management**, v. 45, p. 448–457. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.034>
- XIANG-CHAO, P., 2018. Research on Xi Jinping's Thought of Ecological Civilization and Environment Sustainable Development. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 153, p. 062067. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/153/6/062067>
- ZHOU, C.; GONG, Z.; HU, J.; CAO, A.; LIANG, H. A., 2015. Cost-Benefit Analysis of Landfill Mining and Material Recycling in China. **Waste Management**, v. 35, p. 191–198. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.029>

CAPÍTULO III: COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA COMO INSTRUMENTO DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO EM PROJETOS DE MINERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS: ESTUDO DE CASO NO RECÔNCAVO DA BAHIA

1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário representa o último nível na hierarquia clássica de gerenciamento clássico de resíduos sólidos, consistindo em uma obra de engenharia planejada para a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos, de modo a minimizar riscos à saúde pública e ao meio ambiente (ABNT, 1992; BRASIL, 2010; KREITH; TCHOBANOGLIOUS, 2002).

Tanto a Diretiva Europeia de Resíduos (União Europeia, 2008) quanto a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) estabelecem hierarquias semelhantes, priorizando a não geração, a reutilização e a reciclagem e relegando o aterramento à última opção. Ainda assim, o aterro sanitário permanece como a forma mais difundida de destinação de resíduos sólidos no mundo, principalmente em função de seus menores custos de implantação e operação quando comparados a outras tecnologias de tratamento, como os processos térmicos (WAGNER; RAYMOND, 2015; ZHOU *et al.*, 2015).

Em contraposição a essa concepção tradicional, a Mineração de Aterros Sanitários (MAS) propõe a reinterpretação dos aterros como instalações de armazenamento temporário de resíduos, passíveis de futura recuperação e valorização como matérias-primas secundárias, seja para aproveitamento material (*Waste to Material* – WtM) ou energético (*Waste to Energy* – WtE) (VAN PASSEL *et al.*, 2013; FAITLI *et al.*, 2019).

A viabilidade da MAS, contudo, é altamente dependente das características específicas de cada aterro, incluindo idade, tipo de resíduo disposto, práticas operacionais e contexto territorial, fatores que influenciam diretamente a composição e o estado de degradação dos resíduos minerados (PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018).

Nesse sentido, a caracterização física dos resíduos aterrados constitui um pré-requisito fundamental para a tomada de decisão em projetos de MAS, uma vez que permite avaliar, ainda em fase preliminar, o potencial de recuperação de materiais e de energia (BOSMANS *et al.*, 2013; WOLFSBERGER *et al.*, 2015).

A caracterização físico-química dos resíduos escavados constitui o início do planejamento, pois permite verificar a viabilidade do projeto de mineração. A composição gravimétrica

indica o tipo e o porte da instalação de reciclagem; o teor de finos pode indicar a presença de metais, frações caloríficas, materiais inertes e solo; enquanto o teor de umidade e o conteúdo orgânico podem determinar a rota de valorização (térmica, reciclagem ou tratamento biológico) dos finos (JANI *et al.*, 2016; PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018; SINGH; CHANDEL, 2021).

A Composição Gravimétrica (CG) consiste na separação das diversas frações que compõem o montante de resíduos, como, por exemplo, teor de finos, metais, frações caloríficas, materiais inertes e solo. Essa classificação pode ser realizada manualmente, que é o método mais subjetivo (KAARTINEN; SORMUNEN; RINTALA, 2013) ou automaticamente, como no sistema de Tratamento Mecânico Biológico (TMB), que apresenta elevado custo, é raro no Brasil e pouco eficiente quando os resíduos apresentam elevado teor de umidade (GARCIA LOPEZ *et al.*, 2018).

A determinação da CG permite verificar a viabilidade do projeto de mineração, pois possibilita identificar o potencial de recuperação de materiais e de energia, definir os métodos de tratamento para cada fração e ainda sugerir possíveis rotas de valorização (HULL; KROGMANN; STROM, 2005; SINGH; CHANDEL, 2021). A decisão por uma rota de valorização (térmica, reciclagem ou tratamento biológico) também é influenciada por outros parâmetros físico-químicos, como o teor de umidade e o conteúdo orgânico (JANI *et al.*, 2016; PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018; SINGH; CHANDEL, 2021).

A determinação da Composição Gravimétrica (CG), associada à avaliação do Teor de Umidade (TU), configura-se, portanto, como um instrumento inicial de apoio à tomada de decisão, capaz de orientar a definição de rotas tecnológicas de valorização e indicar a necessidade de análises complementares para a confirmação da viabilidade técnica, ambiental e econômica da mineração de aterros sanitários.

Nesse contexto, o objetivo deste capítulo é identificar as potencialidades para aproveitamento do material minerado no aterro sanitário localizado no Recôncavo da Bahia, por meio da determinação dos parâmetros físicos Composição Gravimétrica e Teor de Umidade.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido em duas etapas: a primeira consistiu na coleta no aterro sanitário e a segunda na triagem manual do material minerado. Ambas são detalhadas a seguir.

2.1 Área de estudo

No município-sede do aterro em estudo, a cobertura da coleta seletiva é baixa: apenas 4.040 habitantes (4,5% da população urbana) dispõem do serviço porta a porta, o que resulta em um montante anual de 835,1 toneladas de resíduos coletados, dos quais apenas 103,4 toneladas são efetivamente recuperados (SNIS, 2021b). O mesmo sistema informa que no município existem tanto catadores dispersos (sem registro da quantidade) quanto catadores formalmente organizados (em duas entidades associativas, totalizando 37 trabalhadores), não havendo, à época, a execução de trabalho social pela prefeitura.

Um estudo realizado por Santos, Souza e Vaz (2018) avaliou a adequação dos aterros do Recôncavo da Bahia quanto aos critérios locacionais estabelecidos pelo normativo brasileiro, tais como declividade do terreno, tipo de solo, distância até os recursos hídricos, e ocupação de Áreas de Preservação Permanente (APP). Os autores concluíram que, com exceção do critério “distância dos núcleos populacionais”, que não pôde ser avaliado por falta de imagens da época de implantação, o aterro em análise atendeu a todos os critérios avaliados.

2.2 Coleta do minerado

Considerando a elevada heterogeneidade espacial e temporal dos resíduos em aterros sanitários, a estratégia de amostragem adotada buscou reproduzir, em escala reduzida, as condições operacionais de uma escavação em projeto real de MAS. Para tanto, a coleta foi realizada por meio da abertura de uma trincheira em berma, permitindo a extração de grande massa de resíduos e a inclusão de materiais de diferentes dimensões e níveis de degradação.

O método de amostragem em aterros sanitários ainda não se encontra plenamente consolidado na literatura científica ou normativa, o que se reflete na diversidade de estratégias adotadas em estudos sobre resíduos aterrados. A NBR 10007, que trata da amostragem de resíduos sólidos (ABNT, 2004), não contempla procedimentos específicos para amostragem em aterros sanitários, evidenciando uma lacuna metodológica nesse campo.

Experiências relatadas na literatura brasileira corroboram essa ausência de padronização, com abordagens que variam em função dos objetivos do estudo, das condições operacionais do aterro e dos parâmetros a serem avaliados.

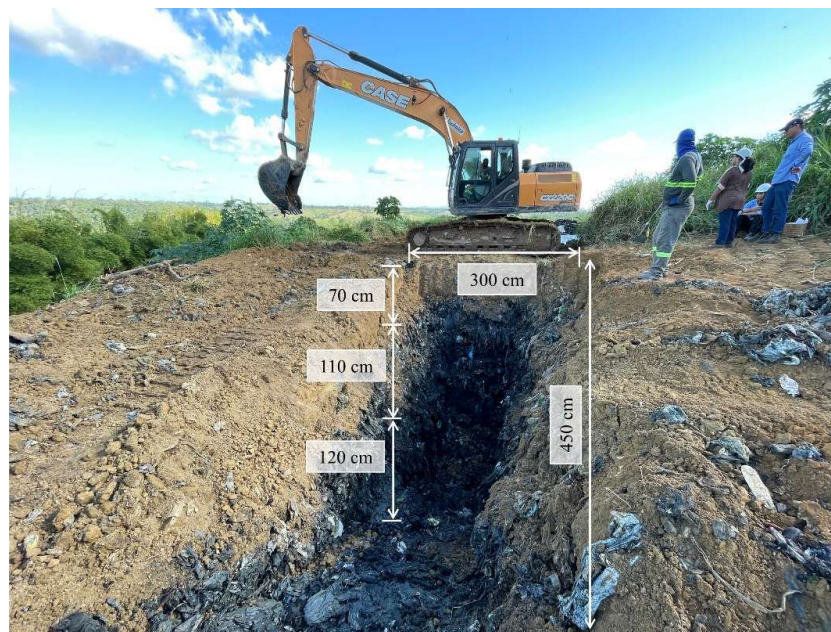
Mattei e Escosteguy (2007), ao investigarem a influência do tipo de operação (lixão e aterro controlado) na decomposição dos resíduos, adotaram a amostragem por trincheiras estratificadas por local e profundidade, com volume padronizado de 0,31 m³, correspondente

à capacidade da pá da retroescavadeira, orientados pela caracterização da composição gravimétrica. De modo distinto, Santos (2020), ao avaliar a influência de aspectos operacionais na produção de metano em aterro sanitário, realizou a coleta de resíduos em quatro pontos e duas faixas de profundidade, utilizando amostrador de parede fina, resultando em amostra composta total de 60 kg. A massa de resíduos escavados destinada às análises, conforme relatado em estudos internacionais, apresenta ampla variação, situando-se entre 30 e 600 kg (JAIN; KUMAR; KUMAR, 2023).

Esses estudos evidenciam que a definição da estratégia de amostragem em aterros sanitários deve estar alinhada aos objetivos da pesquisa e às características do resíduo analisado, reforçando a adequação da adoção de amostragem por trincheira e coleta de grande massa no presente estudo, visando capturar a heterogeneidade do material minerado e garantir maior representatividade da amostra.

O material minerado foi escavado, em 14 de maio de 2024, com o auxílio de escavadeira hidráulica de 22 toneladas, modelo Case CX 220C, em uma trincheira aberta em berma, com dimensões de 3,0 m de largura por 4,5 m de comprimento e profundidade de 2,3 m abaixo da camada de cobertura, conforme mostra a Figura 5.

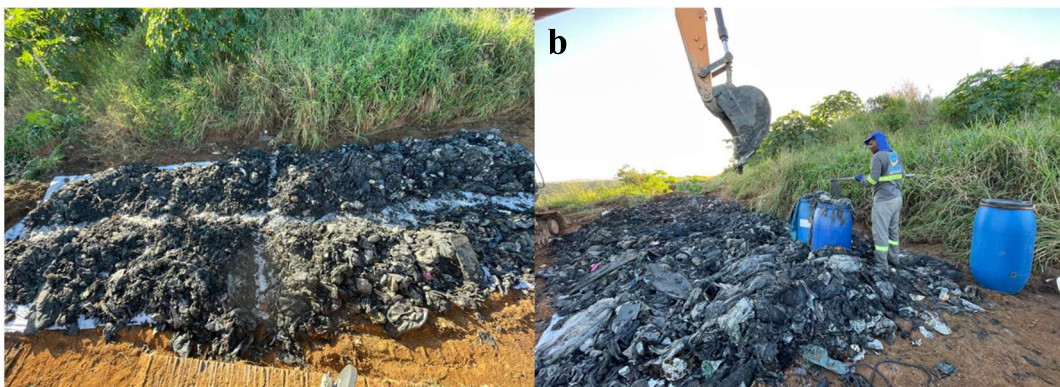
Figura 5 - Detalhe da trincheira escavada para coleta do resíduo disposto em Aterro localizado em Santo Antônio de Jesus-BA



A definição da profundidade decorre do delineamento metodológico da pesquisa, que buscou avaliar resíduos com cerca de 10 anos de tempo de aterramento. Foram coletados aproximadamente 3.000 kg de resíduos envelhecidos, sem exclusão de resíduos de grande dimensão, conforme o método proposto por Leme *et al.* (2021) e Takeda *et al.* (2022). Após a escavação e homogeneização inicial do material, procedeu-se à obtenção de uma amostra representativa por meio de quarteamento mecanizado em duas etapas, conforme a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT NBR 10007 (2004).

Na primeira etapa, o material escavado foi disposto sobre superfície impermeável e dividido em quatro partes aproximadamente iguais. Dois quadrantes opostos foram selecionados e reunidos, enquanto os outros dois foram descartados. O material selecionado foi novamente homogeneizado e submetido a uma segunda etapa de quarteamento (Figura 6a).

Figura 6 - Quarteamento e acondicionamento do resíduo aterrado, coletado no aterro localizado em Santo Antônio de Jesus-BA



O material resultante desse processo, aproximadamente 650 kg, doravante denominado Massa Homogeneizada de Resíduo Minerado (MHRM), foi acondicionado em seis bombonas plásticas de 170 L, devidamente vedadas, a fim de minimizar perdas de umidade e alterações físico-químicas até as etapas subsequentes de caracterização (Figura 6 b).

2.3 Determinação dos parâmetros físicos CG e TU

A Composição Gravimétrica (CG) foi calculada com base na Equação 1, para a determinação de 25 frações da Massa Homogeneizada de Resíduo Minerado (MHRM), conforme categorias propostas por Leme *et al.* (2021) e Takeda *et al.* (2022). A MHRM foi submetida à separação tátil-visual nas seguintes categorias: matéria orgânica, papel, papelão, madeira, resíduos de poda, plástico duro, plástico mole, sacolas plásticas, borracha, vidro, isopor,

Resíduos de Construção e Demolição (RCD), material composto (produtos que continham materiais pertencentes a duas ou mais categorias), couro, porcelana, espuma, solo, fração fina (menores que 19,0 mm), embalagens de longa duração, metais, fraldas e absorventes, tecido, Resíduos de Serviços de Saúde (RSS), pilhas e baterias e diversos (materiais que não foram visualmente identificados).

$$\text{Fração do minerado (\%)} = \frac{\text{Massa da fração}}{\text{Massa total dos resíduos}} * 100 \quad \text{Equação 1}$$

A separação das frações foi realizada manualmente, com auxílio de peneira de 1 x 1 m, com abertura de 19 mm (destinada à segregação da fração fina). A Figura 7 apresenta, em detalhe, a peneira utilizada no processo de triagem (à esquerda) e sua aplicação durante a separação do material (à direita).

Figura 7 - Peneira utilizada para a separação da fração fina do minerado



Devido à umidade natural presente na amostra foi determinado o Teor de Umidade (TU) de cada fração da MHRM (Equação 2) com o objetivo de calcular a composição gravimétrica em base seca. Uma alíquota de aproximadamente 500 g de cada fração foi seca em estufa a 60°C, por 48 horas, para evitar a perda de matéria orgânica. O teor de umidade não foi determinado para pilhas e baterias em razão do risco de aquecimento e vazamento de substâncias perigosas.

$$TU_{\text{fração}} = \frac{MU_{\text{fração}} - MS_{\text{fração}}}{MS_{\text{fração}}} * 100 \quad \text{Equação 2}$$

em que:

$TU_{\text{fração}}$ é o teor de umidade de cada fração de material minerado (%);

$MU_{\text{fração}}$ é massa úmida dos resíduos de uma fração;

$MS_{\text{fração}}$ é massa seca dos resíduos de uma fração;

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 8 apresenta alíquotas representativas de cada categoria após o processo de secagem em estufa, evidenciando as diferenças visuais entre as frações analisadas.

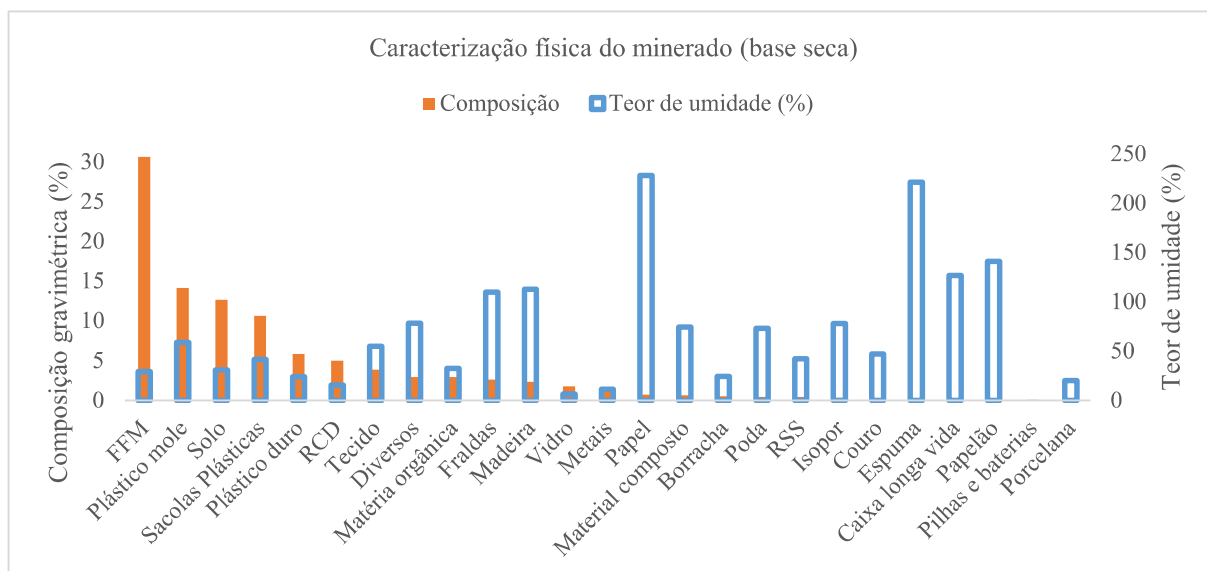
Figura 8 - Alíquotas representativas das diferentes categorias do material minerado após secagem em estufa



A triagem manual da Massa Homogeneizada de Resíduo Minerado (MHRM) permitiu identificar 25 categorias distintas. Algumas delas, como os Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) e Resíduos de Construção e Demolição (RCD), foram facilmente identificadas. Outras categorias, como papel, papelão, matéria orgânica, couro, isopor, tecido e espuma, representaram maior desafio, em função da elevada sujidade e do teor de umidade presentes nas amostras.

A Figura 9 apresenta a caracterização física da MHRM, considerando a CG e o TU das diferentes frações. Observa-se que a Fração de Finos do Minerado (FFM) representa a maior parcela em base úmida (30,60%), enquanto a matéria orgânica ocupa posição secundária (15,46%). Em que pese o teor de matéria orgânica ser dominante nos resíduos novos (cerca de 45-50%), esse comportamento está associado ao avanço do estado de degradação dos resíduos, uma vez que material analisado apresenta aproximadamente 10 anos de aterramento, evidenciado, entre outros aspectos, pela presença de embalagens antigas de alimentos perecíveis.

Figura 9 - Caracterização física do material minerado em termos de composição gravimétrica e teor de umidade



Outros materiais que são preponderantes nos resíduos novos e que se mostraram menos expressivos na MHRM foram o papel, o papelão e a espuma. Observa-se, ainda, que o elevado teor de umidade desses materiais, que apresentam grande capacidade de absorção de água, inflou seus valores em base úmida. As duas primeiras categorias foram pouco representativas na composição, principalmente quando analisadas em base seca

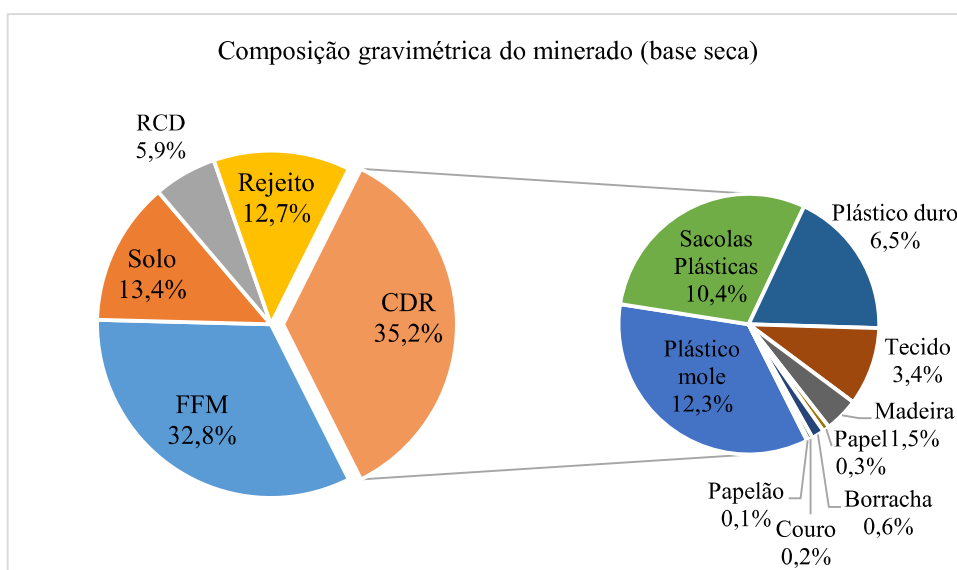
(desconsiderando a umidade, conforme Equação 2), comportamento compatível com a idade do resíduo minerado e com o avançado processo de degradação desses materiais.

A pequena participação dos Resíduos de Construção e Demolição (RCD) na composição gravimétrica pode estar associada à prática recorrente da população local de reaproveitamento desses resíduos para fins de aterramento em construções, reduzindo sua disposição em aterro sanitário.

A análise conjunta da composição gravimétrica e do teor de umidade evidencia que avaliações baseadas exclusivamente em massa úmida podem conduzir a interpretações distorcidas acerca do potencial de valorização do material minerado, especialmente para fins energéticos. Esse resultado reforça a importância da conversão dos dados para base seca em estudos de viabilidade da Mineração de Aterros Sanitários, particularmente quando se busca comparar frações com comportamentos higroscópicos distintos.

A Figura 10 sintetiza a composição gravimétrica do material minerado em base seca, destacando as frações mais relevantes do ponto de vista da tomada de decisão em projetos de Mineração de Aterros Sanitários (MAS). Os resíduos com alto poder calorífico, com potencial para produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR), foram agrupados na categoria denominada CDR. A predominância da Fração de Finos do Minerado (FFM) e de CDR indica que projetos de MAS nesse aterro tendem a se estruturar em torno de poucas rotas principais de valorização, o que restringe o leque de alternativas tecnológicas viáveis.

Figura 10 - Composição gravimétrica do minerado em base seca



O conjunto denominado Combustível Derivado de Resíduos (CDR) corresponde à fração mais representativa do material minerado (35,2%), evidenciando, em termos quantitativos, um potencial teórico relevante para a valorização energética. Resultados semelhantes foram observados por Leme *et al.* (2021), que identificaram elevada participação de frações combustíveis em resíduos com tempo de aterramento comparável, sugerindo que essa característica não é pontual, mas recorrente em aterros com idade intermediária.

Em relação ao potencial energético, Brás *et al.* (2019) apontam que o CDR deve ser composto por resíduos com alto poder calorífico e baixo teor de umidade. O material minerado em estudo atende ao primeiro critério, porém apresentou teor de umidade médio igual a 50,01%, além de contaminação física associada ao excesso de umidade, presença de sólidos impregnados na superfície do material e à classificação inadequada de algumas frações.

Para mitigar essa contaminação, Jain *et al.* (2023) sugerem a implementação de técnicas de pré-limpeza como classificação, lavagem e secagem. Hull *et al.* (2005) propõem a compostagem como alternativa para a secagem dos resíduos escavados, o que poderia melhorar a eficiência do peneiramento para a remoção dos finos, reduzir os sólidos aderidos e, consequentemente, diminuir a geração de cinzas durante o processamento térmico.

A etapa de secagem também pode reduzir os custos de transporte e aumentar a eficiência das etapas subsequentes de tratamento (TAKEDA *et al.*, 2022). Outros tratamentos prévios, como lavagem, tratamento térmico, mistura com o solo local e tratamento biológico também podem ser eficazes (SOMANI *et al.*, 2018)

Do ponto de vista da tomada de decisão em projetos de Mineração de Aterros Sanitários, esses resultados indicam que a adoção da rota energética, embora tecnicamente possível, depende da implementação de etapas adicionais de pré-tratamento, como limpeza, secagem e separação mais eficiente, o que implica aumento de complexidade tecnológica e de custos operacionais. Assim, a viabilidade do CDR neste estudo deve ser considerada condicionada à realização de análises complementares, como a determinação do Poder Calorífico Inferior e a avaliação econômica das etapas de pré-tratamento necessárias.

Quando consideradas conjuntamente as três tipologias, os plásticos representam 29,17% do material minerado. Na China, a principal rota de aproveitamento dos plásticos tem sido a incineração e a produção de CDR (ZHOU *et al.*, 2014). Independentemente da rota adotada, persiste a dificuldade associada à contaminação física dessas frações, sendo necessário o estudo de

alternativas ambientalmente adequadas para a remoção da matéria orgânica e do solo aderidos à superfície dos plásticos.

Os resultados obtidos não permitem, contudo, afirmar a viabilidade imediata da produção de CDR, uma vez que parâmetros fundamentais, como o Poder Calorífico Inferior e a presença de contaminantes químicos, não foram avaliados nesta etapa do estudo.

A Fração de Finos do Minerado (FFM), correspondente aos materiais com diâmetro inferior a 19 mm, apresentou elevada representatividade na composição gravimétrica em base seca (32,8%), configurando-se como uma das principais frações do material analisado. Quando considerada em conjunto com a fração de solo, essa participação alcança 46,2% da massa seca total, evidenciando a predominância de materiais finos no minerado avaliado. Esse resultado reflete tanto os processos de degradação física e biológica dos resíduos ao longo do tempo de aterramento quanto as práticas operacionais adotadas no aterro, como o uso de cobertura diária com solo.

A expressiva participação da FFM é consistente com achados reportados na literatura, que indicam a recorrência dessa fração como componente majoritário em resíduos minerados de aterros com tempo de disposição intermediário a elevado (LEME *et al.*, 2021; TAKEDA *et al.*, 2022). A recorrência de elevadas proporções de FFM e CDR em diferentes estudos realizados no Brasil sugere que esses materiais constituem frações dominantes em aterros com tempo de aterramento intermediário, o que tem implicações diretas para o planejamento de projetos de MAS em contextos similares

Em estudos conduzidos em contextos distintos, a fração fina tem sido associada a diferentes possibilidades de valorização, incluindo seu uso como material de cobertura, enchimento, substrato ou mesmo em aplicações ambientais específicas, desde que atendidos critérios de qualidade adequados (ORUPÖLD *et al.*, 2022).

Do ponto de vista da tomada de decisão em projetos de Mineração de Aterros Sanitários, a predominância da FFM e do solo indica uma rota de valorização potencialmente mais simples e operacionalmente viável quando comparada a alternativas de maior complexidade tecnológica, como a recuperação energética. A possibilidade de reaproveitamento desse material no próprio aterro, como material de cobertura ou em funções similares, pode contribuir para a redução dos custos associados à aquisição e ao transporte de solo, além de minimizar a necessidade de destinação externa do material minerado.

Contudo, a adoção dessa rota de valorização é condicionada à verificação de parâmetros adicionais, incluindo características químicas, geotécnicas e ecotoxicológicas da FFM, de modo a assegurar sua compatibilidade com os usos propostos e evitar riscos ambientais. Assim, embora a composição gravimétrica aponte para um potencial promissor dessa fração, sua viabilidade operacional depende da confirmação de sua qualidade ambiental e funcional.

Em contextos como o brasileiro, caracterizados por limitações orçamentárias e menor disponibilidade de tecnologias avançadas de tratamento, a priorização de rotas de valorização de menor complexidade, como o uso da FFM como material de cobertura, pode representar uma alternativa mais realista do que soluções energéticas intensivas em capital.

O Quadro 1 sintetiza a relação entre os principais resultados obtidos e suas implicações para a tomada de decisão em projetos de Mineração de Aterros Sanitários (MAS), evidenciando que nem todas as frações identificadas apresentam viabilidade operacional equivalente.

Quadro 1 - Possíveis rotas tecnológicas para as frações do minerado

Fração predominante	Resultado principal	Potencial de valorização	Implicações para a tomada de decisão	Principais limitações
Fração de Finos do Minerado (FFM) + solo	46,2% em base seca	Uso como material de cobertura, substrato ou correção do solo	Alternativa de menor complexidade tecnológica, aplicável no próprio aterro	Necessidade de análises químicas, geotécnicas e ecotoxicológicas
Combustível Derivado de Resíduos (CDR)	35,2% em base seca	Produção de energia térmica	Viável apenas mediante pré-tratamento e avaliação econômica	Alto teor de umidade, contaminação física, custos adicionais
Plásticos (três tipologias)	29,17% em base seca	Reciclagem ou recuperação energética	Potencial teórico relevante, mas dependente de qualidade do material	Contaminação por solo e matéria orgânica
Matéria orgânica	Baixa representatividade	Tratamento biológico	Pouca atratividade como rota principal	Avançado estado de degradação
Metais	Baixa participação	Recuperação pontual	Complementar, sem impacto decisório central	Dispersão e contaminação

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos indicam que a Fração de Finos do Minerado (FFM) e os materiais com potencial combustível constituem as frações mais representativas do resíduo analisado. Contudo, a elevada contaminação física e o alto teor de umidade observados no Combustível Derivado de Resíduos (CDR) limitam sua aplicação direta, tornando indispensável a adoção de etapas de pré-tratamento, bem como a realização de análises complementares, como a determinação do Poder Calorífico Inferior.

Em contrapartida, a valorização da FFM como material de cobertura apresenta-se como uma alternativa tecnicamente mais simples e potencialmente mais viável, sobretudo por poder ser implementada no próprio aterro sanitário, contribuindo para a redução de custos operacionais e logísticos.

Nesse contexto, a composição gravimétrica deve ser compreendida como uma etapa preliminar de prospecção, capaz de orientar a tomada de decisão em projetos de Mineração de Aterros Sanitários. No entanto, mostra-se insuficiente, por si só, para determinar a viabilidade global da MAS, a qual depende também da realização de análises econômicas, ambientais, sociais e institucionais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro. 1992. 7 p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. 2004. 21 p.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em 8 de janeiro de 2026.
- BOSMANS, A.; DE DOBBELAERE, C.; HELSEN, L. Pyrolysis Characteristics of Excavated Waste Material Processed into Refuse Derived Fuel. **Fuel**, v. 122, 198–205, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.01.019>
- BRÁS, I. *et al.* Refuse Derived Fuel from Municipal Solid Waste rejected fractions- a Case Study. **Energy Procedia**, v. 120, p. 349-356, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.227>
- FAITLI, J.; NAGY, S.; ROMENDA, R.; GOMBKÖTÖ, I.; BOKÁNYI, L.; BARNA, L. Assessment of a Residual Municipal Solid Waste Landfill for Prospective ‘Landfill Mining’.

Waste Management & Research, v. 37, n. 12, 1229–1239, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X19881197>

GARCIA LOPEZ, C.; NI, A.; HERNÁNDEZ PARRODI, J. C.; KÜPPERS, B.; RAULF, K.; PRETZ, T. Characterization of landfill mining material after ballistic separation to evaluate material and energy recovery potential. **Detritus**, v. 08, p. 1, 2018. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2019.13780>

HULL, R. M.; KROGMANN, U.; STROM, P. F. Composition and Characteristics of Excavated Materials from a New Jersey Landfill. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 3, 478–490, 2005. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:3\(478\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(478))

JAIN, M.; KUMAR, A.; KUMAR, A. Landfill Mining: A Review on Material Recovery and Its Utilization Challenges. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 169, p. 948–958, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.049>

JANI, Y.; KACZALA, F.; MARCHAND, C.; HOGLAND, M.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, W.; KIHLE, A. Characterisation of Excavated Fine Fraction and Waste Composition from a Swedish Landfill. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 12, 1292–1299, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X166700>

KAARTINEN, T.; SORMUNEN, K.; RINTALA, J. Case Study on Sampling, Processing and Characterization of Landfilled Municipal Solid Waste in the View of Landfill Mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, 56–66, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.02.036>

KREITH, F.; TCHOBANOGLOUS, G. (ed.). **Handbook of solid waste management**. New York: McGraw-Hill, 2002. 834 p.

LEME, M. A. G.; TAKEDA, C. M.; SILVA, K. G.; SILVA, J. C. V.; MIGUEL, M. G. Gravimetric characterization of Brazilian municipal solid waste mined from landfill for assessment of reuse potential. In: *18th International Symposium on Waste Management and Sustainable Landfilling*, 2021, Cagliari. Proceedings SARDINIA 2021.

MATTEI, G.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 247–251, set. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000300003>

PARRODI, J. C. H.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R. Characterization of fine fractions from landfill mining: a review of previous investigations. **Detritus**, v. 2, n. 1, p. 46, 2018. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13663>

SANTOS, A. B. D. **Utilização de parâmetros físicos, químicos e biológicos de RSU para avaliação do ambiente de decomposição em aterros sanitários**. 2020. Universidade Federal da Bahia, Centro Interdisciplinar de Energia e Ambiente (CIEnAm), 2020.

SINGH, A.; CHANDEL, M. K. Physicochemical and FTIR spectroscopic analysis of fine fraction from a municipal solid waste dumpsite for potential reclamation of materials. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 39, n. 2, 374–385, 2021. <https://doi.org/10.1177/0734242X20962844>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2021. Brasília: SNS/MDR. 2022. 59 p. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e->

[programas/saneamento/ snis/diagnosticos-anteriores-do-snis/residuos-solidos-1/2021](#). Acesso em 05 de junho de 2026.

SOMANI, M.; DATTA, M.; RAMANA, G.; SREEKRISHNAN, T. Investigations on Fine Fraction of Aged Municipal Solid Waste Recovered through Landfill Mining: Case Study of Three Dumpsites from India. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 36, n. 8, p. 744–755, ago. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X18782393>

TAKEDA, C. M.; DE GODOY LEME, M. A.; ROMEIRO, D. C.; SILVA, K. G.; MIGUEL. Variation of the Gravimetric Composition of Landfilled Municipal Solid Waste Over the Time in a Developing Country. **International Journal of Environmental Research**, v. 16, n. 5, 83, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00463-0>

UNIÃO EUROPEIA. Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro de 2008. **Relativa aos resíduos e que revoga certas directivas**. Jornal Oficial da União Europeia, Bruxelas, 22 nov. 2008. Disponível em: eur-lex.europa.eu. Acesso em: em 8 de janeiro de 2026.

VAN PASSEL, S *et al.* The Economics of Enhanced Landfill Mining: Private and Societal Performance Drivers. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, 92–102, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.024>

WAGNER, T. P.; RAYMOND, T. LFM: Case Study of a Successful Metals Recovery Project. **Waste Management**, v. 45, 448–457, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.034>

WOLFSBERGER, T.; NISPEL, J.; SARC, R.; ALDRIAN, A.; HERMANN, R.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R.; BUDISCHOWSKY, A.; RAGOSSNIG, A. Landfill Mining: Development of a Theoretical Method for a Preliminary Estimate of the Raw Material Potential of Landfill Sites. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 33, n. 7, 671–680, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X15590473>

ZHOU, C.; FANG, W.; XU, W.; CAO, A.; WANG, R. Characteristics and the Recovery Potential of Plastic Wastes Obtained from Landfill Mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 80, 80–86, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.083>

ZHOU, C.; XU, W.; GONG, Z.; FANG, W.; CAO, A. Characteristics and Fertilizer Effects of Soil-Like Materials from Landfill Mining: Characteristics and Fertilizer Effects. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 43, n. 6, 940–947, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1002/clen.201400510>

CAPÍTULO IV: DISPERSÃO E DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA DE MICROPLÁSTICOS DURANTE A ESCAVAÇÃO DO MINERADO EM ATERRO SANITÁRIO

1 INTRODUÇÃO

As políticas sobre Gestão de Resíduos Sólidos (GRS), tradicionalmente, têm sido orientadas pelos chamados R's da sustentabilidade (recusar, reduzir, reutilizar, reaproveitar, reciclar). Contudo, no que se refere especificamente aos aterros sanitários, a questão central deve ser ampliada para o repensar a gestão dos recursos a longo prazo (ROQUE, 2018; WILLE *et al.*, 2022). Nessa perspectiva, os aterros devem ser inseridos em uma lógica de gestão mais sustentável de materiais, orientada à minimização de desperdícios e à valorização de recursos.

A definição convencional de aterro como local para disposição final dos resíduos é contraposta pela Mineração de Aterros Sanitários (MAS), que os considera como instalações de armazenamento temporário, a partir das quais os resíduos depositados podem ser recuperados e valorizados como matérias-primas secundárias (VAN PASSEL *et al.*, 2013). Essa valorização pode ocorrer por meio do reaproveitamento do material, da recuperação energética ou ainda da otimização do espaço disponível do aterro, seja em termos de área ou volume (FAITLI *et al.*, 2019; MARELLA; RAGA, 2014).

Sob essa nova perspectiva, os aterros passam a ser compreendidos como fontes de recursos secundários passíveis de recuperação e reinserção na cadeia produtiva (JANI *et al.*, 2016). Assim, deixam de ser vistos exclusivamente como fontes de poluição e passam a assumir o papel de verdadeiras jazidas de recursos naturais cada vez mais escassos (HERMANN *et al.*, 2014; JOHANSSON, 2016).

As etapas executivas da MAS incluem a remoção da vegetação e solo superficial, o condicionamento da área, a escavação dos resíduos, a separação, o processamento, o tratamento e/ou a reciclagem dos materiais, a transformação de produtos intermediários e a recuperação da área minerada (DANTHUREBANDARA *et al.*, 2015; DHAR, 2015; FRÄNDEGÅRD *et al.*, 2013). Ao longo do período de operação, essas atividades podem gerar emissões significativas de material particulado para o meio ambiente, com taxas estimadas entre 1,61 e até 5,04 toneladas (ZARI; SMITH; FERRARI, 2023).

A elevada concentração de microplásticos nos resíduos sólidos faz com que os aterros sanitários sejam importantes reservatórios desse contaminante (GOLWALA *et al.*, 2021), os quais podem

ser transportados para áreas adjacentes por vias aéreas, aquáticas e terrestres (JAMBHULKAR *et al.*, 2024). Estudo recente estimou que microplásticos são emitidos na interface solo-ar em taxas de 48; 0,5 e 0,04 quilotons por ano para partículas com tamanho inferiores a 100; 10 e 2,5 μm (YANG *et al.*, 2024).

Os microplásticos (MP) são definidos como partículas de polímeros sintéticos com dimensões inferiores a 5 mm, incluindo os nanoplásticos, com tamanho inferior a 1 μm , amplamente distribuídos em ambientes naturais e urbanos (HABIBI *et al.*, 2022). Os MP primários são produzidos intencionalmente em microescala, enquanto os secundários resultam da fragmentação e da degradação de plásticos maiores, processos associados à exposição à radiação ultravioleta, reações químicas com lixiviados e tensões termomecânicas (GOLI; SINGH, 2023a). Ambos contribuem para o total de MP no lixiviado e, possivelmente, na poeira gerada durante a escavação do minerado, considerando-se a elevada abundância desses contaminantes no maciço dos aterros sanitários, que pode atingir até 83 partículas.g-1 (SHOLOKHOVA *et al.*, 2023a).

A ação antrópica constitui o principal fator responsável pela dispersão de microplásticos no ambiente (DE SOUZA; PAROLIN; CRISPIM, 2024). No compartimento atmosférico, os MP podem ser transportados e redistribuídos por meio de processos de deposição seca ou úmida (MONTAGNER *et al.*, 2021), atingindo diferentes ecossistemas e percorrendo distâncias consideráveis, especialmente quando apresentam dimensões reduzidas (BÜKS; KAUPENJOHANN, 2020; DE SOUZA MACHADO *et al.*, 2018).

A presença de microplásticos pode alterar propriedades físicas do solo, bem como a composição da comunidade microbiana, da fauna e flora associadas (BÜKS; KAUPENJOHANN, 2020). Estudos indicam que partículas mais antigas apresentam maior potencial de induzir estresse oxidativo, desequilíbrios osmóticos e alterações metabólicas em organismos edáficos, como minhocas da espécie *Eisenia fetida* (JIANG *et al.*, 2023). Ademais, a inalação de MPs presentes em aerossóis internos e externos, poeira e até mesmo neve tem sido associada a processos inflamatórios e efeitos genotóxicos em humanos (HABIBI *et al.*, 2022).

A amostragem de microplásticos atmosféricos tem sido amplamente discutida na literatura. Amostradores ativos permitem a coleta eficiente de partículas no ar interno e externo, com controle da vazão, enquanto os amostradores passivos são mais indicados para áreas remotas, sem acesso à energia elétrica, ou para amostragens contínuas de longo prazo (TORRES-AGULLO *et al.*, 2021). O método passivo baseia-se na sedimentação dos contaminantes sobre superfícies expostas por um período definido, possibilitando a obtenção simultânea de múltiplas

amostras em diferentes locais, com baixo custo e resultados comparáveis (PASQUARELLA *et al.*, 2008).

Revisão recente identificou que, entre 38 estudos sobre microplásticos, 21 utilizaram amostragem passiva e 17 recorreram a métodos ativos (HABIBI *et al.*, 2022). Apesar de mais suscetíveis às condições climáticas locais, os amostradores passivos apresentam vantagens operacionais e econômicas. Estudos comparativos indicam que amostradores passivos de fluxo contínuo podem fornecer resultados semelhantes aos ativos, quanto à concentração e tipologia dos MP atmosféricos (DONG *et al.*, 2023). Além disso, dispositivos de menor dimensão, como placas de Petri, tem sido utilizados com sucesso para avaliar riscos potenciais de exposição em ambientes urbanos (CUI *et al.*, 2022).

Após a coleta, os microplásticos podem ser identificados por diferentes técnicas analíticas, que variam desde a análise visual, com estereomicroscópio, até métodos espectroscópicos sofisticados como micro-Raman e FTIR (HABIBI *et al.*, 2022). Embora a caracterização polimérica seja amplamente valorizada, Habibi *et al.* (2022) questiona se tal nível de detalhamento é indispensável para a avaliação de risco ambiental ou à saúde humana, uma vez que métodos mais simples, como a técnica de agulha, podem fornecer informações relevantes. Nesse contexto, torna-se fundamental o desenvolvimento de abordagens analíticas simples, precisas, eficientes e de baixo custo para o monitoramento de microplásticos atmosféricos (LE *et al.*, 2023).

A análise visual constitui uma técnica amplamente empregada na caracterização de microplásticos (SINGH *et al.*, 2023), baseando-se em atributos morfológicos, ópticos e comportamentais das partículas (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; LUSHER *et al.*, 2020). Em matrizes ricas em matéria orgânica, a acurácia dessa técnica varia de 63 a 90%, e é diretamente proporcional ao tamanho das partículas analisadas (YANG *et al.*, 2021).

Dentre os artigos que tratam sobre MP na atmosfera, publicados entre 2015 e 2021, cerca de 18% utilizou a análise visual (sozinha ou combinada com outras técnicas) para identificação e caracterização dos MP (HABIBI *et al.*, 2022). Trabalhos posteriores na área também usaram a análise visual (DONG *et al.*, 2023; JAROSZ *et al.*, 2022; SHARAF DIN *et al.*, 2024). O Estereomicroscópio é o equipamento mais usado para a identificação, contagem e determinação das características físicas dos MP na análise visual (SHAO *et al.*, 2022; SHARAF DIN *et al.*, 2024), com emprego da agulha quente para descartar partículas orgânicas (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; LUSHER *et al.*, 2020).

No contexto da Mineração de Aterros Sanitários, a Fração Fina do Minerado (FFM), também denominada material semelhante ao solo ou bioterra, é considerada essencial para a viabilidade econômica do processo. Assim, a investigação da presença de microplásticos nessa fração tem se consolidado como tendência emergente na literatura, conforme explica o Capítulo II.

Na Índia há dois relatos de identificação de microplásticos presentes na fração fina: o primeiro na capital e o segundo no interior do país. No primeiro, foi observado que a concentração de MPs varia entre $23.361,11 \pm 1.927,77$ e $42.066,67 \pm 1.713,02$ partículas de MP por kg de FFM; valor semelhante a outras matrizes sólidas ricas em matéria orgânica, como lixo, lodo de esgoto, solos de locais de descarte e composto (GOLI; SINGH, 2023b). No segundo relato a concentração de MPs varia entre $100.150,00 \pm 29.286,00$ partículas de MP por kg de FFM, bem inferior ao primeiro (JAMBHULKAR *et al.*, 2024). Essa variação pode ser devido à idade dos aterros, método de coleta e/ou de identificação. Já na Lituânia a concentração de MP foi de $30.208,00 \pm 273$ partículas/kg de FFM (SHOLOKHOVA *et al.*, 2023b).

As pesquisas constataram apenas a contaminação, não discutindo o transporte do microplástico, muito embora seja imprescindível, na formulação de políticas e estratégias de redução de MP, estabelecer a dispersão, a toxicidade, as interações com outros poluentes atmosféricos e os riscos associados à saúde (SHARAF DIN *et al.*, 2024). Neste sentido, é preciso ter cautela e observar todos os possíveis impactos da Mineração de Aterros.

A geração de poeira durante a escavação constitui uma das principais externalidades associadas à MAS (MARELLA; RAGA, 2014). Diante disso, a preocupação com o transporte aéreo de microplásticos torna-se relevante. Nesse contexto, o presente capítulo tem como objetivo analisar a influência da escavação do minerado na dispersão e deposição atmosférica de microplásticos em um aterro sanitário, considerando diferentes condições operacionais e espaciais durante a prospecção da Mineração de Aterros Sanitários.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo localiza-se no Recôncavo da Bahia e operou como lixão entre os anos de 2000 e 2011. Posteriormente foi convertida em aterro sanitário e passou a operar sob regime de concessão por uma empresa privada, a mesma responsável pela sua gestão atual (MARTINS; SILVA; CARNEIRO, 2017). Com exceção do critério referente à distância de núcleos populacionais, que não pôde ser avaliado devido à ausência de imagens da época de implantação, a área atende os demais requisitos locais estabelecidos pela normativa

brasileira, como declividade do terreno, tipo de solo, distância de corpos hídricos e ausência de ocupação de áreas de preservação ambiental (SANTOS; DE SOUZA; VAZ, 2018). Entre os anos de 2016 e 2022, o aterro recebeu, em média, cerca de 168 toneladas diárias de resíduos (SNIS, 2021; SNIS, 2022).

Os cinco pontos de amostragem (Figura 11) foram definidos de modo a representar diferentes situações operacionais observadas no aterro sanitário. A distribuição espacial desses pontos, associada à identificação prévia das potenciais fontes de interferência (Quadro 2) permitiu avaliar a influência relativa da escavação do minerado em comparação com outras atividades rotineiras do aterro.

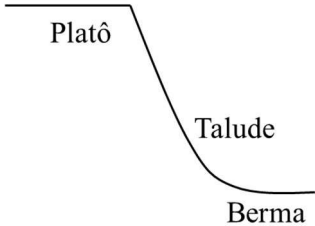
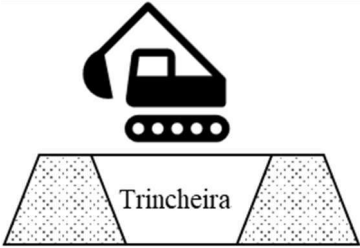
Figura 11 - Distribuição espacial dos pontos de amostragem de deposição atmosférica de microplásticos no aterro sanitário localizado na cidade de Santo Antônio de Jesus - BA com indicação da área de escavação do minerado mais antigo



Fonte: Imagem extraída e adaptada do Software Google Earth™ em 27 out. 2025.

A coleta de microplástico ocorreu em 14 de maio de 2024, em um dia ensolarado. A amostragem nos Pontos 1, 2, 3 e 5 teve início imediatamente antes da primeira escavação, que ocorreu no período matutino, e se estendeu por aproximadamente 6 horas, até o término do acondicionamento do material escavado na segunda escavação. A amostragem do Ponto 4 foi realizada no período vespertino, durante três horas, correspondentes a aproximadamente duas horas de escavação da trincheira seguida por uma hora destinada à sedimentação de partículas mais leves.

Quadro 2 - Caracterização dos pontos de amostragem e potenciais fontes de interferência na deposição atmosférica de microplásticos

Ponto	Localização	Potenciais fontes de interferência
Ponto 1 C: 6h Turno: M, V	Área próxima à frente de trabalho, correspondente ao local de recebimento dos resíduos recém-coletados.	Geração de poeira associada à cobertura diária dos resíduos e presença de plásticos de maiores dimensões, potencialmente sujeitos à fragmentação mecânica.
Ponto 2 C: 6h Turno: M, V	Platô do aterro, na terceira camada de verticalização.	Menor influência direta de fontes de poeira; proximidade da via principal de acesso dos caminhões de coleta, com possível ressuspensão de partículas.
Ponto 3 C: 6h Turno: M, V	Platô do aterro, na terceira camada de verticalização.	Influência direta da 1ª trincheira de escavação, contendo resíduos com aproximadamente dois anos de aterramento.
Ponto 4 C: 3h Turno: V	Berma, localizada na base do aterro.	Proximidade da 2ª trincheira de escavação, associada a resíduos com cerca de dez anos de aterramento, potencialmente mais degradados e fragmentados.
Ponto 5 C: 6h Turno: M, V	Área próxima às lagoas de lixiviado.	Ausência de fontes relevantes de poeira; possível influência de aerossóis gerados pela drenagem e movimentação do lixiviado.
		

Nota: C: Duração aproximada da coleta; Turno M: Coleta feita no turno matutino; Turno V: Coleta feita no turno vespertino

O destaque circulado na Figura 11 indica um dos pontos de coleta de microplásticos (Ponto 4). Os microplásticos (MP) foram coletados por sedimentação passiva, via seca, utilizando placas de Petri de vidro com diâmetro de 100 mm, contendo papel filtro qualitativo de 80g, dispostas em triplicata, conforme sugere o método de Cui *et al.* (2022). Após o período de coleta, as placas foram tampadas, envolvidas em papel alumínio para evitar contaminação externa (SIVALINGAM *et al.*, 2024), e armazenadas no laboratório LAQUA/UFRB.

A determinação do número de MP foi feita por identificação visual e contagem manual, com auxílio do estereoscópio binocular modelo WF10X (SHARAF DIN *et al.*, 2024). Os critérios adotados para classificação das partículas como microplásticos incluíram: dimensão inferior a 5 mm, espessura e coloração uniformes, além de maleabilidade quando submetidas à compressão por agulha de dissecação, uma vez que partículas facilmente quebráveis tendem a ser de origem orgânicas (LUSHER *et al.*, 2020; YANG *et al.*, 2021).

Para evitar a perda de MP decorrente do desprendimento do papel filtro, tanto as placas quanto o filtro foram lavados com água deionizada em capela de fluxo laminar, e o efluente resultante foi submetido à filtração em bomba a vácuo (HABIBI *et al.*, 2022). Com o objetivo de avaliar a possível contaminação oriunda do ambiente laboratorial, três placas de Petri contendo papel filtro foram utilizadas como amostras em branco (CUI *et al.*, 2022). Tanto filtros provenientes da coleta quanto aqueles obtidos após a filtração das amostras e dos brancos foram analisados ao estereoscópio.

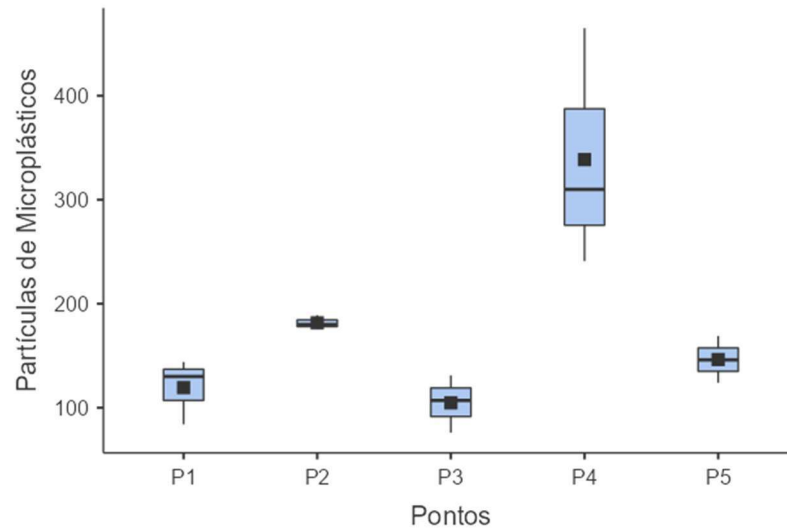
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 12 mostra o número médio de partículas de microplásticos identificadas por placa, em cada ponto de amostragem. Observa-se que o Ponto 4 apresenta valores superiores aos demais (média = 339 partículas, desvio padrão= 114).

Esses resultados podem ser interpretados à luz das características descritas no Quadro 2, especialmente em função da proximidade com a escavação de resíduos mais antigos, os quais tendem a apresentar maior grau de degradação e fragmentação plástica. Estudos indicam que materiais plásticos enterrados por períodos superiores a dez anos apresentam níveis de degradação mais elevados quando comparados àqueles com menor tempo de aterramento (CANOPOLI; COULON; WAGLAND, 2020).

A coloração dos microplásticos também corrobora a duração do processo de fragmentação, uma vez que plásticos originalmente coloridos tendem a se tornar esbranquiçados ao longo do tempo (KABIR *et al.*, 2023). Esse aspecto é particularmente preocupante, visto que MP brancos apresentam maior probabilidade de serem ingeridos por plâncton, peixes e outros animais (BHARATH; MUTHULAKSHMI; NATESAN, 2023).

Figura 12 - Número médio de partículas de microplásticos depositados nos diferentes pontos de amostragem do Aterro localizado em Santo Antônio de Jesus-BA



No ambiente dos aterros sanitários, materiais plásticos de maiores dimensões, como sacolas e embalagens, sofrem fragmentação progressiva em função de fatores ambientais, incluindo radiação ultravioleta, abrasão mecânica e variações térmicas, originando MP secundários (JAMBHULKAR *et al.*, 2024). Esse processo pode ser confirmado pela relação diretamente proporcional entre o aumento da abundância de microplásticos na fração fina do minerado ($FFM < 4 \text{ mm}$), a idade dos resíduos aterrados e a profundidade da escavação (JAMBHULKAR *et al.*, 2024; SHOLOKHOVA *et al.*, 2023b).

A Figura 12 evidencia valores mais elevados na área sob influência direta da escavação de resíduos mais antigos. Além da quantidade de partículas, o tipo de MP presentes no Ponto 4 também suscita preocupações sócio-ambientais. Sholokhova *et al.* (2023a) observaram que microplásticos mais finos (0,05 - 0,1 mm) predominam na FFM escavada em maiores profundidades. Esses MP podem adsorver e transportar metais pesados e outros contaminantes, além de serem inalados juntamente com partículas suspensas no ar, representando riscos à saúde dos trabalhadores (MONTAGNER *et al.*, 2021; SHOLOKHOVA *et al.*, 2023b). Adicionalmente, trabalhadores que atuam em áreas de segregação, trituração, classificação, peneiramento e transporte de resíduos por esteira estão sujeitos à elevadas concentrações de bioaerossóis (NAIR, 2021).

Embora avanços recentes tenham sido observados, ainda são necessários mais estudos para compreensão dos efeitos dos microplásticos atmosféricos sobre ecossistemas e a saúde humana

(DE SOUZA; PAROLIN; CRISPIM, 2024). A acumulação de micro poluentes em resíduos sólidos e o risco de sua redistribuição ambiental por meio da MAS configuram uma área de investigação urgente (GOLWALA *et al.*, 2021). As emissões de poeira associadas à MAS podem causar impactos à saúde humana e ao meio ambiente, tornando necessária a adoção de medidas mitigadoras, como o uso de caminhões-pipa para pulverização de água nas áreas de escavação, visando o controle das emissões atmosféricas (ZARI; SMITH; FERRARI, 2023).

A menor deposição atmosférica observada no Ponto 2 (média = 182; DP = 7) pode estar associada à sua menor exposição direta a fontes emissoras, conforme caracterização apresentada no Quadro 1. Esse ponto localiza-se à mesma altitude do Ponto 3, a aproximadamente 130 m do Ponto 2 e cerca de 4 m acima do Ponto 4, não apresentando influência direta das escavações. Por estar mais próximo à via principal de acesso do aterro, é plausível que os MP ali depositados sejam provenientes, principalmente, dos resíduos transportados pelos caminhões de coleta de resíduos.

O Ponto 5 (média = 146, DP = 22) também não apresentou influência direta das escavações. Nesse caso, a origem dos microplásticos pode estar associada aos aerossóis gerados nas lagoas de lixiviado, uma vez que partículas plásticas são carregadas do maciço do aterro para o lixiviado e, durante a exposição ar-líquido, especialmente no momento da descarga, micro e nano plásticos podem ser emitidos para a atmosfera (LE *et al.*, 2023; LIU; ZHENG, 2025).

O Ponto 3 (média = 105, DP = 27), apesar de estar localizado a aproximadamente 1,5 m da escavação de resíduos com dois anos de aterramento, apresentou número de partículas semelhante ao observado no Ponto 1 (média = 119, DP = 31). Esse resultado sugere que tais valores possam representar uma concentração atmosférica basal do aterro. Considerando que o tempo de aterramento ainda é relativamente curto, é provável que o processo de fragmentação dos plásticos não tenha sido suficientemente avançado para gerar quantidades expressivas de microplásticos secundários, o que explicaria a menor deposição observada.

A associação entre maiores concentrações de microplásticos e áreas contendo resíduos mais antigos reforça a hipótese de que o tempo de aterramento constitui um fator crítico na geração de microplásticos secundários, ampliando o potencial de dispersão durante atividades de escavação.

Considerando que partículas menores e mais leves podem permanecer em suspensão atmosférica por longos períodos (SHAO *et al.*, 2022), a eficiência da amostragem por sedimentação passiva tende a ser inferior àquela obtida por métodos de amostragem ativa

(DONG *et al.*, 2023). Assim, os valores apresentados na Figura 12 podem estar subestimados. Contudo, como o objetivo do estudo foi avaliar comparativamente a influência da escavação na deposição atmosférica de microplásticos, o método adotado mostrou-se adequado, embora não permita comparações diretas com estudos que utilizaram técnicas distintas.

Os resultados indicam que a escavação do minerado atua não apenas como uma fonte emissora pontual, mas também como um processo de remobilização de partículas previamente acumuladas no maciço do aterro, aumentando a disponibilidade de microplásticos passíveis de transporte atmosférico.

Diversos autores ressaltam a necessidade de padronização dos procedimentos de coleta e identificação de microplásticos, de modo a subsidiar a formulação de regulamentações mais rigorosas para mitigação da poluição associada esses contaminantes (HABIBI *et al.*, 2022; KABIR *et al.*, 2023; SINGH *et al.*, 2023; LINGAM *et al.*, 2024). Para aumentar a confiabilidade dos resultados, recomenda-se ampliar o número de amostras por ponto e adotar tempos de amostragem variados, incluindo períodos equivalentes ao tempo de escavação até intervalos mais longos, como 24 ou até 48 horas (CHOI *et al.*, 2024).

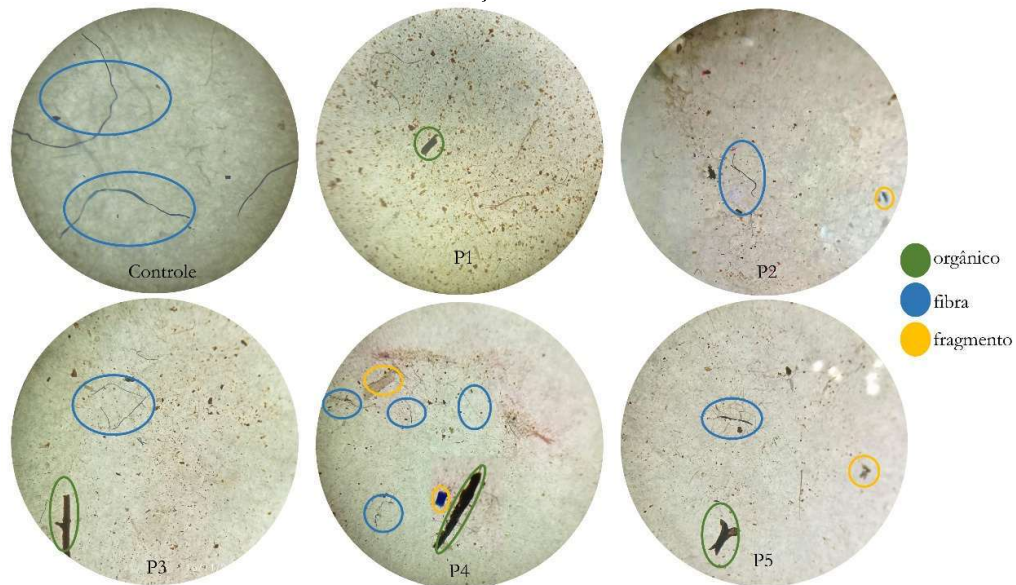
No Brasil, apenas dois estudos relataram a coleta de microplásticos em aterros sanitários por sedimentação espontânea, nenhuma relacionada à mineração de aterros. Em um aterro localizado em Cuiabá, Rezende *et al.* (2020) identificaram 91 partículas de microplástico por placa, em dia de operação normal, valor semelhante aos observados nos Pontos 1,3 e 5 do presente estudo. Já Oliveira *et al.* (2023) reportaram uma média de 31 partículas por placa, valor consideravelmente inferior ao observado neste trabalho.

Embora as concentrações identificadas sejam superiores às reportadas por Oliveira *et al.* (2023), é importante considerar que o presente estudo foi conduzido em um aterro com maior intensidade operacional. Isso sugere que a escala e a frequência das atividades rotineiras também desempenham papel relevante na emissão atmosférica de microplásticos. Fatores como localização e altura dos pontos de coleta, velocidade dos ventos, compactação dos resíduos e idade do aterro podem explicar as diferenças observadas (MONTAGNER *et al.*, 2021; OLIVEIRA *et al.*, 2023; SU *et al.*, 2019).

A Figura 13 apresenta imagens representativas dos microplásticos identificados em cada ponto, incluindo a placa controle utilizada na etapa de lavagem e filtração. Observou-se a predominância do formato fibroso, com coloração clara. Esse resultado está em consonância com estudos sobre a ocorrência de MP em lixiviados de aterros sanitários, os quais indicam a

predominância de fibras e fragmentos, geralmente nas cores azul, preta e clara (transparente, branca ou amarelada), evidenciando processos de degradação associados ao intemperismo (KABIR *et al.*, 2023).

Figura 13 - Exemplos representativos de microplásticos identificados na deposição atmosférica durante a escavação do minerado



A presença majoritária de partículas fibrosas e fragmentadas reforça a hipótese de maior mobilidade atmosférica associada à degradação avançada dos resíduos plásticos, bem como a ocorrência de fragmentação superficial e irregularidades morfológicas típicas de microplásticos secundários. Revisões recentes de literatura indicam que fibras sintéticas e fragmentos constituem os tipos mais frequentes de microplástico na atmosfera, sendo as cores branca, transparente, azul, vermelha e amarela as mais recorrentes (DE SOUZA; PAROLIN; CRISPIM, 2024; HABIBI *et al.*, 2022).

Durante as análises, também foram identificadas partículas minerais, provavelmente oriundas do solo das camadas de cobertura, além de pequenos fragmentos biológicos, como partes de insetos. Nesses casos, a técnica da agulha mostrou-se eficaz para diferenciar microplásticos de partículas naturais, conforme descrito por Habibi *et al.* (2002).

Em síntese, os resultados indicam que a escavação do minerado atua como um vetor relevante na dispersão atmosférica de microplásticos, sendo influenciada por fatores operacionais, pela idade dos resíduos e pelas características físicas do material escavado. Esses achados reforçam

a necessidade de incorporar a avaliação da dispersão atmosférica de microplásticos nas análises ambientais de projetos de Mineração de Aterros Sanitários.

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A análise das amostras de microplásticos sedimentados de forma espontânea e passiva durante as atividades de escavação associadas à Mineração de Aterros Sanitários evidenciou a predominância de partículas nos formatos de fibras e fragmentos, com coloração clara, padrão compatível com os efeitos do intemperismo sobre plásticos enterrados por longos períodos. Essas características reforçam a hipótese de que os microplásticos identificados são, majoritariamente, secundários, originados da fragmentação de resíduos plásticos antigos.

Os resultados quantitativos demonstraram variação significativa entre os pontos amostrados, com destaque para o Ponto 4, onde foi registrada a maior concentração de microplásticos, possivelmente em função do maior tempo de aterramento dos resíduos e do consequente avanço dos processos de degradação. A presença de MP em pontos mais afastados das áreas de escavação, como o Ponto 2, sugere que a dispersão atmosférica também pode estar associada ao tráfego de caminhões de coleta, indicando que as atividades operacionais do aterro constituem vetores importantes de redistribuição desses contaminantes.

A ausência de identificação polimérica detalhada configura uma limitação do estudo; contudo, a abordagem adotada permitiu avaliar de forma eficiente o comportamento espacial da dispersão de microplásticos, fornecendo subsídios relevantes para investigações futuras com maior refinamento analítico.

Embora os resultados obtidos apresentem similaridades com estudos anteriores realizados no Brasil, as concentrações observadas em alguns pontos foram superiores. Essas diferenças podem ser atribuídas a fatores como topografia, dinâmica dos ventos, compactação dos resíduos e metodologia de coleta adotada.

Ainda que os riscos à saúde humana não tenham sido avaliados diretamente, a presença de microplásticos em deposição atmosférica durante a escavação do minerado suscita preocupações quanto à exposição ocupacional de trabalhadores e à deposição secundária em áreas adjacentes ao aterro. Nesse contexto, o monitoramento e o controle dessas partículas devem ser incorporados aos protocolos de gestão ambiental de empreendimentos que realizam a escavação de resíduos, como parte essencial para garantir a segurança e a sustentabilidade das

operações de MAS. Nesse contexto, a Mineração de Aterros Sanitários emerge não apenas como uma estratégia de recuperação de recursos, mas também como uma potencial fonte difusa de microplásticos atmosféricos, especialmente durante as etapas de escavação e manuseio do minerado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BHARATH, M. K.; MUTHULAKSHMI, A. L.; NATESAN, U. Microplastic Contamination around the Landfills: Distribution, Characterization and Threats: A Review. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 31, p. 100422, fev. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100422>
- BÜKS, F.; KAUPENJOHANN, M. Global Concentrations of Microplastics in Soils – a Review. **Soil**, v. 6, n. 2, p. 649–662, 17 dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-6-649-2020>
- CANOPOLI, L.; COULON, F.; WAGLAND, S. T. Degradation of Excavated Polyethylene and Polypropylene Waste from Landfill. **Science of The Total Environment**, v. 698, p. 134125, jan. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134125>
- CHOI, D.; JUNG, S.; LEE, J.; KWON, E. E. Analysis of Microplastics Distributed in the Environment: Case Studies in South Korea. **Energy & Environment**, p. 0958305X241230616, 12 fev. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1177/0958305X241230616>
- CUI, J.; CHEN, C.; GAN, Q.; WANG, T.; LI, W.; ZENG, W.; XU, X.; CHEN, G.; WANG, L.; LU, Z.; LI, J.; JIN, B. Indoor Microplastics and Bacteria in the Atmospheric Fallout in Urban Homes. **Science of The Total Environment**, v. 852, p. 158233, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158233>
- DANTHUREBANDARA, M.; VAN PASSEL, S.; VANDERREYDT, I.; VAN ACKER, K. Assessment of Environmental and Economic Feasibility of Enhanced Landfill Mining. **Waste Management**, v. 45, p. 434–447, nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.041>
- DE SOUZA MACHADO, A. A.; KLOAS, W.; ZARFL, C.; HEMPEL, S.; RILLIG, M. C. Microplastics as an Emerging Threat to Terrestrial Ecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, n. 4, p. 1405–1416, abr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- DE SOUZA, T. L.; PAROLIN, M.; CRISPIM, J. de Q. Sobre as pesquisas de microplásticos na atmosfera, o que sabemos? **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 15, p. 360–387, 2024. DOI: <https://doi.org/10.14393/OREG-v15-n1-2024-73349>
- DHAR, A. Landfill Mining - A Comprehensive Literature Review. 2015. Disponível em: <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.31092.55687>. Acesso em 29 de novembro de 2022.
- DONG, H.; WANG, X.; XU, L.; DING, J.; WAN, F. A Flow-through Passive Sampler for Microplastics in Air. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 6, p. 2362–2370, 14 fev. 2023. DOI: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.2c07016>
- FAITLI, J.; NAGY, S.; ROMENDA, R.; GOMBKÖTŐ, I.; BOKÁNYI, L.; BARNA, L. Assessment of a Residual Municipal Solid Waste Landfill for Prospective ‘Landfill Mining’.

Waste Management & Research, v. 37, n. 12, p. 1229–1239, dez. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X19881197>

FRÄNDEGÅRD, P.; KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. A Novel Approach for Environmental Evaluation of Landfill Mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 24–34, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.045>

GOLI, V. S. N. S.; SINGH, D. N. Extraction and Characterization of Microplastics in Landfill-Mined-Soil-like-Fractions: A Novel Methodology. **Chemical Engineering Journal**, v. 452, p. 139217, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.04.052>

GOLWALA, H.; ZHANG, X.; ISKANDER, S. M.; SMITH, A. L. Solid Waste: An Overlooked Source of Microplastics to the Environment. **Science of The Total Environment**, v. 769, p. 144581, maio 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144581>

HABIBI, N.; UDDIN, S.; FOWLER, S. W.; BEHBEHANI, M. Microplastics in the Atmosphere: A Review. **Journal of Environmental Exposure Assessment**, 2022. DOI: <https://doi.org/10.20517/jeea.2021.07>

HERMANN, R.; BAUMGARTNER, R. J.; SARC, R.; RAGOSSNIG, A.; WOLFSBERGER, T.; EISENBERGER, M.; BUDISCHOWSKY, A.; POMBERGER, R. Landfill Mining in Austria: Foundations for an Integrated Ecological and Economic Assessment. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 32, n. 9_suppl, p. 48–58, set. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X145411>

HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R. C.; THIEL, M. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060–3075, 20 mar. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1021/es2031505>

JAMBHULKAR, R.; SHARMA, N.; KUNDU, D.; KUMAR, S. Unveiling the Composition of Bio-Earth from Landfill Mining and Microplastic Pollution. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, n. 11, nov. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13229-2>

JAROSZ, K.; JANUS, R.; WĄDRZYK, M.; WILCZYŃSKA-MICHALIK, W.; NATKAŃSKI, P.; MICHALIK, M. Airborne Microplastic in the Atmospheric Deposition and How to Identify and Quantify the Threat: Semi-Quantitative Approach Based on Kraków Case Study. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 19, p. 12252, 27 set. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph191912252>

JIANG, X.; CAO, J.; YE, Z.; KLOBUČAR, G.; LI, M. Microplastics - Back to Reality: Impact of Pristine and Aged Microplastics in Soil on Earthworm *Eisenia Fetida* under Environmentally Relevant Conditions. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 44, p. 16788–16799, 7 nov. 2023. DOI: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.3c04097>

JOHANSSON, N. **Landfill Mining: Institutional challenges for the implementation of resource extraction from waste deposits**. 2016. Linköping University, Linköping, Sweden, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3384/diss.diva-132424>

KABIR, M. S.; WANG, H.; LUSTER-TEASLEY, S.; ZHANG, L.; ZHAO, R. Microplastics in Landfill Leachate: Sources, Detection, Occurrence, and Removal. **Environmental Science and Ecotechnology**, v. 16, p. 100256, out. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.es.2023.100256>

LE, V.-G.; NGUYEN, M.-K.; NGUYEN, H.-L.; LIN, C.; HADI, M.; HUNG, N. T. Q.; HOANG, H.-G.; NGUYEN, K. N.; TRAN, H.-T.; HOU, D.; ZHANG, T.; BOLAN, N. S. A Comprehensive Review of Micro- and Nano-Plastics in the Atmosphere: Occurrence, Fate, Toxicity, and Strategies for Risk Reduction. **Science of The Total Environment**, v. 904, p. 166649, dez. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166649>

LIU, J.; ZHENG, L. Microplastic Migration and Transformation Pathways and Exposure Health Risks. **Environmental Pollution**, v. 368, p. 125700, mar. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.125700>

LUSHER, A. L.; BRĂTE, I. L. N.; MUNNO, K.; HURLEY, R. R.; WELDEN, N. A. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. **Applied Spectroscopy**, v. 74, n. 9, p. 1139–1153, set. 2020. DOI: : <https://doi.org/10.1177/0003702820930733>

MARELLA, G.; RAGA, R. Use of the Contingent Valuation Method in the Assessment of a Landfill Mining Project. **Waste Management**, v. 34, n. 7, p. 1199–1205, jul. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.03.018>

MARTINS, L. O. S.; SILVA, L. T.; CARNEIRO, R. A. F. Análise da Viabilidade Econômica e Financeira da Implantação de Usina de Geração de Energia a Partir de Resíduos Sólidos Urbanos no Município de Santo Antônio de Jesus – BA. **Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo**, v. 2, n. 2, p. 25, 2017.

MONTAGNER, C.; DIAS, M.; PAIVA, E.; VIDAL, C. Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. **Química Nova**, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>

NAIR, A. T. Bioaerosols in the Landfill Environment: An Overview of Microbial Diversity and Potential Health Hazards. **Aerobiologia**, v. 37, n. 2, p. 185–203, jun. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10453-021-09688-7>

OLIVEIRA, M. M. C.; QUEIROZ, L. de A.; SANTOS, N. de S.; VALENTIM, C. S. Determinação de microplásticos no ar e no lixiviado de um aterro sanitário. **Revista GEAMA – Ciências Ambientais e Biotecnologia**, v. 9, n. (2), p. 11–19, 2023. Disponível em <https://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/5417/482485059> Acessado em 05 de março de 2026.

PASQUARELLA, C.; ALBERTINI, R.; DALL'AGLIO, P.; SACCANI, E.; SANSEBASTIANO, G. E.; SIGNORELLI, C. [Air microbial sampling: the state of the art]. **Igiene E Sanita Pubblica**, v. 64, n. 1, p. 79–120, jan. 2008. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/18379608/>. Acessado em 05 de março de 2026.

REZENDE, V. E.; FERREIRA, G. T. F.; SILVA FILHO, C. R. R.; ARAUJO, L.; CAIXETA, D. S. Dispersão de microplásticos pelo ar em aterro sanitário. Em: XIX SILUBESA - Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2020, Brasil. [...]. Brasil: 2020.

ROQUE, A. J. Ambiente e sustentabilidade: desafios e perspectivas para a geotecnia. **Geotecnia**, n. 143, p. 55–83, 5 jul. 2018. DOI: <https://doi.org/10.24849/j.geot.2018.143.04>

SANTOS, P. F.; DE SOUZA, A. C.; VAZ, C. B. Avaliação da localização dos pontos de disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Recôncavo Baiano. 2018. Disponível em:

https://siambiental.ucs.br/congresso/getArtigo.php?id=472&ano=_sexto. Acessado em 05 de março de 2026.

SHAO, L.; LI, Y.; JONES, T.; SANTOSH, M.; LIU, P.; ZHANG, M.; XU, L.; LI, W.; LU, J.; YANG, C.-X.; ZHANG, D.; FENG, X.; BÉRUBÉ, K. Airborne Microplastics: A Review of Current Perspectives and Environmental Implications. **Journal of Cleaner Production**, v. 347, p. 131048, maio 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131048>

SHARAF DIN, K.; KHOKHAR, M. F.; BUTT, S. I.; QADIR, A.; YOUNAS, F. Exploration of Microplastic Concentration in Indoor and Outdoor Air Samples: Morphological, Polymeric, and Elemental Analysis. **Science of The Total Environment**, v. 908, p. 168398, jan. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168398>

SHOLOKHOVA, A.; PITAK, I.; DENAFAS, G.; KALPOKAITĖ-DIČKUVIENĖ, R.; PRASPALIAUSKAS, M.; BURLAKOV, J. An In-Depth Analysis of Physical, Chemical, and Microplastic Parameters of Landfill Fine Fraction for Biocover Construction. **Sustainability**, v. 15, n. 24, p. 16914, 17 dez. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/su152416914>

SINGH, B.; SRIVASTAVA, G.; KALA, D.; GILL, M.; KAUSHAL, A.; GUPTA, S. Microplastics as an emerging threat to human health: Challenges and advancements in their detection. **Applied Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 2103, 10 ago. 2023. DOI: <https://doi.org/10.24294/ace.v6i2.2103>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnósticos Anteriores do SNIS: Resíduos Sólidos (2021-2002)**. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/diagnosticos-antiores-do-snis/residuos-solidos-1>. Acesso em 09 de janeiro de 2026

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico Temático: Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Visão Geral. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos-snis>. Acesso em 09 de janeiro de 2026

SIVALINGAM, S.; PRIYA, P. G.; LAKSHMI, D. S.; SRIMATH, S. T. G. Microplastics in Asia: Overcoming Sampling, Analysis, and Regulatory Challenges to Protect the Ecosystem – a Review. **Environmental Science: Atmospheres**, v. 4, n. 12, p. 1331–1351, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1039/d4ea00100a>

SU, Y.; ZHANG, Z.; WU, D.; ZHAN, L.; SHI, H.; XIE, B. Occurrence of Microplastics in Landfill Systems and Their Fate with Landfill Age. **Water Research**, v. 164, p. 114968, nov. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114968>

TORRES-AGULLO, A.; KARANASIOU, A.; MORENO, T.; LACORTE, S. Overview on the Occurrence of Microplastics in Air and Implications from the Use of Face Masks during the COVID-19 Pandemic. **Science of The Total Environment**, v. 800, p. 149555, dez. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149555>

VAN PASSEL, S.; DUBOIS, M.; EYCKMANS, J.; DE GHELDERE, S.; ANG, F.; TOM JONES, P.; VAN ACKER, K. The Economics of Enhanced Landfill Mining: Private and Societal Performance Drivers. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 92–102, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.024>

WILLE, E.; ISENBORGHS, C.; LAMAIR, L.; NECULAU, C.; DERIJDT, R. Cedalion and Orion: A Two-Step Decision Support Tool to Allow Smart ELFM Project Planning, Prioritisation and Sustainable Interim Use (Rawfill Project). **Detritus**, n. 18, p. 85–94, 31 mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2022.15165>

YANG, L.; ZHANG, Y.; KANG, S.; WANG, Z.; WU, C. Microplastics in Freshwater Sediment: A Review on Methods, Occurrence, and Sources. **Science of The Total Environment**, v. 754, p. 141948, fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948>

YANG, S.; LU, X.; PENG, Y.; WANG, Z.; YANG, X.; WANG, X. Microplastic Emission from Soil-Air Interface. **Environmental Science & Technology Letters**, v. 11, n. 11, p. 1207–1213, 12 nov. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.4c00189>

ZARI, M.; SMITH, R.; FERRARI, R. Evaluation Of Dust Emission Rate From Landfill Mining Activities. **Detritus**, n. 25, p. 78–89, 31 dez. 2023. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2023.18328>

ZHANG, L.; ZHAO, W.; YAN, R.; YU, X.; BARCELÓ, D.; SUI, Q. Microplastics in Different Municipal Solid Waste Treatment and Disposal Systems: Do They Pose Environmental Risks? **Water Research**, v. 255, p. 121443, maio 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121443>

CAPÍTULO V: MOBILIDADE DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA FRAÇÃO FINA DO MINERADO: IMPLICAÇÕES PARA SEU USO COMO MATERIAL DE COBERTURA EM ATERROS SANITÁRIOS

1 INTRODUÇÃO

A Mineração de Aterros Sanitários (MAS) constitui uma técnica voltada à extração e ao aproveitamento dos resíduos sólidos previamente aterrados, permitindo a mitigação do passivo ambiental associado a aterros sanitários encerrados, bem como a recuperação de matérias-primas secundárias.

Em estudo destinado à identificação das potencialidades de reaproveitamento do material minerado, no Capítulo III, observou-se que 32,8% do resíduo extraído correspondia à Fração Fina do Minerado (FFM), definida como um material heterogêneo, com características semelhantes às do solo e diâmetro inferior a 19 mm, passível de utilização como camada de cobertura em aterros sanitários.

Nesse contexto, Burlakovs *et al.* (2021) destacam que o aproveitamento da FFM se insere nos princípios da Economia Circular, uma vez que essa fração predominantemente inerte pode atuar como camada de oxidação do metano em aterros antigos e novos, contribuindo para a mitigação das emissões de metano e para a redução da demanda por materiais naturais empregados no encerramento dessas estruturas.

Entretanto, o descarte inadequado de substâncias perigosas ao longo da vida útil do aterro pode resultar em resíduos com elevada toxicidade, comprometendo desenvolvimento de plantas, a fauna local e a saúde humana (BURLAKOVSK *et al.*, 2016). A classificação de resíduos sólidos no Brasil segue os critérios estabelecidos pela NBR 10004-1 (ABNT, 2024), que prioriza a identificação da perigosidade com base no conhecimento do resíduo e em informações sobre sua origem e composição. Ensaio laboratoriais, como a análise dos extratos lixiviado e solubilizado, definidos pelas NBR 10005 (ABNT, 2004a) e NBR 10006 (ABNT, 2004b) podem ser empregados como ferramentas analíticas complementares para avaliar o potencial de liberação de contaminantes.

Essas análises desempenham papel central na avaliação do risco ambiental associado aos resíduos. Enquanto o ensaio de lixiviação estima o potencial de liberação de contaminantes para solos e águas subterrâneas, o ensaio de solubilização avalia a capacidade do resíduo de transferir constituintes para a fase aquosa, podendo alterar padrões de potabilidade da água. Dessa forma,

ambos os ensaios são ferramentas úteis para subsidiar projetos de recuperação e de uso benéfico desse material (KACZALA *et al.*, 2017), permitindo avaliar não apenas a concentração dos contaminantes, mas também sua estabilidade química e mobilidade no meio ambiente (BURLAKOV *et al.*, 2016; JAGODZIŃSKA *et al.*, 2021).

Esguerra *et al.* (2021) ressaltam que a viabilidade econômica da FFM está mais diretamente associada à lixiviabilidade dos poluentes do que às concentrações totais presentes na matriz sólida. Nessa mesma linha, Kaczala *et al.* (2017) enfatizam a importância da caracterização, em escala laboratorial, das propriedades de lixiviação da FFM, especialmente quando se pretende sua aplicação como material de cobertura, devido ao risco de mobilização de contaminantes induzida pela percolação da água da chuva.

Todavia, a literatura recomenda cautela. Parida, Ramana e Datta (2024) demonstraram que frações finas com elevado teor de matéria orgânica, intensa liberação de cor e concentrações significativas de sais dissolvidos totais, sulfatos solúveis e cloretos apresentam maior potencial de lixiviação de contaminantes. Nessas condições, o uso da FFM orgânica em aplicações geotécnicas abertas ou irrestritas pode ser inadequado, sendo recomendada sua reutilização apenas de forma controlada, com a implementação de barreiras de baixa permeabilidade.

Adicionalmente, Orupöld *et al.* (2022) defendem que a avaliação das rotas tecnológicas de reaproveitamento da FFM deve considerar não apenas a caracterização físico-química, mas também análises ecotoxicológicas, de modo a fornecer uma avaliação integrada dos riscos ambientais associados.

Do ponto de vista terminológico, observa-se que, na literatura internacional, os termos *leachate* e *leachated* (ou *leaching*) são amplamente utilizados para se referir aos testes de lixiviação. No contexto brasileiro, entretanto, chorume designa o líquido gerado pela decomposição biológica dos resíduos, enquanto lixiviado corresponde ao chorume acrescido da água de percolação. A adoção dessa nomenclatura é essencial para evitar inconsistências metodológicas e possibilitar a comparação entre diferentes estudos.

Diante desse contexto, o objetivo geral do presente trabalho é avaliar a mobilidade de Elementos Potencialmente Tóxicos presentes na Fração Fina do Minerado por meio de ensaios de lixiviação e solubilização, conforme as normativas brasileiras, a fim de subsidiar a análise de risco ambiental e a viabilidade de sua utilização como material de cobertura em aterros sanitários. Como objetivos específicos destacam-se:

- determinar a concentração total de Elementos Potencialmente Tóxicos na FFM;
- avaliar a mobilidade desses elementos nos extratos lixiviado e solubilizado;
- comparar os resultados obtidos com os limites normativos brasileiros e referências internacionais;
- analisar criticamente os métodos de lixiviação empregados na literatura sobre MAS;
- discutir as implicações ambientais e técnicas do uso da FFM como material de cobertura.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A Fração Fina do Minerado (FFM) foi extraída do aterro sanitário conforme procedimento descrito no tópico 2.2 do Capítulo III. Após a coleta, a amostra foi macerada e peneirada em malha de 0,063 mm. Uma alíquota de 0,5 g do material passante foi submetida à digestão com 10 mL de água régia, utilizando sistema de digestão por micro-ondas, a 180 °C por 20 minutos, com taxa de aquecimento de 10 °C min⁻¹, conforme metodologia proposta por Somani *et al.* (2018). Após a digestão, o extrato foi filtrado e o volume final ajustado para 50 mL com água deionizada.

O extrato lixiviado (EL) foi obtido a partir da mistura de 75 g de FFM, com granulometria inferior a 9,5 mm, com 1500 mL da solução extratora ácida composta por ácido acético glacial e hidróxido de sódio. A mistura permaneceu sob agitação a 30 rpm, por 20 horas, a 25 °C, conforme estabelecido pela NBR 10005 (ABNT, 2004a). Após o período de agitação, o sobrenadante foi filtrado em membrana com porosidade de 0,6 µm.

O extrato solubilizado (ES) foi obtido a partir da mistura de 250 g de FFM, com granulometria inferior a 9,5 mm, com 1000 mL de água deionizada. A mistura foi inicialmente submetida à baixa agitação por 5 minutos e, em seguida, mantida em repouso por sete dias, a 25 °C, conforme a NBR 10006 (ABNT, 2004b). Após esse período, o extrato foi filtrado de forma semelhante ao procedimento adotado para o extrato lixiviado. A Figura 14 exemplifica a obtenção dos extratos EL e ES.

Figura 14 - Produção dos extratos solubilizados (à esquerda) e lixiviado (à direita), do resíduo advindo do Aterro localizado em Santo Antônio de Jesus-BA, para a determinação dos Elementos Potencialmente Tóxicos



A determinação da concentração dos Elementos Potencialmente Tóxicos (Arsênio (As), Bário (Ba), Cálcio (Ca), Cádmi (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro, (Fe), Potássio, (K), Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Fósforo (P), Chumbo (Pb), Vanádio (V) e Zinco (Z)) foi realizada nas três fases da FFM: amostra bruta (FFM), extrato solubilizado (FFM-ES) e extrato lixiviado (FFM-EL). As análises foram conduzidas em triplicata, com controle branco, no Laboratório de Estudos do Petróleo (LEPETRO) da Universidade Federal da Bahia (UFBA) através do Espectrômetro de Emissão ótica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES) marca *Agilent Technologies* (720 series).

O “teste de lixiviação” consistiu em caracterizar os extratos lixiviado e solubilizado da FFM, de acordo com as normativas brasileiras. Para os dois extratos em questão, a saber FFM-ES e FFM-EL, foram analisados os seguintes parâmetros: pH, Sulfato, Nitrogênio total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrito, Fósforo e MO. Devido à interferência da solução ácida, os parâmetros DBO e DQO foram determinados apenas no ES. Todas as análises foram feitas em triplicata e seguiram os métodos propostos em APHA (2017).

Para compilação dos métodos de produção do elutriato, nos testes de lixiviação, buscou-se no periódico Capes artigos com as palavras-chave: *leachate*; *leachated*; *leaching*, *characterization*; *characteristics* combinadas com *landfill mining*. Dos artigos identificados e que, de fato, se referiam ao tema, foram extraídas informações como relação líquido/sólido (L/S), tempo e equipamento utilizado para mistura, tipo de separação líquido-sólido, parâmetros analisados, normas de referência para comparação do material e, finalmente, classificação do elutriato como semelhante ao FFM-EL ou FFM-ES.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A comparação entre as concentrações totais dos Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) determinadas na Fração Fina do Minerado e aquelas observadas nos extratos solubilizado e lixiviado foram comparados aos valores de referência do solo (Tabela 1). A FFM, composta por resíduos degradados há 10 anos, apresentou valores que requerem a investigação mais aprofundada

Tabela 1 - Concentração dos EPT obtidos nas três fases da FFM advinda do Aterro Sanitário localizado em Santo Antônio de Jesus-BA.

EPT	Concentração					
	mg/kg		mg/L			
	FFM	REF1	FFM-S	REF2	FFM-L	REF3
Al	44451,67	SR	0	0,20	0	SR
As	5,77	150,0	0,04	0,01	0,34	1,0
Ba	79,84	750,0	0,58	0,70	3,97	70,0
Ca	13365,14	SR	485,04	SR	4461,45	SR
Cd	0	20,0	0	0,01	4,82	0,5
Cr	70,08	400,0	0	0,05	0	5,0
Cu	86,23	600,0	0	2,00	0,18	SR
Fe	38388,79	SR	0	0,30	0	SR
K	2108,66	SR	520,89	SR	1088,1	SR
Mg	485,28	SR	35,88	SR	133,83	SR
Mn	112,58	SR	0,11	0,10	16,45	SR
Ni	9,49	130,0	0	SR	0	SR
P	1208,01	SR	0	SR	14,38	SR
Pb	36,56	900,0	0	0,01	0	1,0
V	59,1	1000,0	0	SR	0	SR
Zn	389,13	2000,0	0,28	5,00	37,06	SR
		Valor de referência		Valor superior		Valor inferior

REF1: CONAMA 420, industrial (BRASIL, 2009); REF2: NBR 10006 (ABNT, 2010b); REF3: NBR 10005 (ABNT, 2010a); SR: Sem Referência

A comparação entre os três elutriatos demonstra que a mobilidade dos elementos não é diretamente proporcional à sua concentração total na matriz sólida. Elementos como ferro, alumínio e cromo, embora presentes em concentrações elevadas na FFM, não foram detectados nos elutriatos, indicando que permanecem fortemente retidos na matriz e não representam, nas condições avaliadas, um fator limitante para o uso da FFM como material de cobertura. A literatura mostra que em solos com pH superior à 2 há imobilização de cromo devido à sua ligação com a argila (HAO *et al.*, 2022).

Em contrapartida, a detecção de cádmio no extrato lixiviado, mesmo na ausência desse elemento na caracterização total da FFM, indica que determinados contaminantes podem ser mobilizados sob condições adversas, como cenários de acidificação. Esse comportamento está de acordo com a literatura, que aponta a mobilidade do cádmio como inversamente proporcional ao pH do meio (COSTA *et al.*, 2007).

Do ponto de vista da engenharia, esse resultado evidencia a importância de considerar situações críticas de operação e exposição prolongada, uma vez que alterações no meio podem comprometer a estabilidade ambiental do material ao longo do tempo.

O pH alcalino observado no extrato solubilizado é compatível com resíduos em estágio avançado de estabilização, visto que o tempo estimado de aterramento é de aproximadamente 10 anos. Essa condição favorece o desempenho ambiental do material, uma vez que contribui para a redução da mobilidade de diversos metais.

Contudo, a mobilização do arsênio nesse extrato indica que, mesmo em resíduos estabilizados, podem ocorrer liberações seletivas que exigem atenção na definição de critério de uso e de medidas de controle. O arsênio pode apresentar maior solubilidade em condições levemente alcalinas, resultando em maior fitodisponibilidade (PATEL *et al.*, 2023).

A presença de arsênio e de manganês em concentrações superiores aos limites normativos, mesmo em um resíduo estabilizado, merece atenção devido ao potencial de toxicidade crônica desses elementos, constituindo, do ponto de vista técnico, um fator restritivo ao uso da FFM. Nesse sentido, a realização de ensaios ecotoxicológicos constitui uma etapa fundamental para a avaliação integrada dos riscos associados à sua aplicação.

De forma geral, os resultados indicam que a utilização da FFM como material de cobertura em aterros sanitários é tecnicamente viável, desde que associada a condições de uso controlado. A adoção de barreiras de baixa permeabilidade, aliada à implementação de programas de

monitoramento ambiental, constitui estratégia essencial para mitigar riscos, permitindo conciliar os princípios da Economia Circular com segurança ambiental.

A análise dos procedimentos metodológicos empregados na literatura evidencia que a maioria dos estudos adota ensaios equivalentes ao extrato solubilizado, geralmente baseados em água deionizada e com tempos de mistura significativamente inferiores aos estabelecidos pelas normas brasileiras. Observa-se ainda ampla variação na relação líquido/sólido, com valores entre 20:1 e 5:1, enquanto a norma brasileira estabelece a relação específica de 20:1 para o extrato lixiviado e 4:1 para o extrato solubilizado (Quadro 3). Essas diferenças metodológicas impactam diretamente nos resultados obtidos, dificultando comparações diretas e a definição de critérios técnicos consistentes para o reaproveitamento da FFM.

Situação semelhante é observada quanto ao tempo de mistura, que na literatura varia entre 2 e 24 horas, enquanto a norma brasileira estabelece 18+2h para o extrato lixiviado e 7 dias para o extrato solubilizado. Estes tempos mais conservadores ampliam a margem de segurança dos projetos, podendo inviabilizar o uso da FFM. Todos os artigos analisaram a concentração de metais e relataram não haver norma específica para o uso da FFM, o que reforça a necessidade de padronização metodológica.

A análise comparativa dos métodos empregados na literatura evidencia uma ausência de padronização nos ensaios de lixiviação aplicados à FFM, o que compromete a comparabilidade dos resultados e a definição de critérios técnicos consistentes para seu reaproveitamento. Nesse sentido, a adoção das normativas brasileiras, embora mais conservadora, fornece uma base metodológica robusta para avaliações de risco ambiental.

Quadro 3 - Quesitos metodológicos nos “testes de lixiviação” realizado com a Fração Fina de Minerado, provenientes de aterros de resíduos domésticos

Autor	L/S	TM	Equipamento	Separação L-S		Parâmetros	Referência
Semelhante ao Extrato Solubilizado							
Kaartinen; Sormunen e Rintala (2013)	10:1 AD	24 h	Agitador mecânico	Filtração	0,45 µm	pH, CE, POR, metais, F, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ COD	Aceitação de resíduo em aterro
Vollprecht <i>et al.</i> (2020)	5:1 AD	2 h	Agitador	Centrífuga Filtração	15 min, 5500 rpm 0,45 µm	pH, CE, Cox, COD, PO ₃ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ metais	Reciclagem de solo escavado
Kaczala <i>et al.</i> (2017)	10:1 AD	24h 100 rpm	Floculador/ teste de jarros	Decantação	NI	pH, CE, POR, DQO, COT, COD, Metais	NI
Orupöld <i>et al.</i> (2022)	5:1 10:1 AD	24 h	Agitador mecânico	Filtração	1,2 µm	pH, CE, POR, COT, COD, CT, NT, DQO, DBO	Aceitação de residuo em aterro
Goli <i>et al.</i> (2022)	20:1 AD	24 h	Agitador mecânico	Filtração	2,5 µm	pH, CE, SDT, salinidade, COT, NT, metais, Ca ⁺² , Mg ⁺² , Na ⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻	Aceitação de composto
Semelhante ao Extrato Solubilizado							
Parida, Ramana e Datta (2024)	10:1 AD	16±2 h 30 rpm	Agitador rotativo mecânico	Centrífuga Filtração	15 min, 1000 rpm 2,5 >0,45>0, 2 µm	pH, CE, cor, STD, metais, SDT, Mg, Ca, Na, K, SO ₄ ²⁻	Comparação com solo local
Devahi, Rathod e Muthukumar (2025)	10:1 AD	24h 100 rpm	Agitador rotativo mecânico	Decantação por 10 h	2,5 µm	pH, CE, STD, DT, Mg, Ca, DQO, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻	Solo local
Semelhante ao Extrato Lixiviado							
Masi <i>et al.</i> (2014)	20:1 Ácido acético	18 h 30 rpm	NI	NI	0,45 µm	Metais Ecotox	Normativo para uso de lodo de esgoto

TM: Tempo de Mistura; AD: Água deionizada ou ultra pura; NI: Não informado; CE: Condutividade elétrica, POR: Potencial de Oxi-redução. DQO: Demanda Química de Oxigênio, COT: Carbono Orgânico Total, COD: Carbono Orgânico Dissolvido; SDT: Sólidos Dissolvidos Totais, NT: nitrogênio total; DT: Dureza total

A análise comparativa da caracterização química dos elutriatos provenientes da Fração Fina do Minerado (FFM), apresentada na Tabela 2, evidencia ampla variabilidade nos parâmetros físico-químicos reportados na literatura, refletindo tanto diferenças nas condições de aterramento quanto, sobretudo, a heterogeneidade metodológica dos ensaios de lixiviação empregados.

Tabela 2 - Caracterização química dos elutriatos de FFM de pesquisas anteriores

Parâmetro	Autores						
	Vollprecht <i>et al.</i> (2020)	Kaczala <i>et al.</i> (2017)	Orupöld <i>et al.</i> (2022)	Goli <i>et al.</i> (2022)	Kaartinen, Sormunen e Rintala (2013)	Devahi, Rathod e Muthukkumaran (2025)	Parida, Ramana e Datta (2024)
pH	7,73	NI	7,39	7,5-7,6a 6,9b	8,1 c 8,3 d	8,06	7.6–7.9
NH⁺₄	61,5	NI	NI	NI	NI	NI	NI
NO⁻₃	278	NI	NI	NI	NI	NI	NI
PO³⁻₄	9	NI	NI	NI	NI	NI	NI
DQO	NI	4924 – 7622	628,625	NI	NI	131,2	NI
DBO	NI	NI	3,0–9,4	NI	NI	NI	NI
NT	NI	NI	NI	16,37- 27,31a 48,14b	NI	NI	NI
SDT	NI	NI	NI	388-672a 1286,67b	NI	NI	1000- 1250
SO²⁻₄	NI	NI	NI	NI	15000c 7100d	369,7	200-700

I: Não informado; ^aEm lixão; ^bEm aterro; ^ccamadas intermediárias; ^dcamadas de fundo

Os valores de pH reportados nos estudos compilados concentram-se majoritariamente em faixas neutras a alcalinas, compatíveis com resíduos estabilizados e aterros de maior idade. Slomczynska e Slomczunski (2004) destacam que o valor do pH aumenta conforme a idade do aterro: valores de pH entre 3,7 e 6,5 para resíduos com até 5 anos de deposição; pH entre 8 e 8,5 para aterros mais antigos. Esse comportamento é coerente com o observado neste estudo,

no qual o pH do extrato solubilizado da FFM é igual a 8,53 (Tabela 3), valor indicativo de um ambiente geoquimicamente estável.

A comparação entre os dados da literatura (Tabela 2) e os resultados experimentais obtidos (Tabela 3) indica que as concentrações de nutrientes inorgânicos, como nitrogênio e fósforo, bem como de sulfato, permaneceram abaixo dos valores associados a risco de salinização do solo ou eutrofização de corpos hídricos. Quando comparados a cenários mais críticos, como concentrações elevadas de nitrato, fosfato e sais solúveis na FFM observadas por Vollprecht *et al.* (2020), os resultados do presente estudo indicam risco reduzido de impactos associados à aplicação da FFM como material de cobertura.

Os valores de demanda química de oxigênio e de matéria orgânica determinados no extrato solubilizado da FFM (Tabela 3) reforçam a interpretação de que a FFM se encontra em estágio avançado de degradação. Isso indica que o baixo potencial de consumo de oxigênio e a reduzida probabilidade de impactos negativos sobre sistemas aquáticos adjacentes.

Tabela 3 - Caracterização dos extratos solubilizado (FFM-ES) e lixiviado (FFM-EL)

Amostra	pH	Sulfato	NT	N _{amon}	Nitrato	Nitrito	DBO	DQO	Fósforo	MO
FFM-ES	8,22	531,18 (16,62)	95 (10)	27,57 (0,47)	74,5 (8,26)	1,09 (0,27)	45 (2)	292,77 (7,26)	0,53 (0,01)	440 (40)
FFM-EL	5,46	37,51 (5,35)	35,9 (0)	7,87 (0,23)	1,34 (0,17)	0,12 (0,03)	ND	ND	0,79 (0,01)	4093,33 (310,7)

ND: Não Determinado. Concentrações em mg/L. Média (Desvio Padrão)

A literatura aponta que a lixiviação de sulfato pode representar um fator limitante para o uso de frações finas mineradas, especialmente em resíduos menos estabilizados ou em camadas intermediárias do aterro. Kaartinen, Sormunen e Rintala (2013) observaram concentrações elevadas de sulfato em camadas intermediárias, enquanto valores mais baixos foram associados a camadas de fundo e a resíduos mais antigos, nos quais a lixiviação prévia já ocorreu. Os resultados obtidos neste estudo corroboram essa tendência, uma vez que as concentrações de sulfato observadas nos elutriados da FFM foram compatíveis com um material previamente lixiviado e estabilizado, reforçando a influência da idade do aterro sobre o comportamento geoquímico do resíduo minerado.

De forma integrada, os resultados das Tabelas 2 e 3 indicam que a FFM avaliada apresenta características químicas compatíveis com um material estabilizado, com mobilidade limitada

de nutrientes e compostos orgânicos, e com menor potencial de geração de impactos associados à salinização e à eutrofização quando comparada a cenários descritos na literatura.

No entanto, a ausência de normativos específicos para o uso da FFM e a variabilidade metodológica observada nos ensaios de lixiviação reforçam a necessidade de avaliações complementares, incluindo ensaios ecotoxicológicos e análises comparativas com solos locais não contaminados, de modo a subsidiar decisões técnicas mais seguras quanto à sua aplicação ambiental.

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A avaliação da mobilidade de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) na Fração Fina do Minerado (FFM), realizada por meio de ensaios normatizados de lixiviação e solubilização, permitiu analisar o desempenho ambiental da FFM sob condições controladas, relevantes para sua aplicação como material de cobertura em aterros sanitários. Os resultados demonstram que, embora a FFM apresente concentrações relevantes de elementos benéficos, como Ca, Fe, K, Mg e Zn, capazes de contribuir para funções de suporte físico e retenção, a mobilidade observada para determinados contaminantes impõe restrições ao seu uso.

A detecção de cádmio no extrato lixiviado, associada às concentrações de arsênio e manganês acima dos limites normativos no extrato solubilizado, indica potencial de mobilização de EPT pela Fração Fina do Minerado. Essa condição não inviabiliza sua aplicação, mas exige manejo criterioso, com avaliações de risco baseadas na lixiviabilidade dos contaminantes, e não exclusivamente em suas concentrações totais, reforçando a necessidade de controle ambiental e avaliação criteriosa em cenários de uso benéfico do material.

A análise crítica da literatura evidenciou significativa heterogeneidade nos métodos de lixiviação aplicados à FFM, o que dificulta a comparação entre estudos e a definição de critérios técnicos padronizados. Nesse contexto, a adoção de protocolos normativos como os brasileiros, resultarão avaliações ambientais mais conservadoras.

Conclui-se que a FFM apresenta potencial para aplicação como material de cobertura em aterros sanitários, desde que associada à implementação de medidas de controle, como barreiras de baixa permeabilidade, e à realização de estudos complementares, especialmente de natureza ecotoxicológica.

Diante da ausência de normativos específicos, recomenda-se que a viabilidade da FFM seja avaliada com base na comparação com valores-limite aplicáveis a solos escavados, resíduos

orgânicos compostados, e solos locais não contaminados, assegurando ambiental e a segurança operacional do sistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004-1: Resíduos sólidos – Classificação. Parte 1: Requisitos de classificação. Rio de Janeiro, 2024. 29 p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10005: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2010a. 16 p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10006: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2010b. 3 p.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington DC: American Public Health Association. 23° ed. 2004.

BURLAKOV, J.; KACZALA, F.; VINCEVICA-GAILE, Z.; RUDOVICA, V.; ORUPÖLD, K.; STAPKEVICA, M.; BHATNAGAR, A.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, M.; KLAVINS, M.; HOGLAND, W. Mobility of Metals and Valorization of Sorted Fine Fraction of Waste After Landfill Excavation. **Waste and Biomass Valorization**, v. 7, n. 3, p. 593–602, jun. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9478-4>

BURLAKOV, J.; PILECKA, J.; GRINFELDE, I.; ARBIDANS, L.; ARINA, D.; SETYOBUDI, R. H. Sustainable landfill fine fraction of waste reuse opportunities covering layer development. Em: 2021, [...]. 2021. p. 303–310. DOI: <https://doi.org/10.22616/rrd.27.2021.043>

COSTA, C. D. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. Fracionamento sequencial de cádmio e chumbo em solos. **Ciência Rural**, v. 37, n. 5, p. 1323–1328, out. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782007000500016>

DEVAHI, P.; RATHOD, D.; MUTHUKKUMARAN, K. Assessment of the Leaching Behavior of Landfill Mining Waste at Tiruchirappalli City in India. **Indian Geotechnical Journal**, v. 55, n. 3, p. 1466–1477, jun. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40098-024-01014-4>

GOLI, V. S. N. S.; SINGH, P.; SINGH, D. N.; TAK, L. K. Investigations on Characteristics of Landfill-Mined-Soil-like-Fractions and Their Dependency on Organic Matter. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 162, p. 795–812, jun. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.04.052>

HAO, W.; CHEN, N.; SUN, W.; MÄND, K.; KIRSIMÄE, K.; TEITLER, Y.; SOMELAR, P.; ROBBINS, L. J.; BABECHUK, M. G.; PLANAVSKY, N. J.; ALESSI, D. S.; KONHAUSER, K. O. Binding and Transport of Cr(III) by Clay Minerals during the Great Oxidation Event. **Earth and Planetary Science Letters**, v. 584, p. 117503, abr. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2022.117503>

JAGODZIŃSKA, K.; GARCIA LOPEZ, C.; YANG, W.; JÖNSSON, P. G.; PRETZ, T.; RAULF, K. Characterisation of Excavated Landfill Waste Fractions to Evaluate the Energy Recovery Potential Using Py-GC/MS and ICP Techniques. **Resources, Conservation and**

Recycling, v.168, p. 105446, mai. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105446>

KAARTINEN, T.; SORMUNEN, K.; RINTALA, J. Case Study on Sampling, Processing and Characterization of Landfilled Municipal Solid Waste in the View of Landfill Mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 56–66, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.02.036>

KACZALA, F.; MEHDINEJAD, M. H.; LÄÄNE, A.; ORUPÖLD, K.; BHATNAGAR, A.; KRIIPSALU, M.; HOGLAND, W. Leaching Characteristics of the Fine Fraction from an Excavated Landfill: Physico-Chemical Characterization. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 19, n. 1, p. 294–304, jan. 2017. DOI: <https://doi.org/10.15626/Eco-Tech.2014.010>

MASI, S.; CANIANI, D.; GRIECO, E.; LIOI, D. S.; MANCINI, I. M. Assessment of the Possible Reuse of MSW Coming from Landfill Mining of Old Open Dumpsites. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 702–710, mar. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.013>

ORUPÖLD, K.; SOMANI, M.; KACZALA, F.; HOGLAND, M.; BHATNAGAR, A.; HOGLAND, W.; SAAREMÄE, E.; KRIIPSALU, M. Ecotoxicity Assessment of Fine Fractions Obtained from Landfill Mining. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 26, n. 4, p. 04022030, out. 2022. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000715](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000715)

PARIDA, D.; RAMANA, G. V.; DATTA, M. Investigation on Trommeled Legacy Waste from Full-Scale Mining of Old Dumpsites: Suitable for Valorization or Scientific Disposal? **Journal of Environmental Management**, v. 356, p. 120580, abr. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120580>

PATEL, K. S.; PANDEY, P. K.; MARTÍN-RAMOS, P.; CORNS, W. T.; VAROL, S.; BHATTACHARYA, P.; ZHU, Y. A Review on Arsenic in the Environment: Contamination, Mobility, Sources, and Exposure. **RSC Advances**, v. 13, n. 13, p. 8803–8821, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1039/D3RA00789H>

SŁOMCZYŃSKA, B.; SŁOMCZYŃSKI, T. Physico-Chemical and Toxicological Characteristics of Leachates from MSW Landfills. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 13, p. 627–637, 2004. Disponível em: <http://www.pjoes.com/pdf-87707-21566?filename=21566.pdf>. Acessado em 05 de março de 2026.

SOMANI, M.; DATTA, M.; RAMANA, G.; SREEKRISHNAN, T. Investigations on Fine Fraction of Aged Municipal Solid Waste Recovered through Landfill Mining: Case Study of Three Dumpsites from India. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 36, n. 8, p. 744–755, ago. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X18782393>

VOLLPRECHT, D.; HERNÁNDEZ PARRODI, J. C.; LUCAS, H. I.; POMBERGER, R. Case study on enhanced landfill mining at Mont-Saint-Guibert landfill in Belgium: mechanical processing, physico-chemical and mineralogical characterization of fine fractions <4.5 mm. **Detritus**, n. 10, p. 26–43, 31 mar. 2020. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13940>

CAPÍTULO VI: AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DA FRAÇÃO FINA DO RESÍDUO MINERADO DE ATERRO SANITÁRIO CONSIDERANDO SUAS FUNÇÕES DE *HABITAT* E DE RETENÇÃO

1 INTRODUÇÃO

A Mineração de Aterro Sanitários (MAS) é uma tecnologia ambiental que integra princípios da Economia circular à gestão sustentável de resíduos sólidos, ao possibilitar a recuperação de materiais, a valorização energética, a requalificação de áreas degradadas e mitigação de passivos ambientais (ZHOU *et al.*, 2015). Em razão desse potencial ambiental e econômico, a MAS tem recebido atenção crescente em âmbito internacional. O material resultante da escavação ou perfuração de célula encerradas de aterros sanitários, denominado resíduo minerado, apresenta composição heterogênea, constituída por diferentes frações com características físicas, química e biológicas distintas.

Entre essas frações, destaca-se a Fração Fina do Minerado (FFM), definida como material de granulometria inferior a 19 mm, de aspecto semelhante a solo. Em função de sua elevada representatividade gravimétrica e de suas potenciais rotas de aproveitamento, como material para cobertura ou biocobertura de aterros sanitários, a FFM tem sido apontada como um dos principais focos de investigação em projeto de MAS. No entanto, para que seu uso seja ambiental e sanitariamente seguro, é imprescindível que o material seja adequado caracterizado quanto ao seu potencial de risco, especialmente no que se refere à toxicidade e à ecotoxicidade.

De acordo com a legislação brasileira, um resíduo sólido é classificado como perigoso quando apresenta características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, bem como quando provoca efeitos adversos associados à presença de agentes teratogênicos, mutagênicos, carcinogênicos ou ecotóxicos (ABNT, 2004). Nesse contexto, a avaliação ecotoxicológica assume papel fundamental como ferramenta complementar às análises físico-químicas tradicionais, uma vez que permite integrar os efeitos combinados dos contaminantes presentes no material sobre os organismos vivos.

Embora a caracterização ecotoxicológica seja reconhecida como etapa essencial na avaliação ambiental da FFM, a literatura científica sobre o tem ainda é incipiente. Orupöld *et al.* (2022) destacam a escassez de estudos voltados especificamente à ecotoxicidade do resíduo minerado particularmente no que se refere à fração fina. De forma convergente, no Capítulo II, ao

analisar-se a evolução da pesquisa em MAS, verifica-se que a FFM permanece como um campo pouco explorado, sobretudo no que diz respeito às suas implicações ambientais e às restrições associadas ao uso do minerado.

Os ensaios de ecotoxicológicos podem ser classificados segundo o tempo de exposição (agudos ou crônicos), o tipo de resposta (letal ou subletal) e o modo de ação, incluindo parâmetros de sobrevivência, crescimento, comportamento e reprodução (NIVA; BROWN, 2019). No caso de materiais semelhantes ao solo, como a FFM, a avaliação ecotoxicológica está diretamente associada às funções ecológicas do solo, com destaque a função de *habitat* e a função de retenção.

A função de *habitat* refere-se à capacidade do material de sustentar organismos edáficos, plantas e microrganismos e plantas, enquanto função de retenção está relacionada à capacidade de imobilizar contaminantes, reduzindo seu transporte pela água e sua transferência para outros compartimentos ambientais (ABNT, 2010; LI *et al.*, 2024).

A avaliação dessas funções pode ser realizada tanto por meio de ensaios com o material na fase sólida quanto por meio de ensaios com o elutriado, um extrato aquoso obtido a partir da FFM. Os ensaios com elutriado permitem estimar, de forma preliminar, o potencial de mobilização de contaminantes e o risco de contaminação de águas subterrâneas (ABNT, 2011b).

Embora estudos internacionais tenham demonstrado a aplicabilidade desses ensaios para a avaliação de toxicidade aguda e crônica (CURIESES *et al.*, 2016; DOMENE; ALCANIZ; ANDRÉS, 2008), no Brasil ainda são escassas pesquisas que utilizam elutriados de resíduos escavados, sendo mais frequentes os estudos com lixiviados de aterros sanitários (SALES JUNIOR *et al.*, 2021)

Nesse contexto, organismos terrestres edáficos, como as minhocas, têm sido amplamente utilizados como bioindicadores em ensaios ecotoxicológicos, em razão de sua sensibilidade a contaminantes, de sua relevância ecológica e de sua posição na teia alimentar terrestre. Espécies do gênero *Eisenia*, em especial *Eisenia andrei*, são recomendadas por normas nacionais e internacionais para a avaliação da função de *habitat* e para a classificação de resíduos sólidos (ABNT, 2011a; NIVA; BROWN, 2019).

Além disso, esses organismos são particularmente relevantes em cenários de aplicação da FFM como camada de cobertura ou biocobertura de aterros sanitários, nos quais o material passa a atuar também como substrato para o desenvolvimento da vegetação, contribuindo para

estabilidade física, o controle da erosão e a melhoria do desempenho ambiental do sistema (GEBERT; HUBER-HUMER; CABRAL, 2022).

Diante da relevância ambiental da Fração Fina do Minerado e da lacuna de conhecimento associada à sua caracterização ecotoxicológica, este capítulo tem como objetivo avaliar os efeitos ecotoxicológicos da FFM, na fase sólida e na forma de elutriato, por meio de ensaios de letalidade, comportamento de fuga e reprodução, com a minhoca *Eisenia andrei*, considerando as funções ecológicas de *habitat* e retenção do solo.

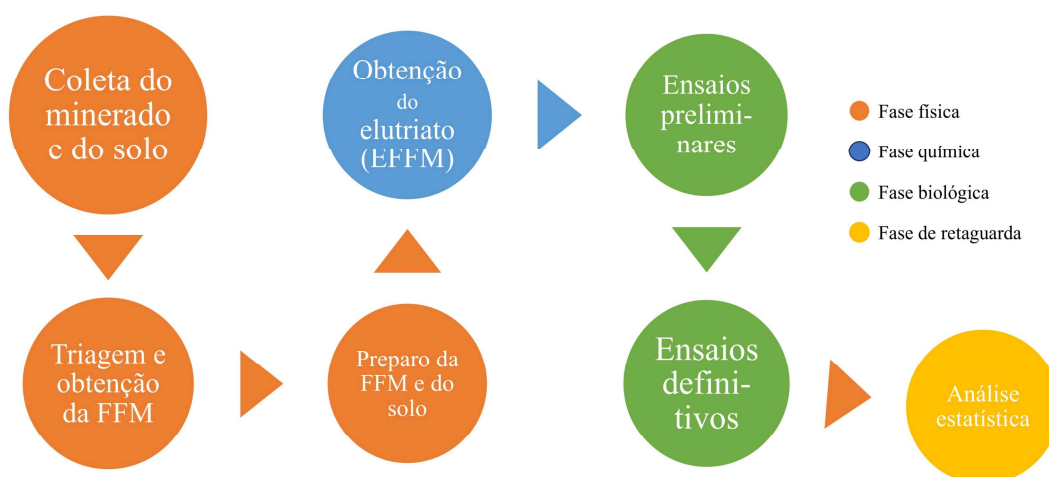
2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Delineamento geral do estudo

O delineamento experimental foi estruturado em seis etapas principais no intuito de avaliar, de forma integrada, os efeitos letais, subletais e comportamentais da FFM e de seu elutriato sobre organismos edáficos, conforme preconizado pelas normas brasileiras e internacionais. A Figura 15 ilustra a sequência metodológica adotada.

- (i) caracterização e preparo do solo-referência;
- (ii) obtenção e preparo das amostras de resíduo minerado;
- (iii) obtenção e preparo de elutriato;
- (iv) cultivo e seleção dos organismos-teste;
- (v) realização dos ensaios ecotoxicológicos preliminares e definitivos;
- (vi) análise estatística dos resultados.

Figura 15 - Fluxograma geral do método de pesquisa



2.2 Solo-referência

O solo-referência utilizado nos ensaios foi coletado em área remanescente de Mata Atlântica, livre de contaminação antrópica. Os procedimentos de coleta, defaunação, teste de adaptação e determinação da Capacidade de Retenção de Água (CRA) seguiram a metodologia descrita por Duarte *et al.* (2024).

Em resumo, a defaunação do solo foi realizada conforme a NBR 15469 (ABNT, 2021), por meio de três ciclos sucessivos de congelamento e descongelamento, com duração total de 12 dias, visando à eliminação da biota nativa e à padronização das condições experimentais. Posteriormente, o solo defaunado e seco ao ar foi peneirado em malha de 2 mm e armazenado sob refrigeração.

2.3 Amostras de resíduo minerado e preparo da FFM

A amostra de resíduo minerado foi obtida a partir da escavação de uma célula encerrada de um aterro sanitário localizado no Recôncavo da Bahia, totalizando aproximadamente 650 kg de material. Os procedimentos de coleta, homogeneização e triagem estão descritos no tópico 2.2 do Capítulo III.

Considerando o potencial uso do material como cobertura de aterro, apenas a Fração Fina do Resíduo Minerado (FFM), com diâmetro inferior a 19 mm, foi selecionada para os ensaios ecotoxicológicos. O preparo da FFM consistiu em secagem em estufa a 60 °C por 48 horas, trituração em moinho de facas e peneiramento em malha de 2 mm, conforme recomendado por Niva e Brown (2019). A Figura 16 ilustra as etapas de processamento da FFM.

Figura 16 - Etapas de processamento para obtenção de material-teste



2.4 Obtenção do Elutriato da Fração Fina do Resíduo Minerado (EFFM)

O elutriato da FFM foi preparado de acordo com a NBR 15469 (ABNT, 2021), a partir da mistura da FFM seca ao ar com água destilada na proporção 1:4 (m/v). A Figura 17 sintetiza as etapas realizadas para obtenção do elutriato. A suspensão foi submetida à agitação contínua por 20 horas a 150 rpm, seguida de sedimentação por 1 hora. O sobrenadante foi então coletado e centrifugado por 30 minutos a 3950 rpm (2026 G), sendo utilizado nos ensaios ecotoxicológicos relacionados à função de retenção do solo.

Figura 17 - Esquema de obtenção do elutriato



2.5 Organismos-teste

Em todos os ensaios foram utilizadas minhocas da espécie *Eisenia andrei*, com massa corporal entre 300 e 600 mg e presença de clitelo, cultivadas em laboratório sob condições controladas de temperatura (22 ± 2 °C). Os organismos foram mantidos em substrato composto por esterco equino e pó de coco (1:1) e alimentados semanalmente com aveia cozida, conforme estabelecido pelas normas ABNT (2014) e Canadá (2022).

2.6 Ensaios ecotoxicológicos

A avaliação ecotoxicológica da Fração Fina do Minerado (FFM) foi conduzida com base em normas técnicas reconhecidas para ensaios com organismos terrestres e caracterização ecotoxicológica de solos, tanto para a FFM na fase sólida (função de *habitat*) quanto para o EFFM (função de retenção). O Quadro 4 apresenta as normas utilizadas, os tipos de ensaio e os parâmetros avaliados no presente estudo.

Quadro 4 - Normas técnicas utilizadas nos ensaios ecotoxicológicos aplicados à avaliação da Fração Fina do Minerado (FFM), proveniente do Aterro localizado em Santo Antônio de Jesus - BA

Norma	Tipo de ensaio	Parâmetro avaliado	Aplicação no estudo
NBR ISO 15469	Procedimentos de amostragem	Integridade e representatividade das amostras	Coleta, preservação e preparo das amostras de FFM destinadas aos bioensaios
NBR ISO 17616	Diretriz para bioensaios	Adequação metodológica	Seleção e interpretação dos bioensaios ecotoxicológicos aplicados ao solo
NBR ISO 15537	Toxicidade aguda em solo	Letalidade e crescimento	Avaliação de efeitos tóxicos agudos da FFM sobre organismos edáficos
NBR ISO 17512-1	Ensaio comportamental de fuga	Evitação do substrato	Avaliação da resposta comportamental das minhocas frente à presença da FFM
ISO 11268-2	Ensaio crônico de reprodução	Crescimento e número de juvenis	Determinação dos efeitos poluentes da FFM no crescimento e na reprodução das minhocas
NBR ISO 17799	Guia de caracterização ecotoxicológica	Integração de resultados	Interpretação da qualidade ecotoxicológica da FFM como material de solo

Em uma etapa inicial, foram conduzidos ensaios preliminares com ampla faixa de concentrações e número reduzido de réplicas, com a finalidade de identificar níveis de exposição associados a indícios de toxicidade e delimitar o intervalo de resposta biológica (DUARTE *et al.*, 2025). Com base nos resultados obtidos, foram definidas as concentrações utilizadas nos ensaios definitivos, organizadas em progressão geométrica, de modo a permitir a adequada modelagem da relação dose–resposta. Esses ensaios foram conduzidos com maior número de réplicas, delineamento estatístico previamente estabelecido e em conformidade com os protocolos normativos da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2010; 2011a; 2014).

As concentrações avaliadas nas etapas preliminar e definitiva estão apresentadas na Tabela 4. Aquelas destacadas em vermelho indicam ocorrência de toxicidade e foram consideradas como

limite superior para a definição das doses utilizadas nos ensaios definitivos. O valor q representa a razão da progressão geométrica.

Tabela 4 - Resumo das concentrações adotadas para os ensaios ecotoxicológicos

Ensaio/função	Concentração (%)	
	Habitat (FFM)	Retenção (EFFM)
Ensaio preliminares		
Letalidade	0,01; 0,1; 1; 5; 7,5; 10; 20; 50; 100	1, 10, 20, 40, 80; 100
Fuga	20, 40, 60; 80	10, 25, 75; 100
Reprodução		10, 20, 40, 80; 100
Ensaio definitivos		
Letalidade	$q=1,65$ 0; 13,50; 22,28; 36,75; 60,64; 100	$q=1,25$ 0; 41,00; 51,25; 64,06; 80,08; 100
Fuga	$q=2,00$ 0; 2,5; 5,0; 10,0; 20,0; 40,0	$q=1,77$ 0; 10,2; 18,1; 32,0; 56,6; ;100,0
Reprodução		

Nota: concentrações em vermelho: indicio de toxicidade a ser investigada nos ensaios definitivos.

• Preparação dos ensaios ecotoxicológicos

Todos os ensaios ecotoxicológicos foram conduzidos em recipientes plásticos com capacidade de 500 mL, providos de tampa perfurada, a fim de garantir adequadas trocas gasosas ao longo dos períodos experimentais. Com base nos resultados da Capacidade de Retenção de Água (CRA) e nos testes preliminares de adaptação descritos por Duarte *et al.* (2024), adotou-se a massa de 400 g de solo para cada unidade experimental, tanto para o solo-referência (solo natural extraído Parque Florestal Mata da Cazuzinha, localizado em Cruz das Almas/BA,) quanto para o solo-teste, constituído pela Fração de Finos do Minerado (FFM).

A umidade dos sistemas foi ajustada para 40% da CRA, correspondendo à adição de 19 mL de água para cada 100 g de solo seco, valor previamente identificado como adequado para a sobrevivência e atividade biológica de *Eisenia andrei*.

• Preparação e aclimação dos organismos-teste

Antes do início de cada ensaio, as minhocas foram aclimatadas por 24 horas no solo-referência para expurgo do conteúdo intestinal. Após esse período, os organismos foram lavados com

água destilada, secos cuidadosamente com papel-toalha e pesados individualmente, tanto para verificação da faixa de massa recomendada quanto para o registro do crescimento corporal ao longo dos ensaios.

Em cada réplica experimental foram utilizados 10 indivíduos adultos de *Eisenia andrei*, selecionados com base em critérios de mobilidade ativa e ausência de sinais visíveis de injúria.

- **Ensaio definitivo de letalidade – função de *habitat***

O ensaio de letalidade para avaliação da função de *habitat* foi conduzido conforme a norma brasileira ABNT NBR 15537 (ABNT, 2014). Foram testadas cinco concentrações de FFM (13,50%; 22,28%; 36,75%; 60,64% e 100%), além do solo-referência, utilizado como controle.

Para cada concentração, a umidade foi ajustada individualmente com base na respectiva CRA, conforme preconizado pela norma. No início do ensaio foram adicionados 2 g de aveia cozida a cada unidade experimental como fonte alimentar para os organismos.

O ensaio teve duração de 14 dias, ao final dos quais foram contabilizadas as minhocas sobreviventes e determinado o peso corporal final. A concentração letal total foi definida como aquela em que ocorre mortalidade de 100% dos organismos expostos.

- **Ensaio definitivo de letalidade – função de retenção**

O ensaio de letalidade para avaliação da função de retenção foi realizado a partir do elutriato da FFM (EFFM), sob as mesmas condições experimentais do ensaio de letalidade para a função de *habitat*. Foram testadas as seguintes concentrações de EFFM: 0% (controle), 41,00%; 51,25%; 64,06%; 80,08% e 100%.

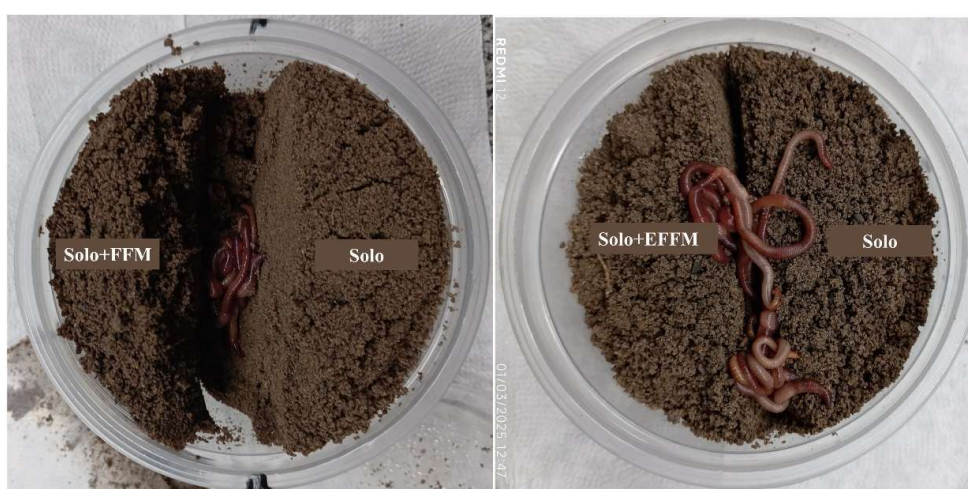
- **Ensaio definitivo de fuga**

O ensaio de fuga foi conduzido de acordo com a NBR ISO 17512-1 (ABNT, 2011). As concentrações de FFM testadas (2,5%; 5,0%; 10,0%; 20,0% e 40,0%, além do controle) foram definidas com base nos resultados obtidos no ensaio de letalidade para a função de *habitat*.

Para a avaliação da função de retenção, o ensaio de fuga foi realizado sob as mesmas condições experimentais, utilizando-se as seguintes concentrações de EFFM: 0% (controle), 10,2%; 18,1%; 32,0%; 56,6% e 100,0%.

As minhocas foram dispostas em recipientes-teste divididos em duas seções iguais, uma contendo o solo-controle e a outra contendo o solo-teste, permanecendo no sistema por um período de 48 horas, conforme ilustrado na Figura 18.

Figura 18- Recipiente-teste do ensaio de fuga, contendo solo-controle e solo contaminado com FFM (à esquerda) e com EFFM (à direita)



- **Ensaio definitivo de reprodução (toxicidade crônica)**

O ensaio de reprodução foi conduzido conforme a norma ISO 11268-2, descrita por Niva e Brown (2019). As concentrações de FFM testadas (2,5%; 5,0%; 10,0%; 20,0% e 40,0%, além do controle) foram definidas a partir dos resultados do ensaio de letalidade para a função de *habitat*. Para a avaliação da função de retenção, foram testadas as mesmas concentrações de EFFM utilizadas no ensaio de fuga (0%; 10,2%; 18,1%; 32,0%; 56,6% e 100,0%).

Durante o período experimental, foi realizada semanalmente a correção da umidade do solo e a reposição de alimento, quando observado consumo total da aveia. Após 28 dias de exposição, as minhocas adultas foram removidas e suas massas, determinadas (Figura 19a). Ao final de 56 dias, os juvenis foram extraídos por meio do método de banho-maria (Figura 19b) e posteriormente contabilizados (Figura 19c).

Figura 19 – Etapas de leitura do ensaio de reprodução: (a) remoção e pesagem dos adultos; (b) extração dos juvenis por banho-maria; (c) contagem dos juvenis



2.7 Testes estatísticos

De acordo com a NBR 17616 (ABNT, 2010), a Fração de Finos do Minerado (FFM) seria considerada letal quando a taxa de mortalidade observada na amostra não diluída fosse superior a 20%.

No ensaio de fuga, uma resposta positiva indica comportamento de evasão, caracterizado pela preferência das minhocas pelo solo-controle em detrimento do solo-teste, enquanto uma resposta negativa indica atração dos organismos pelo solo contaminado. Considera-se que há impacto significativo sobre o comportamento, com limitação da função de *habitat*, quando a média de minhocas presentes no solo-controle é superior a 80%, conforme estabelecido pela ABNT (2011a).

A porcentagem de fuga foi calculada de acordo com a Equação 3:

$$PF(\%) = \frac{n_c - n_t}{N} * 100 \quad \text{Equação 3}$$

em que:

PF é a porcentagem de fuga (%);

n_c é o número de minhocas no solo-controle;

n_t é o número de minhocas no solo-teste;

N é o número total de minhocas por unidade experimental.

Não há critérios formais de validação estabelecidos para o ensaio de reprodução com minhocas. Contudo, Niva e Brown (2019) sugerem que os resultados referentes à variação da massa

corporal e à contagem do número de juvenis sejam avaliados por meio de métodos de interpolação gráfica, permitindo a identificação de tendências, limiares de efeito e padrões não lineares que não são plenamente capturados por comparações estatísticas pontuais.

O teste de normalidade de Shapiro–Wilk foi aplicado a todas as variáveis analisadas com o objetivo de verificar a aderência dos dados à distribuição normal. Os resultados indicaram distribuição normal apenas para a variável massa corporal, enquanto as demais variáveis não atenderam aos pressupostos de normalidade. Em razão disso, optou-se pela utilização de métodos estatísticos não paramétricos, os quais são mais adequados para conjuntos de dados que não apresentam distribuição normal e para amostras de tamanho reduzido, situação frequentemente observada em ensaios ecotoxicológicos.

Para a comparação entre múltiplos grupos experimentais, foi empregado o teste Kruskal–Wallis, uma alternativa não paramétrica à análise de variância (ANOVA), utilizada para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos contendo fração fina do minerado (FFM) e elutriato da fração fina do minerado (EFFM) em relação aos respectivos controles. O nível de significância adotado foi de 5% ($p < 0,05$).

Quando identificadas diferenças significativas pelo teste de Kruskal–Wallis, realizou-se análise complementar por meio do teste Mann–Whitney U, com o objetivo de comparar pares de tratamentos e identificar quais concentrações de FFM e de EFFM diferiam entre si.

Adicionalmente, o teste Wilcoxon *signed-rank* para amostras pareadas foi aplicado para avaliar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as medições realizadas no início e ao final dos ensaios ecotoxicológicos, permitindo analisar variações temporais nas respostas biológicas dos organismos-teste. Todos os testes estatísticos foram realizados utilizando o *software* gratuito e de código aberto The Jamovi Project, versão 2.6.44 (2024).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Validação dos ensaios ecotoxicológicos

Todos os ensaios atenderam aos critérios de validade estabelecidos pelas normas vigentes, assegurando a confiabilidade dos resultados obtidos. No ensaio de letalidade, a NBR 15537 estabelece que a mortalidade e a perda de biomassa corporal das minhocas no solo-controle devem ser inferiores a 10% e 20%, respectivamente (ABNT, 2014). No presente estudo, não

foi observada mortalidade em nenhuma das condições testadas, tanto para a FFM na fase sólida quanto para o elutriato.

De forma semelhante, no ensaio de fuga, os critérios de validação definidos pela NBR ISO 17512-1 (ABNT, 2011a) foram plenamente atendidos, com porcentagens de fuga no grupo-controle inferiores a 20% e mortalidade inferior a 10%. Para o ensaio de reprodução, os parâmetros de validade previstos na NBR 157799 (ABNT, 2011b) também foram observados, com elevada taxa de sobrevivência dos organismos adultos e número médio de juvenis por réplica superior ao valor mínimo exigido (30 organismos).

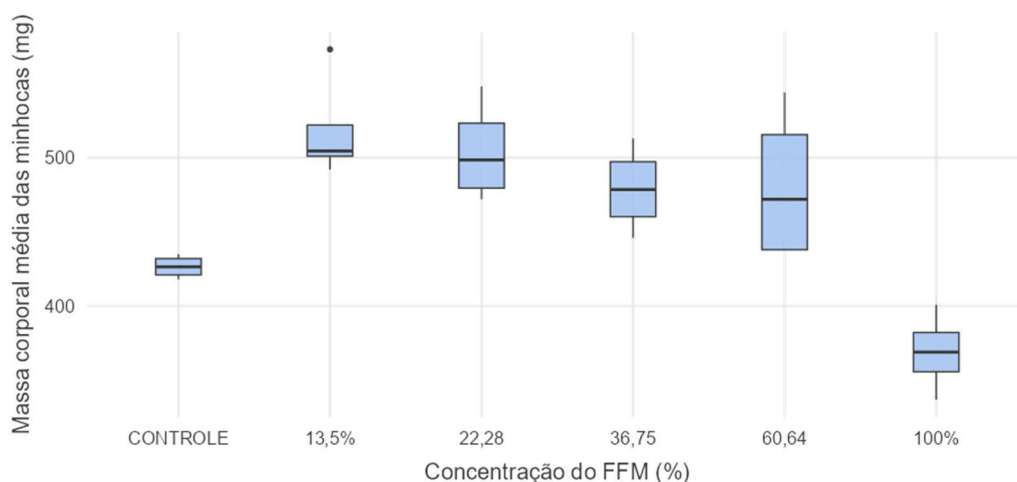
3.2 Ensaios de letalidade: ausência de efeito letal e respostas subletais

A ausência de mortalidade em todas as concentrações testadas indica que, nas condições experimentais adotadas, a Fração Fina do Minerado (FFM) e seu elutriato (EFFM) não apresentam toxicidade aguda letal para *Eisenia andrei*. Esse resultado é relevante do ponto de vista da avaliação preliminar de risco, pois sugere que o material não impõe restrições imediatas de uso associadas a efeitos agudos.

A variação da massa corporal é reconhecida como um indicador sensível de estresse subletal, frequentemente antecedendo efeitos mais severos e refletindo alterações no balanço energético dos organismos expostos (ONI, 2013). As Figuras 20 e 21 apresentam a evolução da massa corporal média das minhocas nas avaliações das funções de *habitat* (FFM sólida) e de retenção (EFFM), respectivamente.

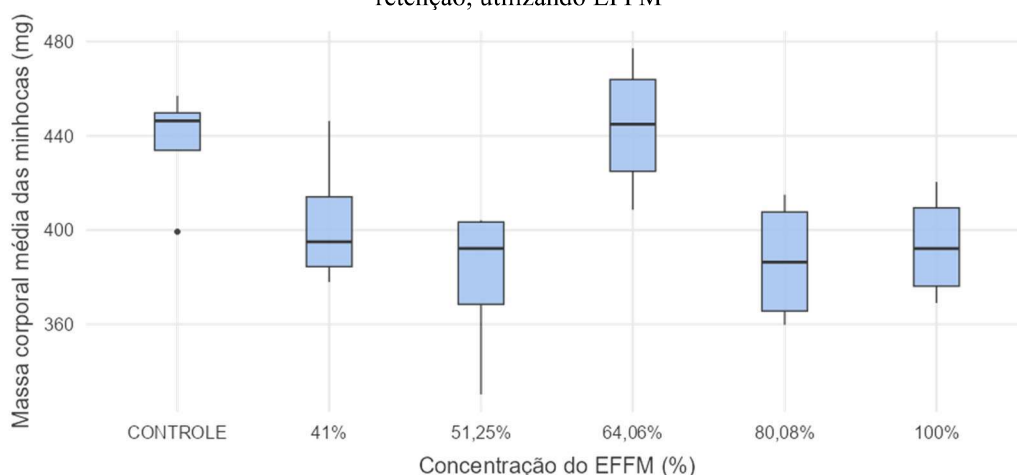
Os resultados do ensaio de letalidade para a função de *habitat* indicaram diferença estatisticamente significativa na massa corporal final ($p = 0,005$), com aumento observado em concentrações intermediárias de FFM (13; 22; 36 e 64%) e redução na concentração de 100%. Esse padrão sugere que, em proporções moderadas, a FFM pode induzir respostas compensatórias de curto prazo, enquanto a exposição exclusiva ao material resulta em perda da qualidade do substrato, com comprometimento da função de *habitat*, ainda que sem mortalidade elevada.

Figura 20 - Evolução da massa corporal das minhocas ao final do ensaio de letalidade na avaliação da função de *habitat* da FFM



Para o EFFM, a ausência de diferença estatisticamente significativa entre as concentrações testadas ($p = 0,061$) indica que a variação da massa corporal esteve associada predominantemente ao tempo de exposição, e não à presença de compostos solubilizados. Esse resultado aponta para baixa mobilidade dos contaminantes e reforça a eficiência da matriz sólida na retenção de substâncias potencialmente tóxicas.

Figura 21 - Evolução da massa corporal das minhocas ao final do ensaio de letalidade na avaliação da função de retenção, utilizando EFFM

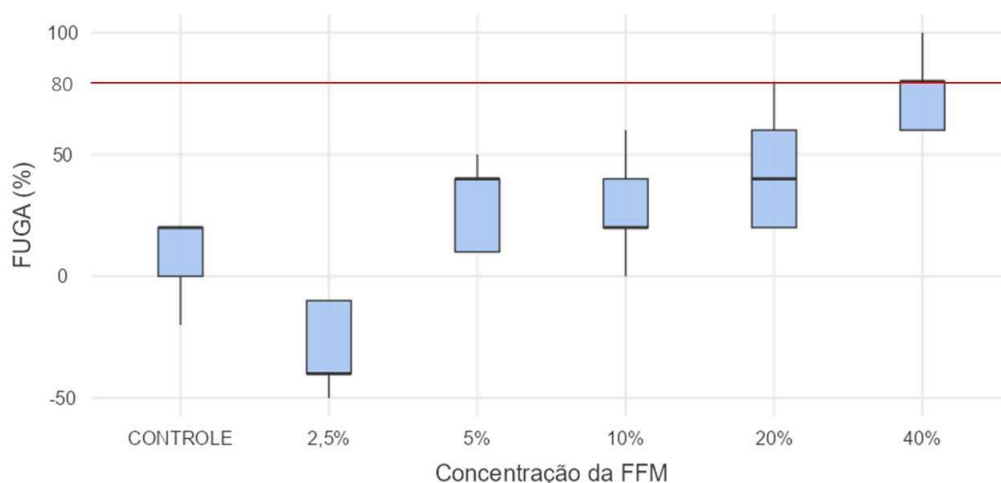


3.3 Comportamento de fuga: identificação de limiar funcional

O ensaio de fuga permitiu identificar alterações comportamentais associadas ao aumento da proporção de FFM no substrato, constituindo um indicador sensível da perda progressiva da função de *habitat*. Observou-se aumento gradual da taxa de fuga (Figura 22) atingindo valor

próximo ao limiar normativo de 80% na concentração de 40%, o que foi confirmado estatisticamente ($p < 0,001$).

Figura 22 - Comportamento de fuga das minhocas na avaliação da função de *habitat* da FFM

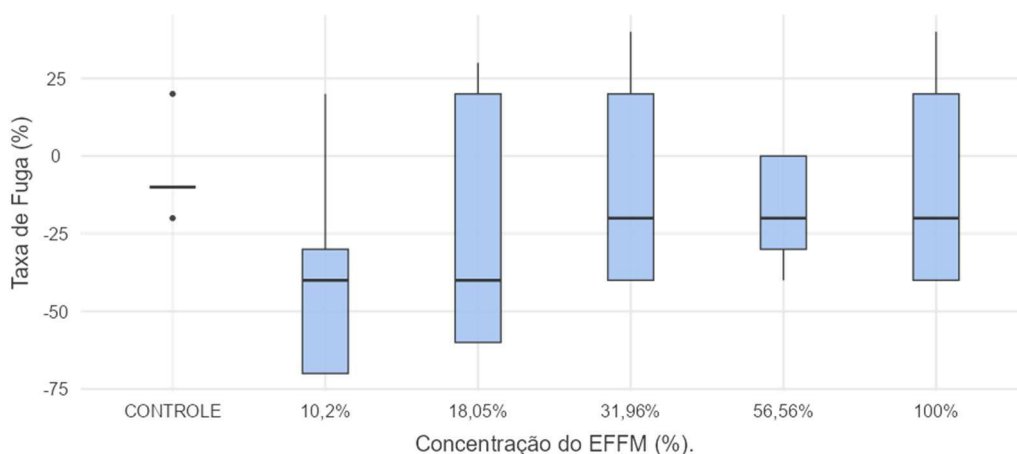


A atração observada em baixas concentrações (2,5%) e a neutralidade nas concentrações intermediárias (5 e 10%) indicam que, nesses níveis, o material não impõe restrições funcionais relevantes ao uso do solo. A partir de 20%, o comportamento de evitação sugere deterioração das condições ambientais do substrato em decorrência do aumento da concentração de contaminantes, configurando um limiar prático para o comprometimento da função de *habitat*.

Segundo Segat *et al.* (2015), a presença simultânea de matéria orgânica e metais, aliada à limitada capacidade de detecção de contaminantes em matrizes ambientais complexas, pode influenciar respostas de preferência dos organismos. Ainda assim, os autores destacam que o teste de fuga é eficaz na distinção entre solos ambientalmente adequados e solos impactados, reforçando sua aplicabilidade em avaliações integradas de risco.

Para o EFFM, a ausência de respostas de evitação (Figura 23) e a inexistência de diferença estatisticamente significativa em relação ao controle ($p = 0,564$) indicam que os compostos solubilizados não exerceram efeito funcional negativo, reforçando a manutenção da função de retenção da FFM, podendo inclusive atuar como fonte de nutrientes.

Figura 23 - Comportamento de fuga das minhocas na avaliação da função de retenção, utilizando EFFM



3.4 Ensaio de reprodução: efeitos crônicos e implicações funcionais

Embora tenha sido observado, pelo teste Wilcoxon pareado, aumento significativo da massa corporal ao longo do tempo ($p < 0,001$), esse parâmetro não apresentou relação com o incremento da concentração de FFM (Figura 24), perdendo sensibilidade para a detecção de efeitos crônicos. Em contrapartida, a redução progressiva e estatisticamente significativa no número de juvenis (Figura 25) com o aumento da concentração de FFM ($p = 0,003$) evidencia comprometimento da função de *habitat* em exposições prolongadas.

Figura 24 - Evolução da massa corporal das minhocas ao final do ensaio de reprodução na avaliação da função de *habitat* da FFM

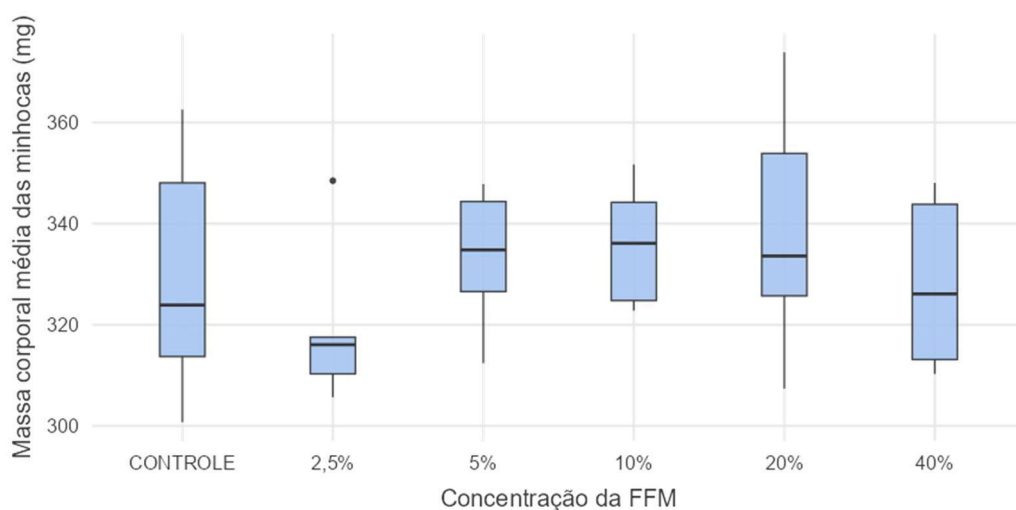
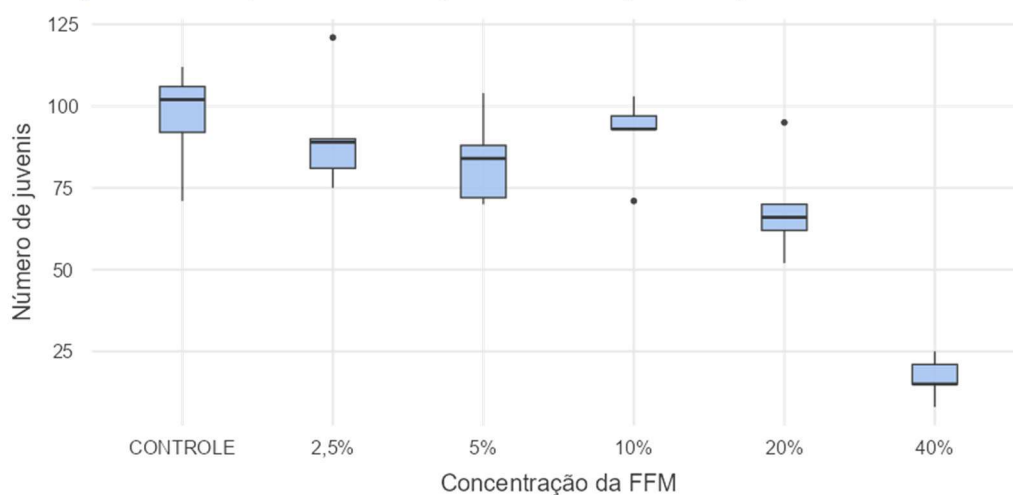


Figura 25 - Evolução do número de juvenis na avaliação da função de *habitat* da FFM

Esse padrão indica que efeitos subletais inicialmente não detectáveis por parâmetros de crescimento passam a se manifestar, em médio prazo, por meio da redução do desempenho reprodutivo, parâmetro reconhecidamente mais sensível em avaliações ecotoxicológicas. Do ponto de vista da engenharia ambiental, esse resultado é particularmente relevante, pois sinaliza impactos funcionais antes da ocorrência de efeitos agudos.

A literatura aponta que a exposição a contaminantes pode induzir realocação de energia metabólica para manutenção e sobrevivência, em detrimento de funções ecológicas de longo prazo, como a reprodução (CALOW, 1991; FORSELL *et al.*, 2024). Esse comportamento reforça que o aumento de biomassa observado em ensaios de curta duração não deve ser interpretado como melhoria ambiental.

Para o EFFM, a ausência de efeitos sobre crescimento (Figura 26) e reprodução (Figura 27) confirma a baixa biodisponibilidade dos contaminantes na fase aquosa, indicando que o risco ecotoxicológico está associado predominantemente à matriz sólida.

Figura 26 - Evolução da massa corporal das minhocas ao final do ensaio de reprodução na avaliação da função de retenção, utilizando EFFM

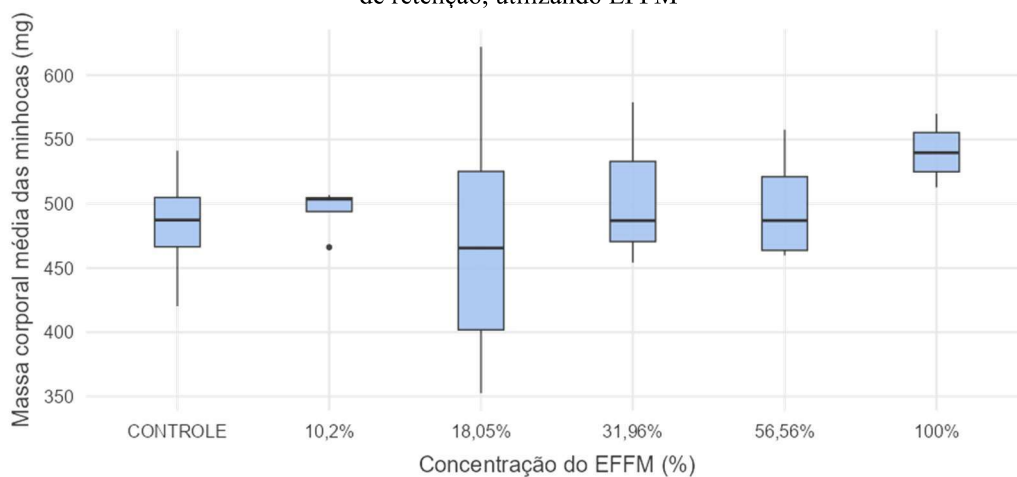
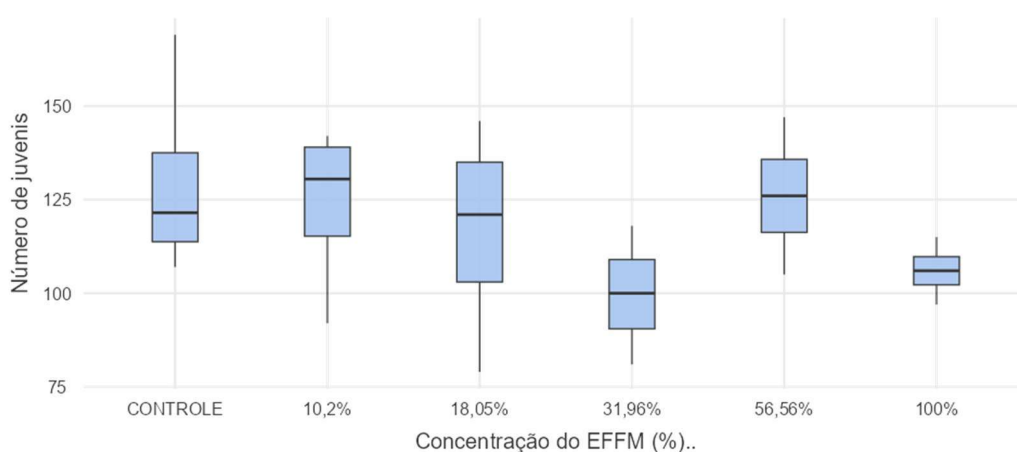
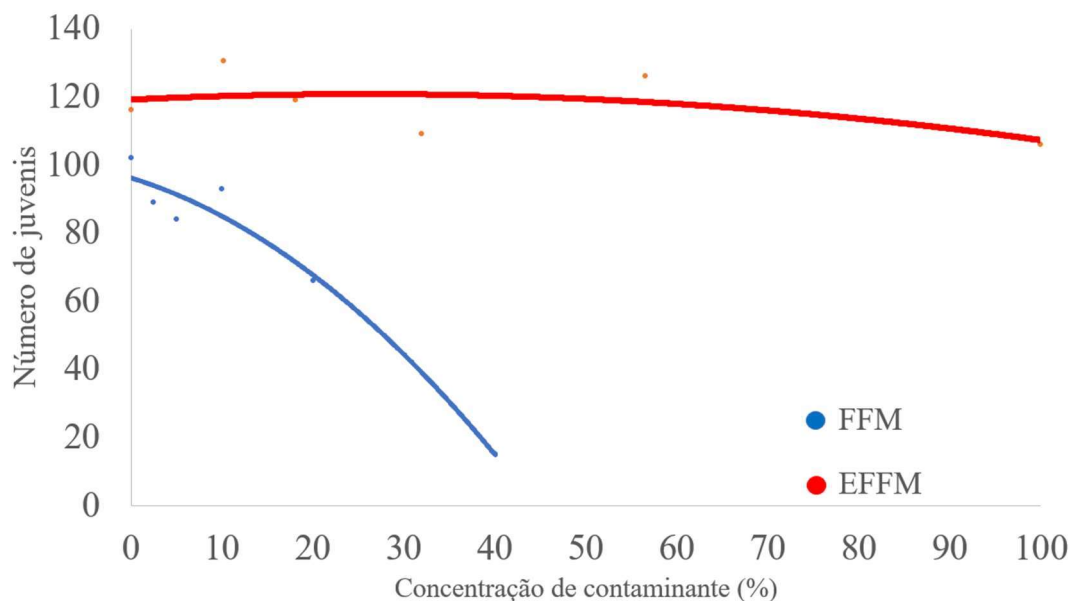


Figura 27 - Evolução do número de juvenis na avaliação da função de retenção, utilizando EFFM



A Figura 28 apresenta a variação do número de juvenis em função da concentração da Fração Fina do Minerado (FFM) e de seu elutriato (EFFM). Observa-se que, para a FFM, ocorre uma redução progressiva do número de juvenis com o aumento da concentração, indicando um efeito crônico negativo sobre a reprodução das minhocas, mesmo na ausência de mortalidade elevada. Esse padrão evidencia a sensibilidade da capacidade reprodutiva e sugere comprometimento da função de *habitat* do solo em concentrações mais elevadas da fração sólida.

Figura 28 - Síntese da relação entre a concentração de contaminante e o número de juvenis



Em contraste, o EFFM não apresentou tendência de redução no número de juvenis ao longo do gradiente de concentração, mantendo valores próximos aos do controle. Esse resultado indica baixa biodisponibilidade dos contaminantes no elutriato, e sugere que a função de retenção da Fração Fina do Minerado foi preservada para o parâmetro reprodução, reforçando a importância da forma de exposição na manifestação dos efeitos ecotoxicológicos.

3.5 Índícios de estresse subletal e implicações para o uso ambiental da FFM

Os resultados evidenciam um gradiente claro de sensibilidade dos parâmetros avaliados, com aumento progressivo de resposta na ordem: crescimento (letalidade) < comportamento (fuga) < reprodução. Esse padrão reforça a importância de abordagens integradas na avaliação da qualidade ambiental de materiais destinados a aplicações em sistemas de engenharia.

O estímulo ao crescimento observado em concentrações intermediárias e a curto prazo não representa melhoria das condições ambientais, mas sim uma resposta fisiológica compensatória ao estresse subletal. Em contrapartida, a redução do número de juvenis em concentrações mais elevadas confirma a reprodução como parâmetro mais sensível para detectar comprometimento funcional do solo.

A ausência de efeitos adversos associados ao elutriato indica que os compostos potencialmente tóxicos permanecem majoritariamente retidos na matriz sólida, preservando a função de retenção da FFM. No entanto, a função de *habitat* é progressivamente degradada à medida que a proporção do material aumenta.

Sob a ótica da gestão ambiental, os resultados sugerem que a aplicação da FFM em proporções controladas pode ser viável, desde que respeitados limites operacionais compatíveis com a manutenção das funções ecológicas do solo e considerando-se a necessidade de monitoramento em exposições prolongadas.

3.6 Análise de risco ecotoxicológico para uso da FFM como material de cobertura

Do ponto de vista da engenharia ambiental, esses resultados indicam que a adequação da FFM como material de cobertura está condicionada ao controle da proporção de aplicação. Concentrações baixas a intermediárias, especialmente até 10%, não apresentaram efeitos adversos estatisticamente significativos nos parâmetros avaliados, sugerindo que, nessas condições, o risco ecotoxicológico é baixo e compatível com a manutenção das funções ecológicas do solo. Em contrapartida, proporções mais elevadas resultaram em perda gradual dessas funções, configurando um cenário de risco crônico que pode comprometer a estabilidade ecológica do sistema a médio e longo prazo.

A comparação entre a FFM sólida e seu elutriato (EFFM) reforça que o risco ambiental está majoritariamente associado à matriz sólida, uma vez que o elutriato não apresentou efeitos adversos sobre crescimento, comportamento ou reprodução. Esse resultado indica baixa mobilidade e biodisponibilidade dos contaminantes na fase aquosa, reduzindo o potencial de impactos associados à lixiviação e à contaminação de compartimentos adjacentes. Assim, a função de retenção da FFM mostrou-se preservada para os parâmetros avaliados, aspecto particularmente relevante para materiais destinados à cobertura de resíduos.

4 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Os resultados indicam um gradiente consistente de efeitos subletais, com aumento progressivo da sensibilidade dos parâmetros na ordem: crescimento < comportamento < reprodução. O aumento de massa corporal das minhocas em concentrações intermediárias não deve ser interpretado como ganho ambiental, mas como resposta compensatória ao estresse químico. O risco ecotoxicológico está associado predominantemente à matriz sólida da FFM, enquanto o elutriato apresentou baixa biodisponibilidade de contaminantes. A FFM mantém parcialmente a função de *habitat* em baixas e médias proporções, mas essa função é progressivamente comprometida em concentrações mais elevadas. Assim, a função de *habitat* mostrou-se mais sensível que a função de retenção para a detecção de impactos subletais da FFM. A preservação da função de retenção reduz o risco de impactos associados à mobilização de contaminantes, evitando superestimações baseadas exclusivamente em análises químicas.

Embora a concentração de 10% não tenha apresentado efeitos adversos para os parâmetros avaliados, a extrapolação desses resultados para outros organismos, usos e condições ambientais deve ser realizada com cautela. Essa abordagem evita tanto a rejeição preventiva de um material potencialmente aproveitável quanto a subestimação de riscos associados ao uso indiscriminado da fração sólida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 15469**: Ecotoxicologia — Coleta, preservação e preparo de amostras. Rio de Janeiro, 2021. 18p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 15537**: Ecotoxicologia terrestre — Toxicidade aguda — Método de ensaio com minhocas (*Lumbricidae*). Rio de Janeiro, 2014. 13p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 17512-1**: Qualidade do solo — Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento. Parte 1: Ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*). Rio de Janeiro, 2011a. 26p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 17616**: Qualidade do solo — Guia para a seleção e a avaliação de bioensaios para caracterização ecotoxicológica de solos e materiais de solo. Rio de Janeiro, 2010. 11p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 17799**: Qualidade do solo — Guia para caracterização ecotoxicológica de solos e materiais de solo. Rio de Janeiro, 2011b. 42p.

CALOW, P. Physiological Costs of Combating Chemical Toxicants: Ecological Implications. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology**, v. 100, n. 1–2, p. 3–6, jan. 1991. DOI: [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(91\)90110-F](https://doi.org/10.1016/0742-8413(91)90110-F)

CURIESES, S. P.; SÁENZ, M. E.; LARRAMENDY, M.; DI MARZIO, W. Ecotoxicological Evaluation of Foundry Sands and Cosmetic Sludges Using New Earthworm Biomarkers. **Ecotoxicology**, v. 25, n. 5, p. 914–923, jul. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10646-016-1649-3>

DOMENE, X.; ALCANIZ, J. M.; ANDRÉS, P. Comparison of Solid-Phase and Eluate Assays to Gauge the Ecotoxicological Risk of Organic Wastes on Soil Organisms. **Environmental Pollution**, v. 151, n. 3, p. 549–558, fev. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.04.007>

DUARTE, A. C. L.; LIMA, A. S. V.; CARVALHO, D. T.; JESUS, M. G. Desafios das Análises Laboratoriais de Ensaio Ecotoxicológicos. In: *Sustentare & Wipis*, Anais ... Campinas/SP: 2024. Disponível em: <https://www.even3.com.br/ebook/sustentare-wipis-2024-e-book-520448/1069792-RELATO-DE-EXPERIENCIA-TECNICA--DESAFIOS-DAS-ANALISES-LABORATORIAIS-DE-ENSAIOS-ECOTOXICOLOGICOS-FRENTE-AS-EXIGENC>. Acesso em 05 de março de 2026.

DUARTE, A. C. L.; VALENTIM, A. C. S.; JESUS, T. B.; LIMA, A. S. V. Avaliação Ecotoxicológica Preliminar do Resíduo Minerado em Aterro Sanitário com Base em Organismos Terrestres. 33º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 25-28 mai 2025. Brasília/DF. Disponível em: https://abes-dn.org.br/anaisletronicos/33cbesa/595_tema_iii.pdf. Acesso em 06 de março de 2026.

FORSELL, V.; SAARTAMA, V.; TURJA, R.; HAIMI, J.; SELONEN, S. Reproduction, Growth and Oxidative Stress in Earthworm *Eisenia Andrei* Exposed to Conventional and Biodegradable Mulching Film Microplastics. **Science of The Total Environment**, v. 948, p. 174667, out. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174667>

FOX, J.; WEISBERG, S. (2023). **car: Companion to Applied Regression**. [R package]. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=car>.

GEBERT, J.; HUBER-HUMER, M.; CABRAL, A. R. Design of Microbial Methane Oxidation Systems for Landfills. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 907562, 1 set. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.907562>

LI, Y.; ZHANG, J.; WANG, W.; LU, Y.; SUN, L.; ZHANG, Y. Ecological Risk Assessment of Three Pesticide Additives in Soil and Application to the Remediation of Contaminated Soil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 43, n. 7, p. 1677–1689, 1 jul. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.5883>

NIVA, C. C.; BROWN, G. G. **Ecotoxicologia terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquet** NIVA, C. C.; BROWN, G. G. (ed.) **Ecotoxicologia terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas** Brasília, DF: Embrapa, 2019. 258 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/206187/1/Cintia-Niva-Livro-Ecotoxilogia-2019-final.pdf>. Acessado em 13 de janeiro de 2026.

ONI, A. Acute and Sub-Lethal Toxic Effects of a Contaminated Dumpsite Soil to the Earthworm, *Eisenia Fetida* (Savigny, 1826). **Journal of Scientific Research and Reports**, v. 2, n. 2, p. 544–558, 10 jan. 2013. DOI: <https://doi.org/10.9734/JSRR/2013/4715>

ORUPÖLD, K.; SOMANI, M.; KACZALA, F.; HOGLAND, M.; BHATNAGAR, A.; HOGLAND, W.; SAAREMÄE, E.; KRIIPSALU, M. Ecotoxicity Assessment of Fine Fractions Obtained from Landfill Mining. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 26, n. 4, p. 04022030, out. 2022. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000715](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000715)

R Core Team (2024). *R: A Language and environment for statistical computing*. (Version 4.4) [Computer software]. Retrieved from <https://cran.r-project.org>. (R packages retrieved from CRAN snapshot 2024-08-07).

The jamovi project (2024). *jamovi*. (Version 2.6) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.

SALES JUNIOR, S. F.; MANNARINO, C. F.; BILA, D. M.; TAVEIRA PARENTE, C. E.; CORREIA, F. V.; SAGGIORO, E. M. Lethal and Long-Term Effects of Landfill Leachate on *Eisenia Andrei* Earthworms: Behavior, Reproduction and Risk Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 285, p. 112029, maio 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112029>

SEGAT, J. C.; ALVES, P. R. L.; BARETTA, D.; CARDOSO, E. J. B. N. Ecotoxicological Evaluation of Swine Manure Disposal on Tropical Soils in Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 122, p. 91–97, dez. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.017>

ZHOU, C.; GONG, Z.; HU, J.; CAO, A.; LIANG, H. A Cost-Benefit Analysis of Landfill Mining and Material Recycling in China. **Waste Management**, v. 35, p. 191–198, jan. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.029>

CAPÍTULO VII: AVALIAÇÃO DA FITOTOXICIDADE DA FRAÇÃO FINA DO MINERADO EM TESTES DE GERMINAÇÃO DE SEMENTES VISANDO À SUA APLICAÇÃO GEOAMBIENTAL

1 INTRODUÇÃO

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento estima que, somente no ano de 2022, foram coletadas no Brasil aproximadamente 101,2 milhões de toneladas de resíduos sólidos, das quais cerca de 70,1 milhões de toneladas foram dispostas no solo, ou seja, enterradas (SNIS, 2022). Nesse contexto, a Mineração de Aterros Sanitários (MAS) constitui uma estratégia inovadora para o enfrentamento desse passivo ambiental (KROOK; SVENSSON; EKLUND, 2012), uma vez que possibilita a reescavação, classificação e beneficiamento dos resíduos, visando à maximização da recuperação de materiais recicláveis (WOLFSBERGER *et al.*, 2015) e de recursos energéticos, por meio de tecnologias modernas de separação e processamento (KROOK; BAAS, 2013).

Para que a aplicação de resíduos oriundos da MAS seja ambientalmente segura, é imprescindível a avaliação de seu potencial risco de contaminação. Embora a caracterização química seja uma etapa fundamental, ela se limita a um conjunto restrito de contaminantes e não fornece informações sobre sua biodisponibilidade. Dessa forma, a análise química isolada não é suficiente para a avaliação do risco de poluição ambiental associado a matrizes complexas, tornando necessária sua complementação por meio de ensaios ecotoxicológicos (MASI *et al.*, 2014).

A limitação da abordagem exclusivamente química é evidenciada por estudos como o de Rede *et al.* (2016), que avaliaram os efeitos fitotóxicos de um solo contaminado sobre sementes de alface (*Lactuca sativa L.*) antes e após dois processos de remediação. Apesar da eficiência na remoção dos contaminantes, os autores observaram que ambos os tratamentos resultaram em um solo fitotóxico, demonstrando que a redução das concentrações químicas não implica, necessariamente, em menor risco biológico.

No âmbito da MAS, as informações disponíveis na literatura sobre a caracterização ecotoxicológica dos materiais escavados ainda são escassas. No entanto, esse tipo de avaliação pode atuar como um importante precursor na análise da adequação da fração fina ao ecossistema (ORUPÖLD *et al.*, 2022). Uma análise bibliométrica recente sobre a evolução das pesquisas em MAS indicou que, nos últimos anos, os estudos envolvendo a Fração Fina do Minerado (FFM), material misto de características semelhantes ao solo e com diâmetro inferior a 19 mm,

têm se concentrado na avaliação de rotas de aproveitamento associadas a análises ecológicas e ecotoxicológicas, em função dos riscos potenciais de contaminação e das restrições ambientais envolvidas, conforme apresenta o Capítulo II.

Com o objetivo de avaliar o potencial de reciclagem de resíduos escavados de um lixão a céu aberto na Índia, Prechthai, Padmasri e Visvanathan (2008) investigaram a toxicidade de metais pesados, compostos orgânicos de baixa massa molecular e amônia por meio de testes de germinação de sementes de arroz (*Oryza sativa*). Para a fração de resíduos com granulometria inferior a 25 mm, os autores observaram que, embora a qualidade nutricional estivesse abaixo dos padrões exigidos para compostagem, a fitotoxicidade foi relativamente baixa, indicando a viabilidade de aplicação em culturas não comestíveis.

Masi *et al.* (2014) avaliaram a fitotoxicidade da FFM do lixão de Lavello, na Itália, por meio de testes de germinação de agrião (*Lepidium sativum*), alongamento radicular de fava (*Vicia faba*) e teste de vegetação de alface (*Lactuca sativa* L.), demonstrando a adequação do material para diferentes aplicações.

Resultados semelhantes foram observados por Lääne, Orupõld e Kaczal (2014) ao avaliarem a FFM do aterro de Kudjape, na Estônia. Os autores verificaram que o elutriado, na proporção líquido: sólido de 5:1 (m/m), não apresentou risco ecotoxicológico nem inibição da germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa*), capim-tímóteo (*Phleum pratense* L.) e azevém-perene (*Lolium perenne* L.). Posteriormente, Orupõld *et al.* (2022) ampliaram essa avaliação, incluindo organismos como bactérias, rotíferos marinhos e microcrustáceos, além da comparação entre testes fitotoxicológicos e análises físico-químicas, concluindo que uma das potenciais aplicações geoambientais da FFM seria seu uso como biocobertura para a oxidação do metano.

Em contrapartida, outros estudos evidenciam que a adequação da FFM depende fortemente de suas características específicas. Enquanto Zhou *et al.* (2015) observaram efeitos positivos no crescimento e florescimento da planta ornamental Beijo-de-frade (*Impatiens balsamina* L.), caracterizando o material como um biorecurso promissor, Singh e Chandel (2022) concluíram que a fração fina não deve ser utilizada diretamente na agricultura, sendo mais indicada para o enriquecimento do solo visando à produção de biomassa ou culturas energéticas, como o cultivo de capim-napier (*Pennisetum purpureum*).

Nesse cenário, a fitotoxicidade se apresenta como um parâmetro fundamental para a compreensão dos riscos ambientais associados ao uso da FFM, estando diretamente relacionada à sua composição química e exigindo, portanto, uma avaliação caso a caso. Assim, o objetivo

deste trabalho é avaliar a fitotoxicidade da Fração Fina do Minerado por meio de testes com três espécies de sementes, considerando seu uso geoambiental como material de biocobertura em aterros sanitários.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A fitotoxicidade da Fração Fina do Minerado (FFM) foi avaliada com base no desenvolvimento de sementes expostas ao elutriato como meio de cultivo, considerando a germinação e o alongamento inicial das raízes de cebola, tomate e rúcula. Para tanto, descrevem-se a seguir os materiais empregados e os procedimentos metodológicos adotados.

2.1 Sementes

Foram utilizadas sementes de cebola (*Allium cepa*), tomate (*Solanum lycopersicum*) e rúcula (*Eruca sativa*), da marca Isla, com grau de pureza superior a 95%, adquiridas em estabelecimento local de comercialização de insumos agropecuários. Com o objetivo de minimizar a variabilidade dos resultados, as sementes foram previamente selecionadas manualmente, sendo descartadas aquelas danificadas, malformadas ou com coloração alterada.

As espécies foram escolhidas em função de sua ampla aplicação e relevância na literatura de ensaios ecotoxicológicos, conforme descrito a seguir:

- **Cebola (*Allium cepa*):** amplamente empregada como organismo-teste em programas de monitoramento ambiental, apresentando sensibilidade a metais em níveis comparáveis aos observados em algas e linfócitos humanos (FISKESJÖ, 2008);
- **Tomate (*Solanum lycopersicum*):** espécie reconhecida por sua sensibilidade à presença de fármacos e outros contaminantes emergentes, sendo utilizada em avaliações de fitotoxicidade associadas à proteção ambiental e à saúde humana (CICIRMA *et al.*, 2025);
- **Rúcula (*Eruca sativa*):** espécie sensível à presença de pesticidas tanto na matriz do solo quanto em elutriatos, o que a torna adequada para ensaios de toxicidade vegetal (ALEXANDRE *et al.*, 2023).

2.2 Elutriato da Fração Fina do Minerado (EFFM)

Foi coletada uma amostra representativa de aproximadamente 650 kg de resíduos de um aterro sanitário localizado no Recôncavo da Bahia. Após as etapas de triagem e peneiramento, obteve-se a Fração Fina do Minerado (FFM), definida como o material com diâmetro inferior a 19 mm, conforme descrito no Capítulo III.

O elutriato foi preparado a partir da mistura da FFM, previamente seca ao ar, com água destilada na proporção sólido: líquido de 1:4 (m/m). A suspensão foi submetida à agitação mecânica por 20 horas, a 150 rpm. Em seguida, a mistura permaneceu em repouso por 1 hora para sedimentação e, posteriormente, apenas o sobrenadante foi centrifugado por 30 minutos a 3.950 rpm (2.026 G), conforme o procedimento estabelecido pela NBR 15469 (ABNT, 2021). Foram determinados, utilizando medidores digitais de bancada, os valores de pH e a condutividade do elutriato em todas as concentrações.

2.3 Ensaio de germinação e alongamento radicular

A literatura aponta os testes de germinação de sementes e crescimento radicular como ferramentas relevantes para a avaliação ecotoxicológica da FFM (LÄÄNE; ORUPÖLD; KACZAL, 2014). Inicialmente, foram conduzidos ensaios preliminares utilizando uma faixa mais ampla de concentrações do elutriato (0, 10, 25, 50, 75 e 100%), com o objetivo de identificar os níveis que interfeririam no desenvolvimento das sementes. Com base nos resultados de alongamento radicular foram definidas as concentrações utilizadas no ensaio definitivo, organizadas em progressão geométrica.

O procedimento experimental seguiu o protocolo proposto por Tiquia (2000), com adaptações descritas no Quadro 5. Os ensaios preliminares foram conduzidos com três repetições por tratamento, enquanto os ensaios definitivos, com cinco. As sementes foram dispostas sobre papel-filtro em placas de Petri de 9,5 cm de diâmetro, previamente saturado com 5 mL da solução de elutriato correspondente à concentração avaliada ou, no caso do grupo controle, com água destilada.

As placas foram seladas com filme plástico para evitar a perda de umidade e incubadas em estufa de crescimento microbiológico, à temperatura constante de 25 °C, na ausência de luz. Após o período de incubação, foi contabilizado o número de sementes germinadas e mensurado o comprimento das plântulas com auxílio de paquímetro digital.

Quadro 5 - Definição de parâmetros para ensaio com sementes.

Semente	N ^a de sementes por placa	Tempo de germinação (dias)
Cebola	12	7
Rúcula	15	7
Tomate	15	5

2.4 Índices de fitotoxicidade

A partir da contagem das sementes germinadas e da medição do crescimento radicular, foram calculados dois índices macroscópicos de fitotoxicidade, conforme proposto por Bagur-González *et al.* (2011): o Índice de Germinação Residual Normalizado (IGN) e o Índice de Alongamento Radicular Residual Normalizado (IER). As Equações 4 e 5 apresentam o cálculo desses índices, enquanto o Quadro 6 apresenta a classificação dos níveis de fitotoxicidade.

$$\text{IGN} = \frac{\text{Germinação}_{\text{amostra}} - \text{Germinação}_{\text{controle}}}{\text{Germinação}_{\text{controle}}} \quad \text{Equação 4}$$

$$\text{IER} = \frac{\text{Alongamento}_{\text{amostra}} - \text{Alongamento}_{\text{controle}}}{\text{Alongamento}_{\text{controle}}} \quad \text{Equação 5}$$

Quadro 6 - Níveis macroscópicos de fitotoxicidade.

IGN e IER = x	Nível de fitotoxicidade
$x \geq 0$	Hormese ¹
$-0,25 < x < 0$	Toxicidade baixa
$-0,50 < x \leq -0,25$	Toxicidade moderada
$-0,75 < x \leq -0,50$	Toxicidade alta
$-0,75 \leq x \leq -1,0$	Toxicidade muito alta

¹ Hormese, nesse caso, indica que baixas concentrações de contaminante não prejudica os organismos-teste.

Fonte: Adaptado de Bagur-González *et al.* (2011).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Ensaios preliminares

As Figuras 29, 30 e 31 mostram a variação do alongamento das raízes das plântulas germinadas nos ensaios preliminares. Pode-se observar que houve desenvolvimento das raízes das três espécies e que as plântulas de cebola e tomate mostraram diminuição do alongamento de suas raízes na concentração de 50% do EFFM. Já nas raízes das plântulas de rúcula, esse comportamento ocorreu na concentração de 25%.

Figura 29 - Alongamento das raízes de cebola no ensaio preliminar

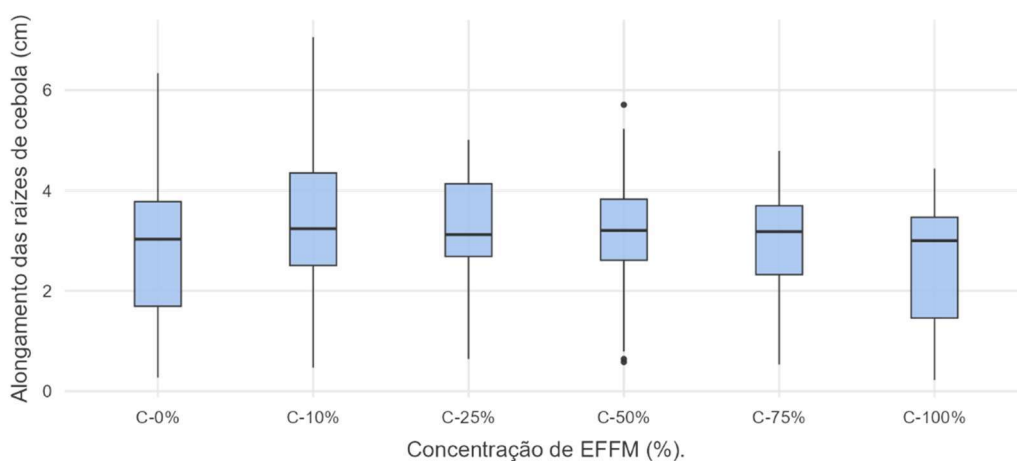


Figura 30 - Alongamento das raízes de tomate no ensaio preliminar

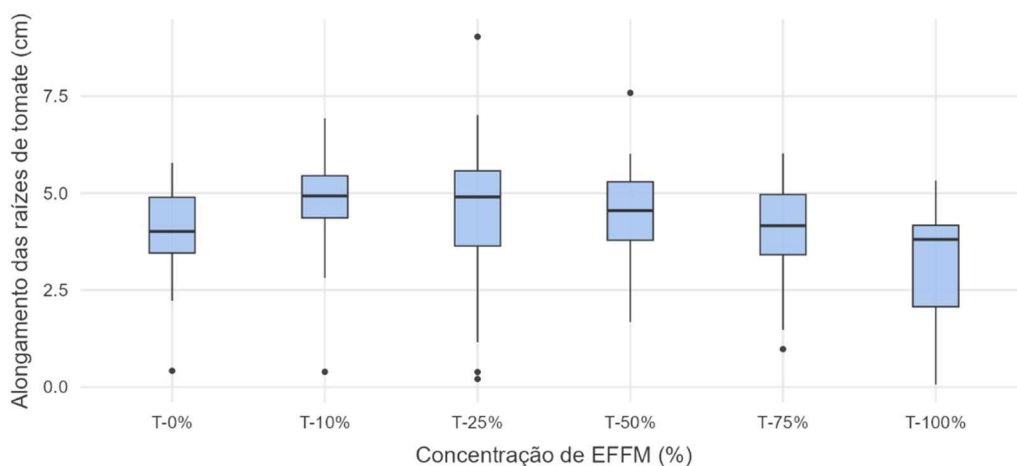
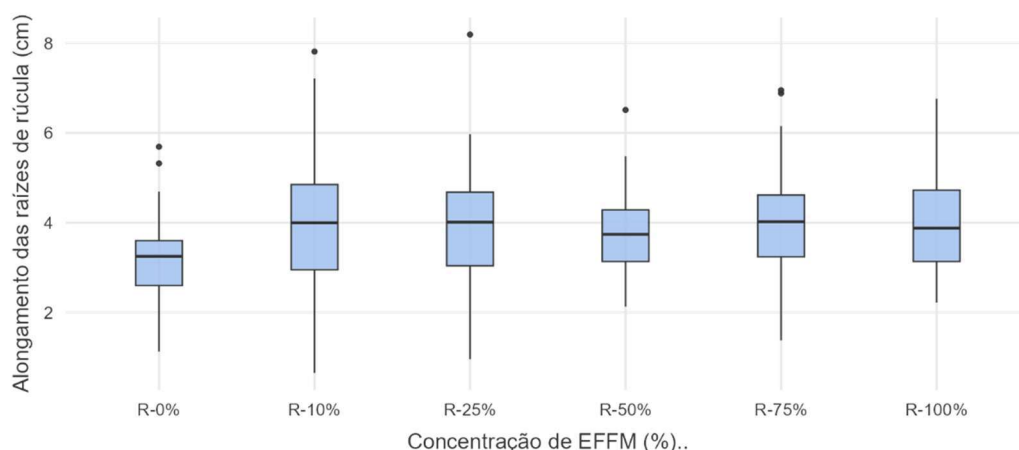


Figura 31 - Alongamento das raízes de rúcula no ensaio preliminar



À semelhança do método proposto no tópico 2.6 do Capítulo VI, no presente capítulo foi realizada uma etapa inicial composta por ensaios preliminares, conduzidos com ampla faixa de concentrações e número reduzido de réplicas. Com base nesses resultados, foram definidas as concentrações utilizadas nos ensaios definitivos, organizadas em progressão geométrica (razão q) e conduzidas com maior número de réplicas. As concentrações de EEFM para a execução dos ensaios definitivos estão apresentadas no Quadro 7.

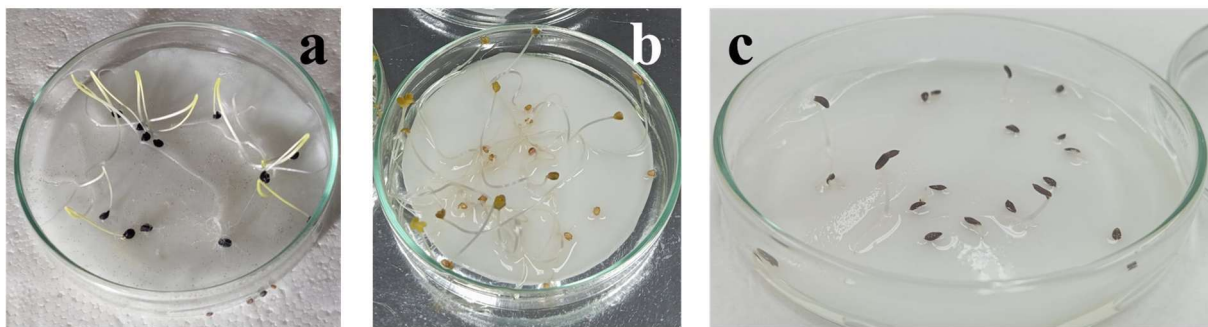
Quadro 7 - Concentrações de EEFM para execução dos ensaios definitivos

Sementes	Concentração de EEFM (%)	Razão q
Cebola	0; 50,15; 57,50; 66,12; 76,04; 86,45; 100	1,14
Tomate		
Rúcula	0; 22,3; 30,1; 40,6; 54,9; 74,1; 100	1,35

3.2 Ensaios definitivos

A Figura 32 mostra a germinação das sementes e alongamento das raízes das plântulas de cebola (a), tomate (b) e rúcula (c). Não foi observado em nenhum dos casos alteração no diâmetro das plântulas.

Figura 32 - Germinação e desenvolvimento das sementes cultivadas em EFFM



As Figuras 33, 34 e 35 apresentam os resultados do ensaio definitivo de germinação para sementes de cebola, tomate e rúcula, respectivamente, permitindo avaliar a fitotoxicidade dos elutriatos por meio da resposta germinativa de espécies vegetais com diferentes sensibilidades fisiológicas.

Figura 33 - Germinação de sementes de cebola no ensaio definitivo

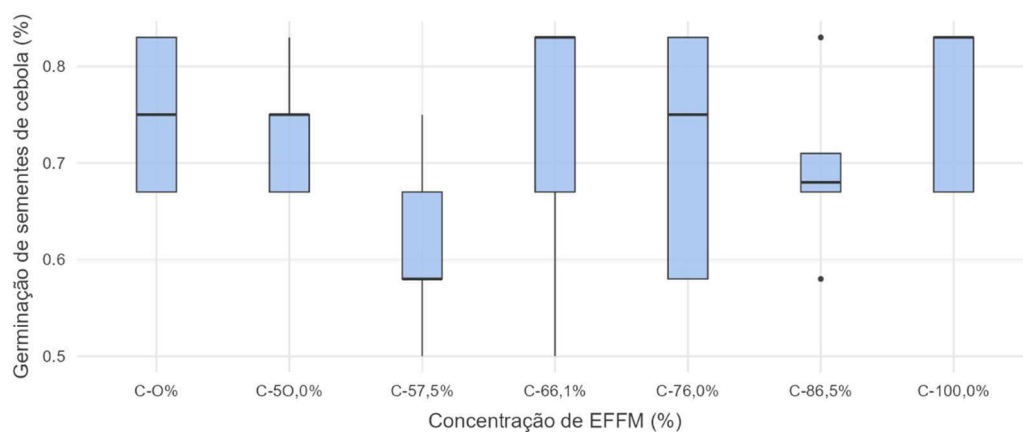


Figura 34 - Germinação de sementes de tomate no ensaio definitivo

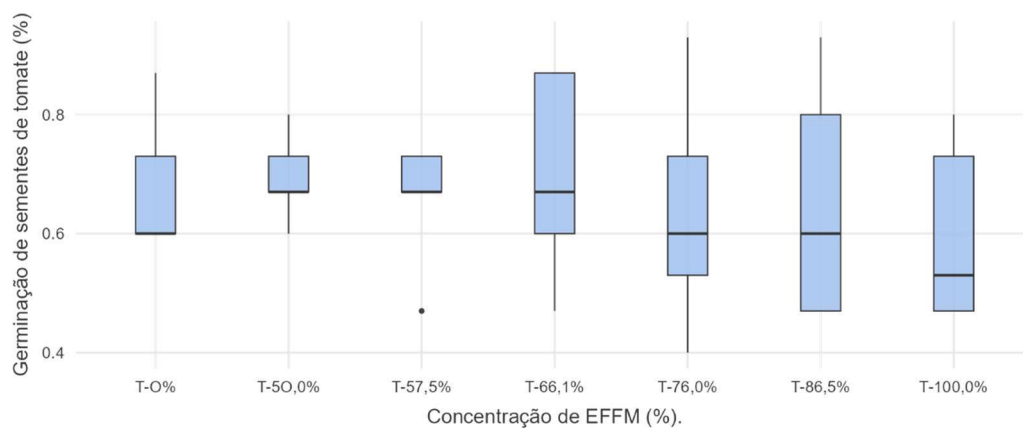
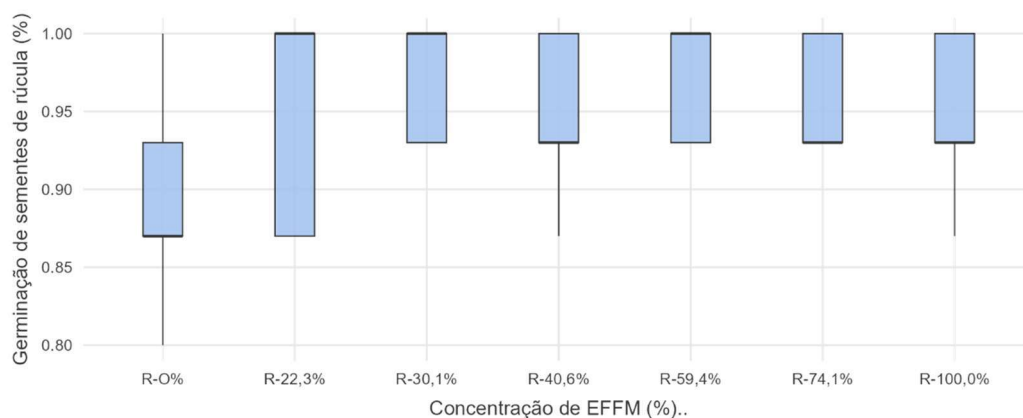


Figura 35 - Germinação de sementes de rúcula no ensaio definitivo



Uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal, foram empregados testes estatísticos não paramétricos. Embora sejam observadas diferenças numéricas entre os valores, não foi observada diferença estatisticamente significativa entre os grupos cultivados nas diferentes concentrações de EFFM, quando comparados ao grupo controle (valores de p para o teste de Kruskal-Wallis iguais a 0,408; 0,955 e 0,521 para os ensaios com sementes de cebola, tomate e rúcula, respectivamente). A determinação do Índice de Germinação (IGN) corrobora esse resultado, não apresentando variação do nível de toxicidade para todos os grupos analisados.

As Figuras 36, 37 e 38 apresentam os resultados do alongamento radicular das plântulas de cebola, tomate e rúcula no ensaio definitivo, parâmetro reconhecido como um dos indicadores mais sensíveis de fitotoxicidade em ensaios ecotoxicológicos com sementes.

Figura 36 - Alongamento das raízes de cebola no ensaio definitivo

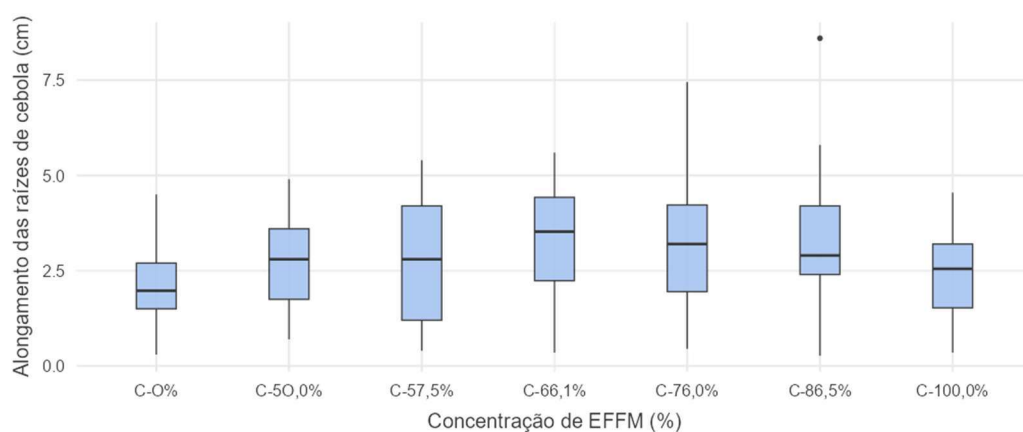


Figura 37 - Alongamento das raízes de tomate no ensaio definitivo

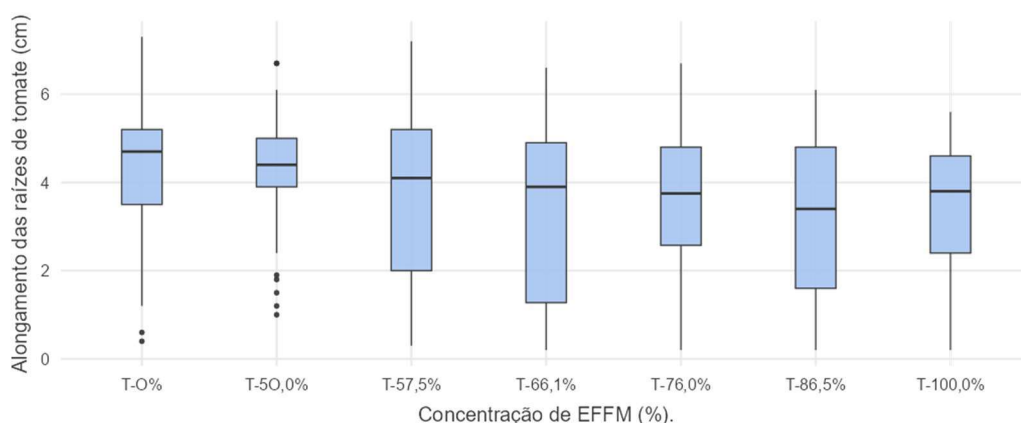
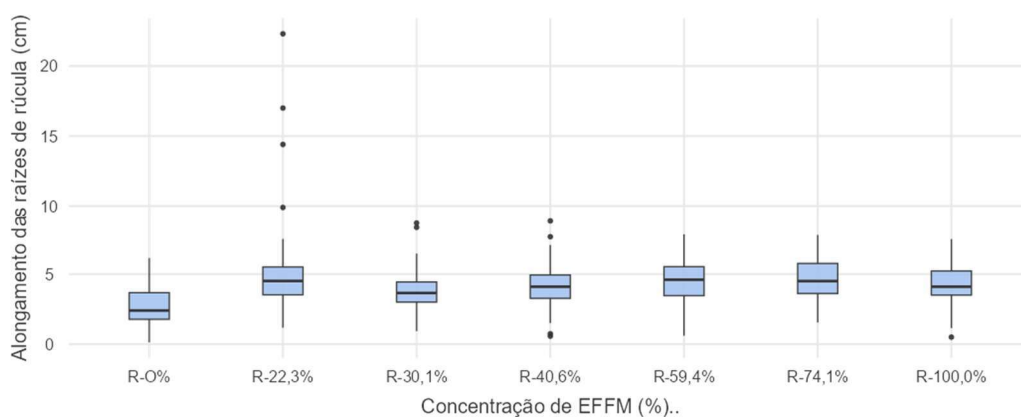


Figura 38 - Alongamento das raízes de rúcula no ensaio definitivo



Os resultados evidenciam que houve diferenças estatisticamente significativas entre os grupos testados para todas as espécies de sementes avaliadas. Para o tomate, o teste Shapiro-Wilk indicou $p = 0,018$, confirmando a ocorrência de diferenças significativas entre os tratamentos. De forma ainda mais expressiva, os ensaios com cebola e rúcula apresentaram $p < 0,001$, indicando maior sensibilidade dessas espécies às diferentes concentrações de EFFM.

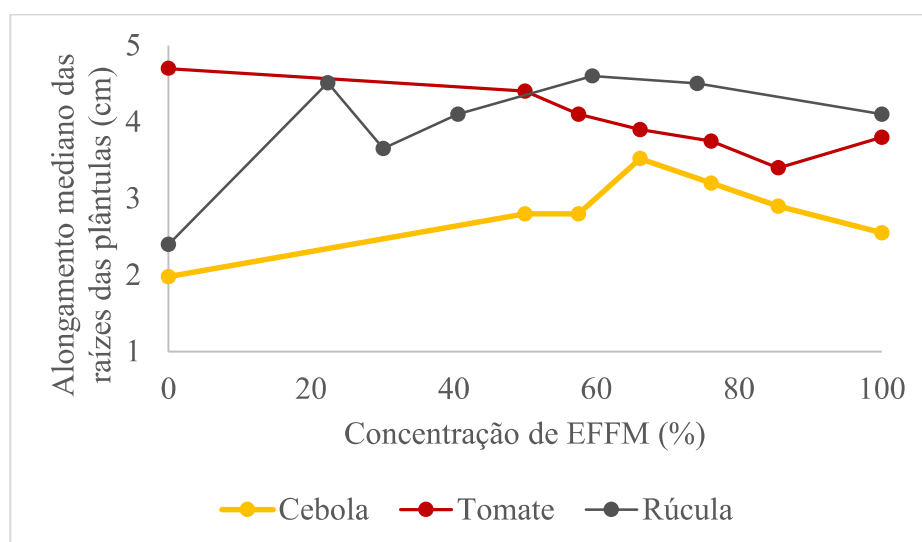
Esses resultados contrastam com os dados de germinação, nos quais não foram observadas diferenças estatisticamente significativas, e reforçam que os efeitos associados à exposição das sementes ao elutriato se manifestam predominantemente como efeitos subletais, afetando o crescimento radicular inicial sem comprometer o processo germinativo. Tal comportamento é consistente com a literatura, que aponta o alongamento das raízes como um parâmetro mais sensível do que a germinação para a detecção de contaminantes químicos como níquel, cromo

e cádmio, em fases iniciais do desenvolvimento vegetal (HOU *et al.*, 2013; LING; MEIYING; JUN, 2015; VISIOLI *et al.*, 2014).

De forma integrada, as Figuras 33-38 indicam que, embora as concentrações de EFFM não tenham provocado inibição da germinação, houve alterações no desenvolvimento radicular, evidenciando a presença de fitotoxicidade em nível subletal, com intensidade variável entre as espécies de semente avaliadas.

A Figura 39 apresenta a mediana do alongamento das raízes das plântulas de cebola, tomate e rúcula em função do aumento da concentração de EFFM (%), evidenciando respostas diferenciadas entre as espécies e um comportamento não linear.

Figura 39 - Alongamento radicular das sementes analisadas, segundo a concentração de EFFM



Para a cebola, observa-se um incremento progressivo no alongamento radicular até aproximadamente 60% de EFFM, seguido de redução nas maiores concentrações, indicando um possível efeito estimulante em baixas a médias concentrações, com posterior manifestação de efeito inibitório em concentrações mais elevadas. Esse padrão sugere uma resposta típica de efeito hormético, frequentemente relatada em ensaios de fitotoxicidade (MTISI; GWENZI, 2019).

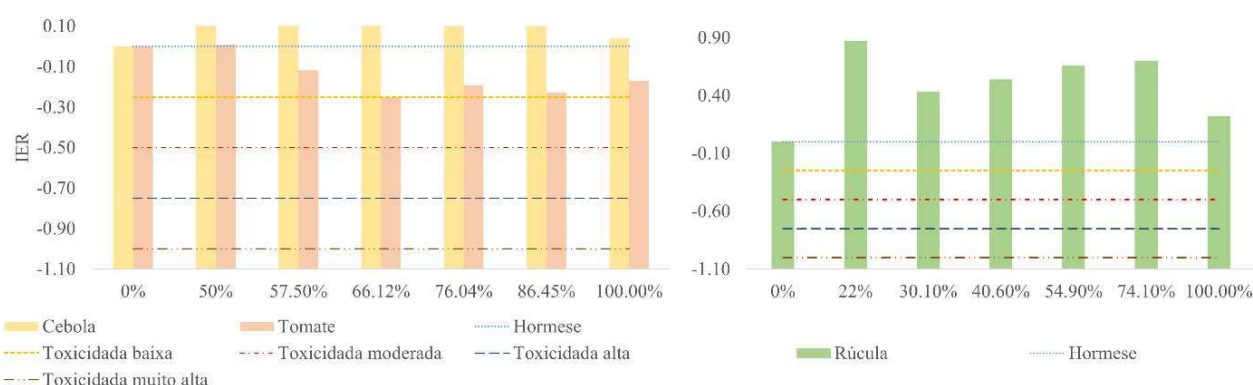
No caso do tomate, o maior alongamento radicular ocorre no controle, com tendência de redução gradual à medida que a concentração de EFFM aumenta, especialmente a partir de 50–60%, caracterizando inibição do crescimento radicular. Ainda assim, a germinação previamente

observada sem diferenças significativas indica que o efeito se manifesta em nível subletal, afetando o desenvolvimento inicial das plântulas.

A rúcula apresenta comportamento distinto, com aumento expressivo do alongamento radicular em concentrações intermediárias, atingindo valores máximos entre 50 e 70% de EFFM, seguido de leve redução nas maiores concentrações. Esse padrão reforça a sensibilidade da espécie a variações no meio de cultivo e sua adaptação aos elementos presentes na EFFM.

Em síntese, o alongamento radicular é mais sensível às variações de concentração de EFFM do que a germinação, permitindo a detecção de efeitos fitotóxicos subletais, com intensidade e direção dependentes da espécie vegetal. A Figura 40 mostra os valores do Índice de Alongamento Radical (IER) para as três amostras analisadas, permitindo classificar o nível de toxicidade das concentrações de EFFM para cada espécie de semente.

Figura 40 - Determinação do Índice de Alongamento Radicular (IER) para as sementes analisadas



Observa-se que, para o conjunto de concentrações avaliadas, o cultivo em EFFM apresentou efeito similar à hormese nas sementes de cebola e rúcula, caracterizado por estímulo ao alongamento radicular em concentrações baixas a intermediárias, seguido de redução em concentrações mais elevadas. Por outro lado, o EFFM apresentou toxicidade baixa a moderada para o tomate. As diferenças identificadas pelo Índice de Alongamento Radicular (IER) corroboram os resultados estatísticos previamente apresentados, que indicam diferenças significativas entre as concentrações de EFFM testadas e o grupo controle.

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A fitotoxicidade da Fração Fina do Minerado (FFM) foi avaliada com base no desenvolvimento de sementes expostas ao Elutriado da Fração Fina do Minerado (EFFM) como meio de cultivo, considerando os parâmetros de germinação e alongamento radicular de cebola (*Allium cepa*), tomate (*Solanum lycopersicum*) e rúcula (*Eruca sativa*).

Os resultados dos ensaios preliminares indicaram alterações no alongamento radicular das sementes de rúcula quando cultivadas em meio contendo 25% de EFFM, enquanto, para as sementes de cebola e tomate, tais alterações tornaram-se evidentes na concentração de 50%.

Os resultados estatísticos e os índices ecotoxicológicos calculados apresentaram comportamento concordante, em consonância com a literatura, conferindo maior robustez e confiabilidade à interpretação dos dados.

O Índice de Germinação (IGR) mostrou-se menos sensível para a detecção de efeitos fitotóxicos quando comparado ao Índice de Alongamento Radicular (IER), o qual evidenciou tendência ao comportamento hormético para as sementes de cebola e rúcula, bem como toxicidade de baixa a moderada para as sementes de tomate.

As diferenças observadas entre as espécies reforçam a importância do uso de múltiplos organismos-teste na avaliação ecotoxicológica, especialmente em estudos voltados à análise de materiais alternativos para aplicação ambiental.

Recomenda-se a realização de ensaios crônicos, com a FFM em matriz sólida, para maior segurança ambiental na aplicação do resíduo, além de testes com sementes de braquiariinha (*Brachiaria decumbens*), muito utilizada como cobertura vegetal de aterros sanitários.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 15469**: Ecotoxicologia — Coleta, preservação e preparo de amostras. Rio de Janeiro, 2021. 18p.

ALEXANDRE, D. S.; OGURA, A. P.; DA SILVA PINTO, T. J.; SOARES, M. B.; ALLEONI, L. R. F.; MONTAGNER, C. C.; DE OLIVEIRA ZACHARIAS, T.; DIAS, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Biochar from Sugarcane Straw Reduces the Toxicity of Soils Contaminated with 2,4-D and Fipronil, Isolated and in a Mixture, on Multispecies Microcosms. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 10, p. 615, out. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06629-6>

BAGUR-GONZÁLEZ, M. G.; ESTEPA-MOLINA, C.; MARTÍN-PEINADO, F.; MORALES-RUANO, S. Toxicity Assessment Using *Lactuca Sativa L.* Bioassay of the Metal(Loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in Soluble-in-Water Saturated Soil Extracts from an Abandoned Mining Site. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 2, p. 281–289, fev. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0285-4>

CICIRMA, M.; DUMITRU, M.; GEORGESCU, S. E.; NEAGOE, A. Phytotoxicity Assessment of *Solanum Lycopersicum* L. Seedlings Moderately Irrigated with Non-Thermal Plasma Treated Water Containing Sulfamethoxazole. **Plants**, v. 14, n. 9, p. 1277, 22 abr. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants14091277>

FISKESJÖ, G. The Allium Test as a Standard in Environmental Monitoring. **Hereditas**, v. 102, n. 1, p. 99–112, 14 fev. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1985.tb00471.x>

HOU, J.-; LIU, G.-N.; XUE, W.; FU, W.-J.; LIANG, B.-C.; LIU, X.-H. Seed Germination, Root Elongation, Root-Tip Mitosis, and Micronucleus Induction of Five Crop Plants Exposed to Chromium in Fluvo-Aquic Soil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 33, n. 3, p. 671–676, 7 dez. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.2489>

KROOK, J.; BAAS, L. Getting Serious about Mining the Technosphere: A Review of Recent Landfill Mining and Urban Mining Research. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 1–9, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.043>

KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. Landfill Mining: A Critical Review of Two Decades of Research. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 513–520, mar. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>

LÄÄNE, A.; ORUPÖLD, K.; KACZAL, F. Ecotoxicity of fine fraction from the Kudjape landfill. *Institute of Agricultural and Environmental sciences*, p. 47, 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10492/1597>. Acessado em 05 de março de 2026.

LING, T.; MEIYING, G.; JUN, R. Effects of Cadmium on Seed Germination, Coleoptile Growth, and Root Elongation of Six Pulses. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 24, p. 295–299, 2015. DOI: <https://doi.org/10.15244/pjoes/29942>

MASI, S.; CANIANI, D.; GRIECO, E.; LIOI, D. S.; MANCINI, I. M. Assessment of the Possible Reuse of MSW Coming from Landfill Mining of Old Open Dumpsites. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 702–710, mar. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.013>

MTISI, M.; GWENZI, W. Evaluation of the Phytotoxicity of Coal Ash on Lettuce (*Lactuca Sativa* L.) Germination, Growth and Metal Uptake. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 170, p. 750–762, abr. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.047>

ORUPÖLD, K.; SOMANI, M.; KACZALA, F.; HOGLAND, M.; BHATNAGAR, A.; HOGLAND, W.; SAAREMÄE, E.; KRIIPSALU, M. Ecotoxicity Assessment of Fine Fractions Obtained from Landfill Mining. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 26, n. 4, p. 04022030, out. 2022. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000715](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000715)

PRECHTHAI, T.; PADMASRI, M.; VISVANATHAN, C. Quality Assessment of Mined MSW from an Open Dumpsite for Recycling Potential. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 53, n. 1–2, p. 70–78, dez. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.09.002>

REDE, D.; SANTOS, L. H. M. L. M.; RAMOS, S.; OLIVA-TELES, F.; ANTÃO, C.; SOUSA, S. R.; DELERUE-MATOS, C. Ecotoxicological Impact of Two Soil Remediation Treatments in *Lactuca Sativa* Seeds. **Chemosphere**, v. 159, p. 193–198, set. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.002>

SINGH, A.; CHANDEL, M. K. Effect of Ageing on Waste Characteristics Excavated from an Indian Dumpsite and Its Potential Valorisation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 134, p. 24–35, fev. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.11.025>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2021. Brasília: SNS/MDR. 2022. 59 p. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos-snis> Acesso em 16 de janeiro de 2026.

TIQUIA, S. M. Evaluating Phytotoxicity of Pig Manure from the Pig-on-Litter System. *International Composting Symposium*, 2., 1999, Dartmouth. Proceedings [...]. Nova Scotia: CBA Press, 2000. p. 625-647. Disponível em: <http://www-personal.umd.umich.edu/~smtiquia/publications/BC1-2000-PDF.pdf>. Acesso em 16 de janeiro de 2026.

VISIOLI, G.; CONTI, F. D.; GARDI, C.; MENTA, C. Germination and Root Elongation Bioassays in Six Different Plant Species for Testing Ni Contamination in Soil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 92, n. 4, p. 490–496, abr. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1166-5>

WOLFSBERGER, T.; NISPEL, J.; SARC, R.; ALDRIAN, A.; HERMANN, R.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R.; BUDISCHOWSKY, A.; RAGOSSNIG, A. Landfill Mining: Development of a Theoretical Method for a Preliminary Estimate of the Raw Material Potential of Landfill Sites. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 33, n. 7, p. 671–680, jul. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1177/0734242X15590473>

ZHOU, C.; XU, W.; GONG, Z.; FANG, W.; CAO, A. Characteristics and Fertilizer Effects of Soil-Like Materials from Landfill Mining: Characteristics and Fertilizer Effects. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 43, n. 6, p. 940–947, jun. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1002/clen.201400510>

CAPÍTULO VIII - DESEMPENHO GEOTÉCNICO DA FRAÇÃO FINA DO MINERADO E DE SUA MISTURA COM SOLO VISANDO APLICAÇÕES EM BIOCOBERTURAS

1 INTRODUÇÃO

A Mineração de Aterro Sanitário (MAS) é uma tecnologia ambiental que integra os conceitos de reciclagem de materiais, gerenciamento sustentável de resíduos e prevenção da poluição (ZHOU *et al.*, 2015). A MAS propõe uma abordagem viável para valorização dos resíduos aterrados por meio da recuperação dos resíduos reutilizáveis, recicláveis ou com elevado potencial calórico, além de promover a recuperação de área degradadas e a capacidade de disposição dos resíduos. (QUAGHEBEUR *et al.*, 2013; ZHOU *et al.*, 2014).

A recuperação e aplicação da Fração Fina dos Minerados (FFM) constituem fatores decisivos para a viabilidade técnica e ambiental da MAS. As pesquisas nessa área encontram-se em pleno desenvolvimento e apontam para o potencial uso da FFM como material de cobertura para aterros em operação (PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018).

A FFM é composta por partículas com características semelhantes ao solo, e é formada por três frações principais: (a) produtos finais da decomposição químico-termo-biológica dos resíduos; (b) resíduos provenientes do material de cobertura; e (c) pequenas partículas de metal, vidro e cerâmica que não podem ser separadas por processos manuais ou mecânicos (CHANDANA *et al.*, 2021).

O tamanho máximo dos grãos da FFM varia de 10 a 60 mm e compõe de 40 a 80% da massa total de resíduos escavados (PARRODI; HÖLLEN; POMBERGER, 2018). No Brasil essa porcentagem, considerando o passante na peneira de 19 mm, foi de 35,6% e 37,2% para resíduos com 8 e 24 anos de aterramento, respectivamente (LEME *et al.*, 2021; TAKEDA *et al.*, 2022). Com base no estudo apresentado no Capítulo III da presente tese, essa porcentagem foi de 32,8% para resíduos com 10 anos de aterramento.

A camada de cobertura é uma medida de proteção ambiental composta por uma ou mais camadas que recobrem os resíduos compactados em aterros sanitários, com a finalidade de reduzir a infiltração de água pluvial e minimizar as emissões de gases para a atmosfera. Entre as principais configurações descritas na literatura destacam-se a cobertura convencional, baseada no uso de solos de baixa condutividade hidráulica; as coberturas evapotranspirativas, que promovem o armazenamento temporário de água para posterior evapotranspiração; e as

camadas oxidativas (ou biocoberturas), que utilizam materiais favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos consumidores de metano (COSTA *et al.*, 2018).

A utilização da FFM como substituto do material de cobertura convencional configura-se como uma estratégia alinhada aos princípios da Economia Circular e da gestão sustentável de resíduos, com potencial para reduzir as emissões fugitivas de metano (KRIIPSALU *et al.*, 2023; SHOLOKHOVA *et al.*, 2023). Essa abordagem contribui diretamente para o atendimento do Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 13 (Ação contra a mudança global do clima), ainda que não apresente, em geral, viabilidade econômica no âmbito dos Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (CALDERÓN MÁRQUEZ *et al.*, 2019; CRISTÓBAL *et al.*, 2021).

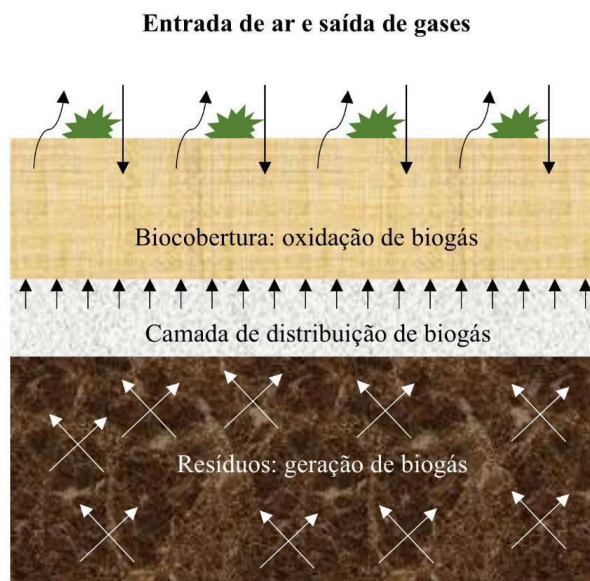
A adequação da FFM como material de cobertura decorre principalmente de três características: (i) disponibilidade no próprio sítio do aterro; (ii) presença de matéria orgânica; e (iii) abundância de bactérias metanotróficas, capazes de oxidar o CH₄ em CO₂, mesmo concentrações muito baixas (1-3%) (ABUSHAMMALA *et al.*, 2014; CHETRI; REDDY, 2021; PEHME *et al.*, 2020; SCHEUTZ *et al.*, 2009).

A Figura 41 apresenta uma configuração proposta por Huber-Humer, Röder e Lechner (2009), destinada a otimizar a atividade de oxidação no sistema de biocobertura. Esse sistema consiste em uma camada altamente porosa de distribuição dos gases de aterro (GAS), geralmente composta por cascalho ou vidro triturado, sobreposta aos resíduos, e recoberta por uma camada de Oxidação Microbiana de Metano (OMM) construída com materiais ricos em matéria orgânica, como lodo de esgoto ou resíduos orgânicos compostados.

Essa configuração favorece condições ambientais adequadas para o desenvolvimento de bactérias metanotróficas, proporcionando elevada capacidade de retenção de água, adequada porosidade e suporte à vegetação (HUBER-HUMER; RÖDER; LECHNER, 2009; SCHEUTZ *et al.*, 2009, 2022). Ao longo dos anos, esse sistema tem se mostrado viável, altamente eficaz, de baixo custo operacional e particularmente adequado para países que ainda dispõem resíduos orgânicos em aterros sanitários (GEBERT; HUBER-HUMER; CABRAL, 2022; SCHIRMER *et al.*, 2023).

O sistema de biocobertura visa mitigar reduzir as emissões fugitivas de Gás de Aterro Sanitário (GAS), que normalmente são coletados e queimados. Em aterros pequenos, antigos ou que receberam resíduos com pouca matéria orgânica, o GAS é produzido em quantidade e/ou qualidade insuficientes, comprometendo a eficiência e viabilidade econômica dos sistemas de coleta (BAJAR *et al.*, 2021; DUAN, 2022; RONCATO; CABRAL, 2012).

Figura 41 - Esquema conceitual de biocobertura



Fonte: Huber-Humer, Röder e Lechner (2009).

Em aterros de pequeno porte e sem sistema de coleta, a implantação de biocoberturas pode reduzir os impactos ambientais associados às emissões de GAS (SCHEUTZ *et al.*, 2023). Por outro lado, em aterros sanitários de grande porte, há viabilidade econômica para a geração de energia a partir do GAS coletado; contudo, visando o controle de emissões em pontos críticos, podem ser adotados outros sistemas de OMM, como biojanelas ou biofiltros (GEBERT; HUBER-HUMER; CABRAL, 2022; KRIIPSALU *et al.*, 2023). As biocoberturas são semelhantes às biojanelas, exceto pelo fato de serem instaladas em toda a área do aterro (CHETRI; REDDY, 2021).

A literatura nacional e internacional reporta diversos substratos utilizados como materiais para biocoberturas, incluindo compostos obtidos a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, lodo de esgoto, resíduos de jardim, podas de árvore, bem como suas misturas com materiais estruturantes, como lascas de madeira e fibra de coco (ABUSHAMMALA *et al.*, 2014; CHETRI; REDDY, 2021; FERREIRA *et al.*, 2022). Estes materiais apresentam elevada capacidade de retenção de água, reduzindo a formação de fissuras em ambientes áridos, além de atuarem como barreira física ao fluxo de gases de efeito estufa em regiões mais chuvosas.

No Nordeste brasileiro, um experimento com camadas metanotróficas constituídas por uma mistura 1:1 (v/v) de solo areno-siltoso e composto de podas de árvores resultou em um material

classificado como areno-siltoso (SM), que apresentou emissões de metano até seis vezes menores do que observadas em coberturas convencionais (LOPES *et al.*, 2010).

Entretanto, a baixa disponibilidade desse tipo de composto limita sua aplicação, evidenciando a necessidade de substratos alternativos, de natureza orgânica ou inorgânica (SCHIRMER *et al.*, 2023). Assim, o uso da FFM como substrato para biocobertura apresentam-se como uma alternativa promissora, uma vez que seu enriquecimento natural com bactérias metanotróficas pode favorecer elevadas taxas de oxidação de metano (NIEMCZYK *et al.*, 2022).

Em um aterro localizado na Estônia, uma biocobertura composta por FFM (< 40 mm), solo natural e composto de lodo de esgoto estabilizado, na proporção 3:1:1, em massa, demonstrou que o GAS migra das camadas mais profunda para as superiores, sem escape para a atmosfera (PEHME *et al.*, 2020), atingindo estabilidade entre cinco e seis anos de operação (KRIIPSALU *et al.*, 2023). Apesar da aprofundada discussão sobre parâmetros químicos, essas duas publicações não abordaram de forma detalhada características geotécnicas relevantes como granulometria e permeabilidade do material ao ar e à água.

Na Lituânia, Sholokhova *et al.* (2023) caracterizaram o perfil vertical da FFM (20 mm, 13 anos de aterramento) com o objetivo de avaliá-la como material para biocobertura. Embora tenham sido determinados parâmetros geotécnicos importantes, como granulometria, capacidade de retenção de água e densidade aparente, a principal ênfase do estudo foi a presença de microplásticos.

Apesar da reconhecida relevância dos fatores químicos e ambientais, a eficiência da oxidação do metano em biocoberturas está fortemente associada às propriedades físicas do material como textura, compactação, porosidade e permeabilidade (GEBERT; GROENGROEFT; PFEIFFER, 2011; SCHEUTZ *et al.*, 2009), uma vez que esses fatores influenciam a penetração de O₂ e o fluxo do GAS, regulando o processo de oxidação do CH₄ (NIEMCZYK *et al.*, 2022; WARMADEWANTHI *et al.*, 2021).

Dessa forma, a seleção de um material adequado para construção de biocoberturas é essencial para o desempenho do processo de oxidação, visto que suas características exercem forte influência sobre a atividade microbiana (HUBER-HUMER; RÖDER; LECHNER, 2009). Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o comportamento geotécnico da FFM, isoladamente e em mistura, visando sua aplicação como material de biocobertura em aterros sanitários.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Amostras analisadas

Foram analisados três tipos de amostras: Solo natural, a Fração Fina do Minerado (FFM) e uma mistura formada, em massa, por FFM e Solo (1:1). O Solo natural foi coletado no campus da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), no município de Cruz das Almas-BA, classificado como um Latossolo Amarelo Distrocoeso (RAMOS *et al.*, 2025).

A FFM (aqui considerado o material minerado < 19 mm) foi obtido a partir do peneiramento manual de uma amostra representativa de 650 kg de um aterro sanitário localizado no Recôncavo da Bahia. Os procedimentos para a coleta e triagem do material minerado estão descritos no tópico 2.2 do Capítulo III. A descrição das categorias para a determinação da composição gravimétrica está publicada em Leme *et al.* (2021). A literatura aponta que resíduos domésticos misturados com solo de cobertura (argila siltosa) na proporção de 1:1 (em massa) aumentam significativamente o potencial de oxidação de metano (HE *et al.*, 2022).

2.2 Parâmetros analisados

O Quadro 8 apresenta uma síntese dos principais parâmetros geotécnicos avaliados nos materiais solo, FFM e na mistura, bem como a relação desses parâmetros com o desempenho esperado da camada de cobertura, além das normas técnicas adotadas para a execução dos ensaios. Por se tratar de um método ainda pouco referenciado na literatura, este trabalho detalha apenas o procedimento adotado para o último ensaio.

Quadro 8 - Procedimentos e parâmetros geotécnicos adotados na caracterização dos materiais em análise.

Procedimento/Parâmetro	Relevância geotécnica	Referência
Coleta do resíduo sólido para obtenção da FFM	O procedimento de amostragem garante a representatividade da amostra analisada quanto às características e propriedades da massa total.	NBR 10007:24
Preparação das amostras: ensaios de compactação e caracterização	O preparo adequado das amostras assegura a confiabilidade e reprodutibilidade dos resultados.	NBR 6457:24

Quadro 9 - Continuação

Procedimento/Parâmetro	Relevância geotécnica	Referência
Ensaio de compactação	A relação entre o teor de umidade e a massa específica seca do material compactado é fundamental para a redução da permeabilidade e o aumento da estabilidade estrutural.	NBR 7182:25
Ensaio de compactação	A relação entre o teor de umidade e a massa específica seca do material compactado é fundamental para a redução da permeabilidade e o aumento da estabilidade estrutural.	NBR 7182:25
Análise granulométrica	A distribuição das partículas serve de base para classificação do material e influenciando diretamente o comportamento de compactação.	NBR 7181:25
Determinação do limite de liquidez (LL)	Define o teor de umidade no qual o material transita do estado líquido para o estado plástico, estando associado à permeabilidade.	NBR 6459:16
Determinação do limite de plasticidade (LP)	Define o teor de umidade na qual o material passa do estado plástico para o estado semissólido; em conjunto com o limite de liquidez indica o desempenho do solo quanto à moldagem e compactação.	NBR 7180:16
Determinação da massa específica dos grãos	A densidade das partículas sólidas que compõem o material, desconsiderando os vazios, é essencial para a análise de compactação.	NBR 17212:25
Permeabilidade do solo à água	A facilidade de percolação da água através do solo influencia diretamente a geração de lixiviados em aterros sanitários.	NBR 14545:16
Curva de retenção de água pelo método do psicrômetro WP4C	A relação entre o teor de água do solo e a sucção matricial indica a sensibilidade do material às variações de umidade.	ASTM D6836:16
Permeabilidade do solo ao ar	A capacidade do material em permitir a circulação de ar influencia a difusão de oxigênio e o desempenho de processos biológicos, como a oxidação do metano.	ASTM D6539:13

Para a determinação da permeabilidade intrínseca dos materiais ao ar, inicialmente, o solo, a FFM e a Mistura (1:1) foram moldados e compactados utilizando o Aparelho de Compactação Proctor, com aplicação de energia Proctor normal (Figura 42a). Em seguida, os corpos de prova

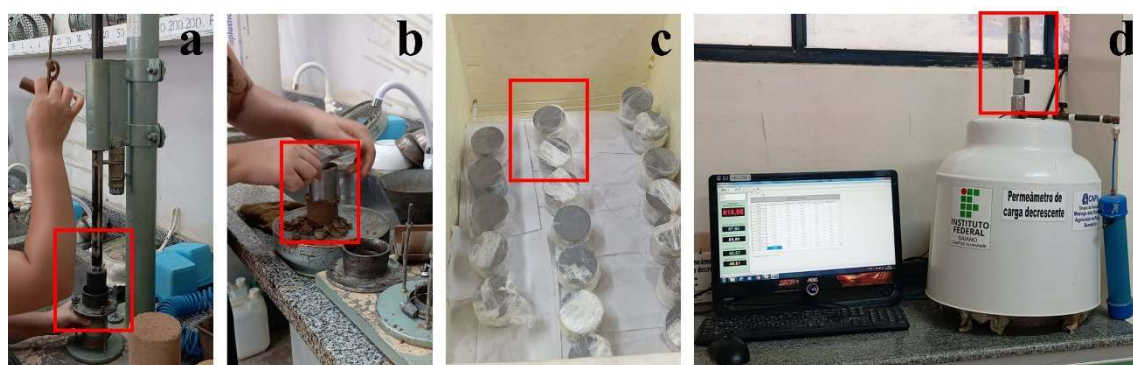
foram extraídos por meio de cilindros volumétricos com dimensões de 5×5 cm (Figura 42b) e acondicionados em câmara úmida, visando à conservação do teor de umidade (Figura 42c).

A determinação da permeabilidade intrínseca ao ar (μm^2) consistiu na fixação da amostra ao permeâmetro com o auxílio de fita adesiva impermeável (Figura 42d), seguida da injeção de ar no interior do cilindro do equipamento. A redução da pressão manométrica em função do tempo foi registrada eletronicamente por meio do *software* Permear 2.0, conforme metodologia descrita por Carvalho *et al.* (2019) e Silveira *et al.* (2011).

Para converter permeabilidade intrínseca (μm^2) em condutividade hidráulica (cm/s) foi aplicada a Lei de Darcy, considerando a densidade da água a 20°C igual 998 kg/m^3 ; a aceleração da gravidade igual a $9,81 \text{ m/s}^2$ e a viscosidade dinâmica igual a $1,002 \times 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$, conforme mostra a Equação 6.

$$\text{Permeabilidade}_{\text{ar}}(\text{cm/s}) = \text{Permeabilidade}_{\text{ar}}(\mu\text{m}^2) \times 9,77 \times 10^{-4} \quad \text{Equação 6}$$

Figura 42 - Etapas do ensaio de determinação da permeabilidade ao ar, com destaque para o corpo de prova

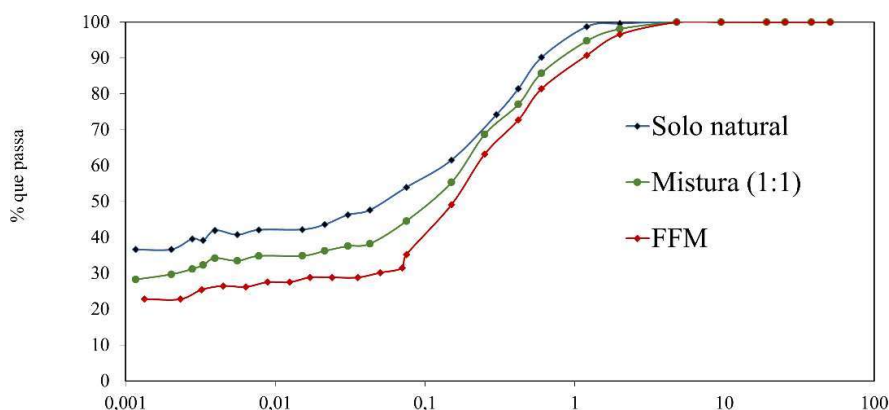


3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise granulométrica e classificação dos materiais

Foi realizada a análise granulométrica do Solo natural, da mistura do solo com os resíduos, na proporção 1:1 (em massa, denominada Mistura (1:1)) e da Fração Fina do Minerado (FFM). A Figura 43 apresenta as curvas granulométricas desses materiais. A Mistura (1:1) pode ser classificada como areia argilosa enquanto a FFM, areia com finos siltsosos-argilosos. Isto indica que tanto a Mistura 1:1 quanto a FFM constituem um material com boa capacidade de retenção de água devido à argila, mas também boa drenagem e aeração devido à areia.

Figura 43 - Curva granulométrica dos materiais analisados



A granulometria da biocobertura deve ser bem equilibrada. A Tabela 5 apresenta um comparativo entre o padrão bem sucedido de biocobertura (COSTA *et al.*, 2018) e os dados obtidos para cada um dos materiais analisados.

Tabela 5 - Distribuição do tamanho das partículas dos materiais analisados.

Distribuição do tamanho das partículas	Costa <i>et al.</i> (2018)	Amostras em análise do presente estudo		
		Solo	Mistura (1:1) *	FFM
% Argila	17,87	37,9	30,34	22,77
% Silte	32,68	14,3	10,85	7,39
% Areia fina	15,21	14,3	23,66	33,04
% Areia média	23,02	23,6	20,90	18,22
% Areia grossa	8,91	9,5	12,31	15,11
% Pedregulho	2,55	0,4	1,94	3,47
% > 0,075 mm	50,61	47,8	58,81	69,84
Índices de consistência				
% LL	44	22	25	34
% LP	33	15	17	24
% IP	11	7	8	10
Massa específica dos grãos (g/cm³)	2,570	2,653	2,643	2,544
SUCS	ML	CL	SC	SC

* Granulometria calculada

A FFM e a Mistura 1:1 apresentam índices de plasticidade compatíveis com aqueles reportados por Costa *et al.* (2018). Apesar das diferenças na distribuição granulométrica, especialmente no

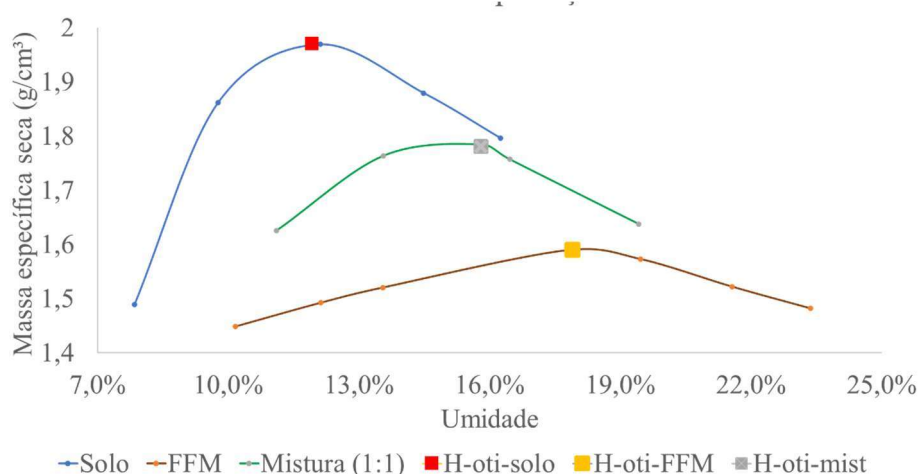
teor de frações grossas, os valores de LL e IP indicam comportamento geotécnico semelhante, particularmente no que se refere à baixa plasticidade e ao potencial de uso como material de cobertura.

A granulometria e os limites de consistência da FFM do presente estudo apresentaram valores semelhantes aos observados para a FFM proveniente do aterro sanitário de Gujarat, Índia (PATIL *et al.*, 2023), com exceção do teor de argila. No estudo de Patil *et al.* (2023), a FFM foi classificada como areia bem graduada, apresentando limite de liquidez igual a 31,42% e ausência de plasticidade. Os autores concluíram que, quando combinada com escória ultrafina e cal, o minerado apresentou potencial para a estabilização de encostas, canais, lagoas e aterros constituídos por solos expansivos ou solos marinhos.

3.2 Curva de compactação

A Figura 44 apresenta as curvas de compactação dos três materiais analisados, com o objetivo de determinar dois parâmetros fundamentais para a execução da camada de cobertura: a umidade ótima (U_{ot}) e a massa específica seca (MES) associada a essa condição. As umidades ótimas obtidas para o Solo, a Mistura (1:1) e a FFM foram de 11,9%, 15,7% e 17,9%, respectivamente, enquanto as MES corresponderam a 1,97; 1,78 e 1,59 g/cm³, respectivamente.

Figura 44 - Curva de compactação dos materiais analisados



A FFM apresentou maior umidade ótima e menor valor de massa específica seca máxima em comparação ao Solo natural. Esse resultado é condizente com a literatura que aponta que quanto

maior o teor de matéria orgânica, menor a densidade máxima do solo e maior a umidade crítica de compactação; tornado a estrutura mais porosa e permeável (VASCONCELOS *et al.*, 2012). O acréscimo de FFM ao Solo natural resultou em diminuição da massa específica, e consequentemente, pode ter aumentado a porosidade. Isto é benéfico porque pode favorecer o fluxo de ar na camada de cobertura, aumentando a capacidade de oxidação do metano.

Huber-Humer, Röder e Lechner (2009) sugerem que materiais orgânicos destinados à biocobertura apresentem MÊS entre 0,8 e 1,1 g/cm³. Bajwa, Fall e Alshawmar (2022) reportaram densidade seca máxima de 1,2 g/cm³ para um composto orgânico compactado à umidade ótima de 79%, valor elevado em comparação aos solos naturais. Ambos os valores de MES são inferiores aos obtidos para a FFM e para a Mistura (1:1) avaliadas neste estudo e poderiam comprometer a oxidação do metano.

No trabalho de Costa *et al.* (2018) o material com melhor desempenho como biocobertura apresentou MES de 1,42 g/cm³, associada a uma umidade ótima de 26%. Em comparação, a Mistura (1:1) apresentou maior densidade seca máxima, aliada a menor demanda de água, o que pode representar economia desse insumo durante a execução da camada de cobertura. Em síntese, a Mistura 1:1 equilibra as propriedades mecânicas do Solo natural com a capacidade de retenção de água da FFM, resultando em material com maior densidade seca máxima e menor umidade ótima quando comparado à FFM isolada, sem prejuízo das funções ambientais da camada de cobertura.

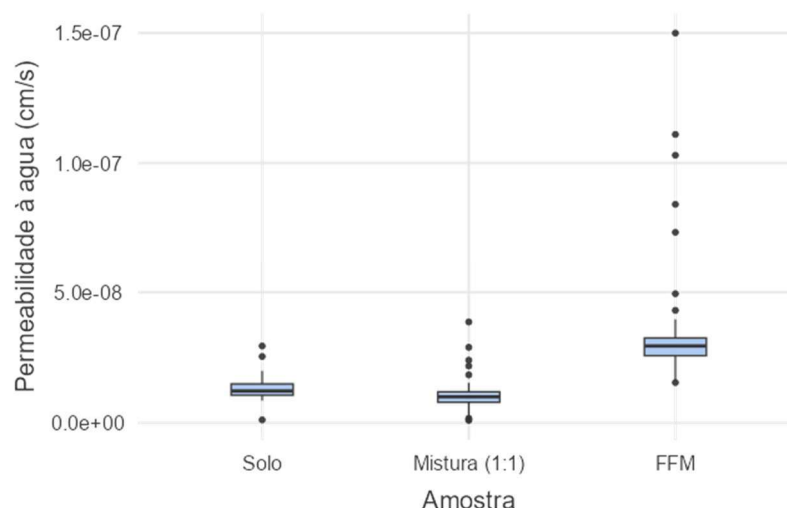
3.3 Permeabilidade dos materiais à água

Com base nos parâmetros obtidos a partir das curvas de compactação, foram moldados, em triplicata, corpos de prova dos materiais Solo natural, Mistura (1:1) e FFM. O teste de Shapiro–Wilk indicou rejeição da hipótese de normalidade dos dados ($p < 0,001$). Dessa forma, foi empregado o teste não paramétrico U de Mann–Whitney, que revelou diferença estatisticamente significativa entre as amostras ($p < 0,001$). A Figura 45 apresenta o comportamento dos materiais em relação à permeabilidade à água.

Os valores de desvio-padrão indicam que o solo apresentou comportamento mais homogêneo quando comparado às demais amostras (Tabela 6). A Mistura (1:1) tende a apresentar menores valores de permeabilidade e maior estabilidade em relação à FFM, sugerindo um efeito de

compensação decorrente da combinação dos materiais, o que indica que a adição de FFM pode melhorar o desempenho hidráulico do solo.

Figura 45 – Comparação do desempenho das amostras quanto à permeabilidade à água



A Tabela 6 também mostra que a FFM apresentou maiores valores de permeabilidade e maior variabilidade entre as amostras, comportamento possivelmente associado ao maior teor de matéria orgânica e à sua estrutura mais porosa. No estudo de Costa *et al.* (2018), a adição de composto não alterou significativamente as características estruturais dos solos, mas influenciou a permeabilidade à água. De forma semelhante, Ferreira *et al.* (2022) reportaram valores de permeabilidade à água da ordem de $4,2 \times 10^{-7}$ cm/s para solo natural e entre $2,8 \times 10^{-7}$ e $2,7 \times 10^{-4}$ cm/s para misturas compostas por solo e resíduo orgânico compostado, valores inferiores aos obtidos na presente pesquisa.

Tabela 6 - Resultado do ensaio de permeabilidade dos materiais à água, em cm/s

Amostra	N	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
Solo	45	$1,22 \times 10^{-8}$	$4,54 \times 10^{-9}$	$1,15 \times 10^{-9}$	$2,94 \times 10^{-8}$
Mistura (1:1)	70	$9,97 \times 10^{-9}$	$5,88 \times 10^{-9}$	$9,73 \times 10^{-10}$	$3,86 \times 10^{-8}$
FFM	66	$2,94 \times 10^{-8}$	$2,22 \times 10^{-8}$	$1,54 \times 10^{-8}$	$1,50 \times 10^{-7}$

N = Número de leituras

3.4 Capacidade de retenção de água dos materiais utilizando o WP4C

Os ensaios para obtenção das curvas de retenção de água do solo, da Mistura (1:1) e da FFM foram realizados pelo método psicrométrico, utilizando o equipamento WP4C, a partir do qual foram obtidos valores de tensão matricial. Com as respectivas umidades volumétricas, foram ajustadas as curvas de retenção de água, conforme procedimento descrito por Seki (2024). Tabela 7 mostra o desempenho dos modelos para obtenção da curva de ajuste.

Tabela 7 - Desempenho dos modelos de ajuste da curva de retenção de água no solo para as amostras analisadas

Modelo	FFM		Solo natural		Mistura (1:1)	
	R^2	AIC	R^2	AIC	R^2	AIC
Brooks e Corey	0,9821	-155,94	0,8207	-70,93	0,9408	-95,74
van Genuchten	0,9833	-157,32	0,9485	-85,91	0,9421	-96,08
Kosugi	0,9851	-159,63	0,9481	-85,8	0,9518	-98,81
Fredlund e Xing	0,984	156,14	0,9538	-85,22	0,9536	-97,38
dual-VG	0,9943	-174,78	0,9976	-118,53	0,9825	-110,02
<i>Valores dos parâmetros de melhor ajuste (dual-VG)</i>						
θ_s	0,56064		0,468		0,62525	
w_1	0,43531		0,64516		0,57559	
α_1	0,0012106		0,41574		0,0034682	
n_1	3,6593		1,2554		3,0399	
α_2	0,00018375		0,00010014		0,00013367	
n_2	2,0628		5,6161		2,501	

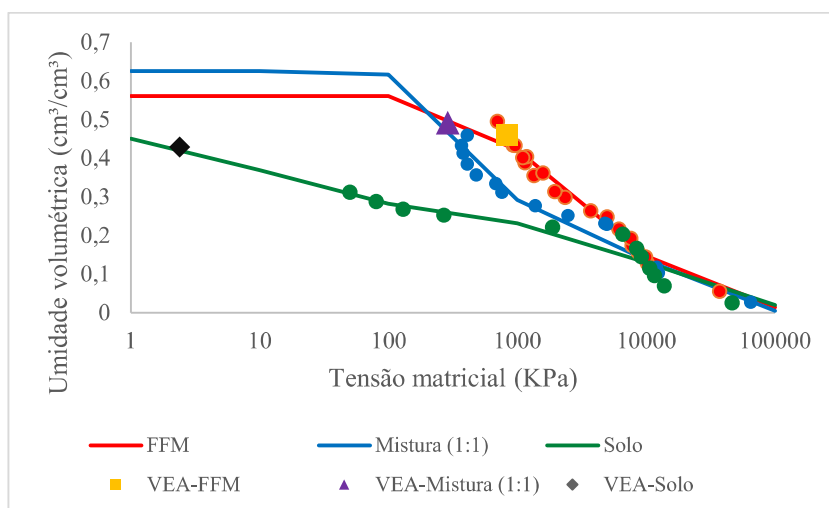
R^2 : coeficiente de determinação; AIC: Critério de Informação de Akaike

A Figura 46 apresenta as curvas de retenção de água do Solo natural, da FFM e da Mistura (1:1). As curvas foram ajustadas pelo modelo bimodal de Van Genuchten (dual-VG), sendo o ajuste representado por linhas contínuas e os dados experimentais por pontos.

Observa-se que a Mistura (1:1) apresentou comportamento hidráulico mais estável ao longo de toda a faixa de tensão matricial, favorecendo a manutenção de umidade adequada ao desenvolvimento de processos biológicos e, ao mesmo tempo, contribuindo para o controle dos fluxos de água e gás. Em relação ao Solo natural, a adição da FFM mostra-se benéfica por

promover maior retenção de água e uma estrutura porosa mais contínua, características relevantes para o desempenho de camadas de biocobertura.

Figura 46 - Curvas de retenção de água ajustadas pelo modelo de Van Genuchten para as amostras analisadas

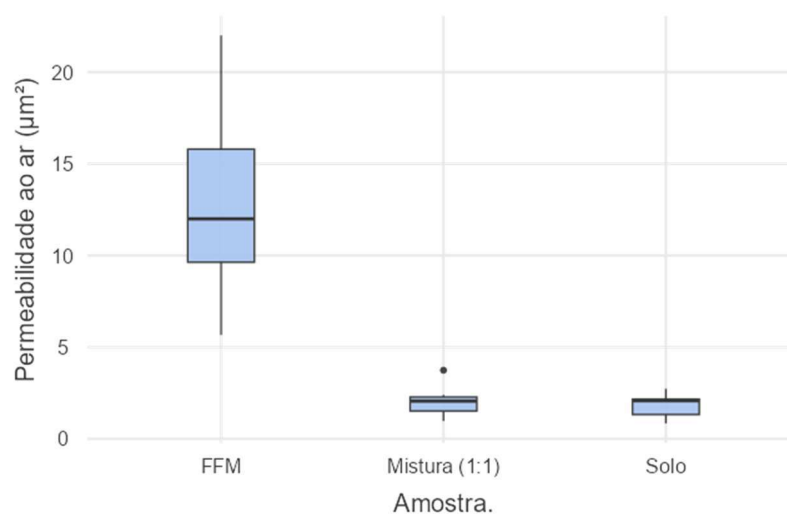


Materiais com maior capacidade de retenção de água são particularmente adequados para aplicação em biocoberturas de aterros sanitários, uma vez que essas camadas estão sujeitas a ciclos sucessivos de umedecimento e secagem decorrentes de períodos chuvosos e secos, além de desempenharem papel fundamental no controle da percolação de água e da emissão de gases (COSTA *et al.*, 2018).

3.5 Permeabilidade dos materiais ao ar

A Figura 47 apresenta a distribuição dos valores de permeabilidade ao ar para o solo, a Mistura (1:1) e a FFM. Observa-se que a FFM apresenta valores significativamente mais elevados e maior variabilidade, indicando estrutura mais heterogênea e elevada conectividade de macroporos (KE *et al.*, 2022).

Figura 47 - Comparação do desempenho das amostras quanto à permeabilidade ao ar



Em contraste, o Solo natural apresentou os menores valores de permeabilidade e comportamento mais homogêneo (Tabela 8). O teste de Kruskal–Wallis indicou que a Mistura (1:1) não apresentou diferença estatisticamente significativa em relação ao solo ($p = 0,805$). No entanto, observou-se redução expressiva da permeabilidade em comparação à FFM, evidenciando um efeito benéfico decorrente da combinação dos materiais. Resultados reportados por Ferreira et al. (2022) indicam valores de permeabilidade ao ar da ordem de $3,5 \times 10^{-7}$ cm/s para solo natural e $2,3 \times 10^{-3}$ cm/s para mistura composta por solo e resíduo orgânico compostado, corroborando a influência da adição de materiais orgânicos nas propriedades hidráulicas do sistema.

Tabela 8 - Resultado do ensaio de permeabilidade dos materiais ao ar, em cm/s.

Amostra	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
FFM	$1,17 \times 10^{-2}$	$5,40 \times 10^{-3}$	$5,53 \times 10^{-3}$	$2,15 \times 10^{-2}$
Mistura (1:1)	$2,01 \times 10^{-3}$	$8,71 \times 10^{-4}$	$9,48 \times 10^{-4}$	$3,65 \times 10^{-3}$
Solo	$2,03 \times 10^{-3}$	$6,68 \times 10^{-4}$	$8,20 \times 10^{-4}$	$2,67 \times 10^{-3}$

A literatura aponta que a adição de composto estabilizado ao solo pode aumentar a capacidade de retenção de água e a permeabilidade ao ar (SCHEUTZ *et al.*, 2011). No presente estudo, entretanto, esse comportamento não foi observado, uma vez que a permeabilidade ao ar da Mistura (1:1) apresentou valores semelhantes aos do Solo natural. Observa-se com isso, que o

desempenho da Mistura (1:1) resulta da combinação das características geotécnicas favoráveis dos materiais que a compõem, reunindo a baixa permeabilidade ao ar do solo, que contribui para o controle do fluxo gasoso, e a maior capacidade de retenção de umidade associada à presença da FFM, favorecendo a estabilidade hidráulica da camada de biocobertura.

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento geotécnico da Fração Fina do Minerado (FFM), isoladamente e em mistura com solo, com base em parâmetros físicos e hidráulicos relevantes para sua aplicação como material de biocobertura em aterros sanitários.

Os resultados obtidos indicam que a incorporação da FFM ao solo, na proporção 1:1 em massa, influencia de forma significativa as propriedades físicas do material, conduzindo a um comportamento geotécnico compatível com aquele reportado na literatura. Em termos de compactação, a Mistura (1:1) apresentou valores de densidade seca máxima superiores e umidade ótima inferior aos observados para a FFM isolada, sem evidência de prejuízo às funções físicas associadas à camada de cobertura.

A combinação dos materiais resultou em um comportamento intermediário quanto às propriedades avaliadas, com valores de permeabilidade à água e ao ar semelhantes aos do Solo natural e capacidade de retenção de água superior à deste, aproximando-se daquela observada para a FFM. Esses resultados sugerem que, do ponto de vista geotécnico, a Mistura (1:1) apresenta características compatíveis com a aplicação como material de biocobertura, ressalvando-se que a confirmação dessa viabilidade requer a realização de avaliações complementares de natureza econômica, ambiental e ecotoxicológica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 8419**: Apresentação de projeto de aterros de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992. 7 p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997. 12 p.

ASTM D6836-16. Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, or Centrifuge. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2016.

- ABUSHAMMALA, M. F. M.; BASRI, N. E. A.; IRWAN, D.; YOUNES, M. K. Methane Oxidation in Landfill Cover Soils: A Review. **Asian Journal of Atmospheric Environment**, v. 8, n. 1, p. 1–14, 1 mar. 2014. DOI: <https://doi.org/10.5572/ajae.2014.8.1.001>
- BAJAR, S.; SINGH, A.; KAUSHIK, C. P.; KAUSHIK, A. Suitability Assessment of Dumpsite Soil Biocover to Reduce Methane Emission from Landfills under Interactive Influence of Nutrients. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 2, p. 1519–1532, jan. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.021>
- BAJWA, T. M.; FALL, M.; ALSHAWMAR, F. Experimental Characterization of the Engineering Properties of Landfill Compost-Biocover. **Applied Sciences**, v. 12, n. 9, p. 4276, 23 abr. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/app12094276>
- CALDERÓN MÁRQUEZ, A. J.; CASSETTARI FILHO, P. C.; RUTKOWSKI, E. W.; DE LIMA ISAAC, R. Landfill Mining as a Strategic Tool towards Global Sustainable Development. **Journal of Cleaner Production**, v. 226, p. 1102–1115, jul. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.057>
- CARVALHO, I. C. B. D.; BRITO, A. D. S.; MATOS, K. O.; JESUS, M. C. D. Actual and Relative Soil Air Permeability as Soil Physical Quality Index. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 14, p. 1, 31 ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.5539/jas.v11n14p1>
- CHANDANA, N.; GOLI, V. S. N. S.; MOHAMMAD, A.; SINGH, D. N. Characterization and Utilization of Landfill-Mined-Soil-Like-Fractions (LFMSF) for Sustainable Development: A Critical Appraisal. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, n. 2, p. 641–662, fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01052-y>
- CHE TRI, J. K.; REDDY, K. R. Advancements in Municipal Solid Waste Landfill Cover System: A Review. **Journal of the Indian Institute of Science**, v. 101, n. 4, p. 557–588, out. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41745-021-00229-1>
- 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**, v. 23, n. 1, p. 77–90, fev. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018160393>
- CRISTÓBAL, J.; SIERRA, L.; MARGALLO, M.; KANNENGIESSER, J.; ALDACO, R.; SCHEBEK, L.; IRABIEN, Á. Techno-Economic and Environmental Assessment of Methane Oxidation Layer Measures through Small-Scale Clean Development Mechanism – The Case of the Seychelles. **Waste Management**, v. 124, p. 244–253, abr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.005>
- DUAN, Z. Mitigation of Methane Emissions from Three Danish Landfills Using Different Biocover Systems. **Waste Management**, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.05.022>
- FERREIRA, R. P. D. S.; JUCÁ, J. F. T.; MARIANO, M. O. H.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. I. Grupo de Resíduos Sólidos: Camadas de cobertura de aterros sanitários. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 11, p. e379111133742, 25 ago. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i11.33742>
- GEBERT, J.; GROENGROEFT, A.; PFEIFFER, E.-M. Relevance of Soil Physical Properties for the Microbial Oxidation of Methane in Landfill Covers. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 9, p. 1759–1767, set. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.07.004>

- GEBERT, J.; HUBER-HUMER, M.; CABRAL, A. R. Design of Microbial Methane Oxidation Systems for Landfills. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 907562, 1 set. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.907562>
- HE, H.; WU, T.; QIU, Z.; ZHAO, C.; WANG, S.; YAO, J.; HONG, J. Enhanced Methane Oxidation Potential of Landfill Cover Soil Modified with Aged Refuse. **Atmosphere**, v. 13, n. 5, p. 802, 13 maio 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos13050802>
- HUBER-HUMER, M.; RÖDER, S.; LECHNER, P. Approaches to Assess Biocover Performance on Landfills. **Waste Management**, v. 29, n. 7, p. 2092–2104, jul. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.023>
- KE, H.; LIU, Y.; MENG, M.; HU, J.; ZHAO, S. Y.; QIN, R.; WU, X. W. Experimental Study on the Pore and Solid Structures of Municipal Solid Waste under Compression Based on Computed Tomography (CT) Scans. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 25, p. 37359–37374, maio 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18696-z>
- KRIIPSALU, M.; SOMANI, M.; PEHME, K.; TAMM, O.; TRUU, J.; TRUU, M.; ORUPOLD, K. Performance of Biocover in Controlling Methane Emissions from Landfill: A Decade of Full-Scale Investigation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 172, p. 486–495, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.02.048>
- 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**, v. 4, p. 3, 27 nov. 2010. DOI: <https://doi.org/10.15628/holos.2010.461>
- NIEMCZYK, M.; BERENJKAR, P.; SPARLING, R.; LOZECZNIK, S.; YUAN, Q. Optimized Design of a Compost Layer in a Landfill Biocover for CH₄ Oxidation. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 160, p. 354–361, abr. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.02.030>
- PARRODI, J. C. H.; HÖLLEN, D.; POMBERGER, R. Characterization of Fine Fractions From Landfill Mining: A Review of Previous Investigations. **Detritus**, v. 2, n. 1, p. 46, 2018. DOI: <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13663>
- PATIL, M.; WANARE, R.; DALAL, P. H.; IYER, K. K. R.; DAVE, T. N. A Study on Utilization of Landfill Mined Soil like Fraction for Sustainable Reduction in Swelling and Cracking Potential for Expansive and Marine Soils. **Materials Today: Proceedings**, p. S2214785323015912, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.03.524>
- PEHME, K.-M.; ORUPÖLD, K.; KUUSEMETS, V.; TAMM, O.; JANI, Y.; TAMM, T.; KRIIPSALU, M. Field Study on the Efficiency of a Methane Degradation Layer Composed of Fine Fraction Soil from Landfill Mining. **Sustainability**, v. 12, n. 15, p. 6209, 1 ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12156209>
- QUAGHEBEUR, M.; LAENEN, B.; GEYSEN, D.; NIELSEN, P.; PONTIKES, Y.; VAN GERVEN, T.; SPOOREN, J. Characterization of Landfilled Materials: Screening of the Enhanced Landfill Mining Potential. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 72–83, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.06.012>
- RAMOS, R. S.; COSTA, W. G.S; SILVA, N. L. T.; SANTOS, I. J; ALBUQUERQUE FILHO, L. H.; ACHY, A. R. A.; ALMEIDA, M. S. S. Aplicação de um Aditivo Químico Comercial na Estabilização de um Solo Laterítico Arenoso Argiloso. In: 27º Encontro Nacional de Conservação Rodoviária (ENACOR) 50ª Reunião Anual de Pavimentação (RAPV), 2023.

Belo Horizonte: Abpv, 2025. p. 815-826n: 25° Encontro Nacional de Conservação Rodoviária (ENACOR) 48ª Reunião Anual de Pavimentação (RAPV), 2023. Foz do Iguaçu: Abpv, 2023. p. 815-826. DOI: <https://doi.org/10.21526/50rapv.73>

RONCATO, C. D. L.; CABRAL, A. R. Evaluation of Methane Oxidation Efficiency of Two Biocovers: Field and Laboratory Results. **Journal of Environmental Engineering**, v. 138, n. 2, p. 164–173, fev. 2012. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000475](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000475)

SCHEUTZ, C.; DUAN, Z.; MØLLER, J.; KJELDSEN, P. Environmental Assessment of Landfill Gas Mitigation Using Biocover and Gas Collection with Energy Utilisation at Aging Landfills. **Waste Management**, v. 165, p. 40–50, jun. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.04.014>

SCHEUTZ, C.; OLESEN, A. O. U.; FREDENSLUND, A. M.; KJELDSEN, P. Revisiting the Passive Biocover System at Klintholm Landfill, Six Years after Construction. **Waste Management**, v. 145, p. 92–101, maio 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.04.034>

SCHEUTZ, C.; PEDERSEN, G. B.; COSTA, G.; KJELDSEN, P. Biodegradation of Methane and Halocarbons in Simulated Landfill Biocover Systems Containing Compost Materials. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 4, p. 1363–1371, jul. 2009. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0170>

SCHEUTZ, C.; PEDICONE, A.; PEDERSEN, G. B.; KJELDSEN, P. Evaluation of Respiration in Compost Landfill Biocovers Intended for Methane Oxidation. **Waste Management**, v. 31, n. 5, p. 895–902, maio 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.11.019>

SCHIRMER, W. N.; GUERI, M. V. D.; SANTOS, L. A. D.; GOMES, G. J. C.; JUCÁ, J. F. T. Biosistemas aplicados à mitigação de metano em emissões fugitivas de aterros sanitários: uma breve revisão. **Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB**, v. 60, n. 3, p. 977, 1 jul. 2023. <https://doi.org/10.18265/1517-0306a2021id6451>

SEKI, K. **SWRC Fit and unsatfit for parameter determination of unsaturated soil properties** 東洋大学自然科学研究室, mar. 2024. DOI: <https://doi.org/10.34428/0002000817>

SHOLOKHOVA, A.; PITAK, I.; DENAFAS, G.; KALPOKAITE-DIČKUVIENĖ, R.; PRASPALIAUSKAS, M.; BURLAKOV, J. An In-Depth Analysis of Physical, Chemical, and Microplastic Parameters of Landfill Fine Fraction for Biocover Construction. **Sustainability**, v. 15, n. 24, p. 16914, 17 dez. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/su152416914>

SILVEIRA, L. R. D.; BRITO, A. D. S.; MOTA, J. C. A.; MORAES, S. O.; LIBARDI, P. L. Sistema de aquisição de dados para equipamento de medida da permeabilidade intrínseca do solo ao ar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 429–436, abr. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200012>

TAKEDA, C. M.; DE GODOY LEME, M. A.; ROMEIRO, D. C.; SILVA, K. G.; MIGUEL, M. G. Variation of the Gravimetric Composition of Landfilled Municipal Solid Waste Over the Time in a Developing Country. **International Journal of Environmental Research**, v. 16, n. 5, p. 83, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00463-0>

VASCONCELOS, R. F. B.; CANTALICE, J. R. B.; MOURA, G. B. A.; ROLIM, M. M.; MONTENEGRO, C. E. V. Compactabilidade de um Latossolo Amarelo distrocoeso dos Tabuleiros Costeiros de Alagoas sob diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, n. 2, p. 537–545, 2012. DOI:

<https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000200023>

WARMADEWANTHI, I. D. A. A.; CHRYSTIADINI, G.; KURNIAWAN, S. B.;

ABDULLAH, S. R. S. Impact of Degraded Solid Waste Utilization as a Daily Cover for

Landfill on the Formation of Methane and Leachate. **Bioresource Technology Reports**, v.

15, p. 100797, set. 2021. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100797>

ZHOU, C.; FANG, W.; XU, W.; CAO, A.; WANG, R. Characteristics and the Recovery

Potential of Plastic Wastes Obtained from Landfill Mining. **Journal of Cleaner Production**,

v. 80, p. 80–86, out. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.083>

ZHOU, C.; GONG, Z.; HU, J.; CAO, A.; LIANG, H. A Cost-Benefit Analysis of Landfill

Mining and Material Recycling in China. **Waste Management**, v. 35, p. 191–198, jan. 2015.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.029>

CAPÍTULO IX: CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Mineração em Aterros Sanitários (MAS) deve ser compreendida como um componente de um sistema integrado de gestão de resíduos e recursos, com potencial para contribuir para a redução de passivos ambientais e para a valorização de materiais anteriormente destinados à disposição final. A literatura aponta que a pesquisa voltada à caracterização e ao uso da Fração Fina do Minerado (FFM) ainda se encontra em estágio incipiente, sobretudo em função da diversidade de rotas de exploração e dos diferentes contextos operacionais associados à MAS. Nesse sentido, considerando os riscos potenciais de contaminação e as possíveis restrições ambientais, a aplicação da FFM demanda avaliações técnicas abrangentes e integradas.

No que se refere ao seu uso como material de biocobertura, a viabilidade da FFM requer uma abordagem multidisciplinar, contemplando a caracterização física dos resíduos, a possível dispersão de microplásticos durante as etapas de escavação, a mobilidade de Elementos Potencialmente Tóxicos, os efeitos ecotoxicológicos e fitotoxicológicos, bem como as propriedades geotécnicas relevantes para o desempenho da camada de cobertura.

O estudo de caso desenvolvido indicou que a FFM e os materiais com potencial combustível constituem as frações mais representativas do resíduo escavado. Nesse contexto, a valorização da FFM como material de biocobertura configura-se como uma alternativa tecnicamente mais simples e potencialmente mais viável, quando comparada a outras rotas de aproveitamento.

Entretanto, foram identificados indícios de dispersão de microplásticos nas proximidades da área de escavação do resíduo minerado, o que sugere que o monitoramento e o controle dessas partículas devem ser incorporados aos protocolos operacionais, de modo a garantir a segurança ambiental e a sustentabilidade das atividades de MAS.

Embora a FFM apresente concentrações relevantes de elementos considerados benéficos, como Ca, Fe, K, Mg e Zn, capazes de contribuir para funções de suporte físico e retenção, a mobilidade observada para determinados contaminantes impõe restrições ao seu uso irrestrito. Dessa forma, sua aplicação exige manejo criterioso, associado a avaliações de risco mais abrangentes, especialmente em cenários de longo prazo.

Os resultados dos ensaios ecotoxicológicos com organismos terrestres indicaram a ocorrência de efeitos subletais, sendo que a concentração de 10% de FFM não apresentou efeitos adversos para os parâmetros avaliados. Os índices fitotoxicológicos indicaram tendência ao

comportamento hormético para as sementes de cebola e rúcula, bem como toxicidade de baixa a moderada para as sementes de tomate.

Sob o ponto de vista geotécnico, a Mistura (1:1) apresentou comportamento intermediário em relação às propriedades avaliadas, com valores de permeabilidade à água e ao ar semelhantes aos do Solo natural e capacidade de retenção de água próxima à da FFM, características compatíveis com sua aplicação como material de biocobertura.

Por fim, a extrapolação dos resultados obtidos deve ser realizada com cautela, evitando tanto a rejeição prematura de um material potencialmente aproveitável quanto a subestimação dos riscos associados ao uso indiscriminado da FFM. Assim, estudos complementares, especialmente voltados ao desempenho em campo e à segurança ambiental em longo prazo, são essenciais para subsidiar a viabilização de sua aplicação prática.

Recomenda-se, portanto, a realização de estudos em escala piloto e em campo real, com monitoramento de longo prazo do desempenho físico-hidráulico e da eficiência na oxidação de metano da biocobertura, bem como a ampliação dos ensaios ecotoxicológicos para diferentes níveis tróficos e exposições crônicas. Adicionalmente, análises de mobilidade de contaminantes, modelagem de transporte e avaliações quantitativas de risco, como estabilidade geotécnica e segurança do trabalho são fundamentais para subsidiar decisões regulatórias e operacionais.

Recomenda-se, portanto, a condução de estudos em escala piloto e em condições reais de campo, com monitoramento de longo prazo do desempenho físico-hidráulico e da eficiência na oxidação de metano pela biocobertura, de modo a capturar variações sazonais, processos de envelhecimento do material e possíveis mudanças estruturais ao longo do tempo. Paralelamente, torna-se necessária a ampliação dos ensaios ecotoxicológicos, contemplando diferentes níveis tróficos e exposições crônicas, a fim de refinar a avaliação de efeitos subletais e cumulativos.

Ademais, investigações sobre mobilidade de contaminantes, associadas à modelagem de transporte em meio poroso e a avaliações quantitativas de risco ambiental e ocupacional, incluindo estabilidade geotécnica e segurança do trabalho, são essenciais para fundamentar decisões regulatórias e orientar diretrizes operacionais com maior robustez técnico-científica.