



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
IFCE *CAMPUS* FORTALEZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL
MESTRADO ACADÊMICO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

SENIRA MARCOS DE OLIVEIRA

**ESTUDO DA PERMEABILIDADE DAS CINZAS DA INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS
PERIGOSOS À ÁGUA E AOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO**

FORTALEZA
2025

SENIRA MARCOS DE OLIVEIRA

**ESTUDO DA PERMEABILIDADE DAS CINZAS DA INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS
PERIGOSOS À ÁGUA E AOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus* Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Área de Concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gemmelle Oliveira Santos

FORTALEZA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- O48e Oliveira, Senira Marcos de.
Estudo da permeabilidade das cinzas da incineração de resíduos perigosos á água e aos
lixiviados de aterro sanitário / Senira Marcos de Oliveira - 2025.
81 f.: il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão
Ambiental, Campus Fortaleza, 2025.
Orientação: Prof. Dr. Gemmelle Oliveira Santos.
1. Cinzas. 2. Granulometria. 3. Lixiviado. 4. Permeabilidade. I. Título.



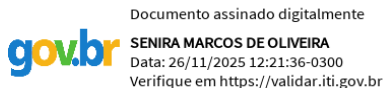
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
Av. 13 de maio, 2081 - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Processo: 23256.002920/2025-22

Interessado: Gemmelle Oliveira Santos

SENIRA MARCOS DE OLIVEIRA



ESTUDO DA PERMEABILIDADE DAS CINZAS DA INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS PERIGOSOS À ÁGUA E AOS LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus* de Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em: **16/04/2025**.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gemmelle Oliveira Santos (orientador)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Profa. Dra. Celli Rodrigues Muniz

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE/DAQMA

Prof. Dr. Roberto Antônio Cordeiro da Silva

Universidade Federal do Ceará (UFC)



Documento assinado eletronicamente por **Gemmelle Oliveira Santos, Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 26/04/2025, às 07:19, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **ROBERTO ANTONIO CORDEIRO DA SILVA, Usuário Externo**, em 29/04/2025, às 12:03, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Celli Rodrigues Muniz, Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 12/05/2025, às 16:09, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0 informando o código verificador **7286949** e o código CRC **86981A5B**.

A Deus

Aos Mestres

A memória de Simão Marcos e Maria Barbosa Marcos

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me deu o dom da vida, a sabedoria e capacidade de perseverar ao longo desse trabalho.

Ao professor Dr. Gemmelle Oliveira pela paciência, ensinamentos a mim conferidos e pela confiança.

A todos os professores do programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental pela contribuição para o meu conhecimento, em especial profa. Dra. Nájila Cabral por todo ensinamento no estágio à docência e por sempre me motivar.

A minha tia Lucila Barbosa Marcos e minhas amigas Maria de Fatima e Maria Liliane pelo apoio e incentivo.

Aos colegas de trabalho do Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental – DEHA, da UFC, pelo apoio técnico e operacional durante a pesquisa, em especial ao professor Roberto Antônio da Silva.

Aos meus amigos e meus colegas de turma, Sandro Moreira, Sheila Araújo, Maria Beatriz, Eulalia Barbosa e Ana Patrícia de Sousa pela contribuição e companheirismo.

A empresa Marquise Ambiental pelo apoio no processo de pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa.

“Ninguém é capaz de escrever bem se não sabe bem o que vai escrever”

(CAMARA JÚNIOR, 1978)

RESUMO

A pesquisa objetivou determinar a permeabilidade das cinzas provenientes da incineração de resíduos sólidos perigosos. Durante duas campanhas (setembro de 2023 e junho de 2024), 96Kg de materiais (cinzas e solos) foram analisados em laboratório e fracionados em 07 peneiras com malhas variando entre 0,075 e 2,00mm. O *filer* resultante desse peneiramento também foi aproveitado nos ensaios. A ordem de grandeza (10^x) mostrou que a permeabilidade das cinzas, aos dois fluidos (água e lixiviado de aterro sanitário) foi maior que a permeabilidade dos solos, mantendo relação com a origem e as características físicas e químicas de cada material. Observou-se que 41% dos resultados da permeabilidade da cinza tiveram ordem de grandeza 10^{-2} cm/s enquanto 50% dos resultados da permeabilidade dos solos estiveram na escala 10^{-6} cm/s (bem menor). A permeabilidade à água dos dois materiais diminuiu com a redução da granulometria, mas essa tendência ocorreu com maior intensidade na 1ª campanha (para as cinzas) e 2ª campanha (para os solos). Tal comportamento também foi observado na permeabilidade dos materiais ao lixiviado, sendo mais forte na 2ª campanha (para a cinza) e 1ª campanha (para o solo). Após 64 ensaios de permeabilidade com carga variável, observou-se permeabilidade variando entre as campanhas, entre os materiais e entre os fluidos, mostrando diferenças na qualidade e comportamento hidráulico dos solos e cinzas ao longo do tempo. Esta é a primeira pesquisa local sobre o tema e o conhecimento gerado pode ajudar no desenvolvimento de novos materiais, em análises de desempenho, e servir de base para pesquisas futuras. Pode também contribuir para o aprimoramento da classificação desse tipo de resíduo, abrindo oportunidades para sua valorização e reutilização, diminuindo a sua disposição no aterro sanitário.

Palavras-chave: Cinzas; Granulometria; Lixiviado; Permeabilidade.

ABSTRACT

This research aimed at determining the permeability of ashes from the incineration of hazardous solid waste. During two campaigns (September 2023 and June 2024), 96 kg of materials (ash and soil) were analyzed in the laboratory and fractionated in 07 sieves with mesh sizes ranging from 0.075 to 2.00 mm. The filler resulting from the sieving was also evaluated. The order of magnitude (10^x) showed that the permeability of the ash to both fluids (water and landfill leachate) was greater than the permeability of the soil, suggesting that the physical and chemical characteristics of each material were preserved. It was observed that 41% of the ash permeability results showed an order of magnitude of 10^{-2} cm/s, while 50% of the soil permeability results were in the 10^{-6} cm/s range (much lower). The water permeability of both materials decreased with the reduction in granulometry, but this trend occurred with greater intensity in the 1st campaign (for ash) and 2nd campaign (for soil). This pattern was also observed in the permeability of the materials to the leachate, being stronger in the 2nd campaign (for the ash) and 1st campaign (for the soil). After performing 64 permeability tests with variable load, it was observed that permeability varied with the campaigns, the materials, and the fluids, presenting differences in the quality and hydraulic behavior of the soils and ashes over time. This is the first local research on this subject and the acquired information may be helpful to the development of new materials, performance analyses, as well as serve as foundation or source for future research. It may also contribute to the classification of this type of waste, increasing chances for its recovery and reuse, reducing its occurrence in landfills.

Keywords: Ash; Granulometry; Leachate; Permeability

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sistema de carga constante.....	34
Figura 2 - Sistema de carga variável.....	36
Figura 3 - Permeâmetro <i>Guelph</i>	39
Figura 4 - Vista parcial do incinerador de Fortaleza, dos resíduos e cinzas.....	43
Figura 5 - Imagens parciais da triagem das cinzas estudadas.....	45
Figura 6 - Vista parcial do processamento das amostras de cinzas.....	46
Figura 7 - Curvas de distribuição granulométrica (cinzas e solo estudados.....	49
Figura 8 - Permeabilidade à água da CIRSP, 1ª campanha.....	57
Figura 9 - Permeabilidade à água da CIRSP, 2ª campanha.....	57
Figura 10 - Permeabilidade ao lixiviado da CIRSP, 1ª campanha.....	58
Figura 11 - Permeabilidade ao lixiviado da CIRSP, 2ª campanha.....	58
Figura 12 - Permeabilidade à água do Solo, 1ª campanha.....	62
Figura 13 - Permeabilidade à água do Solo, 2ª campanha.....	63
Figura 14 - Permeabilidade ao lixiviado do Solo, 1ª campanha.....	64
Figura 15 - Permeabilidade ao lixiviado do Solo, 2ª campanha.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidades de materiais (em Kg) e fluidos utilizados na pesquisa.....	45
Tabela 2 - Lista de outros ensaios determinados nos solos e cinzas.....	46
Tabela 3 - Granulometria das cinzas de resíduos sólidos perigosos na literatura.....	50
Tabela 4 - Granulometria dos solos de cobertura de aterros sanitários na literatura.	51
Tabela 5 - Teor de umidade da CIRSP e de solos de aterro sanitário na literatura...	52
Tabela 6 - Densidade real da CIRSP e de solos de aterro na literatura.....	52
Tabela 7 - Composição química elementar da CIRSP estudada.....	53
Tabela 8 - Resultados de permeabilidade (Cinza, Solo, Água, Lixiviado).....	56

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASM - Aterro Sanitário Metropolitano
BAC - Betão Auto Compactável
CIRSP - Cinzas da Incineração de Resíduos Sólidos Perigosos
CME - Centro Operacional de Ajuda ao Meio Ambiente
CNEN - Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente
CP - Corpo de Prova
CTRP - Centro de Tratamento de Resíduos Perigosos
FUNASA - Fundação Nacional de Saúde
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
NBR - Norma Brasileira
NR - Norma Regulamentadora
PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos
RDC - Resolução da Diretoria Colegiada
RSI - Resíduos Sólidos Industriais
RSS - Resíduo de Serviço de Saúde
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
SCASM - Solo de Cobertura do Aterro Sanitário Metropolitano
SCSP - Secretaria de Conservação e Serviços Públicos de Fortaleza
SINIR - Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos
SNSA - Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
UFC - Universidade Federal do Ceará

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 Considerações iniciais	14
1.2 Justificativa	15
2 OBJETIVOS	18
2.1 Geral	18
2.2 Específicos	18
3 REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1 Resíduos Perigosos	19
3.1.1 <i>Considerações gerais</i>	19
3.1.2 <i>A Incineração de resíduos perigosos</i>	24
3.1.2.1 <i>As cinzas da incineração</i>	27
3.2 A Permeabilidade dos Materiais	31
3.3 Os Lixiviados de Aterros Sanitários	40
4 MATERIAL E MÉTODOS	43
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
6 CONCLUSÃO	66
REFERÊNCIAS	68

1. INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

A geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no Brasil cresce a cada ano. Conforme a mais recente publicação da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA (2023) foram coletadas 63,8 milhões de toneladas de RSU no país em 2022¹. Desse total, 61% foi encaminhado para aterros sanitários e 39% foi destinado para áreas de disposição inadequada (lixões e aterros controlados), distribuídas por todas as regiões do país.

Uma parte desses resíduos é classificada como perigoso (Classe I) em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade, mutagenicidade e significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental (BRASIL, 2010).

Nesse contexto, a Lei Federal nº12.305/2010, que trata da Política Nacional de Resíduos Sólidos, objetiva (Artigo 7º, V) a redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos; tem por instrumento (Artigo 8º, XV) o Cadastro Nacional de Operadores de Resíduos Perigosos; prevê (Artigo 37) que a instalação e o funcionamento de empreendimento ou atividade que gere ou opere com resíduos perigosos somente seja autorizada ou licenciada pelas autoridades competentes se o responsável comprovar, no mínimo, capacidade técnica e econômica, além de condições para prover os cuidados necessários ao gerenciamento desses resíduos.

Ao contrário do que se pensa, os domicílios, os estabelecimentos comerciais, a construção civil, a agropecuária são potenciais geradores de resíduos perigosos, mas a grande contribuição nesse setor vem das atividades industriais e da prestação de serviços voltados à saúde (humana e animal).

A Lei Federal nº12.305/2010 obriga todo gerador de resíduo perigoso a elaborar e cumprir um plano de gerenciamento (Artigo 20, IIa) onde estejam descritos todos os procedimentos de manejo (segregação, acondicionamento, identificação, transporte interno, armazenamento temporário, armazenamento externo, coleta

¹Essa estimativa considerou a massa total declarada por 5.060 municípios, que representam 90,8% dos municípios brasileiros e 96,8% da população total.

interna, transporte externo, destinação e disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Em Fortaleza-CE, o plano de gerenciamento de resíduos é um dos requisitos para a obtenção do alvará de construção, registro sanitário e licenciamento ambiental das atividades, e a maioria dos resíduos perigosos elencados nos planos deve ser enviada, por meio de uma transportadora contratada pelo gerador, para o Centro de Tratamento de Resíduos Perigosos - CTRP, onde existe um incinerador e um autoclave.

A incineração é um processo de queima controlada dos resíduos sob altas temperaturas, reduzindo drasticamente o peso, o volume e os riscos sanitários e ambientais dos resíduos enquanto a autoclavagem é um processo de esterilização a vapor que promove apenas a desinfecção.

A incineração de resíduos resulta em cinzas de fundo e volantes. Conforme Silva e Lange (2008), na Europa, as cinzas de fundo são, normalmente, classificadas como resíduos não perigosos e as cinzas volantes, como perigosos. Ainda conforme os autores, esses resíduos são, em alguns casos, dispostos em aterros, mas suas características podem exigir cuidados especiais.

Em Fortaleza-CE existem poucas pesquisas sobre as cinzas geradas no CTRP: Bastos *et al.* (2021) e Lino (2022) determinaram as características físicas e químicas desse material; Correia (2022) estudou o comportamento de pisos intertravados de concreto elaborados com frações dessas cinzas; Moura (2023) aplicou tais cinzas como elemento de filtração de lixiviados do Aterro Sanitário de Caucaia.

A partir desse histórico, esta pesquisa avançou no desenvolvimento desse tema, determinando a granulometria e a permeabilidade das cinzas do CTRP. A granulometria da cinza foi comparada com a do solo de cobertura do Aterro Sanitário Metropolitano. Já a permeabilidade à água foi comparada com a permeabilidade aos lixiviados do referido aterro.

1.2 Justificativa

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA 316/2002 classifica as cinzas e escórias provenientes do processo de tratamento térmico, para

fins de disposição final, como resíduo perigoso, mas admite sua classificação como não perigoso se o operador do equipamento comprovar sua inertização junto ao órgão ambiental competente.

Esta pesquisa, que determinou algumas características físicas das Cinzas da Incineração de Resíduos Sólidos Perigosos (CIRSP), pode servir de base para o desenvolvimento de novos materiais, já que a permeabilidade é uma propriedade fundamental e de influência direta no comportamento ambiental e na escolha do método de armazenamento, tratamento, destinação e disposição final desse resíduo.

Estudar a permeabilidade é importante para entender se as referidas cinzas são suscetíveis (ou não) à lixiviação (processo pelo qual substâncias tóxicas presentes nas cinzas são dissolvidas em água e arrastadas para o solo e as águas subterrâneas) bem como suas condições de estabilidade, erosão e dispersão no ambiente.

A pesquisa também está alinhada com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que prevê a cooperação técnica e financeira entre os setores públicos e privados para o desenvolvimento de pesquisas de novos produtos, métodos, processos e tecnologias de gestão, reciclagem, reutilização, tratamento de resíduos e disposição final ambientalmente adequada de rejeitos.

O estudo das relações entre permeabilidade e granulometria ajuda a entender o comportamento hidráulico desses materiais. O conhecimento sobre a distribuição granulométrica das cinzas é fundamental para diversas aplicações: aproveitamento desse resíduo em outros processos (a granulometria influencia diretamente na reatividade das cinzas em processos como produção de cimento e estabilização de solos), disposição final sobre o solo (o tamanho das partículas determina a facilidade ou dificuldade de dispersão dos componentes químicos da cinza no ambiente e os potenciais impactos ambientais negativos decorrentes dessa lixiviação), projeto de equipamentos (a granulometria das cinzas impacta no projeto de sistemas de transporte, armazenamento e tratamento).

As descobertas sobre a permeabilidade das cinzas, apresentadas nessa pesquisa, podem ajudar em análises de desempenho, servir de base para pesquisas futuras, contribuir para o aprimoramento da classificação desse tipo de resíduo (considerando o previsto na Norma Brasileira - NBR 10004/2004 e na Resolução 316/2002 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA).

A pesquisa contribui para o crescimento de indicadores locais de sustentabilidade e para o avanço da literatura pertinente (já que a maioria das pesquisas estudaram outras cinzas: de carvão mineral, de bagaço de cana de açúcar, de folha de bananeira, de capim elefante, de folha de bambu, de resíduos de café, de casca de açaí, de casca de arroz e outros resíduos agroindustriais).

Estudar as cinzas do incinerador abre oportunidades para valorização e possível reutilização desse resíduo, diminuindo a prática atual de envio para disposição sobre o solo no Aterro Sanitário Metropolitano.

Conforme Carvalho *et al.* (2022) a reutilização adequada dos resíduos, perpassa pelo conhecimento técnico das propriedades e testes que comprovem segurança e atendam as legislações vigentes, evitando aplicações que venham impactar a saúde e ao meio ambiente da sociedade.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Determinar a permeabilidade das Cinzas provenientes da Incineração de Resíduos Sólidos Perigosos (CIRSP).

2.2 Específicos

Determinar, em laboratório, a granulometria das CIRSP comparativamente à granulometria dos Solos de Cobertura do Aterro Sanitário Metropolitano (SCASM);

Determinar, em laboratório, a permeabilidade das CIRSP e dos SCASM à água e aos lixiviados do referido aterro;

Contribuir para ampliação do número de estudos sobre as CIRSP, buscando sua valorização e redução do envio ao aterro sanitário.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Resíduos Perigosos

3.1.1 Considerações Gerais

Os resíduos perigosos são aqueles que, por suas características físicas, químicas ou biológicas, podem causar danos à saúde humana ou ao meio ambiente quando manipulados, transportados, armazenados ou descartados de forma inadequada. São exemplos de resíduos perigosos: químicos (tintas, solventes, ácidos, bases, pesticidas), eletroeletrônicos (pilhas, baterias, computadores, celulares), hospitalares (agulhas, seringas, materiais contaminados) etc.

Conforme o Decreto Federal 10.936/2022 (Artigo 68) consideram-se geradores ou operadores de resíduos perigosos os empreendimentos ou as atividades:

I - cujo processo produtivo gere resíduos perigosos;

II - cuja atividade envolva o comércio de produtos que possam gerar resíduos perigosos e cujo risco seja significativo, a critério do órgão ambiental;

III - que prestem serviços que envolvam a operação com produtos que possam gerar resíduos perigosos e cujo risco seja significativo, a critério do órgão ambiental;

IV - que prestem serviços de coleta, transporte, transbordo, armazenamento, tratamento, destinação e disposição final de resíduos ou rejeitos perigosos;

V - que exerçam atividades classificadas como geradoras ou como operadoras de resíduos perigosos em normas editadas pelos órgãos do SISNAMA, do SNVS ou do SUASA (BRASIL, 2022).

Uma parte dos resíduos perigosos é gerada em unidades de assistência à saúde humana ou animal, através do que se conhece como Resíduo de Serviço de Saúde - RSS.

Os RSS são todos os resultantes de serviços relacionados com o atendimento à saúde humana ou animal, inclusive os serviços de assistência domiciliar e de trabalhos de campo; laboratórios analíticos de produtos para saúde; necrotérios, funerárias e serviços onde se realizem atividades de embalsamamento (tanatopraxia e somatoconservação); serviços de medicina legal; drogarias e farmácias inclusive as

de manipulação; estabelecimentos de ensino e pesquisa na área de saúde; centros de controle de zoonoses; distribuidores de produtos farmacêuticos; importadores, distribuidores e produtores de materiais e controles para diagnóstico in vitro; unidades móveis de atendimento à saúde; serviços de acupuntura; serviços de tatuagem, entre outros similares (BRASIL, 2018).

Conforme a Resolução da Diretoria Colegiada - RDC 222/2018, os RSS podem ser divididos em cinco grupos (A, B, C, D e E), assim entendidos:

GRUPO A - resíduos com a possível presença de agentes biológicos que, por suas características, podem apresentar risco de infecção [...];

GRUPO B - resíduos contendo produtos químicos que apresentam periculosidade à saúde pública ou ao meio ambiente, dependendo de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade, mutagenicidade e quantidade [...];

GRUPO C - qualquer material que contenha radionuclídeo em quantidade superior aos níveis de dispensa especificados em norma da Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN - e para os quais a reutilização é imprópria ou não prevista;

GRUPO D - resíduos que não apresentam risco biológico, químico ou radiológico à saúde ou ao meio ambiente, podendo ser equiparados aos resíduos domiciliares [...];

GRUPO E - materiais perfurocortantes ou escarificantes, tais como: lâminas de barbear, agulhas, escalpes, ampolas de vidro, brocas, limas endodônticas, pontas diamantadas, lâminas de bisturi, lancetas; tubos capilares; ponteiros de micropipetas; lâminas e laminulas; espátulas; e todos os utensílios de vidro quebrados no laboratório (pipetas, tubos de coleta sanguínea e placas de Petri) e outros similares (BRASIL, 2018).

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos - SINIR (2020), o Brasil coletou em 2019 quase 10,3 milhões de toneladas de RSS, sendo que 20% foram destinadas para processo em plantas de incineração.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), desde a década de 90, fixa condições específicas para o armazenamento de resíduos perigosos (Norma Brasileira - NBR 12.235/1992) e não perigosos (NBR 11.174/1990).

Conforme a NBR 12.235/1992, o acondicionamento de resíduos perigosos, como forma temporária de espera para reciclagem, recuperação, tratamento e/ou disposição final, pode ser realizado em contêineres, tambores, tanques e/ou a granel, descritos da seguinte forma:

Os contêineres e/ou tambores devem ser armazenados, preferencialmente,

em áreas cobertas, bem ventiladas, e os recipientes são colocados sobre base de concreto ou outro material que impeça a lixiviação e percolação de substâncias para o solo e águas subterrâneas. A área deve possuir ainda um sistema de drenagem e captação de líquidos contaminados para que sejam posteriormente tratados. Os contêineres e/ou tambores devem ser devidamente rotulados de modo a possibilitar uma rápida identificação dos resíduos armazenados. A disposição dos recipientes na área de armazenamento deve seguir as recomendações para a segregação de resíduos de forma a prevenir reações violentas por ocasião de vazamentos ou, ainda, que substâncias corrosivas possam atingir recipientes íntegros. Em alguns casos é necessário o revestimento dos recipientes de forma a torná-los mais resistentes ao ataque dos resíduos armazenados (ABNT, 1992).

Os tanques podem ser utilizados para o armazenamento de resíduos líquidos/fluidos, à espera do tratamento, da incineração ou da recuperação de determinados componentes do resíduo, o que muitas vezes ocorre em caráter temporário. Quanto à instalação e manutenção, os tanques de superfície são menos problemáticos do que os enterrados, onde a detecção de falhas, rupturas ou vazamentos é mais difícil. O uso de um tanque enterrado ou semi-enterrado é desaconselhável em face da possibilidade de vazamento e contaminação das águas subterrâneas. Dependendo do tipo de resíduo líquido, o seu armazenamento, em tanques, pode necessitar também de vários equipamentos acessórios como: abafador de faísca, corta-chama, respiradores de pressão e vácuo, válvula de alívio para conservação de calor, válvula de segurança interna, aterramento, sistema de contenção etc. Existem vários tipos de tanques de armazenamento (ABNT, 1992).

O armazenamento de resíduos sólidos perigosos, a granel, deve ser feito em construções fechadas e devidamente impermeabilizadas. É aceitável o armazenamento em montes sobre o solo, em grandes quantidades, desde que devidamente autorizado pelo órgão de controle ambiental. Na escolha do tipo de armazenamento, algumas características dos resíduos devem ser consideradas, assim como: densidade, umidade, tamanho da partícula, ângulo de repouso, ângulo de deslizamento, temperatura, pressões diferenciais, propriedades de abrasão e coesão, ponto de fusão do material e higroscopicidade. Devido às características de corrosividade de determinados resíduos, o depósito deve ser construído de material e/ou revestimento adequados. O armazenamento de resíduos em montes pode ser feito dentro de edificações ou fora delas, com uma cobertura adequada, para controlar a possível dispersão pelo vento, e sobre uma base devidamente impermeabilizada (ABNT, 1992).

A indústria também é geradora de resíduos perigosos e, diferentemente dos serviços de saúde, é capaz de produzir em grandes quantidades e com características físicas e químicas diversas. Essa geração é resultado do esforço da indústria em tentar acompanhar o ritmo de crescimento da população e do consumo, evidenciando a necessidade de gerenciar adequadamente seus resíduos.

As indústrias podem gerar resíduos sólidos (sobras de matérias-primas, embalagens, peças defeituosas, cinzas de combustão), resíduos líquidos (efluentes industriais, resíduos de processos químicos, óleos, graxas), resíduos gasosos (emissões atmosféricas de processos industriais com elementos tóxicos e partículas).

De acordo com a Norma Regulamentadora 25/2022, entendem-se por resíduo industrial aquele proveniente dos processos industriais, na forma sólida, líquida ou gasosa ou combinação dessas, e que por suas características físicas, químicas ou microbiológicas não se assemelham aos resíduos domésticos, como cinzas, lodos, óleos, materiais alcalinos ou ácidos, escórias, poeiras, borras, substâncias lixiviadas e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como demais efluentes líquidos e emissões gasosas contaminantes atmosféricos.

Ainda conforme a referida Norma, o gerador desse resíduo deve buscar a redução da exposição ocupacional por meio da adoção das melhores práticas tecnológicas e organizacionais disponíveis e que os resíduos industriais tenham disposição de acordo com a lei ou regulamento específico, sendo vedado o lançamento ou a liberação no ambiente de trabalho de quaisquer contaminantes advindos desses materiais que possam comprometer a segurança e saúde dos trabalhadores.

O Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos - SINIR (2020) aponta que o Brasil gerou cerca de 28,5 milhões de toneladas de resíduos industriais no ano de 2019. Esses resíduos industriais representam um grande desafio para a sustentabilidade, já que podem gerar contaminação ambiental (muitos resíduos industriais são tóxicos e podem contaminar o solo, a água e o ar, causando danos à saúde humana e aos ecossistemas), exaustão de recursos naturais (a produção de muitos produtos industriais requer a extração de recursos naturais, e o descarte inadequado dos resíduos pode acelerar o esgotamento desses recursos) e impactos sociais (a disposição inadequada de resíduos industriais pode causar problemas de saúde nas comunidades próximas às áreas industriais, além de gerar impactos negativos na qualidade de vida).

O gerenciamento adequado dos resíduos industriais é fundamental para minimizar os impactos ambientais e sociais. As principais etapas do gerenciamento são: geração (onde se deve buscar minimizar a produção de resíduos através de processos mais eficientes e do uso de matérias-primas recicladas); coleta e transporte (onde seja garantida a coleta segura e o transporte dos resíduos até os locais de tratamento ou disposição final); tratamento (que envolve diversos processos físicos, químicos e biológicos voltados à redução da toxicidade e do volume dos resíduos, como a incineração, a biodigestão e a compostagem); disposição final (envio dos

resíduos para aterros sanitários industriais ou em outros locais adequados, de acordo com a legislação ambiental).

Conforme Bauermann; Caroba (2023) o tratamento e a adequada destinação dos resíduos industriais ainda são um dos grandes desafios corporativos no Brasil. Como solução de parte do problema, é importante que as indústrias adotem e sigam de maneira adequada uma política de gestão de resíduos.

No Brasil, a principal resolução que trata dos resíduos da indústria é a CONAMA 313/2002. Nela, os resíduos existentes ou gerados pelas atividades industriais devem ser objeto de controle específico, como parte integrante do processo de licenciamento ambiental. Conforme o Artigo 4º, as indústrias abaixo discriminadas deverão apresentar aos órgãos de controle ambiental informações sobre geração, características, armazenamento, transporte e destinação de seus resíduos sólidos, a saber: I - preparação de couros e fabricação de artefatos de couro, artigos de viagem e calçados (Divisão 19); II - fabricação de coque, refino de petróleo, elaboração de combustíveis nucleares e produção de álcool (Divisão 23); III - fabricação de produtos químicos (Divisão 24); IV - metalurgia básica (Divisão 27); V - fabricação de produtos de metal, exclusive máquinas e equipamentos (Divisão 28); VI - fabricação de máquinas e equipamentos (Divisão 29); VII - fabricação de máquinas para escritório e equipamentos de informática (Divisão 30); VIII - fabricação e montagem de veículos automotores, reboques e carrocerias (Divisão 34); IX - fabricação de outros equipamentos de transporte (Divisão 35).

Ainda segundo a Resolução, o órgão de meio ambiente poderá incluir outras tipologias industriais, além das relacionadas, de acordo com as especificidades e características de cada estado, e as informações sobre as tipologias industriais incluídas deverão ser repassadas ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA.

Segundo o Centro Operacional de Ajuda ao Meio Ambiente - CME (2022), os processos industriais geram grande variedade de resíduos sólidos, líquidos e gasosos. Alguns desses resíduos podem ser reutilizados ou reaproveitados; outros, como os químicos, apresentam alto grau de toxicidade e o custo para reaproveitamento ou reciclagem é elevado e demanda tecnologia avançada.

Em linhas gerais, os resíduos industriais podem ser tratados por diversos métodos, dependendo de suas características físicas, químicas e biológicas. A

literatura (METCALF; EDDY, 2003; CHRISTENSEN, 2011) cita o tratamento físico (que inclui processos que alteram a forma física dos resíduos sem modificar sua composição química: sedimentação, filtração, centrifugação e desidratação); tratamento químico (que envolve reações químicas para transformar os resíduos em formas menos perigosas: neutralização, oxidação, redução, precipitação, coagulação/floculação e troca iônica); tratamento biológico (que utiliza microrganismos para degradar resíduos orgânicos, transformando-os em substâncias menos nocivas: compostagem, biorremediação, digestão anaeróbia e lodos ativados); tratamento térmico (que utiliza altas temperaturas para reduzir o volume dos resíduos, destruindo compostos perigosos, com destaque para incineração, pirólise e plasma térmico); tratamento de estabilização e solidificação (método que combina os resíduos com materiais de ligação, como cimento, para criar uma massa sólida que impede a liberação de contaminantes); aterros industriais (construídos com sistemas de impermeabilização e monitoramento para garantir a segurança ambiental).

3.1.2 A Incineração de Resíduos Perigosos

A NBR 11.175/1990 define a incineração de resíduos sólidos como o processo de oxidação à alta temperatura² que destrói ou reduz o volume ou recupera materiais ou substâncias (ABNT, 1990).

A incineração reduz significativamente o volume dos resíduos, diminuindo a necessidade de espaço em aterros sanitários. Além disso, muitos materiais infecciosos podem ser completamente destruídos durante o processo de incineração e o calor gerado pela queima pode ser utilizado para produzir energia elétrica ou térmica.

Embora seja um método comum de tratamento de resíduos, ele também gera diversas preocupações ambientais e de saúde pública: emissão de poluentes (a incineração pode liberar diversos poluentes na atmosfera, como dioxinas, furanos, metais pesados e gases ácidos, que podem causar problemas respiratórios e outros problemas de saúde), cinzas tóxicas (as cinzas resultantes da incineração contêm

² No caso de incineração de resíduos perigosos com um teor superior a 1% de substâncias orgânicas halogenadas, a temperatura deverá atingir pelo menos 1.100°C (DOURADO, 2013). Pela Resolução do CONAMA 316/2002, entende-se por tratamento térmico de resíduos qualquer processo cuja operação seja realizada acima da temperatura mínima de 800°C.

concentrações elevadas de metais pesados e outras substâncias tóxicas, exigindo um tratamento e disposição adequados para evitar a contaminação do solo e da água).

A incineração é uma tecnologia muito empregada na Europa, Estados Unidos, Japão e China. No Brasil, o processo é ainda pouco utilizado, restrita apenas ao tratamento dos RSS e a alguns tipos de resíduos industriais (normalmente os perigosos) devido ao respectivo potencial em causar impacto ambiental (ANDRADE, 2012).

Uma publicação da Fundação Nacional de Saúde - FUNASA (2019) considera a incineração como um dos tratamentos mais empregados para resíduos perigosos. Cabe destacar que a Resolução do CONAMA 316/2002 prevê que os resíduos recebidos pelo sistema de tratamento térmico deverão ser documentados, por meio de registro, do qual conste sua origem, quantidade e caracterização.

Conforme Dourado (2013) a incineração diminui massivamente o problema do descarte devido à diminuição do tamanho e peso dos resíduos, mas não o resolve de forma definitiva, pois é necessário encontrar um destino para as cinzas produzidas pelo processo.

A incineração gera cinzas de fundo e cinzas volantes. As cinzas de fundo são mais pesadas e de granulometria mais grosseira; a cinza volante é composta por partículas finas que ficam em suspensão nos gases da combustão (DOURADO, 2013).

A expressão “cinzas de fundo” é um termo genérico utilizado para descrever materiais residuais que se depositam no fundo de fornos e caldeiras durante processos de combustão. Essas cinzas podem variar significativamente em sua composição e propriedades, dependendo do tipo de combustível utilizado, das condições de combustão e das tecnologias de controle de emissões.

Na Europa, as cinzas de fundo são, normalmente, classificadas como resíduos classe II (não perigoso) e as cinzas volantes, como classe I (perigoso). Os principais contaminantes das cinzas volantes são os metais pesados e alguns sais que requerem gerenciamento seguro, além de compostos orgânicos clorados. As cinzas, em alguns casos, são enviadas para aterros sanitários não industriais, mas suas características podem exigir cuidados especiais (SILVA; LANGE, 2008).

A composição das cinzas de fundo é complexa e pode incluir uma variedade de elementos, como: óxidos metálicos (sílica, alumina, óxido de ferro, óxido de cálcio),

metais pesados (chumbo, cádmio, mercúrio, arsênio) e compostos orgânicos (resíduos de combustíveis e aditivos).

Apesar de serem consideradas um resíduo, as cinzas de fundo podem encontrar diversas aplicações, dependendo de sua composição e propriedades: construção civil (como aditivo em cimentos, concretos e argamassas, proporcionando melhoria em algumas propriedades), agricultura (como corretivo de solo, fornecendo nutrientes e melhorando a estrutura do solo), produção de materiais cerâmicos (na fabricação de tijolos, telhas e outros produtos cerâmicos), estabilização de solos (para melhorar a resistência e a permeabilidade de solos).

Conforme Dourado (2013) a queima do resíduo sólido urbano, além das cinzas, gera calor e gases. O calor pode ser recuperado para geração de energia. Os gases devem ser tratados para que as substâncias nocivas presentes alcancem taxas de concentração que não prejudiquem a qualidade do ar quando dispersados na atmosfera. Andrade (2012) cita os compostos halogênicos e alguns óxidos metálicos.

Pela Resolução do CONAMA 316/2002, todo sistema de tratamento térmico para resíduos industriais deverá atingir a taxa de eficiência de destruição e remoção superior ou igual a 99,99% para o principal composto orgânico perigoso definido no teste de queima.

Ainda segundo a Resolução, as áreas de armazenamento de resíduos deverão ter procedimentos que atenuem ou eliminem a emissão de substâncias odoríferas, de modo a diminuir o impacto por percepção olfativa fora dos limites do sistema de tratamento térmico. Quando da incineração de resíduos de origem industrial, o responsável pelo sistema deverá ter registro das seguintes informações: I - origem e processo produtivo do gerador e quantidade; II - quantificação dos parâmetros relativos ao poder calorífico, cinzas e, quando couber, metais, halogênios ou compostos halogenados; III - composição química e características físico-químicas do resíduo, que comprovem sua compatibilidade com as condicionantes da licença de operação; IV - incompatibilidade com outros resíduos; V - métodos de amostragem e análise utilizados, com os respectivos limites de detecção.

A Resolução CONAMA 316/2002 representa um importante avanço na gestão de resíduos no Brasil, estabelecendo um marco legal para o tratamento térmico de resíduos e contribuindo para a proteção do meio ambiente e da saúde pública. No entanto, é fundamental que ela seja atualizada e que sejam intensificadas as ações

de fiscalização e conscientização para garantir sua efetividade.

3.1.2.1 As Cinzas da Incineração

As cinzas resultantes da incineração de resíduos perigosos possuem concentrações relativamente elevadas de metais pesados e podem causar, se depositadas em aterro, a contaminação das águas subterrâneas e do ambiente (MATALKAH, 2023). Tais cinzas contêm arsênico (As), chumbo (Pb), cádmio (Cd), prata (Ag), ferro (Fe) e zinco (Zn), conforme Cobo, Galvez e Conesa (2009).

Segundo Eighmy *et al.* (1994) as cinzas de fundo são compostas por cerca de 15% de materiais não queimados, enquanto os 85% restantes são constituídos por compostos fundidos, como vidro e minerais do grupo espinélio.

Segundo Chimenos *et al.* (1999), as partículas menores que 1 mm constituem entre 15% e 20% do peso total das cinzas de fundo e muitas vezes essas partículas se encontram grudadas a partículas maiores.

Manjunatha *et al.* (2023) afirmam que a densidade específica das cinzas varia entre 1,82 a 2,64 (kg/m³) e que sua área superficial específica é de 399 a 433 m²/kg a 1000°C, diminuindo para 260 m²/kg a 700°C. Os autores observaram que as características químicas e mineralógicas apresentam uma diversidade de composição que depende da origem da cinza.

As cinzas de fundo são caracterizadas por: partículas maiores (comparadas às cinzas volantes, as cinzas de fundo tendem a apresentar partículas com diâmetros maiores, podendo variar de micrômetros a milímetros), distribuição granulométrica ampla (a distribuição do tamanho das partículas é bastante heterogênea, com presença de frações finas e grossas), forma irregular (as partículas de cinza de fundo geralmente possuem formas irregulares e angulosas).

Os principais destinos das cinzas de fundo na Europa são: aterros específicos (a maior parte das cinzas de fundo é depositada em aterros projetados especificamente para esse tipo de resíduo. Esses aterros possuem sistemas de impermeabilização e drenagem para evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas) e codisposição com outros resíduos (em alguns casos, as cinzas de fundo podem ser codispostas com outros resíduos inertes em aterros; no entanto, essa prática exige cuidados especiais para garantir a estabilidade do aterro e evitar a lixiviação de contaminantes).

As cinzas de fundo podem ser utilizadas (i) na produção de concreto e blocos - é fundamental realizar uma caracterização detalhada das cinzas para garantir que suas propriedades sejam adequadas para cada aplicação – (ii) para estabilizar solos com baixa capacidade de suporte, melhorando suas propriedades mecânicas, (iii) em diversos produtos cerâmicos, como tijolos e telhas.

As cinzas da incineração vêm sendo objeto de várias pesquisas e aplicações. Barros, Lopes e Correia (2006) apontam o panorama geral em alguns países da Europa: na Suécia (produção anual de 340.000 toneladas de cinzas de fundo, usadas na sua totalidade como sub-base e base em estradas e em aterros), no Reino Unido (250.000 toneladas por ano com aplicações localizadas em quantidades desconhecidas), na Alemanha (2.600.000 toneladas por ano, provenientes da valorização energética de resíduos, com emprego de 69% na construção de estradas), na Finlândia (95.000 toneladas de cinzas de fundo, das quais 80% são usadas em terraplenagens), na Dinamarca (420.000 toneladas por ano, sendo 80% usada em aplicações de engenharia civil, geralmente em base ou sub-base granulares).

Na literatura, existem outras referências que tratam do aproveitamento dessas cinzas. Alencar (2022) estudou a caracterização geotécnica de solo estabilizado com cimento e cinzas de resíduos de serviços de saúde. Observou aumento da resistência e redução do uso de materiais nobres. Para o autor, esse emprego da cinza representa uma forma de destinação final viável, uma economia de espaço em aterros sanitários, uma redução do uso materiais mais nobres, uma forma de contribuir para a disponibilidade desses materiais para as gerações futuras.

Carvalho (2023) estudou o uso de cinzas de incineração de resíduos perigosos na produção de argamassa para concreto. Observou que a cinza bruta tinha uma composição química elementar com elevado teor de matéria orgânica, cálcio, alumínio, silício e ferro. Observou também que presença das cinzas na composição das argamassas como aglomerante em substituição ao cimento, reduziu a resistência à compressão axial, com exceção da argamassa que tinha 5% de cinza. Quando o autor substituiu o agregado miúdo (areia) por cinza, todas as amostras apresentaram elevação da resistência em relação a amostra de referência, com ganho na ordem de 35%.

Moura (2023) estudou a capacidade das cinzas provenientes da incineração de resíduos sólidos perigosos como elemento de filtração de lixiviados de aterros

sanitários. A autora mostrou que houve maior eficiência nos filtros com a presença de cinzas como elemento filtrante e as maiores reduções foram observadas para óleos e graxas (92%), sólidos dissolvidos (99,9%) e materiais sedimentáveis (100%). A pesquisa além de ter agregado valor a esse material inaugurou uma linha de investigação sobre novas tecnologias de tratamento de lixiviados.

Matakah (2023) observou que a resistência à compressão da argamassa misturada com cinza moída foi mais de 40% superior à da argamassa com cinza não moída, enquanto a calcinação da cinza aumentou a resistência à compressão em mais de 60%. Segundo o autor, a moagem a seco das cinzas aumenta a sua reatividade.

Oguntayo *et al.* (2023) observaram que as misturas asfálticas modificadas com 40% de cinzas de resíduos hospitalares, tiveram um melhor desempenho entre os níveis de substituição e um desempenho satisfatório de suscetibilidade à umidade.

Sobre a utilização de cinzas na estabilização de solos para uso em camadas de pavimentos, Dourado (2013) lembra que é preciso garantir que a presença de uma certa proporção de cinza não prejudique a qualidade do pavimento.

Na literatura, existem referências que tratam da caracterização física e química dessas cinzas. Lima (2022) observou uma distribuição aparentemente uniforme da curva granulométrica da cinza com a maior parte da amostra distribuída entre a faixa de menor diâmetro, variando de 0,3 mm à 0,6 mm. Segundo o autor, de acordo com as faixas de módulo de finura³ para agregados miúdos estabelecidos pela NBR 7211/2009, as cinzas de incineração assemelham-se à finura considerada para areia média e seu módulo igual a 2,5 a enquadra na faixa estipulada como zona ótima (2,20 - 2,90) de utilização. Diante desse parâmetro, o autor afirma que as cinzas podem ser empregadas na produção de concretos e argamassas. Do ponto de vista químico, o autor observou porcentagens maiores de óxido de cálcio, cloro e óxido de alumínio, seguidos pelo dióxido de silício e dióxido de titânio. Metais pesados e alcalinos somam um conjunto inferior à 8% da amostra. A presença de cloro e compostos metálicos na amostra pode fazer referência às composições químicas de medicamentos e embalagens incineradas.

³A finura observada nas cinzas, segundo Andrade (2012), proporciona a ocorrência de interações entre elementos reagentes de maneira mais fácil, tendo em vista a existência de uma maior região de contato entre eles. Entretanto, deve-se observar que as cinzas de RSS possuem variações quanto a composição química e morfológica das partículas, sendo o controle da finura do material realizado apenas quando provenientes de uma mesma fonte.

Moura (2023) observou que as cinzas de fundo apresentam 20,8% de material semelhante aos pedregulhos, 24,8% semelhante com a areia grossa, 23% (areia média), 13,6% (areia fina), 17,6% do(a)s siltes/argilas, portanto, com dimensão semelhante a areia (61,4%) podendo indicar a formação de macroporos e dutos que possibilitam uma boa capacidade de infiltração. Ainda segundo a autora, os principais constituintes identificados nas amostras foram o Óxido de Cálcio (60,06%), Dióxido de Titânio (7,52%) e Trióxido de Enxofre (6,95%).

Carvalho (2023) encontrou 1,12% de retenção na peneira de abertura 2,36 mm e 15,10% e 10,69% de material passante na peneira 150 μm para as amostras de cinzas pesadas (CP) e cinzas calcinadas (CC) respectivamente. O autor percebeu que a curva granulométrica da CC possui maior percentual de partículas com diâmetro abaixo de 10 μm , demonstrando que o processo de calcinação potencializa a quantidade da fração fina. Os resultados de espectrometria de emissão óptica com plasma quantificou de forma majoritária 33,5% de carbono e 17,20% de cálcio; outros elementos como cloro, potássio, ferro, cromo, níquel e manganês também foram identificados em proporções menores na amostra CP. O ensaio de FRX identificou o CaO (50,74% e 55,92%) e SiO₂ (8,22% e 13,47%) sendo os óxidos predominantes nas CP e CC, respectivamente.

Carvalho *et al.* (2022) observaram que a calcinação das amostras de cinzas pesadas produziu uma diminuição de massa de 46,63%, corroborando com o resultado para o ensaio de perda de fogo em que se obteve uma redução de 47,59%. Os autores também observaram 43,82% de Carbono Orgânico Total na cinza pesada e de apenas 0,50 na cinza calcinada.

Silva e Lange (2008) encontraram para o ensaio de perda de fogo o valor de 46,5% e atribuíram o elevado valor a diversidade de resíduos e ao processo incompleto de queima. Ainda segundo os autores, essas cinzas apresentam compostos químicos de baixa solubilidade em pH variando entre 5,9 - 7,0, especialmente aqueles que possuem carbonato de cálcio e fosfato de cálcio.

Lino (2022), que estudou as cinzas do incinerador de Fortaleza-CE, observou teor de umidade natural com variância entre 2,14% e 51,75%, ensaio granulométrico com 63,5% de material semelhante à finura da areia, massa específica aparente seca máxima de 1,853 g/cm³ e 23,53% de umidade ótima. Ainda segundo o autor, as cinzas tinham Óxido de Cálcio (57,41%), Óxido Férreo (16,43%), Dióxido de Titânio (7,88%),

Dióxido de Silício (4,47%), Trióxido de Enxofre (4,05%), Óxido de Alumínio (2,78%), Pentóxido de Fósforo (2,56%).

Correia (2022) avaliou o comportamento de pisos intertravados de concreto elaborados com frações de cinzas do incinerador de Fortaleza/CE. A autora percebeu que a areia, as cinzas e a amostra dos materiais misturados possuíam 11%, 22% e 14% de materiais finos. A densidade real foi de 2,65 para as cinzas, 2,18 para os materiais misturados e 2,67 para o agregado miúdo. Para a areia foi obtida a massa específica aparente seca máxima de 1,884 g/cm³ e 10% de umidade ótima; para as cinzas (1,251 g/cm³ e 33%), para os materiais misturados (1,568 g/cm³ e 20%). A taxa de absorção variou entre 4,8% e 5,9% (amostra sem cinzas) e entre 12,0% e 12,5% (mistura). Sobre o índice de vazios, houve uma variação entre 10,4% e 12,7% (amostra sem cinzas) e entre 21,6% e 22,3% (mistura). No que diz respeito a resistência à compressão, observou-se uma variação entre 5,40 e 6,77 Mpa (sem cinzas) e entre 8,31 e 8,15 Mpa (mistura). De maneira geral, concluiu a autora, observou-se um acréscimo na resistência dos corpos de prova à medida que se acrescentava as cinzas.

3.2 A Permeabilidade dos Materiais

A permeabilidade refere-se à capacidade de um material permitir a passagem de fluidos (como água) através de seus poros e fissuras. Os fatores que influenciam a permeabilidade são: tamanho e distribuição dos poros (poros maiores e mais interconectados aumentam a permeabilidade), viscosidade do fluido (fluidos mais viscosos fluem mais lentamente através dos poros), gradiente hidráulico (a diferença de pressão entre os dois lados da amostra afeta a velocidade de fluxo), saturação (a presença de ar nos poros reduz a permeabilidade).

Segundo Zhu *et al.* (2015) a permeabilidade é uma das características mais importantes para o transporte de fluidos em meios porosos e a busca por expressões que possam prever esse parâmetro é um dos principais objetivos dos pesquisadores que trabalham com esse tema.

Medeiros (2015) afirma que a permeabilidade depende da porosidade do meio, já que apenas parte dos poros estão disponíveis para o fluxo do fluido.

Conforme Ferreira (2013) a permeabilidade de qualquer material poroso está diretamente relacionada com as características dos materiais que o constituem, bem como com as características do fluido percolante.

Na literatura, existem estudos sobre a permeabilidade de diversos materiais. Raad (2008) exemplifica a permeabilidade do concreto. Segundo o autor, a porosidade e a permeabilidade têm papéis fundamentais para o aparecimento de patologias no concreto seco, já que elas são as maiores responsáveis por permitir o fluxo de materiais do meio externo para o interior da matriz do concreto. Os ensaios de permeabilidade realizados confirmaram a grande influência da variação do teor de água da mistura na geração de poros no concreto, sendo verificada a importância de uma boa dosagem granulométrica, com inserção de finos, para melhoria das condições de fluidez, empacotamento do material, redução da porosidade e permeabilidade em níveis satisfatórios para situações onde seja necessária baixa absorção.

Ferreira (2013) afirma que a permeabilidade da mistura asfáltica depende das características dos materiais constituintes. Segundo o autor, agregados angulares promovem maior intertravamento e atrito entre si, proporcionando uma estrutura interna mais rígida, diminuindo os espaços vazios no interior do revestimento e, como consequência, estes podem diminuir a permeabilidade da mistura asfáltica através da redução dos vazios interconectados no interior do material.

Medeiros (2015) estudou a permeabilidade de meios porosos em solução polimérica e observou que a porosidade e a viscosidade foram os principais fatores que alteraram a permeabilidade do meio. Maiores porosidades tenderam a facilitar o fluxo de fluido, aumentando a permeabilidade, enquanto as forças viscosas tenderam a retardar o escoamento do fluido, diminuindo a permeabilidade.

Silva e Brito (2012) observaram que a permeabilidade do Betão Auto Compactável (BAC) esteve fortemente condicionada pelos poros capilares e pela sua interligação. Segundo os autores, uma estrutura de poros capilares mais reduzida e com menor interligação contribui significativamente para a diminuição das propriedades de transporte de agentes agressivos, aumentando a durabilidade do BAC.

Historicamente, os solos são os materiais mais estudados em termos de permeabilidade. Segundo Jesus (2012) a permeabilidade é uma propriedade

fundamental do solo, mas depende de um grande número de fatores como a distribuição das partículas, as formas e texturas das partículas, composição mineralógica, índice de vazios, graus de saturação, estrutura do solo, natureza do fluido, tipo de fluxo e temperatura.

Conforme Martins (2017), a composição mineralógica, por exemplo, exerce elevada influência nos valores da condutividade hidráulica, estando também diretamente ligada no índice de plasticidade do solo. Estudos mostram que as argilas do grupo da montmorilonitas (elevados índices de plasticidade) apresentam valores de condutividade menores do que as argilas do grupo das caulinitas (baixos índices de plasticidade).

Segundo Gomes e Costa (2017) a importância do estudo da percolação da água no solo reside no fato de que esta interfere num grande número de problemas práticos, tais como drenagem superficial, rebaixamento do nível de água subterrânea, cálculo de vazões, análise de recalques, estudos de estabilidade de taludes etc. Ainda segundo os autores, a permeabilidade pode ser definida como a propriedade que o solo apresenta de permitir o escoamento da água através dele, sendo o grau de permeabilidade expresso numericamente pelo coeficiente de permeabilidade (k).

O conhecimento da permeabilidade e de sua variação é necessário para a resolução de diversos problemas geotécnicos e geoambientais. O coeficiente de permeabilidade pode ser determinado através de ensaios de laboratório em amostras indeformadas ou compactadas, e a partir de ensaio *in situ* (JESUS, 2012). A condutividade hidráulica em solos compactados, por exemplo, é função do teor de umidade de moldagem, da massa específica seca e da energia de compactação (MARTINS, 2017).

Chappell e Lancaster (2007), ao estudarem a permeabilidade de uma argila sob sete diferentes formas, verificaram que fatores como direção de fluxo, dispersão de partículas, perturbação de amostras, anisotropia e erros podem afetar nas determinações de permeabilidade.

A determinação do coeficiente de permeabilidade em laboratório segue dois tipos de procedimentos com relação ao carregamento utilizado: carga constante e variável (PINTO, 2002). No ensaio de carga constante, o gradiente hidráulico é mantido constante sobre a superfície do material, e o coeficiente de permeabilidade (k) é calculado de acordo com a Fórmula 1.

Fórmula 1:

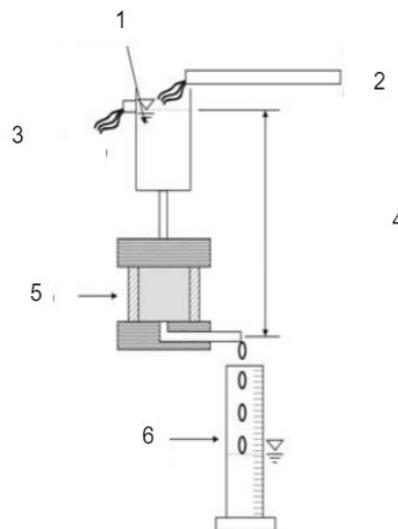
$$k = \frac{Q \times L}{A \times h \times t}$$

Onde:

K = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica (cm/s);
Q = vazão medida (cm³);
L = altura do CP na direção do fluxo (cm);
A = área da seção transversal do CP (cm²);
h = carga hidráulica (cm);
t = tempo decorrido do ensaio.

De acordo com Azevedo Dourado (2003), o sistema fechado de carga constante é ligado a um permeâmetro de parede flexível através de dois registros, sendo um com acesso à base e outro ao topo do Corpo de Prova (CP). Outras duas saídas do permeâmetro estão ligadas a uma fonte de pressão e são responsáveis pela aplicação da contra-pressão no CP e ajuste do gradiente de pressão no sistema de controle hidráulico. Após a saturação da amostra, abre-se a válvula (Figura 1).

Figura 1 - Sistema de carga constante



1. Reservatório, 2. Suprimento de água, 3. Sangradouro, 4. ΔH constante
5. Permeâmetro, 6. Proveta graduada.

Fonte: Azevedo Dourado (2003).

O ensaio de carga constante é um dos métodos mais comuns para determinar a permeabilidade de solos e outros materiais porosos, incluindo as cinzas da incineração. Ele é amplamente utilizado devido à sua simplicidade e à facilidade de

execução. O ensaio consiste em aplicar uma carga hidráulica constante em uma amostra saturada e medir a vazão de água que atravessa essa amostra em um determinado período. A permeabilidade é então calculada com base na Lei de Darcy, que relaciona a vazão com a permeabilidade, o gradiente hidráulico e a área da seção transversal da amostra.

Cabe destacar que existem algumas limitações nesse método: heterogeneidade da amostra (a permeabilidade pode variar em diferentes pontos da amostra, afetando os resultados), a compressão da amostra (a aplicação de uma carga hidráulica pode causar a compressão da amostra, alterando sua permeabilidade), a influência da temperatura (a viscosidade da água varia com a temperatura, o que pode afetar os resultados).

Conforme Martins (2017), o permeâmetro de parede rígida tem como principal vantagem a facilidade de manuseio, no entanto, apresenta como desvantagens a impossibilidade de comprovação da saturação total da amostra, a inexistência de controle das tensões atuantes na amostra e a possibilidade de ocorrer fluxo preferencial lateral pelas paredes do tubo do permeâmetro, o que pode resultar em uma permeabilidade superior a real do solo.

No ensaio de carga variável, a carga hidráulica é medida num instante inicial (t_0) e, em seguida, em um instante qualquer (t). O coeficiente de permeabilidade é calculado de acordo com a Fórmula 2.

Fórmula 2:

$$k = 2,3 \times \frac{a \times l}{A \times \Delta t} \log \frac{h \times 0}{h \times 1}$$

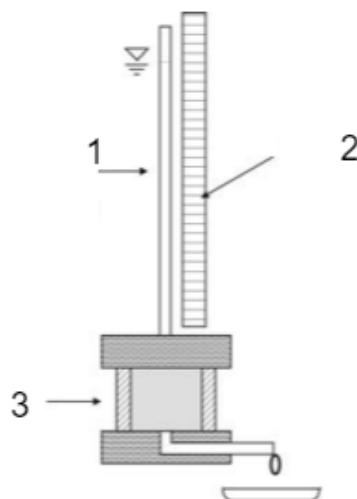
Onde:

K = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica (cm/s);
a = área da seção transversal do tubo (cm²);
L = altura do CP na direção do fluxo (cm);
A = área da seção transversal do CP (cm²);
 Δt = variação do tempo entre as cargas hidráulicas final e inicial (s);
h₀ = carga hidráulica inicial (cm);
h₁ = carga hidráulica final (cm).

De acordo com Azevedo Dourado (2003), no sistema de carga variável, a pressão hidráulica pode variar na entrada e ter a pressão de saída constante ou variar em ambos. Um tubo transparente de seção uniforme funciona como reservatório e é

fixado na vertical com uma escala ao lado, tendo a extremidade inferior ligada ao permeâmetro. Para o ensaio, preenche-se o tubo com o percolante até a altura do gradiente máximo desejado e faz-se a leitura da variação da altura ao longo do tempo (Figura 2).

Figura 2 - Sistema de carga variável.



1. Tubo transparente, 2. Escala, 3. Permeâmetro.
Fonte: Azevedo Dourado (2003).

Neste sistema, com o CP saturado, o fluxo de entrada e de saída são forçados a serem iguais, fazendo com que não haja mudança de volume no CP. Nos sistemas de carga constante, mantém-se invariável a pressão do fluido percolante na entrada e na saída do CP.

O ensaio de carga variável é uma técnica utilizada para determinar a permeabilidade de solos, especialmente aqueles com baixa permeabilidade, como argilas e siltes. Diferentemente do ensaio de carga constante, neste método, a carga hidráulica aplicada à amostra é variada ao longo do tempo, permitindo uma análise mais completa do comportamento do material.

O princípio básico do ensaio consiste em aplicar diferentes cargas hidráulicas à amostra e medir a vazão correspondente em cada caso. A partir desses dados, é possível construir uma curva de permeabilidade, que relaciona a vazão com o gradiente hidráulico. A inclinação dessa curva é diretamente proporcional ao coeficiente de permeabilidade do material. Cabe destacar que existem algumas limitações nesse método: tempo de execução (o ensaio é mais demorado em

comparação com o ensaio de carga constante), complexidade (requer equipamentos mais sofisticados e um procedimento mais elaborado).

A determinação do coeficiente de permeabilidade em campo, de acordo com Araujo (2017), pode ser com o infiltrômetro de anel duplo e com o permeâmetro de *Guelph*.

O infiltrômetro de anel duplo é um equipamento utilizado em estudos hidrológicos e geotécnicos para determinar a taxa de infiltração da água no solo. Ele é composto por dois anéis concêntricos cravados no solo, formando duas áreas circulares distintas. Através desse equipamento, é possível medir a quantidade de água que penetra no solo em um determinado período, fornecendo informações importantes sobre as características hídricas do solo.

Em linhas gerais, os anéis são cravados no solo até uma determinada profundidade, geralmente em um terreno plano e homogêneo; a área interna do anel menor é preenchida com água até uma altura específica; a área entre os anéis também pode ser preenchida com água, dependendo do tipo de ensaio; a quantidade de água que se infiltra no solo é medida em intervalos de tempo regulares, utilizando uma régua ou um dispositivo de medição de altura; a partir dos dados coletados, é possível calcular a taxa de infiltração, que representa o volume de água que penetra no solo por unidade de área e tempo.

O equipamento é relativamente simples e não requer grande conhecimento técnico para sua utilização. Permite realizar diferentes tipos de ensaios e obter informações sobre diversas características do solo. É um equipamento relativamente barato e de fácil aquisição.

Cabe destacar que existem algumas limitações nesse método: influência da heterogeneidade do solo (a taxa de infiltração pode variar consideravelmente em diferentes pontos do solo, o que pode comprometer a representatividade dos resultados), efeitos de borda (a presença dos anéis pode influenciar o fluxo de água no solo, especialmente em solos com baixa condutividade hidráulica), tempo de execução (o ensaio pode ser demorado, especialmente em solos com baixa permeabilidade).

Silva (2022) realizou ensaios de infiltração com anel duplo sobre o solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário de Caucaia (área desativada/velha *versus* área ativa/nova). Pelo método dos anéis concêntricos, as diferenças entre os valores

das permeabilidades das áreas foram menores. Os resultados das amostras da área nova variaram entre $8,87 \times 10^{-5}$ a $2,12 \times 10^{-4}$ cm/s enquanto os resultados da área velha apresentaram permeabilidade à água entre $5,11 \times 10^{-5}$ a $1,33 \times 10^{-4}$ cm/s. Já os ensaios feitos em laboratório mostraram que a permeabilidade dos solos de cobertura da área velha ($4,9 \times 10^{-4}$ a $1,0 \times 10^{-3}$ cm/s) foram maiores que da área nova ($5,8 \times 10^{-8}$ a $3,1 \times 10^{-5}$ cm/s), mostrando que com o tempo, sob as intempéries, essas camadas vão perdendo sua eficiência.

A permeabilidade dos solos empregados na confecção das camadas de cobertura dos aterros sanitários tem grande influência sobre as taxas de escoamento superficial e sobre os volumes de líquidos dentro dos maciços. A NBR nº13.896/1997 estabelece que seja adotado, independentemente do tipo de cobertura utilizada, um parâmetro mínimo de impermeabilização (permeabilidade à água) da camada de cobertura na ordem de 10^{-6} cm/s.

Dornelles *et al.* (2016), em um aterro sanitário de Santa Maria - RS, mediu permeabilidade do solo de cobertura em laboratório menor ($1,07 \times 10^{-4}$ cm/s) que *in situ* (anéis concêntricos): $3,40 \times 10^{-3}$ cm/s. De acordo com os autores, os ensaios de campo são muito úteis e válidos para o estudo da condutividade hidráulica, pois permitem analisar um volume maior de solo, porém podem apresentar erros devido à falta de precisão nas leituras e variabilidade na temperatura ambiente, que podem ser evitados em laboratório.

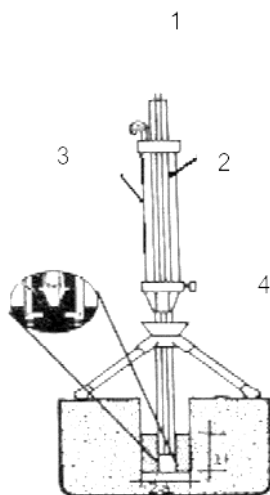
Por fim, tem-se o permeâmetro de *Guelph*. Segundo Lisboa (2006) o ensaio com o permeâmetro de *Guelph* foi desenvolvido por Reynolds e Elrick em 1983 e aperfeiçoado em 1985, no Canadá. Segundo o autor, devido a sua facilidade de utilização, sua aplicação torna-se apropriada em diversos projetos e estudos, incluindo áreas de aterros sanitários (Figura 3).

O permeâmetro de *Guelph* é um instrumento portátil e de fácil utilização. É amplamente empregado para medir a condutividade hidráulica do solo *in situ*. Operacionalmente, realiza-se um pequeno furo no solo usando um trado, insere-se o permeâmetro, acrescenta-se uma quantidade constante de água e mede-se o tempo que a água leva para se infiltrar no solo.

O permeâmetro de *Guelph* permite medições em diferentes profundidades do solo e não causa grande perturbação no local ensaiado. Entre as desvantagens: pode ser afetado por fatores como a presença de raízes, pedras e variações na densidade

do solo e requer cuidados na instalação e operação para garantir a precisão das medições.

Figura 3 - Permeâmetro *Guelph*.



1. Tubo de ar, 2. Reservatório interno, 3. Reservatório externo, 4. Válvula dos reservatórios.

Fonte: Lisboa (2006).

Araújo e Oliveira (2024) observaram que o permeâmetro de *Guelph* foi uma técnica eficiente para a determinação da permeabilidade nos solos de um aterro sanitário e um aterro controlado do município de Buriti dos Lopes (PI), proporcionando dados essenciais para as etapas de planejamento e operação.

Por fim, cabe destacar que é comum encontrar divergências nos resultados de permeabilidade obtidos por diferentes métodos. Essa variação pode ser atribuída a diversos fatores, tanto relacionados aos próprios métodos quanto às características do solo e às condições de ensaio.

Paz-González *et al.* (2001) verificaram diferenças entre valores do coeficiente de permeabilidade saturada determinados com *Guelph* e os valores obtidos com tensiômetro.

Franch, Cardoso Júnior e Futai (2006) encontraram diferenças entre os resultados dos ensaios com infiltrômetro e *Guelph* para o solo de um aterro compactado com textura variando de argila arenosa a areia argilosa.

3.3 Os Lixiviados de Aterros Sanitários

Os aterros sanitários, conforme a NBR 8.419/1992 e a Política Nacional de Resíduos Sólidos, são um método de distribuição ordenada de rejeitos no solo sob normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública, à segurança e ao meio ambiente. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

Nos aterros sanitários, a biodegradação dos resíduos sólidos ocorre por processos físicos, químicos e biológicos, produzindo lixiviados e gases (SILVA; FREITAS; CANDIANI, 2013).

Segundo a International Solid Waste Association - ISWA (2010), o lixiviado deriva da precipitação, das águas de superfície, dos líquidos descartados pela massa de resíduos e da decomposição do material orgânico e à medida que se forma e passa pelos resíduos dissolve e arrasta compostos orgânicos e inorgânicos, aumentando seu potencial de contaminação.

Conforme Costa *et al.* (2018) esse lixiviado apresenta alta carga orgânica, metais pesados e amônia. Tal líquido pode chegar a 20.000 mg/L de Demanda Bioquímica de Oxigênio (COSSU; EHRIG; MUNTONI, 2019).

Localmente, Capelo Neto e Mota (1999) caracterizaram o percolado do Aterro Sanitário de Caucaia e observaram, naquela época, pH (8,10), temperatura (27,36°C), DBO (233,14 mg/L), DQO (945,91 mg/L), sólidos totais (5923,50 mg/L), sólidos voláteis (2597,17 mg/L), sólidos fixos (3551,00 mg/L), amônia (161,07 mg/L), nitrito (15,44 mg/L), nitrato (43,39 mg/L), fósforo (3,21 mg/L), orto-fosfato (1,02 mg/L).

Alguns anos depois, Rocha, Mota e Santos (2008), no mesmo aterro sanitário, mediram pH (8,6), DBO (501 mg/L), DQO (981 mg/L), sólidos totais (9978 mg/L), sólidos totais voláteis (1394 mg/L), sólidos suspensos totais (177 mg/L), sólidos dissolvidos totais (9801 mg/L).

Santos e Medeiros (2011) determinaram os níveis d'água subterrânea e sua qualidade físico-química em dois pontos (dentro e fora) do Aterro Sanitário de Caucaia-CE. Observaram nível da água no Ponto 1 a 3,0m de profundidade e no Ponto 2 a 4,0m. Do ponto de vista físico-químico, a qualidade da água no Ponto 2

(dentro do aterro) estava comprometida (condutividade elétrica de 8,3 mS/cm, alcalinidade de 1.146 mg/L, amônia de 57,1 mg/L, ortofosfato de 4,590 mg/L, cor verdadeira de 165,0 uH, turbidez de 607 uT, sulfato de 193,6 mg/L, oxigênio dissolvido de 3,3 mg/L, DQO de 3.678 mg/L e cloretos: 3.080 mg/L).

Recentemente, Moura (2023) fez extensa caracterização química dos lixiviados do Aterro Sanitário Metropolitano (ASM) e observou os seguintes valores máximos: pH (8,7), cloretos (4.475,6 mg/L), cor (4.976,7 uH), fósforo (434,4 mg/L), DQO (8.338,8 mg/L), sólidos sedimentáveis (2 mg/L), sólidos dissolvidos (13.948 mg/L), nitrato (27,1 mg/L), nitrito (2,8 mg/L), nitrogênio amoniacal (1.547,7 mg/L), óleos e graxas (326 mg/L), sulfato (337 mg/L), sulfeto (9 mg/L) e turbidez (335,3 uT).

A caracterização do lixiviado (físico-química e microbiológica) poderá fornecer informações sobre os tipos de resíduos aterrados, em que fase se encontra sua decomposição, além de indicar um tratamento que apresente a melhor eficiência na remoção de agentes poluidores (LÔBO, 2006).

Há diversos trabalhos que apontam a contaminação dos solos e água por lixiviados de aterros sanitários: Sisinnio e Moreira (1996) em Niterói (RJ), Santaella, Paiva e Leitão (1999) em Fortaleza (CE), Melo e Jucá (2000) em Jaboatão dos Guararapes (PE); Gonçalves Coelho *et al.* (2002) em Uberlândia (MG), Lago, Elis e Giacheti (2006) em Bauru (SP); Laureano e Shiraiwa (2008) em Cuiabá (MT).

É nesse contexto que a impermeabilização das camadas de base dos aterros sanitários ganha notoriedade. A impermeabilização é um processo crucial para proteger o meio ambiente da contaminação por lixiviados. O objetivo principal é criar uma barreira eficaz que impeça a infiltração de líquidos e gases no solo e nas águas subterrâneas. Além da impermeabilização, é fundamental instalar sistemas de drenagem eficientes para coletar e remover os lixiviados. Geralmente, tubulações perfuradas e camadas de brita são utilizadas para direcionar os líquidos para estações de tratamento.

Segundo a NBR 13896/1997, o aterro sanitário deve ser executado em áreas onde haja predominância no subsolo de material com coeficiente de permeabilidade inferior a 5×10^{-5} cm/s. Um subsolo com coeficiente de permeabilidade superior ao citado pode vir a ser aceito pelo órgão de controle ambiental, a seu critério, dependendo do tipo de resíduo a ser disposto e das demais condições

hidrogeológicas do local do aterro, desde que este valor não exceda 10^{-4} cm/s (ABNT, 1997).

A baixa condutividade hidráulica apresentada pelos solos utilizados como barreira impermeável ou *liner* minimiza a velocidade de percolação do contaminante, contribuindo para os processos de atenuação natural. Por esta razão, as barreiras minerais atuam como um reator bioquímico, reduzindo a toxicidade do percolado desde a fonte geradora até as coleções hídricas subterrâneas (FONSECA DA SILVA, 2015).

Na ausência de solos adequados no local de construção do aterro sanitário, a adição de bentonita ao solo local é tradicionalmente usada para construir barreiras impermeabilizantes devido sua grande expansibilidade na presença de fluidos, sendo, portanto, uma alternativa interessante para atender às propriedades que possibilitem o uso do solo local (CORREIA; CALDAS; OLUREMI, 2020).

Segundo Santos (2016), os sistemas de impermeabilização inferior aplicados em aterros sanitários envolvem o emprego, ora isolada ora combinada, de uma manta impermeável de PEAD (polietileno de alta densidade) e solos argilosos compactados. Além disso, o uso de resíduos em barreiras impermeabilizantes é particularmente vantajoso, pois podem reduzir consideravelmente os custos de construção, ajudar a preservar os recursos naturais e contribuir para a sustentabilidade, fazendo uso de materiais que outrora foram considerados resíduos, cuja gestão e eliminação são ambientalmente problemáticas (RUBINOS; SPAGNOLI, 2018). Os resíduos podem ser utilizados tanto em estado puro (desde que atendam às recomendações), como misturados a outros materiais (FERNANDES, 2021).

Elias (2018) destaca que os projetos das barreiras impermeabilizantes de fundo são influenciados por fatores diversos como o clima da região, materiais disponíveis, tipos de resíduos, existência ou não de aquíferos, legislação ambiental vigente, além de considerar aspectos econômicos e técnicos. O desempenho adequado dos aterros sanitários se deve em grande parte à eficiência das barreiras impermeabilizantes de fundo (GUIMARÃES; BENATTI; FERREIRA, 2020).

Os requisitos básicos que toda barreira impermeabilizante de fundo deve atender, segundo Boscov (2008), são (em ordem de importância): baixa condutividade hidráulica, compatibilidade de longo prazo com as substâncias químicas a serem contidas, capacidade alta de adsorção e baixo coeficiente de difusão.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A cinza utilizada nesta pesquisa é proveniente da queima de resíduos sólidos perigosos realizada no incinerador existente dentro do Centro de Tratamento de Resíduos Perigosos (CTRP), localizado na Rua Estrada do Itaperi, nº745, Bairro Passaré, Fortaleza-CE.

De acordo com Silva e Santos (2019), o incinerador de Fortaleza foi inaugurado em 2001 e inicialmente foi terceirizado para a empresa Contenur do Brasil. Desde o ano de 2002 a empresa Marquise Ambiental é a responsável pela operação do equipamento, sob supervisão de um engenheiro da Prefeitura (Figura 4).

Figura 4 - Vista parcial do incinerador de Fortaleza, dos resíduos e cinzas



Fonte: Autora (2025).

Conforme Moura (2023), o incinerador processa 09 toneladas de resíduos por dia, sendo 98% proveniente de unidades públicas e privadas de assistência à saúde humana e animal (chamados de Resíduos de Serviços de Saúde - RSS) e 2% são Resíduos Sólidos Industriais (RSI) diversos. Tal mistura origina uma cinza de fundo heterogênea com cacos de vidro, agulhas e pequenos pedaços de alumínio.

Segundo Viana (2013) o incinerador é do tipo leito fluidizado, possui duas câmaras e tem uma eficiência de 98%. Em linhas gerais, o resíduo é queimado na câmara primária (aproximadamente 900°C) e os gases oriundos desse processo são tratados na câmara secundária (aproximadamente 1000°C) antes de serem lançados na atmosfera. Atualmente, o calor gerado é direcionado a autoclave existente dentro do CTRP.

Conforme Lino (2022), no CTRP, os resíduos são recebidos, pesados, direcionados ao fosso e levados às câmaras de combustão. Ao final, as cinzas de fundo são arrastadas por esteiras e depositadas em um contêiner; de onde foram extraídas as amostras das cinzas estudadas nesta pesquisa.

Por rotina, as cinzas do incinerador são encaminhadas ao Aterro Sanitário Metropolitano (ASM), em Caucaia, que dista aproximadamente 30Km de Fortaleza e que recebeu 2.038.793,05 toneladas de resíduos sólidos urbanos em 2023, conforme informação recebida da Secretaria de Conservação e Serviços Públicos de Fortaleza.

As amostras das cinzas foram coletadas em setembro de 2023 (para a primeira etapa da pesquisa) e em junho de 2024, para a segunda etapa. Inicialmente os materiais grosseiros (vidros, metais e outros perfurocortantes) foram retirados manualmente com o auxílio de pinças. Em seguida, as cinzas foram colocadas em bandejas metálicas e passaram por secagem ao ar livre por 24h para reduzir sua umidade, Figura 5. Materiais grosseiros também foram observados por Andrade (2012) correspondendo a 34% da amostra analisada e por Gupta *et al.* (2021), que encontraram entre 10 e 20% de suas amostras.

No Laboratório de Mecânica dos Solos, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará (UFC), foram armazenadas aproximadamente 50 Kg de cinzas e 50 Kg de solos provenientes da camada de cobertura do ASM.

Para determinar o fracionamento dos dois materiais foram utilizadas 07 peneiras com malhas variando entre 0,075 e 2,00mm. O *fíler* resultante desse peneiramento também foi utilizado na pesquisa. Tanto os solos quanto as cinzas foram peneirados até se alcançar 1,5Kg passante em cada peneira e em cada campanha experimental, conforme a Tabela 1 e Figura 6.

De forma paralela e complementar, foram realizados outros ensaios nos dois materiais, Tabela 2.

Figura 5 - Imagens parciais da triagem das cinzas estudadas



Fonte: Autora (2025).

Tabela 1 - Quantidades de materiais (em Kg) e fluidos utilizados na pesquisa

Peneira (mm)	1ª campanha				2ª campanha			
	Quantidade de Material Utilizado (Kg)							
	Cinza		Solo		Cinza		Solo	
	Água	Lixiviado	Água	Lixiviado	Água	Lixiviado	Água	Lixiviado
2,00	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
1,18	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
0,60	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
0,45	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
0,30	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
0,15	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
0,075	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Fíler	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
TOTAL	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0	12,0

Fonte: Autora (2024)

Figura 6 - Vista parcial do processamento das amostras de cinzas



Fonte: Autora (2025).

Tabela 2 - Lista de outros ensaios determinados nos solos e cinzas

Análise	Material		Referência/Método
	CIRSP	SOLOS	
Granulometria	03	02	NBR 7181/2018
Teor de Umidade Natural	09	06	Estufa a 60-65°C por 24h
Densidade Real	02	02	NBR 6508/2017
Composição Química Elementar	01	-	Espectrometria de Fluorescência de Raios-X

Legenda: CIRSP (Cinza da Incineração de Resíduos Sólidos Perigosos)

Fonte: Autora (2025).

No ensaio de permeabilidade, além das 07 frações obtidas, também foi utilizado o *filler*. Inicialmente, determinou-se a permeabilidade de cada fração do solo à água e depois ao lixiviado. Utilizou-se o lixiviado da 4ª lagoa de estabilização do ASM pela facilidade de acesso. Em seguida, realizou-se o mesmo procedimento com as cinzas.

Testar o comportamento da permeabilidade das cinzas com o lixiviado foi importante para entender a possível relação entre eles dentro das células do aterro, já que as cinzas são enviadas para aterramento sanitário e lá há geração de lixiviados.

O estudo da interação entre lixiviado e cinza é relevante para o projeto e operação de aterros sanitários, especialmente no que diz respeito ao sistema de drenagem de lixiviado. O conhecimento dessa interação é importante para avaliar o potencial de contaminação do solo e da água subterrânea.

Ao todo, foram realizados 32 ensaios de permeabilidade com carga variável, conforme a NBR 14545/2021 nas amostras de solo (somando as duas campanhas) e 32 ensaios com as cinzas do CTRP.

Conforme Santos Bastos (2023) o ensaio de determinação do coeficiente de permeabilidade com carga variável fundamenta-se na lei de Darcy, pressupondo a existência de proporcionalidade direta entre as velocidades de percolação e os gradientes hidráulicos. Admite-se, adicionalmente, a continuidade do escoamento, sem variações de volume do solo, durante o ensaio, e a saturação total do corpo de prova.

No ensaio de permeabilidade, tal propriedade foi medida a partir da imposição de um fluxo através de um corpo de prova contido numa célula chamada permeâmetro. Para as amostras, os ensaios foram realizados em permeâmetros de parede rígida. Os corpos de prova foram preparados compactando-se dinamicamente amostras deformadas com dimensões de 15 cm de diâmetro e 13 cm de altura. Os valores dos parâmetros de compactação foram obtidos através dos resultados do Ensaio de *Proctor* Normal.

Semelhante a pesquisa de Silva (2022) o corpo de prova foi saturado por meio de percolação no sentido ascendente e depois sofreu percolação descendente com medição das cargas hidráulicas, dos tempos decorridos em um cronômetro e da temperatura utilizada no ensaio, obtendo-se no fim do experimento o coeficiente de permeabilidade em cm/s.

Em algumas amostras, o ensaio de carga variável com o lixiviado seguiu o mesmo procedimento das pesquisas de Soares (2012) e de Costa (2019), ou seja, primeiro a saturação com água e logo após o ensaio de permeabilidade com o lixiviado. É sabido que a saturação é um fator que afeta a condutividade hidráulica dos solos, havendo uma diminuição da permeabilidade com a queda da saturação, uma vez que os caminhos disponíveis para água percolar diminuem, pois parte dos poros estarão preenchido por ar (ELIAS, 2018).

A composição química elementar da CIRSP foi realizada em 01 amostra por diversas limitações. Inicialmente, 100g da cinza foi macerada e, após passagem na peneira de 0,075 mm, aproximadamente 79g foi enviada para o Laboratório de caracterização de materiais da Universidade Federal do Cariri. Esse resultado, apesar de único, se soma aos obtidos por Bastos *et al.* (2021), Lino (2022) e Moura (2023), ampliando o entendimento sobre as cinzas da incineração geradas em Fortaleza-CE.

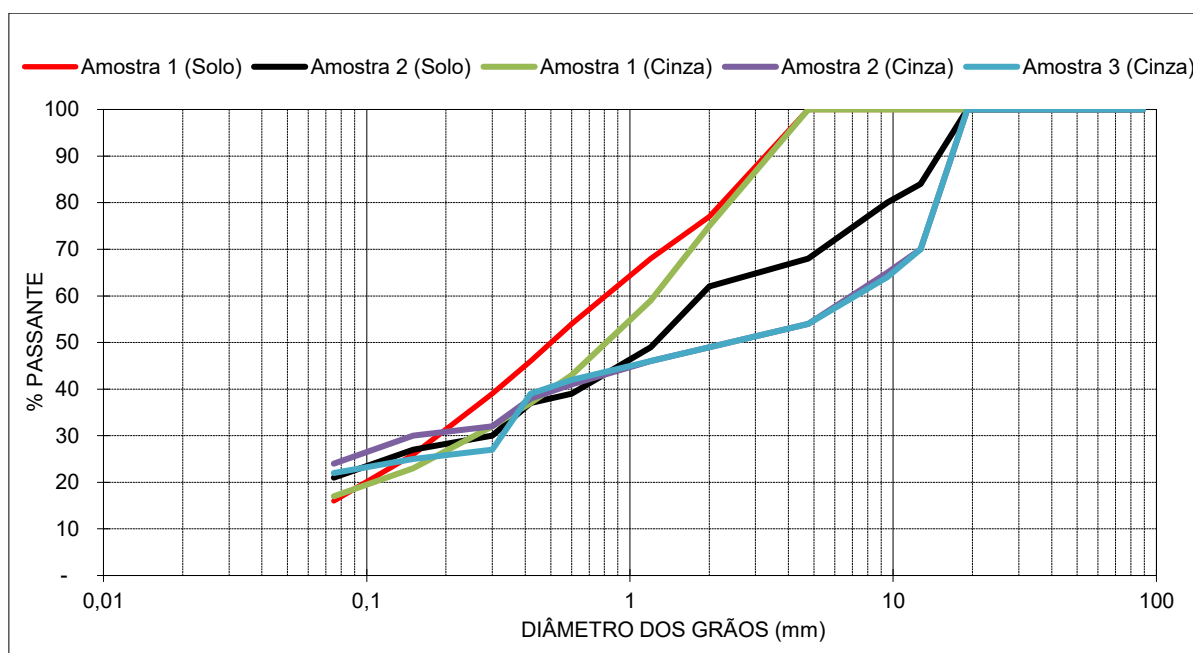
A composição química elementar é a identidade fundamental de uma substância, definindo suas propriedades e comportamentos. Ela se refere aos elementos químicos que compõem essa substância e suas proporções relativas.

Como bem destacou Santos Bastos (2023) a mineralogia, a composição química e o arranjo das partículas estão intrinsicamente ligados às propriedades físicas e químicas dos materiais. Dessa forma, o conhecimento prévio dessas características conduz a uma melhor compreensão das propriedades dos materiais, inferindo acerca de seus comportamentos geotécnicos e hidráulicos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise granulométrica demonstrou que os solos estudados tinham 25,0% de areia média, 24,0% de areia fina, 23,0% de siltes/argilas, 20,0% de areia grossa e 9,0% de pedregulho. Já a CIRSP tinha 25,0% de material com finura semelhante à siltes/argilas, 20,0% (pedregulho), 19,0% (areia grossa), 18,0% (areia média) e 18,0% semelhante a areia fina (Figura 7). A proporção dessas frações variou em função da natureza intrínseca dos dois materiais ensaiados, o que influenciou diretamente nas suas permeabilidades.

Figura 7 - Curvas de distribuição granulométrica (cinzas e solo estudados)



Fonte: Autora (2025).

Considerando apenas esse parâmetro e o Sistema de Classificação Unificada dos Solos (SUCS) classificou-se o solo de cobertura como uma areia argilosa bem graduada. Oliveira (2011), estudando o solo do mesmo aterro sanitário, classificou-o como areia fina silto-argilosa, o que significa que a fração de areia é a mais expressiva.

Como explica Santos Bastos (2023) nos materiais não coesivos, como as areias, nos quais existe uma grande porosidade, o fluxo da água através do meio ocorre mais facilmente do que em materiais finos e coesivos, como as argilas, em que a água percola em velocidade bem mais reduzida.

Na literatura, existem algumas pesquisas que também determinaram a granulometria de solos empregados em camadas de coberturas de aterros sanitários bem como de cinzas provenientes de equipamentos de incineração de resíduos sólidos perigosos (Tabela 3 e 4), entretanto, as comparações exigem cautela porque cada solo é típico de uma região e tanto os resíduos sólidos perigosos são diferentes (em termos quanti-qualitativos) quanto os incineradores (no que diz respeito à tecnologia embarcada e formas de operação). Essa cautela também é importante porque são pesquisas de outras épocas e cidades, e a forma como os autores classificaram seus materiais também é diferente.

Tabela 3 - Granulometria das cinzas de resíduos sólidos perigosos na literatura

Autor(es)	Local	Composição Granulométrica (%)				
		P	AG	AM	AF	S/A
Dados da Pesquisa	Fortaleza-CE	0,0	25,0	38,0	20,0	17,0
		30,0	16,0	8,0	19,0	27,0
		30,0	16,0	8,0	13,0	32,0
Bastos <i>et al.</i> (2021)		26,0	17,0	17,0	19,0	21,0
Lino (2022)		22,7	24,5	22,7	13,2	21,0
Correia (2022)		26,0	13,0	24,0	15,0	22,0
Moura (2023)		20,8	24,8	23,2	13,6	17,6
Silveira, Casagrande e Quispe (2013)	Ilha do Fundão-RJ	0,0	1,0	18,0	35,0	46,0
Bragagnolo <i>et al.</i> (2018)	Caxias do Sul-RS	0,0	13,0	38,0	31,0	18,0
Graupman <i>et al.</i> (2019)	Mafra-SC	0,0	23,0	30,0	22,0	25,0

P (pedregulho), AG (areia grossa), AM (areia média), AF (areia fina), S/A (silte e argila)

Fonte: Autora (2024).

Aguiar *et al.* (2002), por exemplo, classificaram a granulometria das cinzas da incineração de resíduos sólidos urbanos de municípios da região metropolitana do Porto (Portugal) como um pouco mais grossa que a granulometria do cimento tipo I, classe 32,5R.

Dourado (2013), em um estudo para a avaliação da aplicabilidade de cinzas de fundo de resíduos sólidos urbanos em camadas de pavimento, assim como Vizcarra (2010), ao estudar a aplicabilidade de tais cinzas para base de pavimentos,

constatarem que 63% das cinzas analisadas apresentavam características granulométricas semelhantes a areia siltosa; mesmo enquadramento dessa pesquisa.

Tabela 4 - Granulometria dos solos de cobertura de aterros sanitários na literatura

Autor(es)	Local	Composição Granulométrica (%)				
		P	AG	AM	AF	S/A
Dados da Pesquisa	Fortaleza-CE	17	16	19	18	30
		0	23	31	30	16
Araújo <i>et al.</i> (2014)	Campina Grande-PB	0,06	1,94	20,0	28,0	52,0
Antunes <i>et al.</i> (2018)		0,10	11,6	28,1	30,0	30,1
Costa <i>et al.</i> (2018)	Jaboatão dos Guararapes-PE	0,84	11,64	17,63	13,68	55,63
Dornelles <i>et al.</i> (2016)	Santa Maria-RS	-	-	1,0	15,0	84,0

P (pedregulho), AG (areia grossa), AM (areia média), AF (areia fina), S/A (silte e argila)

Fonte: Autora (2024).

Mendonça (2018), que estudou as cinzas de resíduos de serviços de saúde geradas em um incinerador localizado em Belém do Brejo do Cruz/PB, constatou distribuição granulométrica aparentemente uniforme e com maior parte da amostra distribuída entre a faixa de menor diâmetro, variando de 0,3 mm à 0,6 mm. Na avaliação do autor, essas cinzas assemelham-se à finura da areia média e estão de acordo com as faixas de módulo de finura para agregados miúdos, ou seja, dentro da zona ótima de utilização prevista em norma.

Nesta pesquisa, o teor de umidade da CIRSP foi 4,05% (média das 09 amostras analisadas) enquanto do solo de cobertura foi 2,90% (média das 06 amostras). Na literatura existem poucos estudos sobre a umidade desse tipo de cinza, Tabela 5.

Moura (2023), que estudou as cinzas aqui pesquisadas, destaca que a umidade desse material está diretamente relacionada com os procedimentos de lavagem dos gases (alcalina e ácida) realizada diariamente e com o resfriamento do equipamento que antecede as paradas para manutenção. Silva e Lange (2008) observaram que o elevado teor de umidade nas cinzas estava associado à água utilizada para interromper a combustão dos materiais.

Tabela 5 - Teor de umidade da CIRSP e de solos de aterro sanitário na literatura

Material	Autor(es)	Local	Resultados (%)
Cinzas	Bastos <i>et al.</i> (2021)		20,0 - 28,0
	Lino (2022)	Fortaleza-CE	2,14 - 51,75
	Moura (2023)		2,0 - 52,0
	Silva e Lange (2008)	Belo Horizonte-MG	0,9 - 5,6
	Alam, Singh e Kumar (2022)	Punjab-IN	18,5
Solos	Costa (2019)	Campina Grande-PB	2,5
	Lima (2022)		2,3

Fonte: autora (2024).

O resultado de densidade real da CIRSP variou entre 2,378 - 2,729; semelhante aos dados da literatura. A densidade do solo variou entre 2,740 - 2,950, Tabela 6. Materiais com menor densidade tendem a ter mais espaços vazios (poros) em sua estrutura. Isso ocorre porque há menos massa compactada no mesmo volume. Materiais com maior porosidade geralmente têm maior permeabilidade, que é a capacidade de um fluido (líquido ou gás) passar através deles. A permeabilidade não depende apenas da quantidade de poros, mas também de como eles estão conectados. Poros bem conectados facilitam o fluxo de fluidos.

Tabela 6 - Densidade real da CIRSP e de solos de aterro na literatura

Material	Autor(es)/ano	Local	Resultados (%)
Cinzas	Moura (2023)	Fortaleza-CE	2,06 - 2,36
	Vizcarra (2010)	Rio de Janeiro-RJ	2,43
	Alencar (2022)	Belém do Brejo do Cruz/PB	1,76
	Mendonça (2018)		2,03
	Carvalho (2023)	Barreiras-BA	2,80
	Pinto (2018)	Natal-RN	2,06
	Alam, Singh e Kumar (2022)	Punjab-IN	2,07
	Silva e Lange (2008)	Belo Horizonte-MG	1,93 - 2,18
Solos	Costa <i>et al.</i> (2018)	Jaboatão dos Guararapes-PE	2,72
	Lima (2022)	Campina Grande-PB	2,67

Fonte: Autora (2025).

A variação na densidade das amostras pode estar relacionada ao tipo e a composição dos resíduos, ao processo de incineração e ao método de análise empregado (SILVA; LANGE, 2008; CARVALHO, 2023).

No que diz respeito à composição química da CIRSP, observou-se a presença de 09 componentes principais, sendo majoritário o percentual de Óxido de Cálcio (42,53%), Dióxido de Silício (6,47%) e Óxido de Alumínio (4,47%), conforme se observa na Tabela 7 (em ordem decrescente de concentração %); que também traz os resultados de outras pesquisas locais realizadas com o mesmo material.

Tabela 7 - Composição química elementar da CIRSP estudada

Elemento	%	Pesquisas Locais		
		Bastos <i>et al.</i> (2021)	Lino (2022)	Moura (2023)
Óxido de Cálcio	42,53	66,80	57,41	60,06
Dióxido de Silício	6,47	4,59	4,47	6,36
Óxido de Alumínio	4,47	2,54	2,78	5,64
Óxido Férrico	1,77	6,65	16,43	6,62
Cloro	1,44	1,50	1,40	1,39
Óxido de Zinco	0,75	2,05	2,03	1,53
Oxido de Cobre	0,15	0,39	0,22	0,18
Óxido de Potássio	0,12	0,36	0,33	0,26
Oxido de Cromo	0,11	-	0,20	0,08

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Os resultados gerais mostram mudanças na qualidade da CIRSP ao longo do tempo e isso se deve à composição física e química dos resíduos incinerados e/ou sua mistura (resíduos de serviços de saúde com resíduos industriais) antes da alimentação do forno.

Como se observa na Tabela 7, cinco componentes da cinza estudada (55,5% do total) tiveram concentração inferior aos resultados da literatura local (óxidos de cálcio, ferro, zinco, cobre e potássio). Apenas um componente (silício) foi maior nesta pesquisa que nas demais.

Pinto (2018), que estudou argamassas com adição de cinzas do processo de incineração de resíduos de serviços de saúde coletadas em Belém de Brejo Cruz-PB, também concluiu que a composição química das cinzas varia bastante de acordo com

os resíduos que são incinerados, sendo função dos materiais e quantidades recebidas.

Silva e Lange (2008), ao estudarem as cinzas da incineração de resíduos industriais e de serviços de saúde em Belo Horizonte-MG, observaram predominância dos óxidos de silício e cálcio em relação aos demais; concordando com os resultados aqui obtidos.

Andrade (2012), que estudou amostras de cinzas provenientes de resíduos de serviço de saúde de origem diversa da cidade de Ubá-MG, observou nas amostras 1, 3 e 4 difratogramas com picos atribuídos à presença de carbonato de cálcio, enquanto a amostra 2 apresentou o composto sulfato de cálcio em maior proporção. O autor também percebeu que amostras de diferentes granulometrias apresentaram diferenças na composição química: à medida que a granulometria da amostra se tornava mais fina, o pico mais intenso do sulfato de cálcio diminuía de intensidade e o composto predominante passava a ser o carbonato de cálcio. Outros elementos citados pelo autor foram o óxido de silício, o hidróxido silicato de ferro, sódio e potássio.

Carvalho *et al.* (2022), que estudaram as características físicas, químicas e mineralógicas das cinzas advindas do processo de incineração de resíduos perigosos, provenientes de uma indústria localizada na cidade de Barreiras-BA, observaram composição elementar com presença majoritária dos óxidos de cálcio (50,74%) e de silício (8,22%); semelhante a esta pesquisa.

Leitão (2017) observou - durante a caracterização química de cinzas volantes de resíduos sólidos urbanos incinerados - a presença de óxidos de silício (54,70%), óxidos de alumínio (24,70%) e óxidos de ferro (5,40%). Também citou a presença de magnésio, cálcio e sódio que, após oxidação, geram seus respectivos óxidos.

Alencar (2022), que estudou a caracterização geotécnica de solo estabilizado com cimento e cinzas de resíduos de serviços de saúde, encontrou nas cinzas 53,80% de óxido de cálcio, 13,14% de sódio, 9,90% de zinco, 6,38% de titânio, 3,9% de ferro entre outros. A partir dos resultados obtidos pelo difratograma, observou a presença de material cristalino e material amorfo nas cinzas, confirmando a composição química encontrada.

Os resultados mostrados na Tabela 7 denotam que as amostras de cinzas estudadas tiveram um desempenho químico insatisfatório para classificação como

material pozolânico; mesma conclusão obtida por Leitão (2017) e Carvalho *et al.* (2022).

Como destacou Vizcarra (2010), a alta concentração de carbono orgânico nas cinzas pode inibir a atividade pozolânica.

Dourado (2013) também encontrou baixo grau de pozolanicidade nas cinzas de fundo da incineração de resíduos sólidos urbanos. O autor sugere que o baixo índice pozolânico da cinza de fundo torna necessário a adição de cal para obter melhores resultados neste ensaio.

Para Mendonça (2018), apesar das cinzas não apresentarem propriedade pozolânica, elas poderiam ser utilizadas em substituição parcial da areia em pequenas construções.

Segundo a NBR 12653/2014, os materiais pozolânicos são aqueles que possuem pouca ou nenhuma atividade aglomerante quando aplicados sozinhos, mas na presença de água e finamente divididos reagem, na temperatura ambiente, com o hidróxido de cálcio para formar compostos com propriedades aglomerantes. Pela Norma, a soma dos percentuais de $\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$ deve ser acima de 50% (para material pozolânico classe E) e 70% (para material classe N e C), ou seja, percentuais bem acima dos 12,71% obtidos nesta pesquisa.

Considerando que apenas uma amostra da CIRSP foi quimicamente analisada, é mais adequado que a questão da pozolanicidade desse material seja melhor investigado em outra pesquisa porque vários fatores influenciam a atividade pozolânica: temperatura de incineração (temperaturas adequadas podem favorecer a formação de fases amorfas, que são mais reativas), composição do resíduo (a presença de certos materiais, como plásticos e metais, pode afetar a composição e a reatividade das cinzas), granulometria (cinzas com porções mais finas possuem área superficial maior, o que pode aumentar a atividade pozolânica).

Os resultados da permeabilidade, por sua vez, foram reunidos na Tabela 8; de acordo com cada fração peneirada do solo e da cinza, e segundo os fluidos de contato utilizados (água e lixiviado).

Em análise geral, a permeabilidade variou entre as campanhas, entre os materiais e entre os fluidos de contato.

É sabido que a permeabilidade pode ser influenciada por diversos fatores: composição química, tamanho das partículas (partículas menores tendem a formar

poros menores, reduzindo a permeabilidade), densidade (materiais com menor densidade geralmente apresentam maior porosidade e, conseqüentemente, maior permeabilidade) e teor de umidade (a presença de água nos poros pode afetar a permeabilidade, dependendo da natureza das interações entre a água e as partículas sólidas).

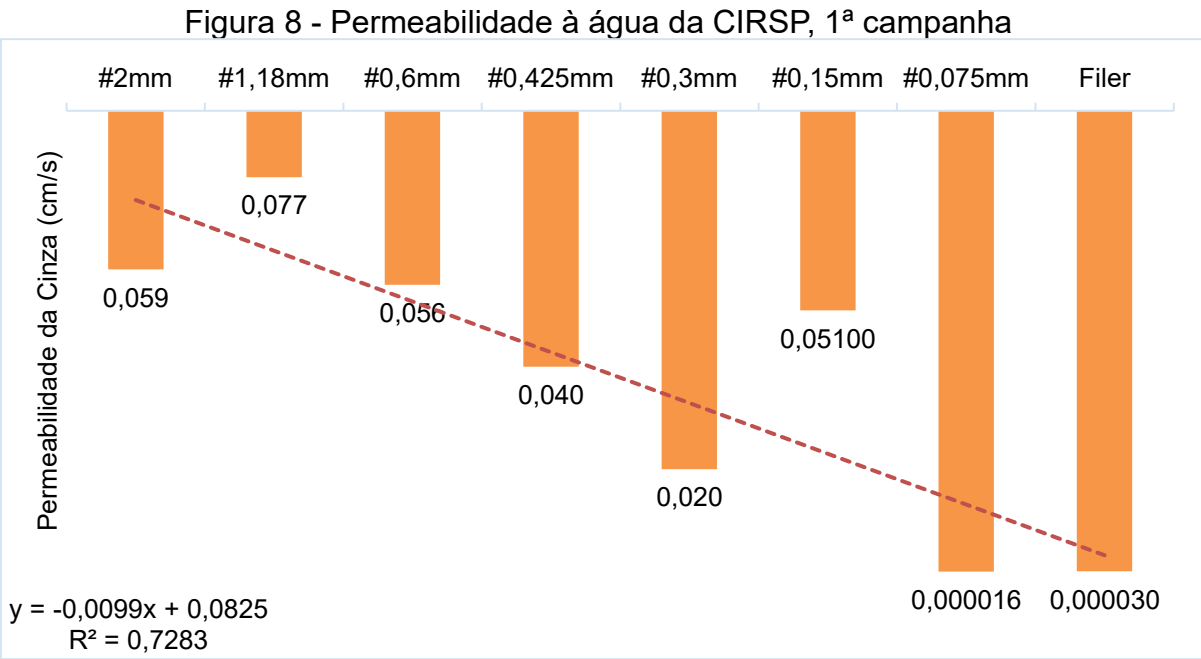
Tabela 8 - Resultados de permeabilidade (Cinza, Solo, Água, Lixiviado)					
Peneiras (mm)	Permeabilidade (cm/s)				
	Campanha	Cinzas		Solo	
		Água	Lixiviado	Água	Lixiviado
# 2	1 ^a	$5,9 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-1}$	$7,0 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-5}$
	2 ^a	$3,2 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-6}$	$4,6 \times 10^{-6}$
# 1,18	1 ^a	$7,7 \times 10^{-2}$	$2,3 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$7,6 \times 10^{-5}$
	2 ^a	$6,9 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^{-6}$	$3,4 \times 10^{-6}$
# 0,6	1 ^a	$5,6 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^{-6}$	$7,7 \times 10^{-5}$
	2 ^a	$3,2 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-2}$	$2,4 \times 10^{-7}$	$3,0 \times 10^{-6}$
# 0,425	1 ^a	$4,0 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-2}$	$2,7 \times 10^{-6}$	$9,4 \times 10^{-5}$
	2 ^a	$2,1 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-7}$	$2,4 \times 10^{-5}$
# 0,3	1 ^a	$2,0 \times 10^{-2}$	$3,9 \times 10^{-3}$	$4,5 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-5}$
	2 ^a	$2,1 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-7}$	$4,8 \times 10^{-6}$
# 0,15	1 ^a	$5,1 \times 10^{-2}$	$2,2 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-5}$
	2 ^a	$1,1 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-4}$	$6,1 \times 10^{-7}$	$6,2 \times 10^{-6}$
# 0,075	1 ^a	$1,6 \times 10^{-5}$	$2,4 \times 10^{-4}$	$5,2 \times 10^{-7}$	$2,0 \times 10^{-5}$
	2 ^a	$6,2 \times 10^{-5}$	$4,8 \times 10^{-5}$	$2,4 \times 10^{-7}$	$8,4 \times 10^{-6}$
Filer	1 ^a	$3,0 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$3,1 \times 10^{-7}$	$7,8 \times 10^{-6}$
	2 ^a	$5,4 \times 10^{-5}$	$4,9 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-7}$	$6,6 \times 10^{-6}$

Fonte: Autora (2025).

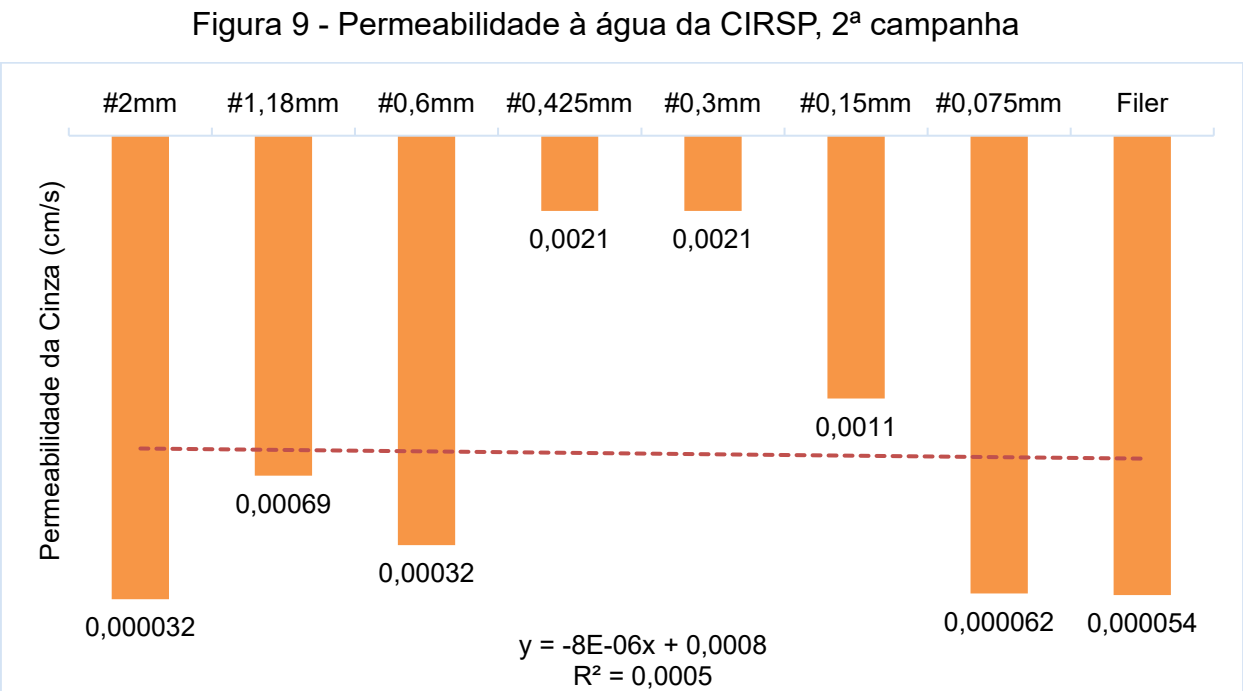
O resultado médio geral das permeabilidades durante a 2^a campanha (junho de 2024) foi menor que da 1^a campanha (setembro de 2023), mostrando diferenças na qualidade e no comportamento hidráulico dos solos e cinzas ao longo do tempo.

Considerando apenas os valores médios, a CIRSP foi menos permeável à água na 2^a campanha (média de $8,0 \times 10^{-4}$ cm/s) que na 1^a campanha ($3,8 \times 10^{-2}$ cm/s). O mesmo comportamento foi observado quando o fluido de contato aplicado no ensaio de permeabilidade foi o lixiviado (média de $2,8 \times 10^{-2}$ cm/s na 2^a campanha e $1,0 \times 10^{-2}$ cm/s na 1^a campanha).

De forma mais específica, a permeabilidade à água diminuiu com a redução da granulometria da CIRSP. Essa tendência ocorreu com maior intensidade na 1ª campanha (Figura 8), como se observa no valor negativo do coeficiente angular da equação da reta da regressão linear e no coeficiente de correlação $R^2 = 0,7283$, que na 2ª campanha (Figura 9, com $R^2 = 0,0005$).



Fonte: Autora (2025).

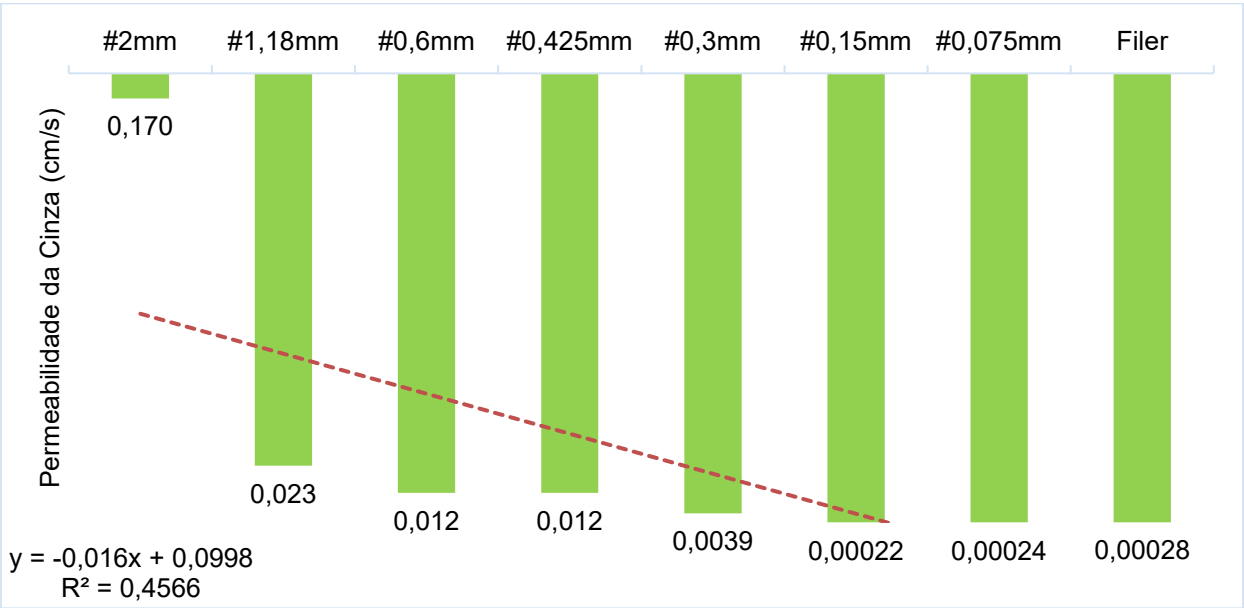


Fonte: Autora (2025).

Esse comportamento também foi observado na permeabilidade da CIRSP ao lixiviado, sendo mais forte na 2ª campanha (Figura 10, com $R^2 = 0,7316$) que na 1ª campanha (Figura 11, com $R^2 = 0,4566$).

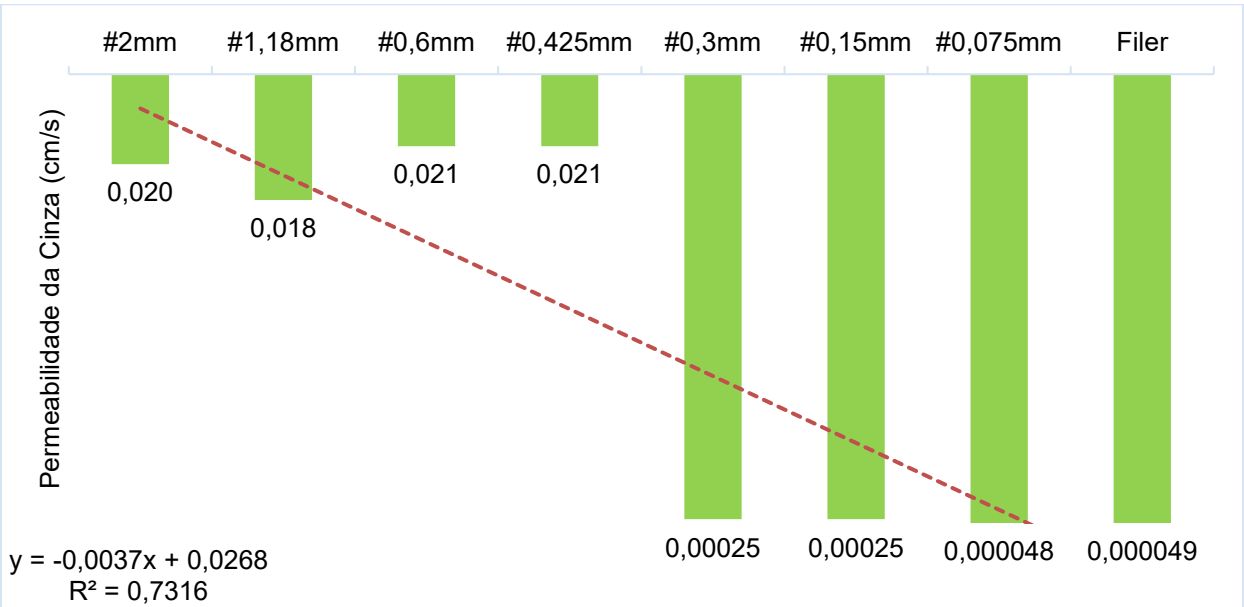
A ordem de grandeza (10^x) de todos os resultados mostrados na Tabela 8 permitiu observar que a permeabilidade das cinzas, aos dois fluidos de contato, foi maior que a permeabilidade dos solos.

Figura 10 - Permeabilidade ao lixiviado da CIRSP, 1ª campanha



Fonte: Autora (2025).

Figura 11 - Permeabilidade ao lixiviado da CIRSP, 2ª campanha



Fonte: Autora (2025).

Observou-se, por exemplo, que 41% dos resultados da permeabilidade da cinza tiveram ordem de grandeza 10^{-2} cm/s enquanto 50% dos resultados da permeabilidade dos solos estiveram na escala 10^{-6} cm/s (bem menor). Assim, as cinzas apresentaram permeabilidade semelhante a materiais granulares.

Esse resultado era esperado porque a cinza é um material antropogênico com origem e composição físico-química diversa enquanto o solo é um recurso natural com mineralogia homogênea, arranjo de partículas, textura e composição física um mais conhecida e aproximadamente regular.

Moura (2023), que mediu a esfericidade, forma, textura e angularidade das cinzas do CTRP, mostrou que as cinzas graúdas são pouco esféricas, moderadamente rugosas e subangulares, enquanto as cinzas miúdas foram classificadas como subarredondadas e semialongadas, sugerindo um possível uso das cinzas como meio filtrante. Segundo a autora, as cinzas possuem características físicas que indicam a formação de macroporos e dutos que possibilitam uma boa capacidade de infiltração.

Os macroporos também foram encontrados na pesquisa de Lima (2022) quando misturas de solo-bentonita utilizadas em camada de base de aterro sanitário tiveram contato com lixiviado durante ensaio de permeabilidade. A literatura citada pelo autor defende que o alto potencial de interação química entre os materiais ensaiados e o lixiviado acarreta um colapso da dupla camada difusa e um consequente aumento na macroporosidade, que tendem a aumentar a permeabilidade.

É importante destacar que a interação entre o lixiviado de um aterro sanitário e as cinzas é complexa e pode influenciar a permeabilidade de diversas maneiras, dependendo das características específicas desses materiais. Pode haver um aumento da permeabilidade, caso haja reações que causem uma expansão da estrutura da cinza. O tempo de contato entre o lixiviado e a cinza influencia a extensão das reações.

Conforme Martins (2017) os líquidos provenientes da decomposição dos resíduos (percolados) podem atacar e destruir o sistema de impermeabilização basal dos aterros sanitários, aumentando a sua permeabilidade. Um efeito dessa natureza, caso tenha ocorrido nesta pesquisa, ajuda a justificar a maior permeabilidade ao

lixiviado encontrada.

Conforme Santos Bastos (2023) o lixiviado produzido a partir de resíduos detém propriedades de caráter físico, químico e biológico bastante distintas das observadas na água. As interações do percolado com o meio poroso podem causar alterações no comportamento hidráulico desse meio, devido a forças de atração e repulsão presentes nas moléculas do meio poroso. O alto teor de sais e metais presentes no lixiviado incita que as moléculas do fluido e do solo realizem ligações. Esse comportamento influencia na permeabilidade. O autor conclui, ao citar vasta literatura, que tem sido verificado que solos em contato com substâncias percolantes diferentes da água sofrem mudanças capazes de alterar as suas propriedades físico-químicas e características estruturais.

As fases da cinza também influenciam na sua permeabilidade. Moura (2023), em análise cristalográfica, identificou cinco: hidroxissulfato de alumínio e cálcio (etringita), dióxido de titânio (rutilo), dióxido de silício (quartzo), carbonato de cálcio (calcita) e óxido férrico (hematita). Destas, as três primeiras podem ajudar a compreender a permeabilidade desse material: a etringita é descrita como uma estrutura cristalina em forma de agulhas, que podem formar um leito filtrante poroso e permeável (FERREIRA; LIMA; LEÃO, 2011); o rutilo é um mineral que pode ser usado como elemento filtrante de lixiviado por ter a capacidade de reter impurezas e partículas sólidas (CARARD, 2018); o quartzo, principal componente da areia; um mineral muito utilizado em sistemas de filtração.

Singh *et al.* (2022) observaram que as partículas de cinzas apresentavam formas irregulares e angulares em todas as frações de tamanho; Gupta *et al.* (2021) identificaram partículas aglomeradas e de formato irregular com textura de superfície áspera; Carvalho *et al.* (2022) observaram cinzas com formatos diversificados em suas superfícies irregulares e alinhadas com a distribuição granulométrica e o tamanho das partículas. Pinto (20118) afirma que materiais com granulometrias descontínuas apresentam maior volume de vazios. Tal literatura e tais propriedades ajudam a entender porque a permeabilidade das cinzas aqui estudadas, aos dois fluidos de contato, foi maior que a permeabilidade dos solos.

Sobre esse tema, Yvon *et al.* (2006) revelaram algumas conclusões importantes: (i) as cinzas desenvolvem microfissuras ao longo do tempo, o que

resulta em um aumento na permeabilidade e isso permite que fluidos passem facilmente por essas fissuras; (ii) a maior permeabilidade das cinzas facilita a lixiviação, ou seja, a dissolução de poluentes pelos fluidos que passam através delas e isso torna os poluentes mais propensos a serem transportados para o meio ambiente; (iii) a circulação de líquidos através das microfissuras pode promover reações químicas entre os poluentes presentes nas cinzas e os componentes dos fluidos que passam por elas e isso pode levar à remoção de alguns poluentes ou à formação de produtos secundários; (iv) as microfissuras podem afetar a estabilidade física das cinzas a longo prazo, levando a fraturas e alterações nas propriedades mecânicas das cinzas sólidas.

Uma análise mais aprofundada sobre as Figuras 10 e 11 permitiu observar que as permeabilidades ao lixiviado ficaram mais parecidas entre si e menores nos ensaios com as frações finas da CIRSP. Quando o fluido utilizado foi a água (Figuras 8 e 9) esse comportamento geral não ocorreu.

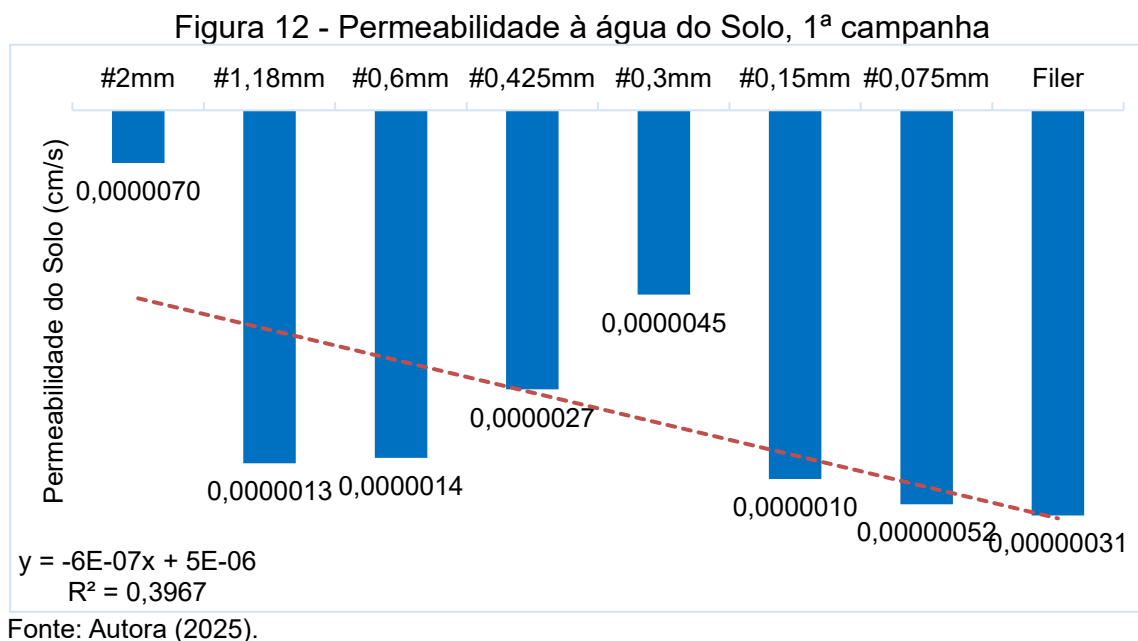
Na literatura existem poucas pesquisas sobre a permeabilidade específica da CIRSP. Moura (2023) mediu permeabilidade à água da ordem de $3,2 \times 10^{-5}$ cm/s. Nesta pesquisa, tal ordem de grandeza só foi alcançada com as cinzas que passaram pelas peneiras de #0,075 e *filer* (nas duas campanhas experimentais) e pela peneira de # 2 (na 2ª campanha).

Considerando apenas os valores médios, o solo foi menos permeável à água na 2ª campanha (média de $6,0 \times 10^{-7}$ cm/s) que na 1ª campanha ($2,3 \times 10^{-6}$ cm/s). O mesmo comportamento foi observado quando o fluido de contato utilizado foi o lixiviado (média de $7,6 \times 10^{-6}$ cm/s na 2ª campanha e $4,1 \times 10^{-5}$ cm/s na 1ª campanha). Elias (2018), estudando o solo do mesmo aterro sanitário, mediu permeabilidade à água de $1,09 \times 10^{-7}$ cm/s. Nesta pesquisa, tal ordem de grandeza foi encontrada 08 vezes, ou seja, em 50% dos resultados, mostrando semelhança.

De forma mais específica, a permeabilidade à água diminuiu com a redução da granulometria do solo estudado. Diferentemente da CIRSP, essa tendência ocorreu com maior intensidade na 2ª campanha, como se observa no valor negativo do coeficiente angular da equação da reta da regressão linear e no coeficiente de correlação $R^2 = 0,5643$, Figura 13) que na 1ª campanha (Figura 12, com $R^2 = 0,3967$).

Elias (2018) lembra que mesmo a água sendo o fluido percolante, a depender

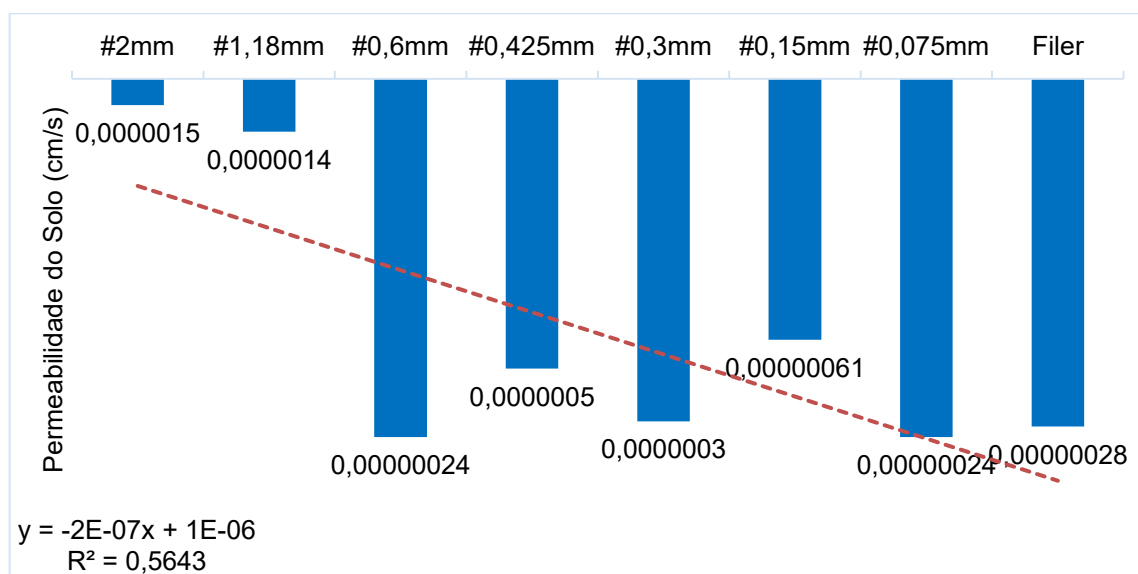
de suas características, pode haver alterações na condutividade hidráulica do meio. Segundo o autor, variações na quantidade de ar dissolvido, o tipo e concentração de eletrólitos e teor de nutrientes podem acarretar em valores diferentes de permeabilidade para o solo.



Lima (2022) mediu a permeabilidade à água e ao lixiviado de misturas de solo-bentonita utilizadas em camada de base de aterro sanitário. A permeabilidade aos fluidos teve comportamento distinto e estatisticamente significante. A permeabilidade do material ao lixiviado foi maior em uma ou até duas ordens de grandeza, apesar do lixiviado ser mais viscoso. Para o autor, o processo de saturação e percolação do lixiviado alterou o comportamento das amostras. Segundo a literatura por ele citada, essa alteração decorre da alta concentração iônica ou de valência maior presente no lixiviado. Quanto maior o tempo de contato do contaminante com o material ensaiado maior a permeabilidade a este fluido, em função da sua elevada composição química. A alta concentração salina, a presença de metais pesados e outros compostos no lixiviado são responsáveis por uma maior porosidade nas amostras e pelo aumento da permeabilidade. Nascentes (2006) também observou aumento do coeficiente de permeabilidade do solo em ensaio de permeabilidade com lixiviado. Em termos gerais, pode-se dizer que o comportamento encontrado por esses autores também foi verificado nesta pesquisa, ou seja, a permeabilidade ao lixiviado maior que a permeabilidade à água.

A permeabilidade do solo ao lixiviado diminuiu com a redução da granulometria apenas na 1ª campanha (Figura 14, $R^2 = 0,3377$). Na 2ª campanha (contrariando a tendência geral dos resultados até então citados), a permeabilidade aumentou com a redução da granulometria do solo (como se observa no valor positivo do coeficiente angular da equação da reta da regressão linear, Figura 15), não existindo (até o presente momento) justificativa para esse evento.

Figura 13 - Permeabilidade à água do Solo, 2ª campanha



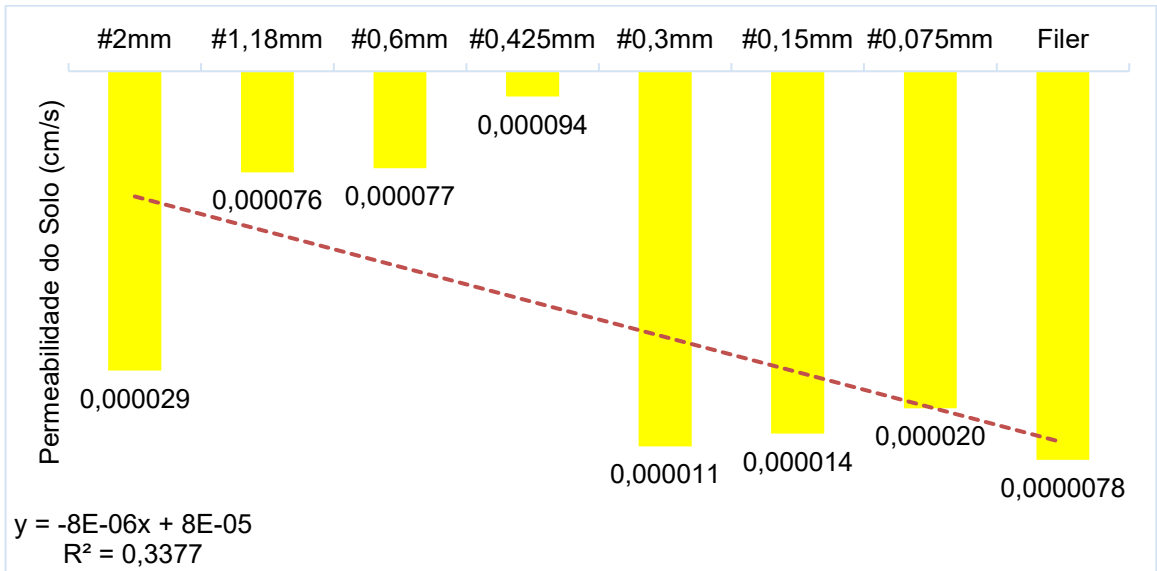
Fonte: Autora (2025).

Como dito antes, as cinzas de fundo do CTRP são enviadas para o Aterro Sanitário Metropolitano, sendo cabível debater a possibilidade de aproveitamento desse material como barreira impermeabilizante de fundo (*liners*) do referido aterro. Para tal aplicação e, considerando os resultados dos ensaios de laboratório realizados nesta pesquisa, apenas duas amostras da CIRSP (12,5% do total) apresentaram permeabilidade ao lixiviado com a ordem de grandeza exigida para camadas de base de aterro sanitário (mínimo de 10^{-5} cm/s conforme a NBR 13896/1997): a amostra passante na peneira #0,075 e o *filer*; ambas durante a 2ª campanha experimental ($4,8 \times 10^{-5}$ cm/s e $4,9 \times 10^{-5}$ cm/s, respectivamente).

Aparentemente, as cinzas estudadas devem ter maior potencial para compor camadas intermediárias de aterros sanitários; onde a permeabilidade não é um

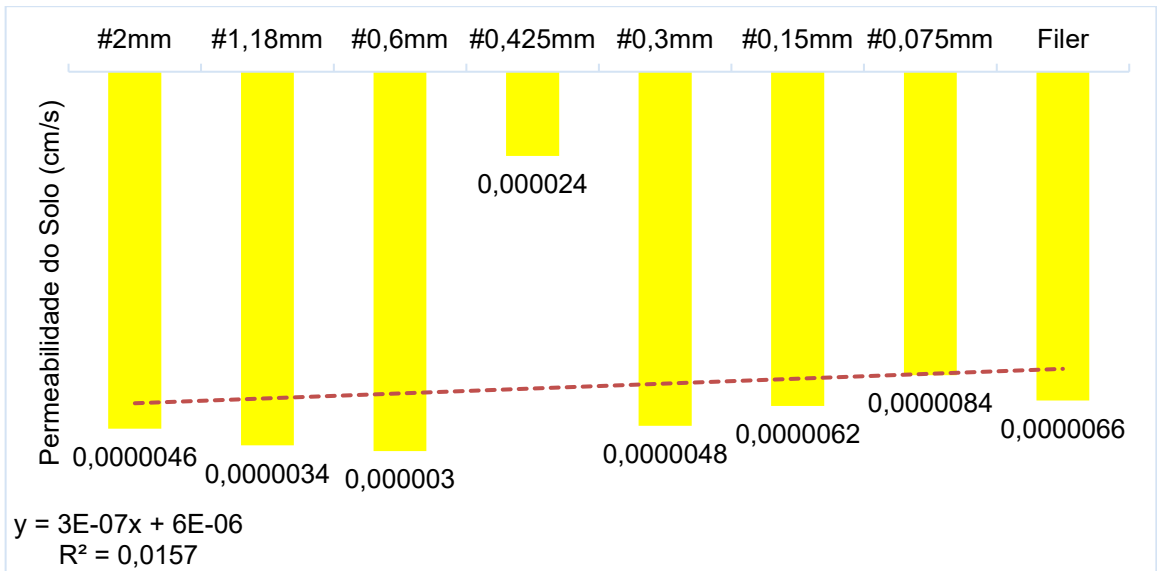
problema devido a necessidade de permissão de fluxos de gases e lixiviados (por advecção e dispersão) entre as camadas

Figura 14 - Permeabilidade ao lixiviado do Solo, 1ª campanha



Fonte: Autora (2025).

Figura 15 - Permeabilidade ao lixiviado do Solo, 2ª campanha



Fonte: Autora (2025).

Almeida e Schalch (2008) citam que materiais com alta permeabilidade ($K > 10^{-4}$ cm/s) devem ser evitados nas camadas de base dos aterros sanitários por serem mais propícios à infiltração dos percolados com possível contaminação do lençol

freático em curto espaço de tempo. Mesmo quando a permeabilidade do solo é igual ou inferior a 10^{-6} cm/s, ou ainda quando o lençol freático dista no mínimo 1,5 metros da base do aterro, exige-se a impermeabilização da base do aterro e drenagem dos líquidos percolados (MARTINS, 2017).

É importante lembrar que a disposição de cinzas da incineração em aterros sanitários é proibida em alguns países, como na Holanda (TANG; FLOREA; BROUWERS, 2017) e, em Singapura, há um significativo interesse na reutilização dessas cinzas, devido à escassez de terras e recursos (LIU *et al.* 2018).

Na realidade, em várias partes do mundo vem crescendo a tentativa de aumentar a valorização dessas cinzas, evitando o aterramento. Existem pesquisas que empregaram as cinzas na geração de gás hidrogênio como compensação dos impactos adversos da incineração (SAFFARZADEH; ARUMUGAM; SHIMAOKA, 2016). Outros estudos têm investigado sua aplicabilidade na construção de pavimentos e base de estradas (PATRA; WHAUNG; KWAN, 2017), na produção de cimento (CLAVIER *et al.* 2019), como agregado em concreto (LI *et al.* 2018), na incorporação em argamassas normais e adesivas (AGUIAR *et al.* 2002), em cerâmicas vermelhas (COUTINHO; VIEIRA, 2016), em misturas asfálticas (ZHU *et al.* 2018).

A utilização de cinzas de incineração em novos processos proporciona economia de custos com novos materiais (YIN *et al.* 2018). Por meio de processos hidrotérmicos, por exemplo, as cinzas podem se transformar em uma fonte de minerais (Hu *et al.* 2015) e tal fração mineral pode ser utilizada na indústria da construção, substituindo agregantes e materiais naturais (ALLEGRIINI *et al.* 2015).

O comportamento da permeabilidade das cinzas aqui estudadas também pode ser investigado se elas forem misturadas com diferentes percentuais de solos, semelhante as pesquisas de Elias, Soares e Souza (2021) e Lima (2022).

Cabe ainda investigar a permeabilidade dessas cinzas sob uma energia de compactação modificada, já que nesta pesquisa usou-se apenas a energia de Proctor Normal. Soares (2012) observou que a percolação de lixiviado em solo natural compactado na energia modificada é até 100 vezes menor.

6 CONCLUSÃO

Esta pesquisa, somada a recente literatura local, contribuiu para o avanço dos conhecimentos científicos sobre as cinzas geradas pela incineração de resíduos sólidos perigosos em Fortaleza-CE.

Os resultados da granulometria e da permeabilidade das cinzas abrem novas oportunidades de investigação e ajudam a prevê e melhor compreender o comportamento hidráulico e ambiental desse tipo de resíduo quando em contato com a água ou com o lixiviado ou mesmo após disposição no aterro sanitário.

Em termos granulométricos, as amostras de solos e das cinzas se assemelharam às areias, com variações intrínsecas à origem de cada material. Sobre a umidade, as cinzas apresentaram teores mais elevados como consequência dos diferentes usos da água dentro do incinerador. Com a densidade real, os resultados foram o contrário: maiores no solo que nas cinzas, semelhante aos dados da literatura e ajudando a entender a permeabilidade.

Concluiu-se também que a CIRSP é quimicamente e majoritariamente composta por óxidos de cálcio, silício e alumínio, com variações de qualidade ao longo do tempo em função das diferentes condições físicas e químicas dos resíduos incinerados. Preliminarmente, a cinza estudada não tem atividade pozolânica.

Sobre a permeabilidade, foco principal da pesquisa, concluiu-se que a cinza foi mais permeável que o solo para os dois fluidos de contato em função das suas próprias características (esfericidade, forma, textura, angularidade, porosidade, fissuras, fases etc).

Houve uma correlação entre a granulometria dos materiais com a permeabilidade à água e ao lixiviado em 03 ensaios e 02 campanhas (cinza/água, cinza/lixiviado, solo/água), ou seja, quanto mais fino o material, menor a permeabilidade. Em uma única campanha do ensaio solo/lixiviado, esse comportamento não ocorreu, cabendo outra investigação.

Concluiu-se que a CIRSP, da forma ensaiada, não serve como barreira impermeabilizante de fundo do aterro sanitário, exceto aquela passante na peneira

#0,075 e o *filer*. Parecem ter maior potencial para compor camadas intermediárias, onde os fluxos de gases e lixiviados são necessários.

Diante dessas conclusões, sugere-se para outras pesquisas:

- (1) investigar a permeabilidade das cinzas sob outras energias de compactação;
- (2) avaliar a permeabilidade das cinzas quando misturadas com solos e/ou bentonita e/ou cal;
- (3) investigar a questão da pozolanicidade desse material;

REFERÊNCIAS

- AGUIAR *et al.* Utilização de cinzas volantes de incineração de RSU. In: SEMINÁRIO BETÃO PARA A CONSTRUÇÃO SUSTENTÁVEL: a utilização de materiais não tradicionais na produção de betões correntes. **Anais...** Lisboa, Portugal, 2002.
- ALAM, P.; SINGH, D.; KUMAR, S. Incinerated municipal solid waste bottom ash bricks: a sustainable and cost-efficient building material. **Materials Today: Proceedings**, v.49, p.1566-1572, 2022.
- ALENCAR, V. L. L. **Caracterização geotécnica de solo estabilizado com cimento e cinzas de resíduos sólidos da saúde**. 2022. 91f. Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2022.
- ALLEGRINI *et al.* Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash. **Journal of Environmental Management**, v.151, p.132-143, 2015.
- ANDRADE, C. E. S. **Análise e caracterização de cinzas do processo de incineração de resíduos de serviço de saúde para reaproveitamento**. 2012. 74f. Dissertação (Mestrado Engenharia Química), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2012.
- ANTUNES *et al.* Caracterização do solo e propriedades de fluxo da camada de cobertura de aterro sanitário de Campina Grande - PB. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENSINO E PESQUISA EM CIÊNCIAS, 3º, **Anais...** Campina Grande, Realize Editora, 2018.
- ARAÚJO *et al.* Análise da viabilidade do uso de solo como material impermeabilizante em aterros sanitários. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENSINO E PESQUISA EM CIÊNCIAS, 1º, **Anais...** Campina Grande, Realize Editora, 2016.
- ARAUJO, P. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na Camada de cobertura de um aterro sanitário**. 2017. 139 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, PB, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 7181: Solo - Análise Granulométrica**. Rio de Janeiro: ABNT, 2018.

- _____. **NBR 10.004:** Resíduos sólidos - classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2024.
- _____. **NBR 11.175:** Incineração de resíduos sólidos perigosos - padrões de desempenho. Rio de Janeiro: ABNT, 1990.
- _____. **NBR 12.235:** Armazenamento de resíduos sólidos perigosos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- _____. **NBR 13896:** Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- _____. **NBR 6.458:** Solo - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.
- _____. **NBR 7181:** Solo - Análise Granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.
- _____. **NBR 12653:** Materiais pozolânicos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- AZEVEDO DOURADO, K. **Condutividade hidráulica de matérias de baixa permeabilidade:** desenvolvimento, construção e teste de um sistema de medida. 2003. 96f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2003.
- BARROS, J. R.; LOPES, M. G.; CORREIA, A. G. Escórias de RSU: caracterização mecânica para fins rodoviários. In: CONGRESSO NACIONAL DE GEOTECNIA, **Anais...**10, Lisboa, Portugal, 2006.
- BASTOS *et al.* Composição física e química das cinzas de fundo de um incinerador de resíduos sólidos perigosos. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 31, 2021. **Anais...** Curitiba, 2021.
- BAUERMANN, B, F, C; CAROBA E, M. Gerenciamento de resíduos sólidos da indústria inova agrotecnologia em foz do Iguaçu – PR. **Revista Valore**, Volta Redonda, 8, e-8060, 2023.
- BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. 3ª edição, São Paulo: Oficina de Textos, 248p., 2008.
- BRAGAGNOLO *et al.* Caracterização de resíduo gerado por processo de lavagem de gases e avaliação de possíveis aplicações em construção civil. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p.73-83, 2018.

BRASIL. REPÚBLICA FEDERATIVA DO. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2010.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução CONAMA 316**, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos.

CAPELO NETO, J.; MOTA, S. Caracterização e avaliação da tratabilidade biológica do percolado gerado no Aterro Sanitário Oeste em Caucaia (CE). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL., 20., **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CARARD, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro por ozonização fotocatalítica com TiO₂**. 2018. 165f. Dissertação (Mestrado em Inovações Tecnológicas), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2018.

CARVALHO *et al.* Caracterização físico-química de cinzas de resíduos perigosos para uso na construção civil. **Revista Matéria**, v.27, n.4, 2022.

CARVALHO, J. L. V. **Avaliação do uso de cinzas de incineração de resíduos perigosos na produção de argamassa para concreto**. 2023. 119f. Dissertação (Metodologia da Ciência e Engenharia de Materiais), Universidade Federal de Goiás, Catalão, GO, 2023.

CHIMENOS *et al.* Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator. **Journal of hazardous materials**, v.64, n.3, p.211-222, 1999.

CHRISTENSEN, T. H. **Solid Waste Technology & Management**. Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark, Lyngby, Denmark, v.1., Wiley, 2011.

CLAVIER *et al.* Risk and performance assessment of cement made using municipal solid waste incinerator bottom ash as a cement kiln feed. **Resources, Conservation & Recycling**, v.146, p.270-279, 2019.

COBO, M. A.; GALVEZ, J. A.; CONESA, C. M. Caracterização de cinzas volantes de um incinerador de resíduos perigosos em Medellín, Colômbia, J. **Hazard. Matéria**. 168 (2–3) 12, 2009.

CORREIA, N. S.; CALDAS, R. C. S.; OLUREMI, J. R. Feasibility of using CWD fine fraction and bentonite mixtures as alternative landfill barrier material. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v.22, p.1877-1886, jul. 2020.

CORREIA, R. S. **Comportamento de pisos intertravados de concreto elaborados com frações de cinzas de resíduos sólidos perigosos**. 2022. 56f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2022.

COSSU, R.; EHRIG, H. J.; MUNTONI, A. **Physical-chemical leachate treatment**. In: COSSU, R.; STEGMANN, R. (Org.). Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies. Amsterdã, Holanda: Elsevier, 2019. p. 575 – 631.

COSTA et al. Avaliação da concentração de metais pesados presentes no lixiviado produzido no aterro sanitário em campina grande – PB. In: CONGRESSO SUL- 93 AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE, I. **Anais...** Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, Gramado, RS, 2018.

COSTA *et al.* Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. **Eng Sanit Ambient**, v.23, n.1, jan/fev, 2018.

COSTA, W. M. L. **Estudo da permeabilidade em solos utilizados em camada de base de aterro sanitário no semiárido Paraibano**. 2019. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, PB, 2019.

COUTINHO, N. C.; VIEIRA, C. M. F. Caracterização e incorporação de cinza de resíduo sólido urbano em cerâmica vermelha. **Cerâmica**, v.62, p.249-255, 2016.

DORNELLES *et al.* Avaliação da condutividade hidráulica de um solo utilizado em aterro sanitário em santa maria através de ensaios de campo e de laboratório. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA

GEOTÉCNICA: o futuro sustentável do Brasil passa por Minas, 18, **Anais...** Belo Horizonte, Minas Gerais, 2016.

DOURADO, I. N. **Avaliação da aplicabilidade de cinzas de fundo de resíduo sólido urbano em camadas de pavimento.** 2013. 125f. Projeto de Graduação (Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 2013.

ELIAS, D. S. **Caracterização de cinzas de carvão e sua aplicação como barreira impermeabilizante.** 2018. 232f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2018.

ELIAS, D. S.; SOARES, A. B.; SOUZA, H. P. Caracterização geotécnica de cinzas de carvão mineral e sua utilização como barreiras impermeabilizantes. **Revista Matéria**, v.26, n.3, 2021.

FERNANDES, B. C. **Misturas de bentonita com um solo tropical e com rejeito de mineração para barreiras impermeabilizantes de aterros sanitários.** 2021. 86f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2021.

FERREIRA, W. L. G. **Avaliação da permeabilidade de misturas asfálticas com diferentes granulometrias.** 2013. 82f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2013.

FONSECA DA SILVA, C. **Estudo do comportamento hidráulico de mistura solo-bentonita visando alternativa de emprego como sistema de proteção para aterros sanitários.** 2015. 116p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE - FUNASA. **Manual de saneamento.** 5ª Ed. Brasília: Funasa, 2019. 545 p.

GOMES, T. A. T; COSTA, K. S. Estudo do coeficiente de permeabilidade em ensaios de poço pelo padrão ABGE: complexo alcalino carbonatítico do barreiro (CACB), Araxá-MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, **Anais...**2017.

GONÇALVES COELHO et al. Contaminação das águas do lençol freático por disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos em Uberlândia-MG/Brasil. In:

CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancún. **Anais...** Cancún, 2002.

GRAUPMANN *et al.* Análise da resistência a compressão de concretos com adição de cinza de aterro sanitário. **Revista Matéria**, v.24, n.02, e-12348, 11p., 2019.

GUIMARÃES, R. M.; BENATTI, J. C. B.; FERREIRA, R. T. L. Análise físico-química e mineralógica de um solo de Sinop-MT, puro e com adição de bentonita. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n.4, p.21974-21987, abr. 2020.

GUPTA *et al.* Cinzas residuais de incineração de RSU (MIBA) como substituto de materiais convencionais em aplicações geotécnicas: um estudo de caracterização da Índia e comparação com a literatura. **Construção e Materiais de Construção**, v.308, p.1-17, 2021.

HU *et al.* Stabilization and separation of heavy metals in incineration fly ash during the hydrothermal treatment process. **Journal of Hazardous Materials**, v.299, p.149-157, 2015.

INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION - ISWA. **Landfill operational guidelines**. Prepared by ISWA Working Group on Landfill, 2., 106p., 2010.

JESUS, L. S. **Estudo da permeabilidade dos solos de fundação de aterro de resíduos sólidos urbanos de Bauru**. 2012. 190f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Bauru, SP, 2012.

LAGO, A. L.; ELIS, V. R.; GIACHETI, H. L. Aplicação integrada de métodos geofísicos em uma área de disposição de resíduos sólidos urbanos em Bauru-SP. **Revista Brasileira de Geofísica**, v.24, n.3, p.357-374, jul-set., 2006.

LAUREANO, A. T.; SHIRAIWA, S. Ensaios geofísicos no aterro sanitário de Cuiabá - MT. **Revista Brasileira de Geofísica**, v.26, n.2, p.173-180, abr-jun., 2008.

LEITÃO, J. R. **Misturas binárias de betão auto-compactável com incorporação de cinzas de fundo resultantes da incineração de resíduos sólidos urbanos**. 2017. 170p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Lisboa, Portugal, 2017.

LI *et al.* Utilization of municipal solid waste incineration bottom ash in autoclaved aerated concrete. **Construction and Building Materials**, v.178, p.175-182, 2018.

LIMA, A. N. **Permeabilidade à água e ao lixiviado de misturas solo bentonita em aterro sanitário**. 2022. 99f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, PB, 2022.

LINO, T. L. L. **A incineração de resíduos sólidos perigosos em Fortaleza: um estudo de caracterização da composição das cinzas**. 2022. 59f. Monografia (Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2022.

LISBOA, R. L. L. **Determinação da condutividade hidráulica não saturada de solos residuais com o Permeâmetro Guelph e ensaios de laboratório** 2006.104f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade de Viçosa, Minas Gerais, MG, 2006.

LIU *et al.* Alkali-treated incineration bottom ash as supplementary cementitious materials. **Construction and Building Materials**, v.179, p.371-378, 2018.

LÔBO, E. M. P. S. **Estudo comparativo das características dos líquidos percolados gerados no Aterro Metropolitano - PB e no Aterro da Muribeca - PE**. 2006. 127f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

MANJUNATH *et al.* Exploring the potential use of incinerated biomedical waste ash as an eco-friendly solution in concrete composites: a review. **Construction and Building Materials**, v.387, n.17, jul., 2023.

MARTINS, L. A. **Influência da adição de bentonita em misturas alternativas para a utilização em barreiras impermeabilizantes de aterros sanitários**. 2017. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2017.

MATALKAH, F. Recycling of hazardous medical waste ash toward cleaner utilization in concrete mixtures. **Journal of Cleaner Production**, v.400, may, 2023.

MEDEIROS, W. B. **Estudo da permeabilidade de meios porosos com Solução polimérica**. 2015. 52f. Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2015.

MELO, V. L. A.; JUCÁ, J. F. T. Estudos de referência para diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre, 2000.

MENDONÇA, F. L. **Caracterização das cinzas de Incineração de resíduos sólidos de serviços de saúde para Inserção em ciclos produtivos e ambientais**. 2018. 27fl. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2018.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MOURA, M. C. C. **Avaliação do comportamento das cinzas da incineração de resíduos sólidos perigosos no tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2023. 99f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, CE, 2023.

NASCENTES, R. **Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado**. 2006. 174f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, MG, 2006.

OGUNTAYO *et al.* Performance evaluation of Hospital Waste Ash - Modified Asphalt Mixtures. **Advances in Civil Engineering**, 7p., v.2023.

OLIVEIRA, C. A. A. **Análise do fluxo de gases na camada de cobertura do Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia (ASMOC), CE**. 2011. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2011.

PATRA, S.; WHAUNG, S. T.; KWAN, W. L. Analysis of heavy metals in incineration bottom ash in Singapore and potential impact of pre-sorting on ash quality. **Energy Procedia**, v.143, p.454-459, 2017.

PINTO, B. H. A. **Estudo de argamassas com adição de cinzas do processo de incineração de resíduos sólidos dos serviços de saúde**. 2018. 24f. Monografia

(Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2018.

RAAD, H. J. **Influência das condições de mistura e moldagem na permeabilidade de concretos refratários aluminosos**. 2008. 151f. Dissertação (Mestrado em Construção Civil), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2008.

ROCHA, E. M. R.; MOTA, F. S. B.; SANTOS, A. B. Análise da composição orgânica do lixiviado gerado em período de estiagem em aterro sanitário da região metropolitana de Fortaleza, Ceará. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL., 13., **Anais...**Belém-PA, 2008.

RUBINOS, D. A.; SPAGNOLI, G. J. Utilization of waste products as alternative landfill liner and cover materials – a critical review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.48, n.4, p.376-438, mai. 2018.

SAFFARZADEH, A.; ARUMUGAM, N.; SHIMAOKA, T. Aluminum and aluminum alloys in municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash: a potential source for the production of hydrogen gas. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.41, p.820-831, 2016.

SANTAELLA, S. T.; PAIVA, I. O.; LEITÃO, R. C. Qualidade das águas subterrâneas da região adjacente ao “lixão” de Fortaleza-CE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** 1999.

SANTOS BASTOS, I. J. F. **Análise da compatibilidade de mistura de solo argiloso com cinzas volantes de carvão mineral sujeita a percolação por diferentes fluidos**. 2023. 191p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, 2023.

SANTOS, G. O. **Resíduos sólidos e aterros sanitários**: em busca de um novo olhar. Recife: Imprima, 1. Ed, 2016. 80p.

SANTOS, G.; MEDEIROS, P. A. Estudo preliminar da qualidade das águas subterrâneas na área de influência do Aterro Sanitário de Caucaia. **Conexões - Ciência e Tecnologia**, v.5, n.3, 2011.

SILVA, M. L. **Caracterização física de solos de cobertura e de resíduos sólidos do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia**. 2022. 107f. Dissertação

(Tecnologia e Gestão Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, CE, 2022.

SILVA, M.; LANGE, L. Caracterização das cinzas de incineração de resíduos industriais e de serviços de saúde. **Química Nova**, v.31, n.2, p.199-203, 2008.

SILVA, P. R.; BRITO, J. Resistividade eléctrica e permeabilidade de bac com Incorporação de cinzas volantes e filer calcário. In: CONGRESSO NACIONAL CONSTRUÇÃO, **Anais...** 4, Coimbra, Portugal, 2012.

SILVA, T. N.; FREITAS, F. S. N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n.2, p.95-104, abr/jun, 2013.

SILVEIRA, P. H. T. T.; CASAGRANDE, M. D. T.; QUISPE, C. C. **Aplicabilidade de resíduos em obras geotécnicas - estudo experimental de misturas de solo e cinza volante de resíduo sólido urbano**. Rio de Janeiro, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Relatório de Iniciação Científica, Graduação em Engenharia Civil, 2013.

SINGH *et al.* Sustainable use of different size fractions of municipal solid waste incinerator bottom ash and recycled fine aggregates in cement mortar. **Case Studies in Construction Materials**, v.17, e01434, dec., 2022.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, v.12, n.4, p.515-523, out-dez., 1996.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS - SINIR. **Resíduos industriais**. 2020.

SOARES, V. **Utilização de mistura de solo saprolítico com bentonita na construção de revestimento de fundo de aterros sanitários**. 2012. 118p., Dissertação (Mestrado em Engenharia), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2012.

TANG, P.; FLOREA, M. V. A.; BROUWERS, H. J. H. Employing cold bonded pelletization to produce lightweight aggregates from incineration fine bottom ash. **Journal of Cleaner Production**, v.165, p.1371-1384, 2017.

VIANA, J. A. **Estimativa da quantidade de resíduos de serviços de saúde (RSS) incinerada por nove hospitais públicos de fortaleza.** 2013. 68f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, CE, 2013.

VIZCARRA, G. O. C. **Aplicabilidade de cinzas de resíduo sólido urbano para base de pavimentos.** 2010.120f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, RJ, 2010.

YIN *et al.* Co-complexation effects during incineration bottom ash leaching via comparison of measurements and geochemical modeling. **Journal of Cleaner Production**, v.189, p.155-168, 2018.

ZHU *et al.* Characterization of calcium-containing phases in álcali-activated municipal solid waste incineration bottom ash binder through chemical extraction and deconvoluted Fourier transform infrared spectra. **Journal of Cleaner Production**, v.192, p.782-789, 2018.