



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**

MARIA SABRINA SOARES DE MORAIS

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS E PROPOSIÇÃO DE
PADRÕES PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO NITROGÊNIO AMONÍACAL EM
MATERIAIS ESTABILIZADOS POR SOLIDIFICAÇÃO**

**Campina Grande – PB
2025**

MARIA SABRINA SOARES DE MORAIS

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS E PROPOSIÇÃO DE
PADRÕES PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO NITROGÊNIO AMONICAL EM
MATERIAIS ESTABILIZADOS POR SOLIDIFICAÇÃO**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito para obtenção do título de Mestra em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Dr. André Luiz Fiquene de Brito

M828t

Morais, Maria Sabrina Soares de.

Tratamento de resíduos sólidos industriais e proposição de padrões para avaliação ambiental do nitrogênio amoniacal em materiais estabilizados por solidificação / Maria Sabrina Soares de Moraes. – Campina Grande, 2025.

108 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2025.

"Orientação: Prof. Dr. André Luiz Fiquene de Brito".

Referências.

1. Resíduos Sólidos Industriais. 2. Imobilização de Contaminantes. 3. Encapsulamento. 4. Lama Vermelha. 5. Iodo de Estação de Tratamento de Esgoto. 6. Cinza de Bagaço de Cana-de-Açúcar. I. Brito, André Luiz Fiquene de. II. Título.

CDU 628.4(043.3)

MARIA SABRINA SOARES DE MORAIS

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS E PROPOSIÇÃO DE
PADRÕES PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO NITROGÊNIO
AMONIACAL EM MATERIAIS ESTABILIZADOS POR SOLIDIFICAÇÃO**

Aprovado em: 23/05/2025

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **ANDRE LUIZ FIQUENE DE BRITO**
Data: 10/06/2025 09:25:25-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. André Luiz Fiquene de Brito
Orientador
UAEQ/CCT/UFCG

Documento assinado digitalmente
 **JOSE JAILSON NICACIO ALVES**
Data: 11/06/2025 09:25:22-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. José Jailson Nicácio Alves
Examinador Interno
UAEQ/CCT/UFCG

Documento assinado digitalmente
 **JOELMA DIAS**
Data: 11/06/2025 14:08:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Joelma Dias
Examinadora Externa
Instituto Nacional do Semiárido – INSA

Campina Grande – PB
2025

Aos meus pais,
que viveram em tons de cinza para que
eu pudesse enxergar o mundo em cores.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida, pela proteção e por ser a fortaleza que me mantém firme e a luz que me guia;

À minha mãe, pelo apoio constante, pelo amor incondicional e por ser meu maior exemplo de força e resiliência.

Ao meu namorado, pelo companheirismo, pelo carinho, pela escuta atenta e pelos conselhos sempre tão presentes e sensatos.

Ao meu orientador, Professor Dr. André Fiquene, pela orientação dedicada, pela confiança depositada em mim e pelos ensinamentos compartilhados ao longo de toda esta trajetória.

Aos colegas do LABGER, em especial ao Laedson Cavalcante, que se tornou um amigo querido, sempre disposto a ajudar e que fez esta caminhada mais leve.

À Professora Dra. Ana Regina, à Dra. Joelma Dias e ao Professor Dr. Jailson Nicácio, por aceitarem o convite para compor a banca examinadora deste trabalho e pelas contribuições.

Ao CNPq, pelo apoio por meio da concessão da bolsa de mestrado.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Não importa o quão devagar você vá, desde que
você não pare.”
Confúcio*

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo tratar resíduos sólidos industriais de lama vermelha (LV), lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE) e cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) por meio da técnica de estabilização/solidificação (E/S) e propor parâmetros ambientais para o nitrogênio amoniacal em materiais E/S. As matrizes cimentícias foram confeccionadas com 15% de resíduo, cimento Portland CII-Z-32 e areia, com cura de 28 dias. Os resíduos foram caracterizados quanto aos sólidos totais, pH, condutividade elétrica e composição mineralógica por difração de raios X (DRX). A integridade e durabilidade das matrizes foram avaliadas por meio de ensaios de resistência à compressão, absorção de água e ciclos de umidificação e secagem, utilizando planejamento experimental do tipo *one-way* para verificar a influência do tipo de resíduo. A avaliação ambiental envolveu ensaios de lixiviação e solubilização, seguidos da determinação de nitrogênio amoniacal, metais pesados e demanda química de oxigênio (DQO). A imobilização dos contaminantes foi determinada por balanço de massa e cálculo da eficiência de retenção. Todos os tratamentos atenderam aos critérios de integridade e durabilidade, com destaque para a LV, que apresentou o melhor desempenho mecânico. A análise de variância confirmou que o tipo de resíduo influenciou significativamente as propriedades físicas das matrizes. Foram propostos limites máximos permissíveis para o nitrogênio amoniacal de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na lixiviação e $1,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na solubilização, com base em normas ambientais vigentes. Após o tratamento, foi observada a redução nas concentrações de todos os contaminantes avaliados – nitrogênio amoniacal, alumínio, ferro, zinco, manganês e DQO – com destaque para a imobilização efetiva do ferro, zinco e manganês. Os resultados indicam que a técnica de E/S foi satisfatória na imobilização de contaminantes e nas propriedades físico-mecânicas das matrizes, permitindo a reutilização segura dos materiais.

Palavras-chave: encapsulamento; imobilização de contaminantes; lama vermelha; lodo de esgoto; cinza de bagaço de cana-de-açúcar.

ABSTRACT

This study aimed to treat industrial solid wastes red mud (RM), sewage sludge (SS), and sugarcane bagasse ash (SBA) using the stabilization/solidification (S/S) technique and to propose environmental parameters for ammoniacal nitrogen in S/S materials. Cementitious matrices were produced with 15% waste content, Portland cement CII-Z-32, and sand, and cured for 28 days. The wastes were characterized for total solids, pH, electrical conductivity, and mineralogical composition by X-ray diffraction (XRD). The integrity and durability of the matrices were evaluated through compressive strength, water absorption, and wetting-drying cycle tests, using a one-way experimental design to assess the influence of waste type. Environmental assessment included leaching and solubilization tests, followed by the determination of ammoniacal nitrogen, heavy metals, and chemical oxygen demand (COD). Contaminant immobilization was determined by mass balance and retention efficiency. All treatments met the integrity and durability criteria, with RM showing the best mechanical performance. Analysis of variance confirmed that the type of waste significantly influenced the physical properties of the matrices. Maximum permissible limits for ammoniacal nitrogen were proposed at $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in leachate and $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in solubilized extract, based on current environmental regulations. After treatment, reductions were observed in the concentrations of all evaluated contaminants – ammoniacal nitrogen, aluminum, iron, zinc, manganese, and COD – with effective immobilization of iron, zinc, and manganese. The results indicate that the S/S technique was effective in contaminant immobilization and in ensuring satisfactory physical-mechanical properties of the matrices, enabling the safe reuse of the materials.

Keywords: encapsulation; contaminant immobilization; red mud; sewage sludge; sugarcane bagasse ash.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 – Caracterização e classificação de resíduos sólidos | 20 |
| Figura 2 – Equilíbrio entre amônia (NH ₃) e íon amônio (NH ₄ ⁺) em função do pH | 29 |
| Figura 3 – Hidratação do cimento e aprisionamento de contaminantes | 38 |
| Figura 4 – Fluxograma de avaliação de materiais estabilizados por solidificação proposto por Brito e Soares (2009)..... | 40 |
| Figura 5 – Etapas desenvolvidas na pesquisa..... | 44 |
| Figura 6 – Materiais utilizados na produção das matrizes cimentícias | 45 |
| Figura 7 – Ensaio de resistência à compressão com prensa manual hidráulica | 53 |
| Figura 8 – Ensaio de capacidade de absorção de água | 54 |
| Figura 9 – Ensaio de umidificação e secagem..... | 54 |
| Figura 10 – Equipamento rotativo para ensaio de lixiviação | 56 |
| Figura 11 – Destilador de nitrogênio MA-036 da marca Marconi | 57 |

ARTIGO 1

| | |
|---|----|
| Figura 1 – a) cimento, areia e resíduos sólidos industriais; b) matrizes cimentícias após a cura | 65 |
| Figura 2 – Difratoograma de raios X: a) lama vermelha; b) cinza de bagaço de cana; c) lodo de esgoto..... | 69 |
| Figura 3 – Relação inversa da capacidade de absorção de água e a resistência à compressão | 73 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 – Formas predominantes do nitrogênio no meio aquático..... | 28 |
| Tabela 2 – Limites máximos permissíveis de N-NH ₃ para descarte de efluentes no cenário brasileiro..... | 31 |
| Tabela 3 – Limites máximos permissíveis de N-NH ₃ para potabilidade da água e descarte de efluentes no cenário internacional. | 32 |
| Tabela 4 – Principais componentes do clínquer e seus produtos de hidratação..... | 36 |
| Tabela 5 – Aspectos operacionais para preparação das matrizes cimentícias (Brito e Soares, 2009)..... | 39 |
| Tabela 6 – Critérios de integridade e durabilidade (Brito e Soares, 2009) | 41 |
| Tabela 7 – Limites máximos permissíveis para lixiviação e solubilização de alguns contaminantes (Brito e Soares, 2009)..... | 42 |
| Tabela 8 – Utilização do material estabilizado por solidificação..... | 43 |
| Tabela 9 – Matriz de planejamento <i>one-way</i> | 48 |
| Tabela 10 – Composição das matrizes cimentícias | 48 |
| Tabela 11 – Análise de variância (ANOVA) para o planejamento <i>one-way</i> | 59 |

ARTIGO 1

| | |
|--|----|
| Tabela 1 – Matriz de planejamento experimental: <i>one-way</i> | 64 |
| Tabela 2 – Composição em massa dos constituintes das matrizes cimentícias..... | 65 |
| Tabela 3 – Caracterização do cimento, areia e resíduos sólidos industriais..... | 67 |
| Tabela 4 – Classificação dos resíduos sólidos industriais | 70 |
| Tabela 5 – Caracterização dos materiais estabilizados por solidificação..... | 71 |
| Tabela 6 – Resistência à compressão, capacidade de absorção de água e umidificação e secagem dos materiais E/S | 72 |
| Tabela 7 – Análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey para resistência à compressão .. | 75 |
| Tabela 8 – Análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey para capacidade de absorção de água..... | 76 |

ARTIGO 2

| | |
|--|----|
| Tabela 1 – Limites para nitrogênio amoniacal para potabilidade e lançamento de efluentes .. | 84 |
| Tabela 2 – Composição em massa dos constituintes das matrizes cimentícias..... | 85 |
| Tabela 3 – Limites máximos permissíveis para nitrogênio amoniacal..... | 88 |
| Tabela 4 – Limites máximos permissíveis dos contaminantes nos extratos lixiviado e solubilizado..... | 89 |
| Tabela 5 – Classificação lama vermelha: resíduo bruto e após tratamento..... | 90 |
| Tabela 6 – Classificação lodo de esgoto: resíduo bruto e após tratamento | 91 |
| Tabela 7 – Classificação cinza de bagaço de cana: resíduo bruto e após tratamento..... | 92 |
| Tabela 8 – Balanço de massa e eficiência de retenção dos contaminantes | 94 |

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

| | |
|-------------------|---|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| ANOVA | Análise de Variância |
| APHA | American Public Health Association |
| ASTM | American Society for Testing and Materials |
| AWWA | American Water Works Association |
| C ₂ S | Silicato Dicálcico ou Belita |
| C ₃ A | Aluminato Tricálcico |
| C ₃ S | Silicato Tricálcico ou Alita |
| C ₄ AF | Ferro Aluminato Tetracálcico |
| CAA | Capacidade de Absorção de Água |
| CBCA | Cinza de Bagaço de Cana-de-açúcar |
| CCT | Centro de Ciências e Tecnologia |
| CECA/MS | Conselho Estadual de Controle Ambiental Mato Grosso do Sul |
| CERH/MG | Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais |
| CH | Portlandita |
| COEMA/CE | Conselho Estadual do Meio Ambiente do Ceará |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| CONSEMA/MT | Conselho Estadual do Meio Ambiente do Mato Grosso |
| CONSEMA/RS | Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul |
| COPAM/MG | Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais |
| CP | Cimento Portland |
| CRH/RO | Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Rondônia |
| C-S-H | Silicato de Cálcio Hidratado |
| DBO | Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| DRX | Difratometria de Raio X |
| E/S | Estabilização por Solidificação |
| EPA | Environmental Protection Agency |
| ETE | Estação de Tratamento de Esgoto |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| ICP-AES | Espectrometria de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente |
| INEA | Instituto Estadual do Ambiente |

| | |
|------------------------------|---|
| LABGER | Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduos |
| LETE | Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto |
| LMP | Limite Máximo Permissível |
| LV | Lama Vermelha |
| MPa | Megapascal |
| MS | Ministério da Saúde |
| N ₂ | Gás Nitrogênio |
| NBR | Norma Brasileira |
| NH ₃ | Amônia Livre |
| NH ₄ ⁺ | Íon Amônio |
| N-NH ₃ | Nitrogênio Amoniacal |
| NO ₂ ⁻ | Nitrito |
| NO ₃ ⁻ | Nitrato |
| ODS | Objetivos de Desenvolvimento Sustentável |
| ONU | Organização das Nações Unidas |
| pH | Potencial Hidrogeniônico |
| PNRS | Política Nacional de Resíduos Sólidos |
| RC | Resistência à Compressão |
| RCRA | Resource Conservation and Recovery Act |
| RSI | Resíduo Sólido Industrial |
| SEMA/PR | Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná |
| SNIS | Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento |
| ST | Sólidos Totais |
| STD | Sólidos Totais Dissolvidos |
| STF | Sólidos Totais Fixos |
| STV | Sólidos Totais Voláteis |
| U | Umidade |
| U/S | Umidificação e Secagem |
| UAEQ | Unidade Acadêmica de Engenharia Química |
| UFCG | Universidade Federal de Campina Grande |
| WEF | Water Environment Federation |

SUMÁRIO

| | | |
|--------|--|----|
| 1. | INTRODUÇÃO..... | 15 |
| 2. | OBJETIVOS..... | 17 |
| 2.1. | Objetivo geral | 17 |
| 2.2. | Objetivos específicos | 17 |
| 3. | FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 18 |
| 3.1. | Resíduos sólidos | 18 |
| 3.2. | Resíduos sólidos industriais..... | 19 |
| 3.2.1. | Lama vermelha (LV)..... | 22 |
| 3.2.2. | Lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE) | 24 |
| 3.2.3. | Cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) | 26 |
| 3.3. | Nitrogênio amoniacal..... | 27 |
| 3.4. | Limites máximos permissíveis para nitrogênio amoniacal: legislação brasileira e legislação internacional | 30 |
| 3.4.1. | Legislação brasileira..... | 30 |
| 3.4.2. | Legislação internacional..... | 31 |
| 3.5. | Estabilização por solidificação | 33 |
| 3.5.1. | Estabilização por solidificação com cimento | 35 |
| 3.5.2. | Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação..... | 38 |
| 4. | METODOLOGIA..... | 44 |
| 4.1. | Classificação e caracterização dos materiais | 45 |
| 4.1.1. | Análises físicas | 46 |
| 4.1.2. | Análises químicas..... | 47 |
| 4.2. | Planejamento experimental..... | 47 |
| 4.3. | Confecção das matrizes cimentícias | 48 |
| 4.4. | Levantamento de dados de limites máximos permissíveis de nitrogênio amoniacal | 49 |
| 4.4.1. | Legislação brasileira..... | 49 |
| 4.4.2. | Legislação internacional..... | 51 |
| 4.5. | Ensaio para avaliação da integridade e durabilidade..... | 52 |
| 4.5.1. | Resistência à compressão (RC) | 52 |
| 4.5.2. | Capacidade de absorção de água (CAA)..... | 53 |
| 4.5.3. | Umidificação e secagem (U/S)..... | 54 |
| 4.6. | Ensaio para avaliação ambiental | 55 |

| | | |
|--------|--|-----|
| 4.6.1. | Lixiviação..... | 55 |
| 4.6.2. | Solubilização | 56 |
| 4.6.3. | Determinação de metais pesados..... | 56 |
| 4.6.4. | Determinação de nitrogênio amoniacal | 57 |
| 4.6.5. | Determinação de demanda química de oxigênio (DQO) | 58 |
| 4.7. | Balanço de massa dos contaminantes | 58 |
| 4.8. | Eficiência da estabilização por solidificação | 59 |
| 4.9. | Análise estatística | 59 |
| 4.9.1. | Análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey | 59 |
| 5. | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 61 |
| | ARTIGO 1 | 61 |
| | ARTIGO 2 | 81 |
| 6. | CONCLUSÃO..... | 99 |
| | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 100 |
| | APÊNDICE A – MEMORIAL DE CÁLCULO DAS COMPOSIÇÕES DAS MATRIZES CIMENTÍCIAS | 107 |
| | APÊNDICE B – SOLUÇÕES UTILIZADAS NO ENSAIO DE DQO | 108 |

1. INTRODUÇÃO

A industrialização, o crescimento populacional e o aumento do consumo global impulsionam a crescente geração de resíduos sólidos. Segundo estimativas do *World Bank* (2019), a geração global de resíduos poderá atingir 3,40 bilhões de toneladas até o ano de 2050. A gestão eficaz desses resíduos é fundamental, uma vez que o manejo inadequado é uma das principais causas de poluição ambiental, contribuindo para a degradação do solo e dos corpos d'água.

A estabilização por solidificação (E/S) é uma técnica amplamente utilizada ao longo das últimas décadas para tratar resíduos sólidos industriais (Spence; Shi, 2010). Esse processo envolve a estabilização química do resíduo pelo aglomerante, resultando em um material solidificado de alta resistência e durabilidade, e menos suscetível a lixiviação de contaminantes no meio ambiente (Soares; Brito, 2009). O cimento Portland se destaca como um dos aglomerantes mais utilizados na E/S devido à sua ampla disponibilidade, baixo custo, baixa complexidade de aplicação e alta eficiência (Liu *et al.*, 2018).

No Brasil, embora exista um protocolo técnico para aplicação e avaliação da técnica de estabilização por solidificação, proposto por Brito e Soares (2009), ainda não foram definidos padrões específicos para a avaliação ambiental de determinados contaminantes, como o nitrogênio amoniacal, cujos efeitos podem representar riscos ao meio ambiente e à saúde humana. Visto que, na forma de amônia livre (NH_3), é tóxico para a vida aquática; e como íon amônio (NH_4^+), pode causar eutrofização de corpos d'água (Lou *et al.*, 2024). Além disso, sua oxidação a nitrato pode causar meta-hemoglobinemia em bebês e tem sido associado a um aumento no risco de defeitos congênitos e de certos tipos de câncer, como câncer colorretal, renal, de tireoide e gastrointestinal (Liu; Bartlet-Hunt; Li, 2024; Kabuba; Lephallo; Rutto, 2022).

Diante desse contexto, o presente estudo busca contribuir para o aprimoramento do protocolo de Soares e Brito (2009) e oferecer um referencial teórico-metodológico para pesquisas futuras, ao sugerir critérios para a regulamentação do nitrogênio amoniacal em materiais tratados por E/S, visando assegurar que a utilização ou disposição final desses materiais não represente riscos ao meio ambiente ou à saúde pública.

Os resíduos sólidos industriais a serem tratados por estabilização/solidificação, seguindo os aspectos operacionais estabelecido por Soares e Brito (2009) e visando a validação dos limites máximos permissíveis para nitrogênio amoniacal propostos neste trabalho, são a

lama vermelha (LV), o lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE) e a cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA).

A lama vermelha é um resíduo proveniente do processo de beneficiamento da bauxita e foi classificada, em 2010, como resíduo industrial a granel devido à sua geração em larga escala, sendo o Brasil responsável pela produção de aproximadamente 10,6 milhões de toneladas por ano (Lima *et al.*, 2017). O lodo de estação de tratamento de esgoto é um resíduo de composição complexa e diversa, resultante do processo de tratamento dos esgotos residenciais e industriais, com produção anual mundial estimada em 45 milhões de toneladas (Sharma; Ghodke; Chen, 2024; Giwa *et al.*, 2023). A cinza de bagaço de cana-de-açúcar é o resíduo resultante da incineração do bagaço derivado do processamento da cana-de-açúcar, sendo estimado que, para cada tonelada de bagaço, geram-se aproximadamente 6,2 kg de cinza, que geralmente não são aproveitadas e são dispostas em aterros sanitários ou descartadas ilegalmente (Lima *et al.*, 2023).

A partir do exposto, observa-se que a geração de resíduos sólidos industriais, associada à gestão ineficaz e à ausência de regulamentação específica para aplicação e avaliação da E/S, representa uma ameaça significativa ao meio ambiente e à saúde pública. Nesse contexto, este trabalho busca, demonstrar a viabilidade da estabilização por solidificação (E/S) como alternativa para minimizar tais impactos. Ao propor limites máximos permissíveis para o nitrogênio amoniacal em materiais tratados por E/S, este trabalho contribui para o protocolo proposto por Soares e Brito (2009). Além disso, esta pesquisa se alinha com metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, especialmente no que tange à proteção dos recursos hídricos (ODS 6 - Água Potável e Saneamento) e à produção responsável (ODS 12 - Consumo e Produção Responsáveis).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Realizar o tratamento dos resíduos sólidos industriais de lama vermelha (LV), lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE) e cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) e propor o parâmetro de nitrogênio amoniacal para avaliação de materiais estabilizados por solidificação.

2.2. Objetivos específicos

- Propor os limites máximos permissíveis (LMP) para o nitrogênio amoniacal no extrato lixiviado e solubilizado, contribuindo com o *Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação* (Brito e Soares, 2009);
- Avaliar a integridade e durabilidade e imobilização dos contaminantes dos materiais estabilizados por solidificação a partir das análises de resistência à compressão, capacidade de absorção de água, umidificação e secagem, nitrogênio amoniacal, metais pesados e demanda química de oxigênio;
- Classificar os materiais estabilizados por solidificação em relação ao nitrogênio amoniacal, metais pesados e demanda química de oxigênio;
- Realizar o balanço de massa de nitrogênio amoniacal, metais pesados e demanda química de oxigênio nos materiais estabilizados por solidificação;
- Determinar a eficiência de atenuação de nitrogênio amoniacal, metais pesados e demanda química de oxigênio nos materiais estabilizados por solidificação.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Resíduos sólidos

Resíduo sólido refere-se a qualquer material insolúvel resultante de atividades humanas. A geração de resíduos tem origem nos primórdios da civilização, embora historicamente sua produção não fosse vista como um problema, devido à menor densidade populacional e ao baixo grau de urbanização em comparação com os tempos atuais. No entanto, com o crescimento populacional e o avanço da urbanização ao longo do tempo, a geração de resíduos sólidos tem se tornado um desafio global expressivo e crescente (Janeeshma *et al.*, 2024; Sandhi; Rosenlund, 2024).

De acordo com dados do *World Bank*, em 2020, foram gerados aproximadamente 2,24 bilhões de toneladas de resíduos sólidos em todo o mundo (World Bank, 2022) e a previsão é que a quantidade global de resíduos sólidos produzidos aumente para 3,40 bilhões de toneladas até 2050, o que representa mais do que o dobro do crescimento populacional esperado para o mesmo período (Kaza *et al.*, 2018).

Atualmente, a maior parte dos resíduos sólidos gerados são dispostos em aterros, sendo apenas 8% dispostos em aterros sanitários com sistema de coleta de gás. De acordo com projeções do *World Bank*, se não ocorrerem melhorias nesse setor, as emissões relacionadas com os resíduos sólidos aumentarão para 2,38 bilhões de toneladas de equivalente CO₂ por ano até 2050 (Kaza *et al.*, 2018).

Os resíduos sólidos são considerados um dos principais poluentes das águas e da superfície em todo o mundo (Shovon *et al.*, 2024). Esses resíduos podem ser categorizados em relação à sua origem: os resíduos gerados nas áreas urbanas, incluindo os resíduos domésticos e comerciais produzidos pelas atividades cotidianas da população são denominados resíduos sólidos urbanos; os resíduos resultantes de atividades exercidas em estabelecimentos que prestam serviços de saúde são chamados de resíduos sólidos de serviço de saúde; os resíduos que são provenientes dos processos produtivos e instalações industriais são denominados resíduos sólidos industriais.

Os resíduos sólidos industriais (RSI) são subprodutos resultantes das atividades produtivas e processos industriais, podendo apresentar riscos ao meio ambiente e à saúde humana devido à presença frequente de substâncias tóxicas, metais pesados ou produtos químicos nocivos.

3.2. Resíduos sólidos industriais

Os resíduos industriais representam uma problemática global devido à sua carga ambiental e toxicidade, podendo causar poluição do solo, ar e águas subterrâneas. Os resíduos categorizados como resíduos sólidos industriais (RSI), abrangem uma variedade de materiais sólidos inutilizados durante os processos de fabricação, esses resíduos podem ser perigosos ou não perigosos, reutilizáveis ou não reutilizáveis, recicláveis ou não recicláveis (Soliman; Moustafa, 2020).

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) por meio da Resolução 313/2002 define resíduo sólido industrial como:

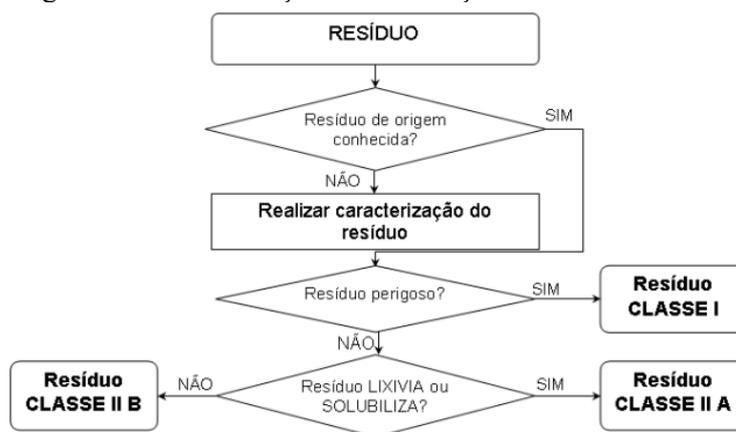
É todo o resíduo que resulte de atividades industriais e que se encontre nos estados sólido, semissólido, gasoso - quando contido, e líquido - cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição. (CONAMA, 2002, Art. 2º, inc. I)

Os resíduos sólidos industriais são classificados como perigosos (classe I) e não perigosos (classe II), sendo este último subdividido em não inertes (classe II-A) e inertes (classe II-B). Os resíduos perigosos (classe I) são aqueles que apresentam alguma característica que ofereça risco à saúde pública e/ou risco ao meio ambiente. Essas características podem incluir inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. Os resíduos não perigosos e não inertes (classe II-A) são aqueles que não possuem características de periculosidade como os resíduos perigosos, mas podem apresentar características físicas, químicas ou biológicas que podem causar impactos negativos ao meio ambiente. Os resíduos não perigosos e inertes (classe II-B) são aqueles que não apresentam periculosidade e não reagem com outros elementos no meio ambiente, são considerados estáveis (ABNT, 2004a).

Para caracterizar e classificar o resíduo como perigoso (classe I) ou não perigoso (classe II), são realizados os ensaios de lixiviação e solubilização, cujo procedimento é detalhado, respectivamente, nas normas ABNT NBR 10005/2004 e ABNT NBR 10006/2004. O ensaio de lixiviação determina a capacidade do resíduo liberar substâncias quando submetido a lavagem ou percolação e o ensaio de solubilização determina a solubilidade dos constituintes do resíduo.

Na Figura 1 está representado o fluxograma de caracterização e classificação de resíduos sólidos.

Figura 1 – Caracterização e classificação de resíduos sólidos



Fonte: ABNT (2004a)

No Brasil, as diretrizes e os princípios para a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos são estabelecidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que foi instituída pela Lei nº 12.305/2010, com objetivo de promover a preservação do meio ambiente, proteção da saúde pública e o uso racional dos recursos naturais. A PNRS busca fomentar a gestão adequada dos resíduos sólidos, com ações voltadas para a redução, reutilização, reciclagem e disposição final ambientalmente correta (Brasil, 2010).

A responsabilidade pelo gerenciamento dos resíduos sólidos é distribuída de acordo com sua origem, envolvendo diferentes setores e instâncias. Enquanto os resíduos urbanos são administrados pelo governo municipal, os provenientes da saúde, indústria, agricultura, portos, aeroportos e construção civil são de responsabilidade de seus geradores. De acordo com a PNRS, os geradores industriais são obrigados a criar um plano de gestão de resíduos sólidos contendo metas e procedimentos que visem a redução de sua geração.

Dados do Relatório Nacional de Resíduos Sólidos (2021) revelam que em 2020 foi gerado um total de cerca de 2 milhões de toneladas resíduos sólidos industriais, das quais aproximadamente 1,9 milhão de toneladas classificados como não perigosos e aproximadamente 41,7 mil toneladas classificados como perigosos.

Os resíduos industriais podem ser apontados como um dos problemas ambientais mais relevantes da atualidade, principalmente quando o descarte destes é feito de forma inadequada, afetando o meio ambiente, a saúde humana e a qualidade de vida da sociedade, agravando a degradação ambiental, a contaminação dos corpos hídricos, a saúde humana e a flora e fauna. O Quadro 1 evidencia alguns acidentes ambientais ocorridos no Brasil em função da irregularidade no armazenamento, transporte e/ou disposição de resíduos industriais.

Quadro 1 – Acidentes ambientais no Brasil decorrente da má gestão de resíduos industriais

| Ano e local da ocorrência | Impacto Ambiental | Consequência | Área ambiental impactada |
|----------------------------------|--|--|--|
| Década de 80 Cubatão (SP) | Liberção de gases tóxicos pelas indústrias do polo petroquímico | Aumento de problemas de saúde da população, sobretudo problemas respiratórios e aumento da mortalidade | Ar, água e solo da região |
| 2003 Cataguases (MG) | Vazamento de rejeito industrial da produção de celulose | Contaminação do Rio Pomba e Rio Paraíba do Sul | Ecosistemas e possibilidade de contaminação do solo e água subterrânea |
| 2003 Barcarena (PA) | Vazamento de lama vermelha | Contaminação das nascentes do Rio Murucupi | Águas superficiais, fauna e flora |
| 2004 São Paulo (SP) | Vazamento de lama vermelha | Contaminação do córrego do Bugre, rio Varzão e Pirajibu | Águas superficiais, fauna e flora |
| 2007 Miraí (MG) | Vazamento de lama tóxica com resíduos de bauxita | Contaminação do Rio Muriaé | Ecosistemas, fauna aquática e inundação |
| 2007 São Paulo (SP) | Resíduos de galvanoplastia dispostos inadequadamente | Contaminação de águas superficiais e subterrâneas e do solo | Águas superficiais e subterrâneas, solo |
| 2007 Santos (SP) | Escórias contendo altos teores de metais pesados, dispostas de forma irregular | Contaminação do mangue | Solo, águas subterrâneas e mangue |
| 2015 Mariana (MG) | Vazamento de rejeitos de minério de ferro | Contaminação do rio, do solo, do mar e a destruição da flora | Águas superficiais, solo, fauna e flora |
| 2019 Brumadinho (MG) | Vazamento de rejeitos de mineração | Poluição do solo, dos cursos de água, da fauna e da flora | Águas superficiais, solo, fauna e flora |

Fonte: Adaptado de Melchert (2012)

O Quadro 1 destaca algumas ocorrências que resultaram em impactos ambientais devido a falha no gerenciamento de resíduos potencialmente poluidores. A observação direta desses impactos, desde a contaminação de recursos hídricos até a degradação do solo e a perturbação dos ecossistemas, evidencia a necessidade de uma abordagem mais responsável por parte dos geradores e mais rígida por parte do Estado.

3.2.1. Lama vermelha (LV)

A lama vermelha (LV), também conhecida como "*red mud*" em inglês, é um resíduo sólido gerado no processo de refino da alumina, o óxido de alumínio (Al_2O_3). Sua coloração marrom-avermelhada, que caracteriza sua designação, é devido à alta concentração de óxido de ferro em sua composição.

Em geral, os principais componentes químicos da lama vermelha incluem óxido de alumínio, óxido de ferro (III), dióxido de silício, dióxido de titânio, óxido de cálcio, óxido de sódio, óxido de potássio e óxido de magnésio e sua composição mineral é complexa, sendo as principais fases silicato dicálcico, aluminato tricálcico, calcita, perovskita e uma pequena quantidade de minerais contendo ferro dispersos e minerais de aluminossilicato de argila (Liu *et al.*, 2021).

Em 2010, a lama vermelha foi classificada como um resíduo industrial a granel em decorrência de sua geração em larga escala. Estima-se que a produção de uma tonelada de alumina resulta em cerca de 0,8 a 2,5 toneladas de lama vermelha, variando conforme a qualidade da matéria-prima e dos processos. Isso contribui para um estoque global que ultrapassa 4 bilhões de toneladas de lama vermelha, com tendência de aumentar a uma taxa de 175,5 milhões de toneladas por ano (Luo *et al.*, 2024; Liu *et al.*, 2021).

No ano de 2021, o International Aluminum Institute (IAI) detalhou a distribuição mundial de geração de LV da seguinte maneira: China (54,3%), Oceania (15,1%), Europa (10,5%), África e Ásia (exceto China) (9,6%), América do Sul (8,7%) e América do Norte (1,8%). O crescimento na produção de alumina está diretamente relacionado ao aumento na geração de lama vermelha, o que desperta preocupações ambientais, pelo fato de que a lama vermelha é um resíduo com potencial de poluição ambiental, devido a sua alta alcalinidade, capacidade de dispersão, grande área superficial específica e possível presença de metais tóxicos, como chumbo, zinco, cádmio e cromo (Pan *et al.*, 2023).

A lama vermelha é o principal subproduto do tratamento alcalino da bauxita para extração da alumina. A bauxita é um minério composto por minerais como gibbsita, boemita ou diásporo, além de minerais menores como caulim, hematita, goethita, quartzo, rutilo e anatásio (Liu *et al.*, 2021). Com base nos dados de 2021 divulgados pelo US Geological Survey sobre alumina e bauxita, estima-se que os recursos de bauxita estejam entre 55 bilhões e 75 bilhões de toneladas, distribuídos na África (32%), Oceania (23%), América do Sul e Caribe (21%), Ásia (18%) e em outros lugares (6%).

O tratamento alcalino da bauxita inclui três métodos distintos: o processo Bayer, o processo de sinterização e o processo combinado Bayer-sinterização. Dentre esses, o método Bayer é o mais utilizado, sendo responsável por 95% da produção mundial de alumina, se destacando pelo baixo consumo de energia (Liu *et al.*, 2021). O método Bayer é o mais empregado na extração de alumina a partir do minério de bauxita, especialmente para minérios com uma alta proporção de $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{SiO}_2$, geralmente entre 7 e 10. Por outro lado, o método de sinterização é adotado para lidar com minérios de bauxita de baixo teor, com proporções de $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{SiO}_2$ entre 3 e 6, essa técnica é única na China e na Rússia. Além disso, o método combinado Bayer-sinterização foi desenvolvido como uma adaptação do processo Bayer convencional para mitigar o problema relacionado ao alto teor de sílica em alguns minérios de bauxita (Zhang *et al.*, 2021). Embora distintos em sua aplicação, esses processos compartilham o resultado comum de produzir alumina, gerando a lama vermelha.

A geração da lama vermelha está intrinsecamente ligada ao desafio de sua gestão devido a sua natureza alcalina e à presença de metais pesados. O método de gestão frequentemente usado aborda três tecnologias principais de deposição em aterro: o processamento úmido, o processamento seco e o processamento semisseco.

No processamento úmido, a lama vermelha é lavada em um espessador para sedimentação dos sólidos, resultando em uma pasta residual com teor de sólidos entre 15% e 30%. Então, a lama é bombeada e retida em tanques de armazenamento, o que acarreta riscos significativos de contaminação do solo e das águas subterrâneas. Além disso, esse processo está associado a incidentes de segurança, como o colapso de barragens e vazamentos de lixiviados (Zhang *et al.*, 2021; Luo *et al.*, 2024).

No processamento seco, a lama vermelha é pré-espessada para alcançar uma pasta residual com teor de sólidos superior a 50% e, então, depositada em camadas de 0,4 a 0,7 m de espessura, utilizando escavadoras para remover a camada superior do líquido. Embora esse método apresente vantagens, como a redução da ocupação de espaço da lama vermelha e um menor potencial de vazamento, também está associado à poluição atmosférica, uma vez que o pó da lama vermelha se difunde com facilidade no ar por meio do vento (Zhang *et al.*, 2021; Zhou *et al.*, 2024).

O processamento semisseco é uma técnica que envolve o aproveitamento conjunto da lama vermelha gerada nos processos Bayer e de sinterização. O resíduo do processo de sinterização, devido às suas propriedades de baixa permeabilidade e alta resistência ao cisalhamento, pode ser utilizado como substituto da argila na construção de barragens que são

aptas a receber lama residual do processo Bayer sem a necessidade de desidratação (Zhang *et al.*, 2021).

Diante dos desafios ambientais e de gestão associados à lama vermelha, é necessário explorar soluções sustentáveis para transformar esse resíduo sólido industrial a granel como recurso secundário. De acordo com Zhang *et al.* (2021), a lama vermelha tem principal reutilização na produção de materiais de construção, incluindo agregados leves, tijolos, produtos de espuma de baixa densidade e cerâmica convencional. Na indústria cimentícia ela pode ser empregada como matéria-prima ou aditivo na fabricação de cimento e até mesmo substituir o cimento na produção de concreto. Além disso, Khairul, Zanganeh e Moghtaderi (2019) relataram que a lama vermelha também tem potenciais utilizações na recuperação de metais valiosos, catalisador alternativo para diversos processos, tratamento de águas residuais, remediação de solos e na purificação de gases de combustão.

3.2.2. Lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE)

O aumento da população e a urbanização são fatores que contribuem significativamente para o aumento na produção de esgotos urbanos e industriais. Conforme relatado por Michalska *et al.* (2022), cerca de 330 km³ de águas residuais são produzidos anualmente em todo o mundo como resultado de atividades municipais, comerciais ou industriais.

Em 2022, segundo o censo demográfico no Brasil, constatou-se que 62,5% dos lares brasileiros estavam ligados à rede de esgoto (IBGE, 2024). No mesmo ano, apenas 52,2% do esgoto produzido no Brasil recebeu tratamento (SNIS, 2023), revelando duas questões ambientais críticas: a geração de lodo nas estações de tratamento de esgoto (ETE) e o considerável volume de esgoto ainda despejado diretamente no meio ambiente.

O lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE) é um subproduto gerado nos processos primários, secundários e terciários das unidades de tratamento de esgoto, sendo produzido em grande quantidade em todo o mundo. Conforme apontado por Giwa *et al.* (2023), a produção anual de lodo de esgoto seco nas ETEs municipais ao redor do mundo alcança a marca de 45 milhões de toneladas. Este resíduo sólido é caracterizado por uma composição complexa, que inclui materiais orgânicos e inorgânicos, metais pesados, patógenos e outras substâncias tóxicas, representando uma ameaça à saúde humana e ao meio ambiente quando gerenciado de forma inadequada (Sharma; Ghodke; Chen, 2024).

No primeiro estágio do tratamento das águas residuais, o lodo primário é resultado da separação dos sólidos em suspensão, usando processos de sedimentação ou flotação. Esse lodo contém uma combinação de matéria orgânica, sólidos inorgânicos, gorduras e outros materiais.

Por sua vez, o lodo secundário, também conhecido como lodo biológico, surge no tratamento biológico e é caracterizado por sua alta concentração de microrganismos. Já o lodo terciário é gerado em estágios adicionais, onde processos físicos e químicos avançados são empregados para reduzir turbidez e diminuir os níveis de substâncias orgânicas, inorgânicas e microrganismos. Geralmente, esses tipos de resíduos são combinados para formar o lodo bruto de esgoto (Giwa *et al.*, 2023).

A composição do LETE pode variar consideravelmente, essas variações são influenciadas principalmente pelas tecnologias empregadas na operação da ETE e pelas características próprias dos esgotos. Em geral, o lodo de esgoto é um constituído por água (97 a 98%), matéria orgânica (35 a 85%), componentes minerais (30 a 50%), nutrientes (0,5 a 4,0%) e compostos potencialmente tóxicos provenientes dos esgotos ou dos processos físico-químicos de tratamento, dessa forma, as concentrações desses contaminantes no LETE podem ser maiores do que nas águas residuárias (Michalska *et al.*, 2022).

Os LETEs de fontes industriais, municipais e comerciais contêm micronutrientes como zinco, manganês e ferro e macronutrientes como potássio, fósforo e nitrogênio. O fósforo orgânico abrange uma variedade de substâncias orgânicas, como lipídios e ácidos nucleicos, enquanto que o fósforo inorgânico representa a forma predominante dos compostos de fosfato (PO_4^{3-}). O nitrogênio orgânico se apresenta na forma de N-amina, N-proteína, N-piridínico e N-pirrólico e o nitrogênio inorgânico na forma de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e nitrogênio amoniacal (N-NH_3) (Ye *et al.*, 2022).

Os metais pesados comumente encontrados nos LETEs incluem cobre, cádmio, cromo, mercúrio, chumbo, níquel e zinco, originários principalmente dos efluentes industriais, de corrosão nos sistemas de esgoto e/ou de escoamento superficial de áreas urbanizadas e estradas (Michalska *et al.*, 2022).

Os contaminantes encontrados no lodo de esgoto estão se tornando cada vez mais diversificados, incluindo biocidas, hormônios, esteróis, surfactantes, pesticidas, produtos farmacêuticos (incluindo vários antibióticos), produtos de higiene pessoal, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH), bifenilos policlorados (PCB), policlorados dibenzodioxinas (PCDD), adsorvíveis organohalogênios (AOX), dibenzofuranos (DBF), microplásticos (MP), nanopartículas e compostos de amônio quaternário (QAC). Os poluentes orgânicos apresentam características mutagênicas, teratogênicas e cancerígenas, podendo acarretar riscos à saúde humana, à flora e à fauna (Michalska *et al.*, 2022; Ye *et al.*, 2022).

Fijalkowski *et al.* (2017) observaram que os LETES podem abrigar uma variedade de organismos patogênicos, incluindo vírus, fungos, bactérias, protozoários e ovos ou larvas de

helminhos parasitas. Durante a pandemia mundial de COVID-19, o vírus SARS-CoV-2 foi detectado no lodo de esgoto, sendo este um potencial veículo para sua propagação (Ye *et al.*, 2022).

As rotas de tratamento do lodo de esgoto abrangem uma variedade de métodos, como incineração, digestão anaeróbica, compostagem, disposição em aterros, despejo nos oceanos, aplicação no solo, pirólise e fabricação de materiais de construção. No entanto, alguns desses métodos podem resultar em contaminações secundárias indesejadas. A incineração, por exemplo, reduz o volume do lodo e alguns contaminantes são eliminados em alta temperatura, mas requer um alto consumo de energia e gera gases nocivos, cinzas volantes e dioxinas, representando riscos para a saúde humana e para o meio ambiente. A aplicação no solo pode reter o nitrogênio orgânico na superfície do solo, aumentando a eficiência do uso pelas plantas, porém o nitrogênio inorgânico pode migrar para camadas mais profundas, representando um risco de contaminação das águas subterrâneas. A disposição em aterros e o despejo nos oceanos resultam no acúmulo de substâncias tóxicas e disseminam doenças ao longo da cadeia alimentar e nas águas subterrâneas (Yang *et al.*, 2024; Ye *et al.*, 2022).

3.2.3. Cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA)

A cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), é uma gramínea originária da Ásia e da Índia, foi introduzida no Brasil durante o período colonial, por volta do século XVI. Devido a sua adaptabilidade ao clima tropical e à sua versatilidade, tornou-se um elemento fundamental na economia do país (Cruz *et al.*, 2021). A cultura da cana-de-açúcar é praticada em cerca de 121 países, sendo 15 destes (Brasil, Índia, Tailândia, Paquistão, China, Bangladesh, África do Sul, Cuba, Colômbia, Filipinas, Austrália, México, Estados Unidos, Mianmar, Argentina) responsáveis por 87,4% da produção total (Khalil; Aslam; Ahmad, 2021).

Os principais produtos da cana-de-açúcar são o açúcar e o álcool, enquanto seu principal subproduto é o bagaço. Estima-se que a produção global de cana-de-açúcar ultrapassa 1,5 bilhão de toneladas por ano, resultando em 400-500 milhões de bagaço como resíduo. Isso equivale a uma média de 260 - 290 kg de bagaço gerado para cada tonelada de cana processada. Por sua vez, o bagaço é comumente utilizado como biomassa na cogeração de vapor e eletricidade nas usinas, dando origem a outro resíduo sólido, denominado cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) (Matos *et al.*, 2021; Khalil; Aslam; Ahmad, 2021).

A cinza de bagaço de cana-de-açúcar apresenta características distintas que dependem de fatores como a origem da cana-de-açúcar, o processo de queima e a temperatura atingida durante a combustão. Em geral, as cinzas são ricas em sílica (SiO_2), óxido de alumínio (Al_2O_3)

e óxido férrico (Fe_2O_3). A tonalidade das cinzas e a presença das fases amorfa ou cristalina da sílica podem ser afetadas pela temperatura de queima do bagaço. Além disso, o tempo de queima exerce influência na estrutura, quantidade e características físicas da sílica. Cinzas resultantes de altas temperaturas ($> 800^\circ\text{C}$) e períodos de queima prolongados tendem a conter alto teor de sílica (88,2 - 96,2%), predominantemente na forma cristalina de quartzo. Em contrapartida, cinzas produzidas a temperaturas entre 500° e 600°C geralmente exibem estrutura amorfa, com teores de SiO_2 acima de 60% (em massa) (Matos *et al.*, 2021).

Para cada tonelada de bagaço queimado em alta temperatura, são produzidos aproximadamente 6,2 kg de cinza. Tradicionalmente, uma parte das cinzas é reintegrada ao solo de plantio da cana como fertilizante, enquanto outra porção é descartada de forma inadequada ou em aterros sanitários, representando um potencial risco de lixiviação de metais pesados, como prata (Ag), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) para o meio ambiente (Khalil; Aslam; Ahmad, 2021; Thomas *et al.*, 2021; Matos *et al.*, 2021).

Devido à alta concentração de sílica amorfa, a CBCA obteve aprovação pela ASTM C618 como material pozolânico. Desta forma, a CBCA vem sendo amplamente estudada como substituta parcial ao cimento no concreto, pois a significativa concentração de sílica aumenta as propriedades mecânicas e de durabilidade do material, além de consistir em uma destinação ecologicamente sustentável (Kirthiga; Elavenil, 2023).

3.3. Nitrogênio amoniacal

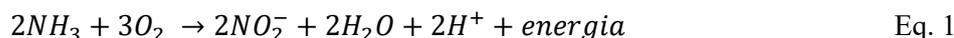
O nitrogênio é um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos, plantas e animais. O ciclo do nitrogênio é complexo, envolvendo uma série de processos biogeoquímicos mediados por microrganismos. Durante essas etapas, ocorre uma interconversão entre várias formas de nitrogênio, que incluem compostos inorgânicos, orgânicos e o próprio gás nitrogênio (N_2) (Lin *et al.*, 2019).

Braga (2005) descreve o ciclo do nitrogênio em quatro mecanismos:

- **Fixação do nitrogênio atmosférico (N_2):** ocorre por organismos simbióticos fixadores de nitrogênio, de vida livre e fotossintéticos que fixam o gás nitrogênio convertendo-o em amônia (NH_3).
- **Amonificação:** as bactérias decompositoras convertem matéria orgânica nitrogenada em amônia (NH_3) ou íons amônio (NH_4^+).
- **Nitrificação:** o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrato envolvendo duas etapas:

Nitrosação: o nitrogênio amoniacal é convertido em nitrito (NO_2^-) por bactérias

quimiossintetizantes



Nitração: o nitrito é convertido em nitrato (NO_3^-) por bactérias nitrossomas



- **Desnitrificação:** as bactérias desnitrificantes convertem nitrato em gás nitrogênio que é liberado novamente na atmosfera.

As formas mais predominantes de nitrogênio em corpos d'água são o nitrogênio inorgânico, nas formas de nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-), e o nitrogênio orgânico como uréia, proteína, aminoácidos e aminas (Kabuba; Lephallo; Rutto, 2022). A Tabela 1 apresenta o estado de oxidação das formas predominantes do nitrogênio no meio aquático.

Tabela 1 – Formas predominantes do nitrogênio no meio aquático

| Componente | Forma | Estado de Oxidação |
|--|----------------|--------------------|
| Nitrogênio molecular | N_2 | 0 |
| Nitrogênio orgânico | Variável | Variável |
| Nitrogênio amoniacal (amônia livre, íon amônio) | NH_3, NH_4^+ | -3 |
| Nitrito | NO_2^- | +3 |
| Nitrato | NO_3^- | +5 |

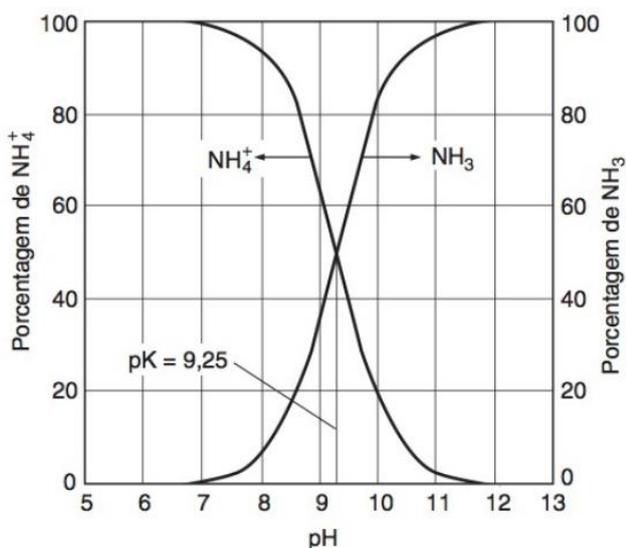
Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016)

O nitrogênio amoniacal é um poluente que compreende a amônia livre (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+), sendo a proporção dessas concentrações dependentes do pH e da temperatura do meio, obedecendo a reação de equilíbrio amônia-amônio apresentada na Eq. 3 (Metcalf; Eddy, 2016; Lin *et al.*, 2019).



Quando o pH da água é menor que 8,75, o íon amônio é a forma principal de nitrogênio amoniacal, mas quando o pH sobe acima de 9,75, a amônia se torna predominante. Em ambientes naturais, como lagos e rios, o nitrogênio amoniacal geralmente se apresenta como íon amônio, mas em condições de pH e temperatura mais altas, a proporção de amônia não ionizada aumenta (Lin *et al.*, 2019). A Figura 2 mostra a representação da distribuição das espécies de nitrogênio amoniacal em relação ao pH.

Figura 2 – Equilíbrio entre amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+) em função do pH



Fonte: Metcalf e Eddy (2016)

Conforme mostrado na Figura 2, pode-se observar que em ambientes com pH ácido, o íon amônio é predominante devido ao aumento na concentração de íons de hidrogênio (H^+). À medida que o pH do meio aumenta, o íon amônio tende a se converter em amônia devido à diminuição da concentração de íons de hidrogênio. Para valores de pH superiores a 11, a amônia se encontra no estado gasoso, tornando-se extremamente tóxica.

De acordo com Quartaroli (2016), as principais formas de contaminação por compostos nitrogenados em corpos d'água ocorre em decorrência do descarte de águas residuárias domésticas e industriais e lixiviados provenientes de aterros sanitários. O lixiviado é um líquido concentrado resultante das alterações físico-químicas dos resíduos sólidos, comumente caracterizado pela alta concentração de nitrogênio amoniacal, além disso, apresenta baixo DBO, alto DQO, e alta relação DQO/DBO₅ (Gautam; Kumar; Lokhandwala, 2019).

Os aterros sanitários e industriais produzem lixiviados com concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal, variando de 800 a 5210 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Mesmo após o encerramento de suas atividades, esses aterros podem continuar produzindo lixiviados com altos teores de nitrogênio amoniacal por até 50 anos. Dessa forma, caso não seja devidamente tratado, o lixiviado pode contaminar as camadas de águas subterrâneas oferecendo risco à saúde humana e ao meio ambiente (Lopez *et al.*, 2004; Torretta *et al.*, 2016; Kurniawan; Lo; Chan, 2006).

O nitrogênio amoniacal pode sofrer transformações nos corpos hídricos por meio do processo de nitrificação, em que é convertido em nitrito e, posteriormente, em nitrato. A toxicidade do nitrogênio amoniacal surge principalmente na forma de amônia livre, sendo altamente tóxica para os peixes e outras formas de vida aquática devido ao esgotamento do oxigênio dissolvido. Apesar de o íon amônio ser menos tóxico que a amônia, em concentrações

elevadas pode causar eutrofização, visto que é uma fonte de nitrogênio preferível pelo fitoplâncton (Lin *et al.*, 2019).

Por outro lado, quando na forma oxidada de nitrato, o nitrogênio está associado a questões de saúde. Por exemplo, o aumento da concentração de meta-hemoglobina no sangue pode levar à meta-hemoglobinemia, também conhecida como “síndrome do bebê azul” por ser mais suscetível em crianças, principalmente aquelas abaixo de três meses de idade. Além disso, a exposição ao nitrato tem sido correlacionada a um risco elevado de defeitos congênitos e a cânceres colorretal, renal e de tireoide, além de estar relacionada à formação de nitrosaminas carcinogênicas, que podem levar ao desenvolvimento de câncer gastrointestinal (Liu; Bartlett-Hunt; Li, 2024; Kabuba; Lephallo; Rutto, 2022).

3.4.Limites máximos permissíveis para nitrogênio amoniacal: legislação brasileira e legislação internacional

De acordo com Brito e Soares (2009), para avaliar a imobilização química de contaminantes após submetido a técnica de tratamento de E/S é necessário realizar os ensaios de lixiviação e solubilização, entretanto, no que se refere a avaliação de retenção do contaminante nitrogênio amoniacal não há limite máximo permissível fixado. Sendo este o objetivo principal desse trabalho.

Para propor os limites para avaliação de materiais estabilizados por solidificação se faz necessário compreender as normas já existentes para o nitrogênio amoniacal num contexto de cenário brasileiro e internacional.

3.4.1. Legislação brasileira

A norma brasileira vigente para lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora a nível federal é a resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que preconiza o limite máximo permissível de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal total.

Dos 26 estados brasileiros, apenas 8 possuem legislação própria sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes que monitoram o parâmetro nitrogênio amoniacal, enquanto os outros estados não possuem ou provavelmente não possuem legislação, tendo em vista que não foi obtida informação em consultas realizadas nos sítios eletrônicos dos órgãos ambientais responsáveis. A Tabela 2 os limites para nitrogênio amoniacal a nível federal e nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Paraná, Ceará, Mato Grosso do Sul, Rondônia e Mato Grosso.

Tabela 2 – Limites máximos permissíveis de N-NH₃ para descarte de efluentes no cenário brasileiro

| LMP | N-NH₃ (mg·L⁻¹) |
|--|--|
| Norma | |
| Brasil | |
| Resolução CONAMA n° 430/2011 | 20,0 |
| Rio De Janeiro | |
| Norma Operacional NOP-INEA-45 | 20,0 |
| Minas Gerais | |
| Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG n° 8/2022 | 20,0 |
| Rio Grande do Sul | |
| Resolução CONSEMA n°355/2017 | 20,0 |
| Paraná | |
| Resolução SEMA 001/07 | 20,0 |
| Ceará | |
| Resolução COEMA n° 2/2017 | 20,0 ⁽¹⁾⁽³⁾ 5,0 ⁽²⁾ |
| Mato Grosso do Sul | |
| Deliberação CECA n° 36/2012 | 20,0 |
| Rondônia | |
| Resolução CRH/RO n° 04/2014 | 20,0 |
| Mato Grosso | |
| Resolução CONSEMA n° 55/12 | 50,0 |

⁽¹⁾lançamento direto de efluentes não sanitários no corpo hídrico quando pH ≤8,0; ⁽²⁾lançamento direto de efluentes não sanitários no corpo hídrico quando pH > 8,0; ⁽³⁾lançamento indireto de efluentes não sanitários.

Fonte: Autora (2025)

A Tabela 2 apresenta os limites máximos permissíveis para nitrogênio amoniacal para o descarte de efluentes nos estados brasileiros, conforme as normas e resoluções específicas de cada localidade. A Resolução CONAMA n° 430/2011 estabelece um limite federal de 20,0 mg·L⁻¹, que serve como referência para os estados. Os estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Paraná, Mato Grosso do Sul e Rondônia seguem o limite federal estabelecido de 20,0 mg·L⁻¹.

Por outro lado, o estado do Mato Grosso adota um limite mais flexivo, 50,0 mg·L⁻¹, refletindo uma política menos rigorosa do que a estabelecida em âmbito federal. No estado do Ceará, a resolução COEMA n° 2/2017 define limites de nitrogênio amoniacal para lançamento indireto e direto, sendo este último dependente do pH. Para lançamento indireto e direto quando pH é superior a 8,0, o limite é de 20 mg·L⁻¹, enquanto que para lançamento direto quando pH é inferior 8,0, o limite é de 5,0 mg·L⁻¹.

3.4.2. Legislação internacional

Instituir legislações para condições e padrões de descarte de efluentes é parte essencial das políticas ambientais em todo o mundo como forma de controle da poluição. Dessa forma, é pertinente observar no contexto mundial como essa questão é abordada. A Tabela 3 apresenta

os limites máximos permissíveis de nitrogênio amoniacal para a potabilidade da água e lançamento de efluentes em diferentes localidades.

Tabela 3 – Limites máximos permissíveis de N-NH₃ para potabilidade da água e descarte de efluentes no cenário internacional

| NORMA | LMP (mg·L ⁻¹) | |
|--|---------------------------|--|
| | POTABILIDADE | LANÇAMENTO |
| Brasil Portaria GM/MS nº 888/2021 RESOLUÇÃO CONAMA nº 430/2011 | 1,2 ⁽²⁾ | 20,0 |
| Bolívia Norma Boliviana NB 512 Ley del Medio Ambiente (Ley nº 1.333) | 0,5 ⁽²⁾ | 2,0 ⁽²⁾ |
| Paraguai Norma Paraguaya 24 001 80 Resolución nº 222/02 | 0,05 | 5,0 ⁽²⁾ |
| Uruguai Norma UNIT 833:2008 Decreto nº 253/979 | 1,5 ⁽¹⁾ | 5,0 ⁽²⁾ |
| Alemanha Drinking Water Ordinance (TrinkwV) Waste Water Ordinance (AbwV) | 0,5 | 10,0 |
| Suíça Waters Protection Ordinance (814.201) | - | 2,0 |
| Dubai Water Quality Regulations General Marine Pollution Control References | 0,5 | 2,0 ⁽³⁾ 5,0 ⁽⁴⁾ |
| China GB 5749-2006 GB 18918-2002 | 0,5 | 5,0 ⁽⁵⁾⁽⁷⁾ 8,0 ⁽⁶⁾⁽⁷⁾ 8,0 ⁽⁵⁾⁽⁸⁾ 15,0 ⁽⁶⁾⁽⁸⁾ 25,0 ⁽⁵⁾⁽⁹⁾ 30,0 ⁽⁶⁾⁽⁹⁾ |

LMP: limite máximo permissível; PE: população equivalente; ⁽¹⁾ amônia como NH₄⁺; ⁽²⁾ amônia como N; ⁽³⁾ área do porto; ⁽⁴⁾ mar aberto; ⁽⁵⁾ T > 12°C; ⁽⁶⁾ T ≤ 12°C; ⁽⁷⁾ descarte em rios e lagos com baixa capacidade de diluição; ⁽⁸⁾ descarte em águas superficiais de Classe III (exceto zonas de proteção de fontes de água potável e áreas de natação), águas costeiras de Classe II ou lagos e reservatórios fechados ou semifechados; ⁽⁹⁾ descarte em águas superficiais de Classe IV e V ou em águas costeiras de Classe III e IV.

Fonte: Autora (2025)

No Brasil, a Portaria GM/MS nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece um limite de 1,2 mg·L⁻¹ de amônia, expressa como nitrogênio, na água potável. Na Bolívia, a Norma Boliviana NB 512 fixa um limite mais restritivo, de 0,5 mg·L⁻¹. No Uruguai, a Norma UNIT 833:2008 estabelece um valor máximo de 1,5 mg·L⁻¹ para amônia na forma de íon amônio (NH₄⁺). Em países como Alemanha, China e Dubai, as regulamentações Drinking Water Ordinance, GB 5749-2006 e Water Quality Regulations, respectivamente, determinam um limite de 0,5 mg·L⁻¹ para nitrogênio amoniacal. O Paraguai adota um padrão mais rigoroso, com um limite máximo de 0,05 mg·L⁻¹.

Os limites para o lançamento de efluentes variam consideravelmente entre diferentes países. No Brasil, a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece um limite de 20,0 mg·L⁻¹ para nitrogênio amoniacal. Na Alemanha, a Waste Water Ordinance (AbwV) fixa um limite

máximo de $10,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A Suíça adota um padrão mais restritivo, conforme a Water Protection Ordinance (814.201), estabelecendo um limite de $2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Em Dubai, a General Marine Pollution Control References define um limite de $2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para áreas portuárias e de $5,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para descarte em mar aberto. Na China, os limites variam de $5,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $30,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, dependendo da temperatura, do corpo d'água receptor e de sua capacidade de diluição, conforme estabelecido pelas normas GB 18918-2002. No Paraguai, Uruguai e Bolívia, a regulamentação para amônia como nitrogênio é definida por leis específicas. No Paraguai, a Resolución n° 222/2002 fixa um limite de $5,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, no Uruguai o Decreto n° 253/979 adota o mesmo valor. A Bolívia, por meio da Ley del Medio Ambiente n° 1.333, estabelece um limite mais rigoroso, de $2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

3.5. Estabilização por solidificação

A estabilização/solidificação compreende duas abordagens distintas: a estabilização e a solidificação. A estabilização está relacionada a processos que envolvem reações químicas capazes de reduzir a lixiviabilidade de um resíduo, convertendo seus contaminantes em formas menos solúveis, móveis ou tóxicas sem necessariamente alterar sua natureza física e as características de manuseio. Por outro lado, a solidificação compreende técnicas que resultam no encapsulamento dos resíduos em material de elevada integridade estrutural, seja por uma interação química entre o resíduo e reagentes de solidificação ou por processos mecânicos, a fim de restringir a migração de contaminantes (Adaska; Tresouthick; West, 1998; Conner; Hoeffner, 1998).

Barth e Percin (1990) conceituam a tecnologia de estabilização/solidificação como um processo de tratamento que visa alcançar um ou mais dos seguintes objetivos:

- Aprimorar o manuseio e a destinação final dos resíduos;
- Reduzir a área superficial ao longo da massa de resíduo para prevenir perda ou transferência de contaminantes;
- Limitar a solubilidade de qualquer constituinte perigoso do resíduo por meio do ajuste de pH ou por fenômenos de adsorção;
- Transformar um resíduo perigoso em um novo produto composto não perigoso.

De acordo com Brito e Soares (2009), a técnica de Estabilização/Solidificação pode ser categorizada com base no local onde o processo é realizado e o tipo de aglomerante utilizado. No que se refere ao local em que a E/S é realizada, existem quatro categorias principais de procedimentos aplicáveis para tratar resíduos: *in situ*, *mobile plant*, *in plant* e *in drum*.

- *In situ*: Executa-se diretamente no local contaminado. Os aglomerantes são misturados com o solo ou resíduos no próprio local, sem a necessidade de removê-los para outra área;
- *Mobile plant*: Envolve o uso de equipamentos móveis ou que podem ser facilmente transportados e instalados de um local para outro;
- *In plant*: Refere-se ao processo realizado em uma instalação específica projetada e destinada ao tratamento dos resíduos;
- *In drum*: Envolve a adição dos agentes solidificantes aos resíduos armazenados em recipientes plásticos. Após a E/S o material resultante do processo é disposto em aterro ou permanece no próprio recipiente plástico.

Quadro 2 – Compatibilidade entre agente solidificante e resíduo

| Agente Solidificante | Resíduos |
|---|--|
| <i>Orgânicos</i> | |
| Betumem/Asfalto | Solução de resíduos com baixo nível de radioatividade e lodo de galvanoplastia, solos contaminados, óleos e gasolinas, resíduos de fundição, pintura e acabamento de metais. |
| Polietileno | Resinas de troca iônica, sais de nitrato e cinzas de incineradores. |
| Polímeros Orgânicos (Ureia-formaldeído) | Resíduos orgânicos (lodos contaminados com acetona e fenol), borra de tinta, cianetos, arsênio, lodo da galvanização, resíduos de bateria. |
| <i>Inorgânicos</i> | |
| Silicatos Solúveis (Polímeros, Hidróxido e Carbonato de Cálcio) | Resíduos sólidos industriais: metais pesados, sais (cloreto de ferro), resíduos oleosos, petróleo, galvanização, refino de metais, efluente ácido. |
| Sorbentes e Tensoativos | Lixiviado ácido da mineração, lodos inorgânicos e lodos com baixa concentração de compostos orgânicos. |
| Cimento | Cinzas de incineração, solos contaminados e lodo com metais pesados, rejeito radioativo de baixa e média atividade. |
| Pozolanas | Lodo da galvanização, borras oleosas e metais pesados como alumínio, níquel, cobre, chumbo, cromo e arsênio. |
| Fosfatos Solúveis | Cinzas de resíduos médicos, resíduos de materiais de isolamento, solos e lodos contaminados. |
| Materiais Vítreos (plasma, térmica e <i>in situ</i>) | Metais pesados, resíduos radioativos, orgânicos, metálicos não-voláteis, médicos, lodos metálicos contaminados, solos contaminados, cinzas de resíduos sólidos urbanos e de incineradores. |

Fonte: Adaptado de Brito e Soares (2009)

Com relação à classificação de acordo com o tipo de aglomerante utilizado, a técnica E/S é dividida em dois grupos principais: processos orgânicos e processos inorgânicos. No grupo dos processos orgânicos, incluem-se resinas epóxi, poliéster, asfalto, poliolefinas (principalmente polietileno e polietileno-polibutadieno) e ureia-formaldeído. No grupo inorgânico, destaca-se a utilização de hidróxido de cálcio, materiais vítreos (como materiais térmicos, elétricos e de plasma), pozolanas, cimento, vermiculita e silicatos solúveis (Brito e

Soares, 2009). O Quadro 2 apresenta a compatibilidade entre o agente solidificante e resíduos específicos a serem tratados.

De acordo com Melchert (2012), a caracterização do resíduo é um dos aspectos mais importantes a serem considerados no processo de estabilização por solidificação. A incompatibilidade entre o agente solidificante e resíduo pode tornar o tratamento inviável, pois pode ocorrer a inibição das reações necessárias para o sucesso do processo.

Segundo Shi e Spence (2004), a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) identificou a Estabilização/Solidificação como a melhor tecnologia disponível demonstrada (BDAT) para 57 resíduos perigosos listados pela RCRA (*Resource Conservation and Recovery Act*). Em comparação com outras tecnologias, E/S à base de cimento possui diversas vantagens.

3.5.1. Estabilização por solidificação com cimento

A estabilização/solidificação cimentícia (E/S) é uma das técnicas mais utilizadas para o tratamento e disposição final de resíduos perigosos e resíduos de baixo nível radioativo (EPA, 1996). A ampla utilização do cimento Portland como aglomerante na E/S de resíduos, especialmente no tratamento de resíduos industriais contendo metais pesados, é atribuída a diversos fatores, tais como a sua abundante disponibilidade no mercado, o baixo custo, a facilidade de implementação, a alta eficiência e a ativação das reações químicas apenas pela água (reações de hidratação) ocorrendo à temperatura ambiente. Esses fatores tornam a técnica vantajosa e contribuem para valorizar o custo-benefício do processo (Spence; Shi, 2010; Melchert *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2018).

O cimento Portland é um material inorgânico de baixa granulometria que, ao ser misturado com água, forma uma pasta que endurece e se mantém resistente e estável. O cimento é formado pelo processo de clínquerização do calcário (carbonato de cálcio) e argila (silicatos de alumínio e ferro) à 1450°C, formando partículas chamadas de clínquer. O clínquer é composto principalmente por quatro componentes: o silicato tricálcico ou alita (C₃S), o silicato dicálcico ou belita (C₂S), o aluminato tricálcico (C₃A) ou alumina, e o ferro aluminato tetracálcico ou ferrita (C₄AF) (Castro, 2021). Na Tabela 4 estão apresentados os principais componentes do clínquer e seus produtos de hidratação.

Tabela 4 – Principais componentes do clínquer e seus produtos de hidratação

| Constituinte | Fórmula Molecular | Peso (%) | Produtos De Hidratação |
|--|---|----------|---|
| Silicato tricálcico ou Alita, C ₃ S | 3CaOSiO ₂ | 50 - 70 | Silicato de cálcio hidratado (C-S-H) e Portlandita (CH) |
| Silicato dicálcico ou Belita, C ₂ S | 2CaOSiO ₂ | 15 - 30 | Silicato de cálcio hidratado e Portlandita |
| Aluminato tricálcico ou alumina, C ₃ A | 3CaOAl ₂ O ₃ | 5 - 10 | Etringita (C ₃ A.3CS.H ₃₂) e monossulfatos (M) |
| Ferro aluminato tetracálcico ou ferrita, C ₄ AF | 4CaOAl ₂ O ₃ Fe ₂ O ₃ | 5 - 15 | Etringita e monossulfatos |

Nomenclatura adotada em ciência do cimento: C = CaO; S = SiO₂; H = H₂O.

Fonte: Adaptado de Brito e Soares (2009)

De acordo com Lawrence (1998), os principais componentes do cimento Portland e suas características são:

- O silicato tricálcico (C₃S) ou alita, é o principal constituinte do cimento Portland, ele é produzido em uma faixa térmica de 1205°C a 1455°C. Entre suas principais características estão o endurecimento rápido, alto calor de hidratação e alta resistência inicial. Durante o processo de hidratação do cimento, a alita é responsável pela formação do silicato de cálcio hidratado (C-S-H) e a Portlandita (CH).
- O silicato dicálcico (C₂S), também conhecido como belita, é o segundo principal constituinte do cimento Portland, sendo formado em temperaturas entre 800°C e 1200°C. Ele apresenta um tempo de pega mais prolongado e desempenha um papel crucial no processo de endurecimento lento. Além disso, apresenta baixo calor de hidratação e baixa resistência inicial. Assim como a alita, a belita também é responsável pela formação do C-S-H e CH durante a hidratação do cimento.
- O aluminato tricálcico (C₃A) se forma entre 1095°C e 1205°C e é responsável pela rapidez na reação de pega, possui alto calor de hidratação, alta retração, é suscetível a ataques de meios sulfatados e apresenta baixa resistência final. No contexto da reação de hidratação do cimento, o C₃A é responsável pela formação da etringita e dos monossulfatos.
- O ferro aluminato tetracálcico (C₄AF) é formado na mesma faixa de temperatura que o aluminato de tricálcico. Assim como o C₃A, ele também contribui para a formação de etringita e monossulfatos durante a hidratação do cimento. Suas principais propriedades englobam o endurecimento lento, o baixo calor de reação, ausência de contribuição significativa para a resistência mecânica e uma boa resistência a meios sulfatados.

A E/S utilizando o cimento como aglomerante é compatível com resíduos que contêm metais pesados, substâncias oxidantes e materiais radioativos. No caso de resíduos ácidos, quando incorporados ao cimento, ocorre a neutralização dos ácidos. Os resíduos contendo

solventes orgânicos e óleos têm potencial de impedir a cura do cimento e podem escapar na forma de vapor. Tanto os resíduos contendo sulfatos quanto os resíduos com halogênios podem retardar a cura do cimento, sendo que os resíduos contendo halogênios também são facilmente lixiviados do cimento (Wiles, 1987).

A técnica de E/S por cimento envolve três aspectos principais: a fixação química dos contaminantes, a adsorção física dos contaminantes na superfície dos produtos de hidratação do cimento e o encapsulamento físico de resíduos. Os dois primeiros aspectos estão condicionados à natureza dos produtos de hidratação, enquanto que o terceiro aspecto depende tanto da natureza dos produtos de hidratação quanto da densidade e estrutura física das pastas (Shi; Spence, 2004).

A fixação química de contaminantes acontece por meio da incorporação destes à matriz cimentícia, envolvendo reações químicas entre os contaminantes e os produtos de hidratação do cimento, formando compostos estáveis e insolúveis que retêm os contaminantes dentro da matriz sólida. Os produtos de hidratação do cimento possuem superfícies com carga elétrica e áreas de adsorção, possibilitando que os contaminantes sejam adsorvidos fisicamente na superfície. Quanto ao encapsulamento físico de resíduos, ele se dá pela formação da matriz sólida resistente resultante do endurecimento da pasta composta pela hidratação do cimento com o resíduo. O encapsulamento físico dos resíduos dentro da matriz cimentícia reduz a exposição dos contaminantes ao meio ambiente, minimizando a sua lixiviação.

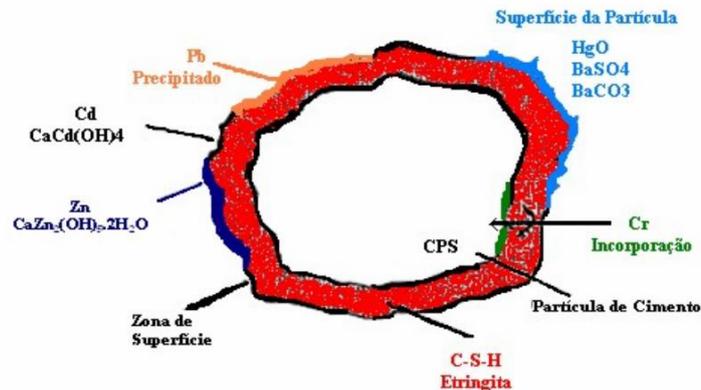
As reações de hidratação do cimento são responsáveis pela resistência da matriz cimentícia na técnica de estabilização por solidificação. O processo de E/S com cimento é vantajoso e apresenta eficácia no tratamento de resíduos contendo metais pesados, a E/S inicia-se imediatamente após o contato da água com o cimento, os metais pesados podem se incorporar aos produtos da reação de hidratação do cimento, ocorrendo o encapsulamento. Além disso, os metais pesados podem reagir com outros componentes do cimento e formar precipitados (Brito e Soares, 2009; Guo *et al.*, 2017).

Dos produtos de hidratação do cimento, o silicato de cálcio hidratado (C-S-H), corresponde a 50-60% do volume de sólidos do cimento Portland completamente hidratado, ele também pode ser chamado de gel de tobermorita. Na literatura é reportado que a adsorção de metais pesados na superfície do C-S-H é a primeira etapa antes da incorporação dos contaminantes em sua estrutura (Melchert, 2012; Mellado *et al.*, 2012).

Para melhor compreensão de como acontece a retenção de alguns metais por E/S, Wiles (1987) e Conner (1990) realizaram o tratamento de resíduos sólidos industriais perigosos com

pozolanas, cinzas volantes e cimento, retratando como acontece a conversão e aprisionamento dos contaminantes no processo de E/S, como exposto na Figura 3.

Figura 3 – Hidratação do cimento e aprisionamento de contaminantes



Fonte: Conner (1990)

A Figura 3 ilustra a retenção ou aprisionamento de contaminantes no interior de uma partícula de cimento após o processo de E/S. É possível observar que o chumbo (Pb^{2+}), cádmio (Cd^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) são precipitados na zona de superfície do composto hidratado, enquanto que o cromo (Cr^{3+}) pode ser incorporado no interior do silicato de cálcio hidratado (C-S-H). Os íons de cádmio (Cd^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) são precipitados na matriz reagindo com a portlandita gerando os compostos $CdCa(OH)_4$ e $CaZn_2(OH)_5 \cdot 2H_2O$, respectivamente. O óxido de mercúrio e os sais de bário permanecem na superfície da partícula de cimento, pois com a elevação do pH os cátions Ba^{2+} e Hg^{2+} são convertidos para a forma de carbonatos insolúveis ($BaSO_4$ e $BaCO_3$) e óxido (HgO) (Brito e Soares, 2009).

3.5.2. Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação

Em função da ausência de legislação específica sobre estabilização por solidificação no Brasil, Brito e Soares (2009) propôs um protocolo de avaliação para materiais resultantes deste processo, conforme mostrado na Figura 4. O protocolo é dividido em três seções: aspectos operacionais, critérios de avaliação e rotas de destino do material estabilizado por solidificação.

A seção de aspectos operacionais define as condições de temperatura e umidade do laboratório para a preparação dos corpos de prova e padroniza o processo de preparação, especificando o tipo e volume do molde, o tempo de desmoldagem e o tempo de preparação dos corpos de prova, conforme detalhado na Tabela 5.

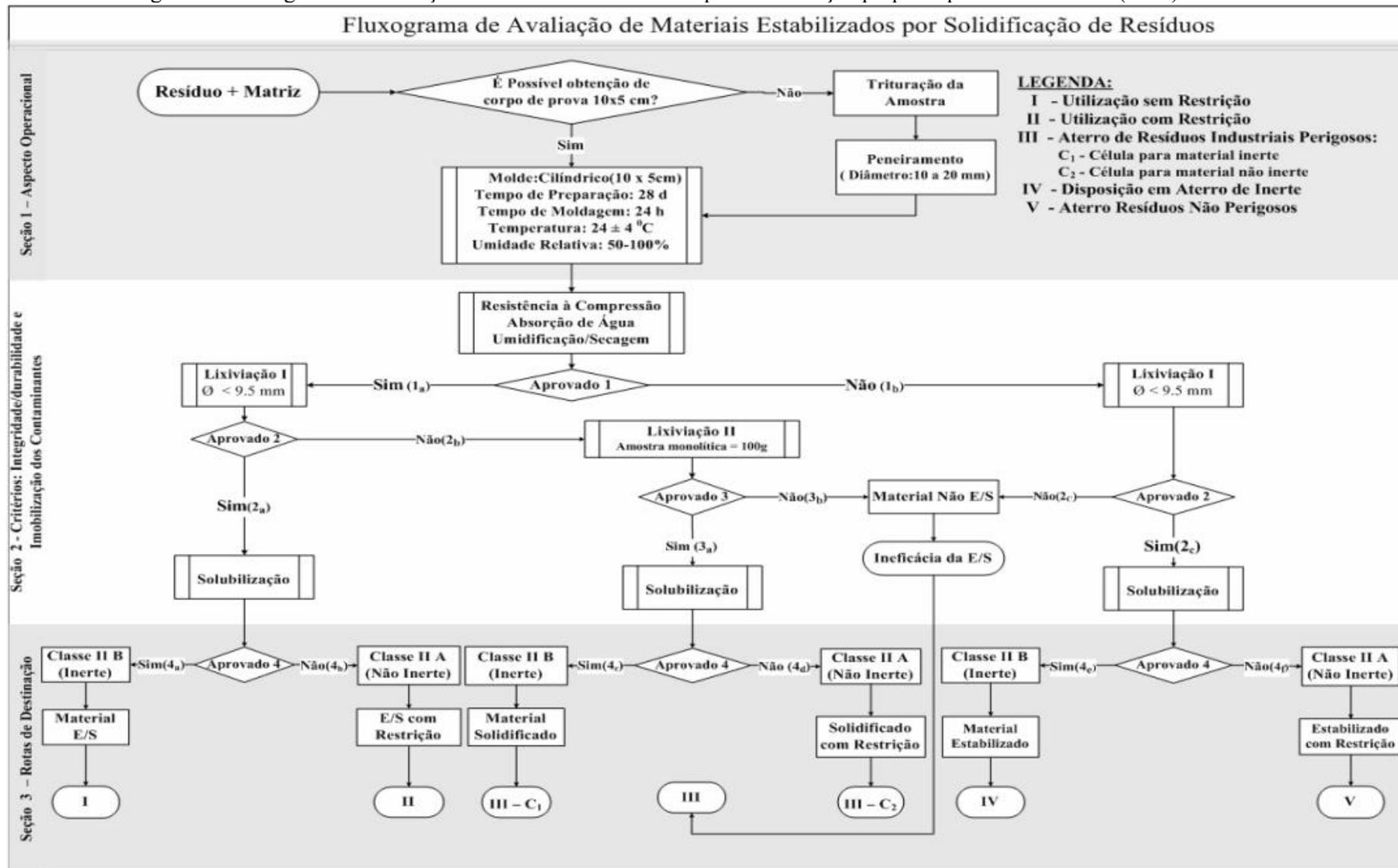
Tabela 5 – Aspectos operacionais para preparação das matrizes cimentícias (Brito e Soares, 2009)

| Aspectos Operacionais | Parâmetros |
|----------------------------------|------------------------------------|
| Tempo de preparação das amostras | 28 dias |
| Formato do molde | Cilíndrico |
| Dimensão do molde | 5 cm de diâmetro e 10 cm de altura |
| Tempo de moldagem | 24 horas |
| Umidade relativa do laboratório | Entre 50 e 100% |
| Temperatura do laboratório | 24 ± 4 °C |

Fonte: Adaptado de Brito e Soares (2009)

Esses parâmetros foram adotados de acordo com a norma ABNT NBR 7215: Cimento Portland - Determinação da resistência à compressão. Os corpos de prova de forma cilíndrica são utilizados para realizar os ensaios de resistência à compressão, capacidade de absorção de água, e umidificação e secagem.

Figura 4 – Fluxograma de avaliação de materiais estabilizados por solidificação proposto por Brito e Soares (2009)



Fonte: Brito e Soares (2009)

A seção de critérios de avaliação engloba os critérios de integridade e durabilidade, bem como os critérios de imobilização de contaminantes. Quanto à integridade e durabilidade, o material é avaliado em termos de resistência à compressão seguindo a norma ABNT NBR 7215, capacidade de absorção de água conforme ABNT NBR 9778 e umidificação e secagem conforme Stegemann e Côté (1996). Em relação à imobilização de contaminantes, são realizados o ensaio de lixiviação de acordo com a norma ABNT NBR 10005 e o ensaio de solubilização de acordo com a norma ABNT NBR 10006.

Os ensaios são conduzidos sequencialmente, conforme apresentado no fluxograma de avaliação de materiais estabilizados por solidificação na Figura 4. Os critérios e limites máximos permissíveis para integridade e durabilidade, e lixiviação e solubilização são apresentados nas Tabelas 6 e 7, respectivamente.

Tabela 6 – Critérios de integridade e durabilidade (Brito e Soares, 2009)

| Critério de Avaliação (Limitante) | Material E/S | Material E/S com restrição | Material solidificado | Material estabilizado | Estabilizado com restrição |
|---|--|--|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| | (I) | (II) | (III) | (IV) | (V) |
| Resistência à Compressão (antes imersão em água) | ≥ 1 MPa | ≥ 1 MPa | $\geq 0,8$ MPa | < 1 MPa | < 1 MPa |
| (após imersão em água) | $\geq 0,35$ MPa | $\geq 0,35$ MPa | $\geq 0,35$ MPa | $< 0,35$ MPa | $< 0,35$ MPa |
| Absorção de água | $\leq 40\%$ | $\leq 40\%$ | $> 40\%$ | $> 40\%$ | $> 40\%$ |
| Umidificação/secagem (6 ciclos) | Perda $\leq a$ 15% do peso inicial | Perda $\leq a$ 15% do peso inicial | Perda $> a$ 15% do peso inicial | Perda $> a$ 15% do peso inicial | Perda $> a$ 15% do peso inicial |

MPa: Megapascal; (I): utilização sem restrição; (II): utilização com restrição; (III): aterro de resíduos industriais perigosos; (IV): disposição em aterro de materiais inertes; (V): aterro de resíduos não perigosos (aterro sanitário urbano).

Fonte: Adaptado de Brito e Soares (2009)

De acordo com o resultado dos ensaios, os materiais resultantes da estabilização por solidificação são classificados como material estabilizado e solidificado, material estabilizado e solidificado com restrição, material solidificado, material solidificado com restrição, material estabilizado, material estabilizado com restrição e material não estabilizado e não solidificado (ver Figura 4).

A seção de rotas de destinação de materiais resultantes da estabilização por solidificação baseia-se no desempenho desses materiais nos ensaios de integridade e durabilidade, bem como na imobilização de contaminantes. As rotas de destino incluem: utilização sem restrição (I), utilização com restrição (II), disposição em aterro de resíduos industriais perigosos (III), utilização controlada (IV) e disposição em aterro de resíduos não perigosos (V).

Tabela 7 – Limites máximos permissíveis para lixiviação e solubilização de alguns contaminantes (Brito e Soares, 2009)

| Parâmetro (Contaminante) | Lixiviação | | Solubilização | |
|-----------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|
| | (mg·L ⁻¹) | (mg·kg ⁻¹) | (mg·L ⁻¹) | (mg·kg ⁻¹) |
| Arsênio | 1,0 | 20,0 | 0,01 | 0,04 |
| Alumínio | 0,2 | 4,0 | 0,2 | 0,8 |
| Bário | 70,0 | 1400,0 | 0,7 | 2,8 |
| Cádmio | 0,5 | 10,0 | 0,005 | 0,03 |
| Chumbo | 1,0 | 20,0 | 0,01 | 0,02 |
| Cobre | 2,0 | 40,0 | 2,0 | 8,0 |
| Cromo Total | 5,0 | 100,0 | 0,05 | 0,2 |
| Ferro | 0,3 | 6,0 | 0,3 | 1,2 |
| Fluoreto | 150,0 | 3000,0 | 1,5 | 6,0 |
| Manganês | 0,1 | 2,0 | 0,1 | 0,4 |
| Mercurio | 0,1 | 2,0 | 0,001 | 0,004 |
| Níquel | 0,02 | 0,4 | 0,02 | 0,08 |
| Nitrato (N) | 10,0 | 200,0 | 10,0 | 40,0 |
| Nitrito (N) | 1,0 | 20,0 | 1,0 | 4,0 |
| Prata | 5,0 | 25,0 | 0,05 | 0,20 |
| Selênio | 1,0 | 20,0 | 0,01 | 0,04 |
| Zinco | 5,0 | 100,0 | 5,0 | 20,0 |
| Aldrin + Dieldrin | 0,003 | 0,06 | $3,0 \times 10^{-5}$ | $1,2 \times 10^{-4}$ |
| Clordano | 0,02 | 0,40 | $2,0 \times 10^{-4}$ | $0,8 \times 10^{-3}$ |
| DDT | 0,2 | 4,0 | $2,0 \times 10^{-3}$ | $0,8 \times 10^{-2}$ |
| 2,4 – D | 3,0 | 60,0 | 0,03 | 0,06 |
| Endrin | 0,06 | 1,20 | $6,0 \times 10^{-4}$ | $2,4 \times 10^{-3}$ |
| Heptacloro | 0,003 | 0,06 | $3,0 \times 10^{-5}$ | $1,2 \times 10^{-4}$ |
| Lindano | 0,2 | 4,0 | $2,0 \times 10^{-3}$ | $0,8 \times 10^{-3}$ |
| Metoxicloro | 2,0 | 40,0 | 0,02 | 0,08 |
| Pentaclorofenol | 0,9 | 18,0 | - | - |
| Toxafeno | 0,5 | 10,0 | $5,0 \times 10^{-5}$ | 0,03 |
| 2,4,5 – T | 0,2 | 4,0 | $2,0 \times 10^{-3}$ | $1,2 \times 10^{-3}$ |
| 2,4,5 – TP | 1,0 | 20,0 | 0,03 | 0,12 |
| Benzeno | 0,5 | 10,0 | - | - |
| O-M-P Cresol Total | 200,0 | 4000,0 | - | - |
| 2,4 dinitrotolueno | 0,13 | 2,6 | - | - |
| Hexaclorobenzeno | 0,1 | 2,0 | $1,0 \times 10^{-3}$ | $4,0 \times 10^{-3}$ |
| Triclorietileno | 7,0 | 140,0 | - | - |

Fonte: Adaptado de Brito (2007)

A utilização sem restrição ocorre quando o material é aprovado nos critérios de integridade e durabilidade e nos critérios de imobilização de contaminantes, sendo considerado estabilizado e solidificado. Dessa forma, esses materiais não representam perigo para o meio ambiente e podem ser utilizados com outras finalidades, conforme mostrado na Tabela 8.

Tabela 8 – Utilização do material estabilizado por solidificação

| Utilização | Parâmetros de Aceitação (Resistência à compressão) |
|--|---|
| Uso como material termoplástico (betume) | ≥ 0,9 MPa |
| Uso como material termoplástico (polietileno) | ≥ 14 MPa |
| Uso como material termofixo | ≥ 20 MPa |
| Uso como bloco vazado em concreto comum | 4,5 a 16 MPa |
| Uso como material de base em pavimentação | 3 a 5 MPa |
| Uso como material de cobertura em pavimentação | 10 a 15 MPa |
| Uso como tijolos maciços | 1,5 a 4 MPa |
| Uso como peça de concreto | 35 MPa |

Fonte: Adaptado de Brito e Soares (2009)

A utilização com restrição ocorre quando o material é aprovado nos ensaios de integridade e durabilidade e no ensaio de lixiviação, mas é reprovado no ensaio de solubilização. Nesse caso, o material é considerado estabilizado e solidificado com restrição, devendo ser armazenado de acordo com a norma ABNT NBR 11174 ou utilizado com restrição.

A disposição em aterro de resíduos industriais perigosos ocorre quando o material é reprovado nos critérios de integridade e durabilidade e no ensaio de lixiviação I, sendo considerado não estabilizado e não solidificado, ou seja, o tratamento de estabilização por solidificação é ineficaz. Esse tipo de disposição também é recomendado quando o material é aprovado nos critérios de integridade e durabilidade, reprovado no ensaio de lixiviação I e aprovado no ensaio de lixiviação II. Se o material for aprovado no ensaio de solubilização, ele é considerado solidificado e deve ser disposto em célula para materiais inertes; se reprovado no ensaio de solubilização, é considerado solidificado com restrição e deve ser disposto em célula para materiais não inertes.

A disposição em aterro de materiais inertes ocorre quando o material é reprovado nos critérios de integridade e durabilidade, mas é aprovado nos ensaios de imobilização de contaminantes, sendo considerado estabilizado.

A disposição em aterro de resíduos não perigosos ocorre quando o material é reprovado nos critérios de integridade e durabilidade, aprovado no ensaio de lixiviação, mas reprovado no ensaio de solubilização, sendo considerado estabilizado com restrição.

4. METODOLOGIA

O trabalho foi conduzido no Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduos (LABGER), pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Química (UAEQ) do Centro de Ciências e Tecnologia (CCT) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), localizado na cidade de Campina Grande, Paraíba, Brasil.

A Figura 5 apresenta o esquema metodológico detalhado das etapas que compõem a pesquisa.

Figura 5 – Etapas desenvolvidas na pesquisa



Fonte: Autora (2025)

Inicialmente, foi realizada a caracterização e classificação dos resíduos sólidos industriais, por meio de análises físicas e químicas, incluindo determinação de sólidos totais e suas frações, teor de umidade, pH, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos. A classificação foi conduzida conforme a norma ABNT NBR 10004/2004, com ensaios de lixiviação e solubilização baseados nas diretrizes das normas ABNT NBR 10005/2004 e ABNT NBR 10006/2004, respectivamente.

Em seguida, foi realizado o planejamento experimental, adotando-se um delineamento *one-way* (unifatorial), no qual o tipo de resíduo sólido industrial foi considerado como fator qualitativo. Posteriormente, foi conduzido um levantamento dos limites máximos permissíveis (LMP) para nitrogênio amoniacal em água potável e efluentes, tanto em âmbito nacional quanto internacional.

Na etapa subsequente, foram confeccionadas as matrizes cimentícias, compostas por aglomerante, agregado miúdo, resíduo sólido industrial e água, seguindo os aspectos operacionais estabelecidos por Brito e Soares (2009). Essas matrizes foram caracterizadas, submetidas aos ensaios de integridade e durabilidade e aos ensaios de lixiviação e solubilização.

A partir dos extratos lixiviado e solubilizado, foram realizadas análises para a quantificação de metais pesados, nitrogênio amoniacal e demanda química de oxigênio. Foi feita à análise estatística dos resultados obtidos nos ensaios de integridade e durabilidade, os balanços de massa dos contaminantes e à avaliação da eficiência da técnica de estabilização por solidificação na retenção dos contaminantes avaliados.

4.1. Classificação e caracterização dos materiais

O aglomerante adotado no processo de estabilização por solidificação foi o cimento Portland CII-Z-32 que é um aglomerante que apresenta compatibilidade com os resíduos a serem tratados. O cimento Portland é definido pela norma técnica ABNT NBR 16697/2018 como um aglomerante hidráulico resultante da moagem do clínquer Portland incorporado a uma ou mais formas de sulfato de cálcio, sendo permitido adicionar materiais pozolânicos, escórias granuladas de alto-forno e/ou materiais carbonáticos. A sigla CII-Z-32 caracteriza o cimento Portland cuja composição pode conter entre 6 e 14% de material pozolânico e até 10% de material carbonático e possui resistência à compressão ≥ 32 MPa aos 28 dias de cura.

O agregado miúdo utilizado na fabricação dos corpos de prova foi a areia, adquirida no comércio local da cidade de Campina Grande, Paraíba, Brasil. Antes de sua utilização, a areia passou por um processo de peneiramento, para obtenção de uma granulometria variando entre 0,075 mm e 4,8 mm de diâmetro.

Os resíduos sólidos utilizados foram três: a lama vermelha (LV), proveniente do processo de beneficiamento da bauxita para produção de alumina; o lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE), oriundo dos tratamentos primário, secundário e terciário; e a cinza de bagaço de cana-de-açúcar, resultante do processo de incineração do bagaço após extração do caldo da cana. A Figura 6 apresenta os materiais utilizados na produção das matrizes cimentícias.

Figura 6 – Materiais utilizados na produção das matrizes cimentícias



Fonte: Autora (2025)

Para a caracterização dos resíduos sólidos foram realizadas análises físicas e químicas, incluindo determinações de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), sólidos totais fixos (STF), teor de umidade (U), pH, condutividade e sólidos totais dissolvidos (STD). Para a classificação dos resíduos, foi realizado ensaio de lixiviação, descrito pela norma ABNT NBR 10005/2004 e ensaio de solubilização, de acordo a norma ABNT NBR 10006/2004.

4.1.1. Análises físicas

Sólidos totais e suas frações

A determinação do teor de umidade, sólidos totais, voláteis e fixos foi realizada para avaliar a quantidade de água e os teores de matéria orgânica e inorgânica presentes nos resíduos e nas matrizes cimentícias. Foi utilizado o método gravimétrico descrito no *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2022). A análise foi conduzida seguindo as etapas:

- As cápsulas de porcelana limpas foram colocadas em um forno mufla por 1 hora para eliminar completamente a umidade e então transferidas para um dessecador até que a temperatura se uniformizasse;
- As cápsulas foram pesadas em uma balança analítica com precisão de 0,01g;
- Foi adicionado 5,0 gramas de resíduo em cada cápsula;
- O resíduo foi seco em uma estufa por 2 horas a uma temperatura de 103-105°C;
- Após o resfriamento, o resíduo foi novamente transferido para o dessecador e pesado;
- A amostra foi incinerada a uma temperatura de 550°C em um forno mufla por 1 hora;
- Após o resfriamento no dessecador, a amostra foi pesada novamente.

A determinação dos sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos totais fixos e teor de umidade foram calculados utilizando as seguintes equações, respectivamente:

$$ST = \left[\frac{(B - A)}{(C - A)} \right] \cdot 100 \quad \text{Eq. 4}$$

$$STV = \left[\frac{(B - D)}{(B - A)} \right] \cdot 100 \quad \text{Eq. 5}$$

$$STF = \left[\frac{(D - A)}{(B - A)} \right] \cdot 100 \quad \text{Eq. 6}$$

$$U = 100\% - ST(\%) \quad \text{Eq. 7}$$

Em que, A é o peso da amostra seca com a cápsula; B é o peso da cápsula; C é o peso da amostra úmida com a cápsula; D é o peso amostra calcinada com a cápsula.

Difratometria de raios X (DRX)

A composição mineralógica dos resíduos sólidos foi obtida por difratometria de raios X (DRX), utilizando um Difratômetro de Raios X, modelo LabX XRD-6100 da marca Shimadzu. A identificação das fases foi realizada comparando os resultados com os difratogramas contidos no banco de dados Crystallography Open Database (COD 2018), empregando o software Match!3. O resultado final foi obtido a partir do difratograma de raios X com as fases identificadas, com o tratamento dos dados foi realizado no software Origin 2019 Professional.

4.1.2. Análises químicas

As análises químicas para caracterização dos materiais e das matrizes cimentícias envolveram a determinação de pH, condutividade e sólidos totais dissolvidos. O pH é o parâmetro que expressa o grau de acidez ou alcalinidade, a condutividade elétrica expressa a capacidade de conduzir corrente elétrica, os sólidos totais dissolvidos representam os sólidos que estão dissolvidos na amostra. As amostras foram preparadas de acordo com o referido no *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* para método potenciométrico em suspensão aquosa (APHA, AWWA e WEF, 2022). O procedimento envolveu as seguintes etapas:

- A água destilada foi fervida em quantidade suficiente para a preparação das amostras e, em seguida, deixada em repouso para resfriamento, a fim de eliminar o dióxido de carbono (CO₂);
- Foram pesadas 5,0 g de cada resíduo e matriz cimentícia em triplicata, e adicionou-se 50 ml da água previamente fervida;
- As amostras foram deixadas em repouso por 24 horas e, posteriormente, as leituras foram realizadas.

As leituras de pH foram feitas utilizando o pHmetro modelo DM-22 da marca DIGIMED e as leituras de condutividade e sólidos totais dissolvidos foram feitas utilizando o condutivímetro modelo mCA-150 da marca TECNOPON.

4.2. Planejamento experimental

Foi adotado o planejamento *one-way*, também conhecido como unifatorial, que é uma abordagem experimental empregada para avaliar o efeito de um único fator em uma variável de resposta. Em outras palavras, esse planejamento é aplicado quando se busca comparar as médias entre diferentes tratamentos. No presente estudo, foi definido um fator com três tratamentos e

três réplicas em cada tratamento, totalizando, assim, nove experimentos. A Tabela 9 apresenta a matriz de planejamento.

Tabela 9 – Matriz de planejamento *one-way*

| Experimento | Tratamento | Réplica | Variável resposta |
|-------------|---|---------|-------------------|
| 1 | Lama Vermelha | 1 | y_1 |
| 2 | Lama Vermelha | 2 | y_2 |
| 3 | Lama Vermelha | 3 | y_3 |
| 4 | Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto | 1 | y_4 |
| 5 | Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto | 2 | y_5 |
| 6 | Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto | 3 | y_6 |
| 7 | Cinza de Bagaço de Cana-de-açúcar | 1 | y_7 |
| 8 | Cinza de Bagaço de Cana-de-açúcar | 2 | y_8 |
| 9 | Cinza de Bagaço de Cana-de-açúcar | 3 | y_9 |

Fonte: Autora (2025)

As variáveis respostas (y) foram os resultados obtidos para resistência à compressão, capacidade de absorção de água e perda de massa após ciclos de umidificação e secagem.

4.3. Confeção das matrizes cimentícias

As matrizes cimentícias, com massa total de 450 g, foram preparadas a partir de uma mistura composta por cimento Portland, areia, resíduos sólidos industriais (RSI) e água, na proporção de 1:3, o que significa uma parte de aglomerante (cimento) para três partes dos demais constituintes. A Tabela 10 apresenta as massas utilizadas de cada componente.

Tabela 10 – Composição das matrizes cimentícias

| % RSI | Massa (g) | | | |
|-------|-----------|-------|--------|--------|
| | CP | RSI | Areia | MC |
| 15% | 112,50 | 16,88 | 320,62 | 450,00 |

RSI: resíduo sólido industrial; CP: cimento Portland; MC: matriz cimentícia.

Fonte: Autora (2025)

A relação A/C (água/cimento) foi de 0,72 para a lama vermelha e o lodo de esgoto e de 1,07 para a cinza de bagaço e o tempo de cura assumido foi de 28 dias, com base no comportamento típico de hidratação do cimento Portland, conforme descrito por Chidiac e Panesar (2008). O memorial de cálculo das composições das matrizes cimentícias constam no Apêndice A.

O preparo das matrizes cimentícias seguiu os aspectos operacionais descritos por Brito e Soares (2009) no *Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação*. Estes critérios estabelecem condições ideais para confeção das matrizes cimentícias e padronizam o processo de preparação, conforme apresentada na Tabela 5.

A produção das matrizes cimentícias seguiram as etapas descritas abaixo:

- Pesou-se o cimento, a areia e o resíduo sólido separadamente em uma balança analítica com precisão de 0,01g;
- Os materiais foram depositados em uma cuba e misturados em baixa velocidade por dois minutos. Foi registrado o horário que o cimento entrou em contato com a água, e então iniciou-se a contagem do tempo de preparação das matrizes cimentícias;
- A mistura homogênea obtida na etapa anterior foi depositada nos moldes cilíndricos, que foram previamente lubrificadas com óleo mineral, e então compactada para evitar a formação de espaços vazios;
- Foi posicionada uma placa de vidro retangular de 70 mm por 100 mm de dimensão e 5 mm de espessura sobre o molde cilíndrico, com o objetivo de evitar a perda de água por evaporação. A pasta foi deixada em repouso por 24 horas para o endurecimento;
- Após o período de 24 horas, as matrizes cimentícias foram removidas dos moldes e deixadas em repouso por um período de 28 dias para cura. Após esse tempo de cura, foram realizados os ensaios referentes aos critérios de integridade e durabilidade e imobilização dos contaminantes.

4.4. Levantamento de dados de limites máximos permissíveis de nitrogênio amoniacal

Para propor os limites para avaliação dos materiais estabilizados por solidificação, foi realizada uma vasta pesquisa das diretrizes brasileiras e internacionais relativas às normas de potabilidade de água e lançamento de efluentes. Os limites, apresentados nas Tabelas 2 e 3 (páginas 31 e 32), foram extraídos das normas, resoluções, portarias, decretos, deliberações e referências elencadas a seguir.

4.4.1. Legislação brasileira

No que refere ao Brasil e aos estados brasileiros, as legislações que contemplam o nitrogênio amoniacal foram:

- PORTARIA GM/MS N° 888, de 4 de maio de 2021 (Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS n° 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade). Ministério da Saúde (MS).
- RESOLUÇÃO CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011 (Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

- NORMA OPERACIONAL NOP-INEA-45, de 25 de fevereiro de 2021 (Estabelece critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário). Instituto Estadual do Ambiente (INEA).
- DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA COPAM-CERH/MG Nº 8, de 21 de novembro de 2022 (Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências). Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM/MG) e Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais (CERH/MG).
- RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 355, de 19 de julho de 2017 (Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul). Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (CONSEMA/RS).
- RESOLUÇÃO SEMA 001/07, de 23 de janeiro 2007 (Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento). Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná (SEMA/PR).
- RESOLUÇÃO COEMA Nº 2, de 02 de fevereiro de 2017 (Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002). Conselho Estadual do Meio Ambiente do Ceará (COEMA/CE).
- DELIBERAÇÃO CECA Nº 36, de 27 de junho de 2012 (Dispõe sobre a classificação dos corpos de água superficiais e estabelece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como, estabelece as diretrizes, condições e padrões de lançamento de efluentes no âmbito do Estado do Mato Grosso do Sul, e dá outras providências). Conselho Estadual de Controle Ambiental Mato Grosso do Sul (CECA/MS).
- RESOLUÇÃO CRH/RO Nº 04, de 18 de março de 2014 (Dispõe sobre critérios para definição de derivações, captações, lançamentos de efluentes, acumulações e outras interferências em corpos de água de domínio do Estado de Rondônia que independem de outorga, que não estão sujeitos à outorga). Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Rondônia (CRH/RO).

- RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 55/12, de 21 de junho de 2012 (Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes tratados oriundos de estação de Tratamento de Esgoto Doméstico em galeria de águas pluvial no âmbito do estado de Mato Grosso, e dá outras providências). Conselho Estadual do Meio Ambiente do Mato Grosso (CONSEMA/MT).

4.4.2. Legislação internacional

No contexto internacional, as legislações referentes ao nitrogênio amoniacal para potabilidade da água descartado de efluentes para Bolívia, Paraguai, Uruguai, Alemanha, Suíça, Dubai e China foram:

- NORMA BOLIVIANA NB 512 “Reglamento Nacional para el Control de la Calidad del Agua para Consumo Humano”, de novembro de 2005. Ministerio de Servicios y Obras Públicas.
- LEY DEL MEDIO AMBIENTE (LEY Nº 1333), de 27 de abril de 1992. Congreso Nacional.
- NORMA PARAGUAYA 24 001 80 “Agua potable. Requisitos generale”, de outubro de 2011. Instituto Nacional de Tecnología, Normalización y Metrología.
- RESOLUCIÓN Nº 222/02 “Por la cual se establece el padrón de calidad de las aguas en el territorio nacional”, de 22 de abril de 2002. Secretaria del Ambiente.
- NORMA UNIT 833:2008 “Agua potable. Requisitos”, de julho de 2010. Instituto Uruguayo de Normas Técnicas.
- DECRETO Nº 253/979 “Normativa para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas”, de 09 de maio de 1979.
- DRINKING WATER ORDINANCE (TrinkwV) “Ordinance on the Quality of Water Intended for Human Consumption”, de 20 de junho de 2023. Federal Ministry of Health.
- WASTE WATER ORDINANCE (AbwV) “Ordinance on Requirements for the Discharge of Waste Water into Waters”, de 17 de junho de 2004. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety.
- WATERS PROTECTION ORDINANCE (814.201), de 28 de outubro de 1998. The Swiss Federal Council.
- WATER QUALITY REGULATIONS, de 1º de janeiro de 2021. The Department of Energy (DoE).

- GENERAL MARINE POLLUTION CONTROL REFERENCES, 2018. Government of Dubai.
- GB 5749-2006 “Hygienic Standards for Drinking Water Quality”, de 29 de dezembro de 2006. Ministry of Health of the People’s Republic of China and China National Standardization Management Committee.
- GB 18918-2002 “Discharge standard of pollutants for municipal wastewater treatment plant”, de 1º de julho de 2003. State Environmental Protection Administration.

4.5. Ensaio para avaliação da integridade e durabilidade

A avaliação da integridade e durabilidade do material E/S seguiu o proposto por Brito e Soares (2009). Foram conduzidos os ensaios de resistência à compressão (RC), capacidade de absorção de água (CAA) e umidificação e secagem (U/S) nas matrizes cimentícias intactas, conforme as especificações de forma e dimensões definidas pela norma ABNT NBR 7215/2019.

4.5.1. Resistência à compressão (RC)

O ensaio de resistência à compressão tem como objetivo medir a capacidade do material em resistir a forças de compressão para determinar a resistência mecânica. Esse ensaio foi realizado de acordo com ABNT NBR 7215/2019, que é aplicável ao setor de cimento e concreto e específico para avaliar cimento Portland.

O ensaio de resistência à compressão foi realizado seguindo as etapas:

- As matrizes cimentícias foram colocadas diretamente sobre o prato inferior da prensa manual Pavitest da marca Contenco (Figura 7), posicionadas de forma centralizada em relação ao eixo de carregamento;
- Em seguida, foi aplicada a carga de compressão até o ponto de rompimento da matriz cimentícia.

O valor da carga de rompimento foi então utilizado para determinar a resistência correspondente, utilizando a Eq. 8.

$$RC = \frac{F}{A} \cdot 0,0981 \quad \text{Eq. 8}$$

Em que, RC é a resistência a compressão em MPa, F é a força de ruptura dos corpos de prova em kgf e A é a área da base do cilindro da matriz cimentícia em cm^2 .

Figura 7 – Ensaio de resistência à compressão com prensa manual hidráulica



Fonte: Autora (2025)

Conforme indicado por Brito e Soares (2009), a partir da resistência mecânica do material E/S, é possível determinar seu destino e finalidade, que podem incluir: utilização em obras de alvenaria sem função estrutural, como material de cobertura, em pavimentação de rodovias, na produção de cerâmica vermelha (como tijolos maciços, blocos cerâmicos e telhas) e na fabricação de artefatos de concreto.

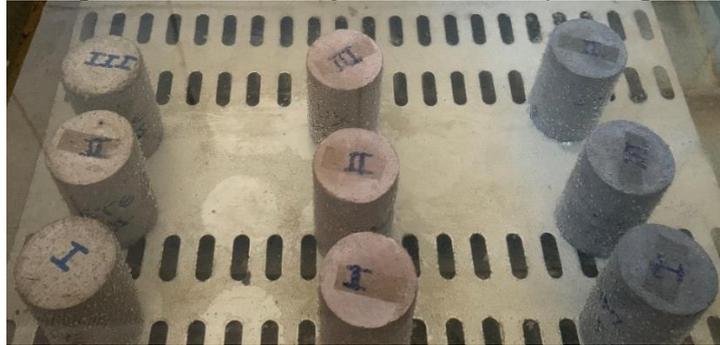
4.5.2. Capacidade de absorção de água (CAA)

O ensaio de capacidade de absorção de água visa avaliar a quantidade de água que o material é capaz de absorver em determinado período, fornecendo informações sobre sua porosidade. Esse ensaio foi realizado de acordo com a norma ABNT NBR 9778/2005: “Argamassa e concreto endurecidos: Determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica”.

O ensaio de capacidade de absorção de água se procedeu da seguinte maneira:

- As matrizes cimentícias foram inicialmente submetidas a secagem na estufa a 105°C por um período de 24 horas e posteriormente foram pesadas em uma balança analítica com precisão de 0,01g.
- Em seguida, foram imersas em água a 23°C por 72 horas. Após o término desse período, as amostras foram gradualmente levadas à ebulição por 5 horas, com aumento da temperatura em 10°C a cada hora até atingir 100°C.
- Em seguida, as matrizes cimentícias foram secas com papel absorvente e deixadas em repouso para resfriar, para então ser realizada a pesagem das amostras após a saturação.

Figura 8 – Ensaio de capacidade de absorção de água



Fonte: Autora (2025)

O percentual de capacidade de absorção de água foi calculado utilizando a Eq. 9.

$$CAA = \left(\frac{M_{sat} - M_s}{M_s} \right) \cdot 100 \quad \text{Eq. 9}$$

Em que, CAA é o teor de absorção de água do material E/S, M_{sat} é a massa da matriz cimentícia após saturação em g e M_s é a massa da matriz cimentícia seca em g.

4.5.3. Umidificação e secagem (U/S)

O ensaio de umidificação e secagem permite avaliar a durabilidade a longo prazo e a perda de massa do material E/S após ciclos de umidificação e secagem, simulando condições ambientais variáveis. Esse ensaio foi realizado seguindo o padrão do *Waste Technology Center* (WTC), 1991.

Cada ciclo de umidificação e secagem (U/S) envolveu o seguinte processo:

- As matrizes cimentícias foram inseridas individualmente em recipientes e, em seguida, água a aproximadamente 23°C foi adicionada em quantidade suficiente para cobri-las e umedecê-las;
- Em seguida, as amostras foram submetidas ao processo de secagem em estufa a 105 ± 5 °C por 24 horas.

Figura 9 – Ensaio de umidificação e secagem



Fonte: Autora (2025)

Este procedimento, foi repetido por três vezes, totalizando três ciclos de E/S. Após a conclusão do último ciclo, o percentual de perda de peso, que representa a degradação do material ao longo da análise, foi calculado utilizando a Eq. 10.

$$PP = \left(\frac{M_{nat} - M_{ciclo\ i}}{M_{nat}} \right) \cdot 100 \quad \text{Eq. 10}$$

Em que, PP é o teor perda de peso após análise de U/S, M_{nat} é a massa da matriz cimentícia natural em g e $M_{ciclo\ i}$ é a massa da matriz cimentícia após o último ciclo de U/S em g.

4.6. Ensaio para avaliação ambiental

Para a avaliação ambiental, foram realizados, inicialmente, os ensaios de lixiviação e solubilização. A partir dos extratos lixiviado e solubilizado obtidos, determinaram-se as concentrações de metais, nitrogênio amoniacal e demanda química de oxigênio. Esses resultados possibilitam a classificação dos resíduos sólidos e das matrizes cimentícias em perigosos, não perigosos não inertes e não perigosos inertes, além de permitir a avaliação da eficiência da técnica de estabilização por solidificação na retenção de contaminantes.

4.6.1. Lixiviação

A norma ABNT NBR 10004/2004 estabelece a lixiviação como uma análise para avaliar a capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas contidas no resíduo sólido. Este processo envolve a dissolução dessas substâncias no meio extrator. Por meio deste ensaio é possível classificar o resíduo sólido em classe I – perigoso ou classe II - não perigoso.

O procedimento para o ensaio de lixiviação é descrito pela norma ABNT NBR 10005/2004 e envolve as seguintes etapas:

- As dos resíduos sólidos e das matrizes cimentícias foram pesadas;
- Foi preparada a solução extratora 1, composta por água deionizada, solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1,0 N e ácido acético glacial (CH₃COOH);
- As amostras foram colocadas separadamente em frascos contendo a solução extratora, que foram então vedados e fixados ao equipamento rotativo e submetidos à agitação a uma velocidade de 30 rpm por um período de 18 ± 2 horas;
- Decorrido esse tempo, a solução foi filtrada utilizando uma membrana filtrante com porosidade de 0,45 µm para obtenção do extrato lixiviado.

Figura 10 – Equipamento rotativo para ensaio de lixiviação



Fonte: Autora (2025)

4.6.2. Solubilização

O ensaio de solubilização permite classificar os resíduos sólidos classe II – não perigosos em não inertes (classe II-A) ou inertes (classe II-B). O procedimento para obtenção do extrato solubilizado é descrito pela norma ABNT NBR 10006/2004, seguindo as etapas abaixo:

- As amostras dos resíduos sólidos e das matrizes cimentícias foram pesadas em base seca, seguindo a relação sólido/líquido de 1:4;
- As amostras foram misturadas com a água destilada em recipientes adequados e agitadas em baixa velocidade por 5 minutos;
- Os recipientes foram cobertos com filme de PVC e deixados em repouso por 7 dias a 25°C;
- Após esse período, a solução foi filtrada utilizando uma membrana filtrante com porosidade de 0,45 µm para obtenção do extrato solubilizado.

4.6.3. Determinação de metais pesados

A concentração de metais pesados foi determinada por meio da técnica de espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-AES). Este método permitiu a quantificação precisa dos metais presentes nos resíduos sólidos brutos e nas matrizes cimentícias, utilizando espectros de emissão característicos para cada elemento. Os resultados foram obtidos com base nas intensidades medidas, expressos em miligramas por litro ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Para expressar as concentrações em $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ utilizou-se a Eq. 11.

$$C_1 = C_2 \cdot \frac{V}{M_A} \quad \text{Eq. 11}$$

Em que, C_1 é a concentração em $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_2 é a concentração em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; V é o volume do extrato lixiviado ou solubilizado em L e M_A é a massa da amostra em kg.

4.6.4. Determinação de nitrogênio amoniacal

Para determinar a concentração de nitrogênio amoniacal nas amostras foi utilizado o método analítico descrito pelo *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2022). Foi utilizado o destilador de nitrogênio modelo MA-036 da marca Marconi (Figura 11) cuja destilação ocorre por arraste de vapor.

- Foi tomada uma alíquota de 10 ml da amostra do extrato lixiviado e solubilizado, adicionou-se 3 ml da solução tampão de borato e três gotas de fenolftaleína;
- Caso a amostra não apresente coloração rosa, goteja-se hidróxido de sódio 6N até que a amostra apresente coloração rosa;
- A amostra foi adicionada em tubos e levada para o micro destilador para realizar a destilação;
- Acrescentou-se 10 ml da solução alcalinizadora de NaOH;
- Posicionou-se um Erlenmeyer com 10 ml da solução de ácido bórico com indicador misto na saída do condensador;
- A destilação foi conduzida até que a solução contida no Erlenmeyer atinja 50 ml;
- Por fim, realizou-se a titulação do produto final da destilação contido no Erlenmeyer com uma solução de ácido sulfúrico 0,02N.

Figura 11 – Destilador de nitrogênio MA-036 da marca Marconi



Fonte: Autora (2025)

A concentração de nitrogênio amoniacal foi determinada a partir da Eq. 12 :

$$N_{AMONICAL} = N_t \cdot (V_t - V_{PB}) \cdot \frac{14000}{V_A} \quad \text{Eq. 12}$$

Em que, $N_{AMONACAL}$ é a concentração de nitrogênio amoniacal em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; N_t é a normalidade do titulante; V_t é o volume do titulante gasto em ml; V_{PB} é o volume gasto na titulação da prova em branco em ml e V_A é o volume da amostra em ml.

4.6.5. Determinação de demanda química de oxigênio (DQO)

O ensaio de demanda química de oxigênio (DQO) determina a concentração de matéria orgânica presente na amostra analisada. Para determinação da demanda química de oxigênio, utilizou-se o método do refluxo fechado descrito pelo *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2022). As seguintes etapas foram realizadas:

- As amostras do extrato lixiviado e solubilizado foram diluídas; pipetou-se 1,5 ml da solução digestora (APÊNDICE B) em cada tubo de digestão, adicionou-se 2,5 ml de cada amostra e 3,5 ml da solução catalisadora (APÊNDICE B).
- Preparou-se a prova em branco adicionando 1,5 ml da solução digestora, 2,5 ml de água destilada e 3,5 ml da solução catalisadora;
- Os tubos de ensaio foram fechados, homogeneizados e digeridos por 2 horas a 150°C ;
- Preparou-se a amostra padrão com 1,5 ml da solução digestora, 1,5 ml de água destilada e 3,5 ml de ácido sulfúrico concentrado;
- Após a digestão, o conteúdo de cada tubo foi transferido para erlenmeyer, o volume foi completado até 25 ml com água destilada e adicionou-se uma gota de ferroína em cada amostra; o mesmo foi feito para a amostra padrão;
- Realizou-se a titulação com solução de sulfato ferroso amoniacal (ANEXO A) para as amostras analisadas, a prova em branco e amostra padrão, anotando o volume da solução ferrosa gasto.

A concentração da DQO foi obtida pela Eq. 13:

$$DQO = \left(\frac{(V_A - V_{PB}) \cdot 1000}{V_P} \right) \quad \text{Eq. 13}$$

Em que, DQO é a concentração de matéria orgânica em $\text{mg}(\text{O}_2)\cdot\text{L}^{-1}$; V_A é o volume gasto na titulação da amostra analisada em ml; V_{PB} é o volume gasto na titulação da prova em branco em ml e V_P é o volume gasto na titulação da amostra padrão em ml.

4.7. Balanço de massa dos contaminantes

O balanço de massa determina a atenuação de lixiviação dos contaminantes contidos no resíduo sólido após a estabilização por solidificação. Esse cálculo leva em consideração a massa

de contaminante presente no resíduo sólido bruto e a massa do contaminante após o tratamento de E/S (Brito, 1999). Conforme apresenta a Eq. 14.

$$M = M_1 - M_2 \quad \text{Eq. 14}$$

Em que, M é a massa de contaminante atenuada após E/S em g; M_1 é a massa aplicada de contaminante antes do tratamento em g e M_2 é a massa do contaminante após o tratamento em g.

4.8. Eficiência da estabilização por solidificação

Para avaliar a eficácia do tratamento dos resíduos submetidos à E/S, será determinada a eficiência de retenção dos contaminantes, considerando as massas e concentrações do resíduo e aglomerante envolvidos no processo (Brito e Soares, 2009), conforme Eq. 15.

$$ER = \left[1 - \left(1 + \frac{RS}{A} \right) \cdot \frac{[y]_{TRATADO}}{[z]_{BRUTO}} \right] \cdot 100 \quad \text{Eq. 15}$$

Em que, ER é a eficiência de retenção; RS é a massa do resíduo em g; A é a massa de aglomerante em g; $[y]_{TRATADO}$ é a concentração do contaminante após tratamento em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $[z]_{BRUTO}$ é a concentração do contaminante no resíduo bruto em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

4.9. Análise estatística

A análise estatística foi conduzida para validar e interpretar os dados experimentais referentes às variáveis de resposta. Nessa etapa, empregou-se a Análise de Variância (ANOVA) em conjunto com o teste de Tukey para comparação de pares.

4.9.1. Análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey

Para determinar se havia efeitos estatisticamente significativos entre as médias das respostas dos tratamentos, a um nível de 95% de confiança, foi conduzida a Análise de Variância. Na ANOVA, a hipótese nula afirma que todas as médias dos tratamentos são iguais, enquanto a hipótese alternativa afirma que pelo menos uma é diferente. A Tabela 11 mostra a saída computacional do software utilizado, o Minitab®, para o planejamento *one-way*.

Tabela 11 – Análise de variância (ANOVA) para o planejamento *one-way*

| Fonte de Variação | G.l | Soma do Quadrado (SQ) | Quadrado Médio (QM) | Valor F | Valor p ⁽¹⁾⁽²⁾ |
|-------------------|-------|-----------------------|---------------------|---------|---------------------------|
| Regressão | 1 | SQR | QMR | QMR/QME | - |
| Resíduo | n - 2 | SQE | QME | - | - |
| Total | n - 1 | SQT | - | - | - |

⁽¹⁾significativamente diferente ($p \leq 0,05$); ⁽²⁾não significativamente diferente ($p > 0,05$); n: número de observação; G.l: graus de liberdade.

Fonte: Minitab 19.0 (2019)

A Tabela 11 apresentada traz um detalhamento sobre a variação nos dados e a adequação do modelo de regressão, incluindo a proporção da variação total explicada pela regressão e a significância estatística dessa explicação.

Para casos em que a ANOVA indicou uma diferença significativa entre as médias dos tratamentos foi aplicado o teste de Tukey. Esse teste foi utilizado para determinar quais médias foram estatisticamente diferentes ao nível de 5% de probabilidade de erro. De acordo com o teste de Tukey, duas médias são consideradas estatisticamente diferentes sempre que o valor absoluto da diferença entre elas for maior ou igual à diferença mínima significativa.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho resultaram na elaboração de dois artigos científicos. O primeiro, intitulado “*Avaliação comparativa da integridade e durabilidade de materiais obtidos após estabilização por solidificação de resíduos industriais*”, aborda a comparação do desempenho das matrizes cimentícias em termos de integridade e durabilidade. Já o segundo, “*Proposição de padrões para avaliação ambiental do nitrogênio amoniacal em materiais estabilizados por solidificação e avaliação da imobilização de contaminantes*”, propõe padrões para o contaminante nitrogênio amoniacal e analisa a eficiência da imobilização dos contaminantes nos materiais tratados pela E/S.

ARTIGO 1

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DA INTEGRIDADE E DURABILIDADE DE MATERIAIS OBTIDOS APÓS ESTABILIZAÇÃO POR SOLIDIFICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS

Resumo

Este estudo teve como objetivo avaliar a integridade e durabilidade de matrizes cimentícias obtidas a partir do tratamento de resíduos sólidos industriais – lama vermelha (LV), lodo de esgoto (LETE) e cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) – por meio da técnica de estabilização por solidificação (E/S), visando sua reciclagem para aplicações como a produção de blocos de pavimentação. Empregou-se o planejamento experimental one-way para investigar a influência do fator ‘tipo de resíduo’ sobre as variáveis de resposta: resistência à compressão, absorção de água e perda de massa após ciclos de umidificação e secagem. A caracterização dos resíduos incluiu análises químicas e físicas, como pH, condutividade, sólidos totais e suas frações e difratometria de raios X (DRX). A classificação foi realizada utilizando espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-AES) para quantificação de metais, bem como a determinação da demanda química de oxigênio (DQO) no extrato lixiviado. A análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey revelaram que o tipo de resíduo influenciou significativamente as variáveis de resposta. Os resultados mostraram que a lama vermelha apresentou melhor desempenho em termos de integridade e durabilidade, com maior resistência à compressão ($7,24 \pm 0,70$ MPa) e menor porosidade ($9,70 \pm 0,24$ %), enquanto a cinza de bagaço de cana-de-açúcar apresentou o desempenho mais baixo, com menor resistência à compressão ($3,87 \pm 0,27$ MPa) e maior porosidade ($16,67 \pm 0,09$ %). A técnica de E/S mostrou-se eficaz, atendendo aos critérios de integridade e durabilidade, o que permite o reaproveitamento dos materiais estabilizados por solidificação.

Palavras-chave: encapsulamento; reciclagem de resíduos; lama vermelha; lodo de esgoto; cinza de bagaço de cana-de-açúcar.

Abstract

This study aimed to assess the integrity and durability of cementitious matrices obtained from the treatment of industrial solid wastes — red mud (RM), sewage sludge (SS), and sugarcane bagasse ash (SBA) — using the solidification/stabilization (S/S) technique, with a view to their recycling for applications such as the production of paving blocks. A one-way experimental design was employed to investigate the influence of the factor 'waste type' on the response variables: compressive strength, water absorption, and mass loss after wetting and drying cycles. The characterization of the wastes included chemical and physical analyses, such as pH, conductivity, total solids and their fractions, and X-ray diffraction (XRD). Classification was carried out using inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES) for the quantification of metals, as well as the determination of chemical oxygen demand (COD) in the leachate extract. Analysis of variance (ANOVA) and Tukey's test revealed that the waste type significantly influenced the response variables. The results showed that red mud presented better performance in terms of integrity and durability, with higher compressive strength (7.24 ± 0.70 MPa) and lower porosity ($9.70 \pm 0.24\%$), while sugarcane bagasse ash presented the lowest performance, with lower compressive strength (3.87 ± 0.27 MPa) and higher porosity ($16.67 \pm 0.09\%$). The S/S technique proved effective, meeting the criteria for integrity and durability, which allows the reuse of stabilized materials by solidification.

Keywords: encapsulation; waste recycling; red mud; sewage sludge; sugarcane bagasse ash.

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos industriais (RSI) são subprodutos gerados em atividades industriais e processos de fabricação, podendo ser classificados como perigosos ou não perigosos, reutilizáveis ou não reutilizáveis, recicláveis ou não recicláveis (Soliman e Moustafa, 2020). Estima-se que, globalmente, a geração de resíduos sólidos ultrapasse 2 bilhões de toneladas por ano, sendo o setor industrial responsável por uma parcela significativa desse total — o que o torna uma das principais fontes de poluição, especialmente em países em desenvolvimento, como o Brasil (Kaza *et al.*, 2018). Os RSI derivam de uma ampla variedade de processos e apresentam propriedades físicas e químicas distintas, resultando em uma composição heterogênea (Ke *et al.*, 2023). A gestão inadequada desses resíduos, incluindo seu descarte incorreto, representa uma séria ameaça ao meio ambiente e à saúde humana, por contribuir com a poluição do ar, a contaminação do solo e a degradação da qualidade da água.

A adoção de práticas como reutilização, reciclagem e recuperação de RSI tem se mostrado uma estratégia eficaz para o gerenciamento dos RSI, contribuindo para a mitigação dos impactos ambientais. Entre as principais rotas para a valorização desses resíduos estão a produção de materiais de construção, a síntese de materiais funcionais ambientais e a extração de elementos valiosos (Shen *et al.*, 2019). Atualmente, a reaproveitamento de RSI na construção

civil é uma abordagem comumente empregada, em função da alta demanda por materiais de construção e ao baixo custo associado a esse processo (Ke *et al.*, 2023).

Nesse contexto, o tratamento por estabilização por solidificação (E/S) surge como uma técnica promissora que combina dois processos inter-relacionados ocorrendo simultaneamente para resultar em um material com menor impacto ambiental quando descartado ou reutilizado (Zhang *et al.*, 2009). A E/S reduz a mobilidade dos resíduos sólidos ao encapsulá-lo em uma matriz sólida, na qual o aglomerante pode, ou não, reagir quimicamente com os resíduos, mas assegura sua fixação no material solidificado (Pinto, 2005). Segundo Liu *et al.* (2018) o cimento Portland é amplamente utilizado como aglomerante na E/S devido a suas vantagens, como alta disponibilidade no mercado, baixo custo, fácil aplicação e alta eficiência.

Dois tipos de interações entre os resíduos e a matriz de cimento devem ser considerados. A primeira refere-se àquelas que influenciam diretamente a reação de hidratação do cimento, podendo acelerá-la ou retardá-la e o segundo envolve as reações que continuam a ocorrer na matriz endurecida, o que pode comprometer sua integridade e, assim, afetar sua durabilidade a longo prazo (Milestone, 2006). Assim, é necessário realizar uma avaliação física e estrutural do material E/S para determinar a viabilidade de sua utilização.

De acordo com Brito e Soares (2009), os ensaios mais relevantes para avaliação da integridade e durabilidade dos materiais E/S são de resistência à compressão, capacidade de absorção de água e umidificação e secagem. Esses ensaios avaliam a capacidade do material de suportar forças de compressão, a sua porosidade com base na quantidade de água absorvida e a durabilidade a longo prazo por meio da simulação das variações das condições ambientais.

Três tipos de resíduos sólidos foram estudados neste trabalho: lama vermelha, lodo de estação de tratamento de esgoto e cinza de bagaço de cana-de-açúcar. A lama vermelha é um resíduo gerado no beneficiamento da bauxita, com geração anual estimada entre 120 e 150 milhões de toneladas (Pan *et al.*, 2023). O lodo de esgoto é proveniente do tratamento de efluentes domésticos e industriais, atingindo uma geração global de cerca de 45 milhões de toneladas por ano (Giwa *et al.*, 2023). A cinza de bagaço de cana são subprodutos da incineração do bagaço, gerando aproximadamente 6,2 kg de cinzas por tonelada de bagaço processado, frequentemente descartadas em aterros sanitários ou de forma irregular (Lima *et al.*, 2023).

O objetivo do estudo foi avaliar comparativamente a integridade e durabilidade de matrizes cimentícias obtidas a partir da estabilização por solidificação desses três resíduos sólidos industriais, conforme os critérios propostos por Brito e Soares (2009) para materiais estabilizados por solidificação. Para isso, foi adotado um planejamento experimental unifatorial, considerando o tipo de resíduo como fator qualitativo, a fim de analisar seus efeitos

sobre as variáveis de resposta: resistência à compressão, absorção de água e perda de massa após ciclos de umidificação e secagem. A análise estatística incluiu a aplicação da análise de variância (ANOVA), com posterior teste de Tukey, para identificar diferenças significativas entre os tratamentos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida no Laboratório de Gestão e Tratamento de Resíduos (LABGER), pertencente a Unidade Acadêmica de Engenharia Química (UAEQ) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

2.1. Planejamento experimental

O planejamento *one-way* foi adotado para investigar a influência do fator qualitativo ‘tipo de resíduo’ sobre as variáveis de resposta: resistência à compressão, capacidade de absorção de água e umidificação e secagem. Três tratamentos foram definidos (lama vermelha, lodo de estação de tratamento de esgoto, cinza de bagaço de cana-de-açúcar), cada um com três réplicas, totalizando nove experimentos (Tabela 1).

Tabela 1 – Matriz de planejamento experimental: *one-way*

| Experimento | Tratamento | Réplica | Variável resposta |
|-------------|------------|---------|-------------------|
| 1 | LV | 1 | y_1 |
| 2 | LV | 2 | y_2 |
| 3 | LV | 3 | y_3 |
| 4 | LETE | 1 | y_4 |
| 5 | LETE | 2 | y_5 |
| 6 | LETE | 3 | y_6 |
| 7 | CBCA | 1 | y_7 |
| 8 | CBCA | 2 | y_8 |
| 9 | CBCA | 3 | y_9 |

LV: lama vermelha; LETE: lodo de estação de tratamento de esgoto; CBCA: cinza de bagaço de cana-de-açúcar

Fonte: Autora (2025)

2.2. Confeção das matrizes cimentícias

As matrizes cimentícias cilíndricas foram produzidas utilizando uma mistura de cimento Portland CII-Z-32, areia e RSI na proporção de 1:3 (cimento: demais constituintes). O percentual de RSI foi fixado em 15%, conforme a metodologia proposta por Brito e Soares (2009), enquanto o tempo de cura adotado foi de 28 dias, com base no comportamento típico de hidratação do cimento Portland, conforme descrito por Chidiac e Panesar (2008). A Tabela 2 apresenta a massa de cada componente utilizado.

Tabela 2 – Composição em massa dos constituintes das matrizes cimentícias

| % RSI | Massa (g) | | | |
|-------|-----------|-------|--------|--------|
| | CP | RSI | Areia | MC |
| 15% | 112,50 | 16,88 | 320,62 | 450,00 |

RSI: resíduo sólido industrial; CP: cimento Portland; MC: matriz cimentícia.

Fonte: Autora (2025)

A preparação das matrizes cimentícias seguiu os procedimentos operacionais descritos por Brito e Soares (2009) no *Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação*, que estabelece as condições ideais e padronizam o processo de confecção.

2.3. Caracterização dos materiais

O cimento Portland CPII-Z-32, a areia, os resíduos sólidos industriais (Figura 1a) e as matrizes cimentícias (Figura 1b) foram caracterizados realizando as seguintes análises.

Figura 1 – a) cimento, areia e resíduos sólidos industriais; b) matrizes cimentícias após a cura



Fonte: Autora (2025)

2.3.1 Análises químicas

As análises químicas para caracterizar os materiais e as matrizes cimentícias incluíram a determinação do pH, condutividade e sólidos totais dissolvidos, conforme descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* para potenciometria em suspensão aquosa (APHA, AWWA e WEF, 2022). As medições de pH foram realizadas com o pHmetro e as medições de condutividade e sólidos totais dissolvidos foram feitas com o condutivímetro.

2.3.2 Análises físicas

Para a caracterização física dos materiais e das matrizes cimentícias, foram determinados os teores de umidade, sólidos totais, sólidos voláteis e sólidos fixos, utilizando método gravimétrico, conforme especificado no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2022).

A composição mineralógica dos resíduos sólidos industriais foi determinada por difratometria de raios X (DRX), utilizando difratômetro de raios X modelo LabX XRD-6100 da Shimadzu. As fases minerais foram identificadas comparando os resultados obtidos com os difratogramas disponíveis no banco de dados *Crystallography Open Database (COD 2018)*, utilizando o software *Match!3*. O tratamento dos dados e a extração dos resultados finais, incluindo a identificação das fases, foram realizados no software *Origin 2019 Professional*.

2.4. Classificação dos resíduos sólidos industriais

A norma ABNT NBR 10004/2004, define o ensaio de lixiviação para classificar os resíduos sólidos industriais em classe I – perigosos ou classe II – não perigosos. O procedimento para o ensaio de lixiviação foi realizado conforme a norma ABNT NBR 10005/2004. A partir do extrato lixiviado determinou-se a concentração de metais pesados por espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-AES), e a demanda química de oxigênio (DQO) pelo método de refluxo fechado descrito pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2022).

2.5. Avaliação da integridade e durabilidade

Para avaliação da integridade e durabilidade dos materiais E/S foram conduzidos os ensaios de resistência à compressão (RC), capacidade de absorção de água (CAA) e umidificação e secagem (U/S).

2.5.1 Resistência à compressão (RC)

O ensaio foi conduzido conforme a norma ABNT NBR 7215/2019 que especifica o procedimento para a determinação da resistência à compressão do cimento Portland, com o objetivo de avaliar a capacidade do material de suportar forças de compressão. Foi utilizada uma prensa manual e os resultados foram expressos em megapascal (MPa).

2.5.2 Capacidade de absorção de água (CAA)

O ensaio de absorção de água tem como objetivo determinar a quantidade de água absorvida pelo material, o que reflete sua porosidade. O ensaio foi realizado em conformidade com a norma ABNT NBR 9778/2009, que especifica a metodologia para a determinação de absorção de água em argamassas e concretos endurecidos.

2.5.3 Umidificação e secagem (U/S)

O ensaio de umidificação e secagem simula as variações das condições ambientais, permitindo avaliar a durabilidade do material E/S a longo prazo com base na perda de massa após repetidos ciclos de umidificação e secagem. Este ensaio foi conduzido conforme a metodologia definida pelo *Waste Technology Center - WTC* (1991).

2.6. Análise estatística

A análise estatística incluiu a análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey para comparação de pares, utilizando o software *Minitab 19.0*. Na ANOVA, a hipótese nula assume que todas as médias dos tratamentos são iguais, enquanto a hipótese alternativa afirma que pelo menos uma média é diferente das demais. Com um nível de confiança de 95%, a ANOVA permitiu verificar a existência de diferenças estatísticas entre as médias dos tratamentos. O teste de Tukey foi então utilizado para identificar especificamente quais médias apresentaram diferenças estatisticamente significativas, com 5% de probabilidade de erro.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização do cimento, areia e resíduos sólidos industriais

Para a caracterização foram analisados pH, condutividade elétrica, concentração de sólidos totais dissolvidos, teor de sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos totais fixos e umidade, conforme mostram os resultados da Tabela 3.

Tabela 3 – Caracterização do cimento, areia e resíduos sólidos industriais

| | Parâmetro Químico | | | |
|-------|-------------------|---------------------------|-----------|-------|
| | pH | CE (mS·cm ⁻¹) | STD (ppm) | |
| LV | 10,36 | 0,87 | 355,70 | |
| LETE | 7,44 | 1,44 | 714,07 | |
| CBCA | 10,81 | 5,58 | 2887,67 | |
| CP | 12,79 | 6,20 | 3490,00 | |
| AREIA | 9,18 | 0,26 | 146,30 | |
| | Parâmetro Físico | | | |
| | ST (%) | STV* (%) | STF* (%) | U (%) |
| LV | 97,00 | 10,03 | 89,97 | 3,00 |
| LETE | 98,67 | 9,66 | 90,34 | 1,33 |
| CBCA | 89,27 | 57,13 | 42,87 | 10,73 |
| CP | 98,80 | 2,02 | 97,98 | 1,20 |
| AREIA | 99,80 | 0,40 | 99,60 | 0,20 |

pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; STD: sólidos totais dissolvidos; ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis; STF: sólidos totais fixos; U: umidade; CP: cimento Portland; LV: lama vermelha; LETE: lodo de estação de tratamento de esgoto; CBCA: cinza de bagaço de cana-de-açúcar; *relativo aos sólidos totais.

Fonte: Autora (2025)

A lama vermelha (LV) apresentou pH de 10,36, indicando alcalinidade, resultado consistente com o observado por Thives, Lima e Rohde (2023). Essa alcalinidade pode ser devido ao hidróxido de sódio e óxido de cálcio usados no beneficiamento da bauxita. O lodo de esgoto (LETE) teve pH de 7,44, próximo da neutralidade, em consonância com o estudo de Onofre, Abatti e Tessaro (2015), que identificaram pH de $7,56 \pm 1,06$. A cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) apresentou pH de 10,81, também alcalino, possivelmente devido à presença óxidos e hidróxidos de metais comuns em resíduos de biomassa.

O cimento e a areia apresentaram pH alcalino, de 12,79 e 9,18, respectivamente, possivelmente devido à presença de hidróxido de cálcio (portlandita) e outros compostos alcalinos no cimento, enquanto o pH da areia pode estar relacionado à sua composição mineral. Esses resultados estão de acordo com Silva (2023), que encontrou valores de pH de 12,44 para o cimento e 9,10 para a areia.

A lama vermelha apresentou a menor condutividade elétrica ($0,87 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), indicando baixa concentração de íons dissolvidos, seguida pelo lodo de esgoto ($1,44 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) e pela cinza de bagaço de cana-de-açúcar, que exibiram o maior valor ($5,58 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Segundo Ayers e Westcot (1985), a condutividade da lama vermelha e do lodo de esgoto está dentro da faixa de restrição moderada para descarte ($0,70\text{--}3,00 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), enquanto a cinza possui restrição severa ($>3,00 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). O cimento Portland apresentou condutividade de $6,20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, indicando elevada quantidade de sólidos iônicos dissolvidos. Em contraste, a areia apresentou baixa condutividade de $0,26 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$.

A concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) está diretamente relacionada à condutividade elétrica. Isso foi observado nos resultados obtidos, com o cimento apresentando maior concentração de sólidos totais dissolvidos e a areia a menor concentração.

A lama vermelha e o lodo de esgoto apresentam baixos teores de umidade (3,00% e 1,33%, respectivamente) e altos teores de sólidos totais, com uma predominância de sólidos fixos (89,97% e 90,34%), indicando uma composição majoritariamente inorgânica. Esses resíduos são pouco voláteis, característica que contribui para a resistência estrutural das matrizes solidificadas. A cinza de bagaço de cana-de-açúcar, com 89,27% de sólidos totais e 10,73% de umidade, possuem uma alta fração de sólidos voláteis (57,13%), refletindo a presença de matéria orgânica não completamente queimada.

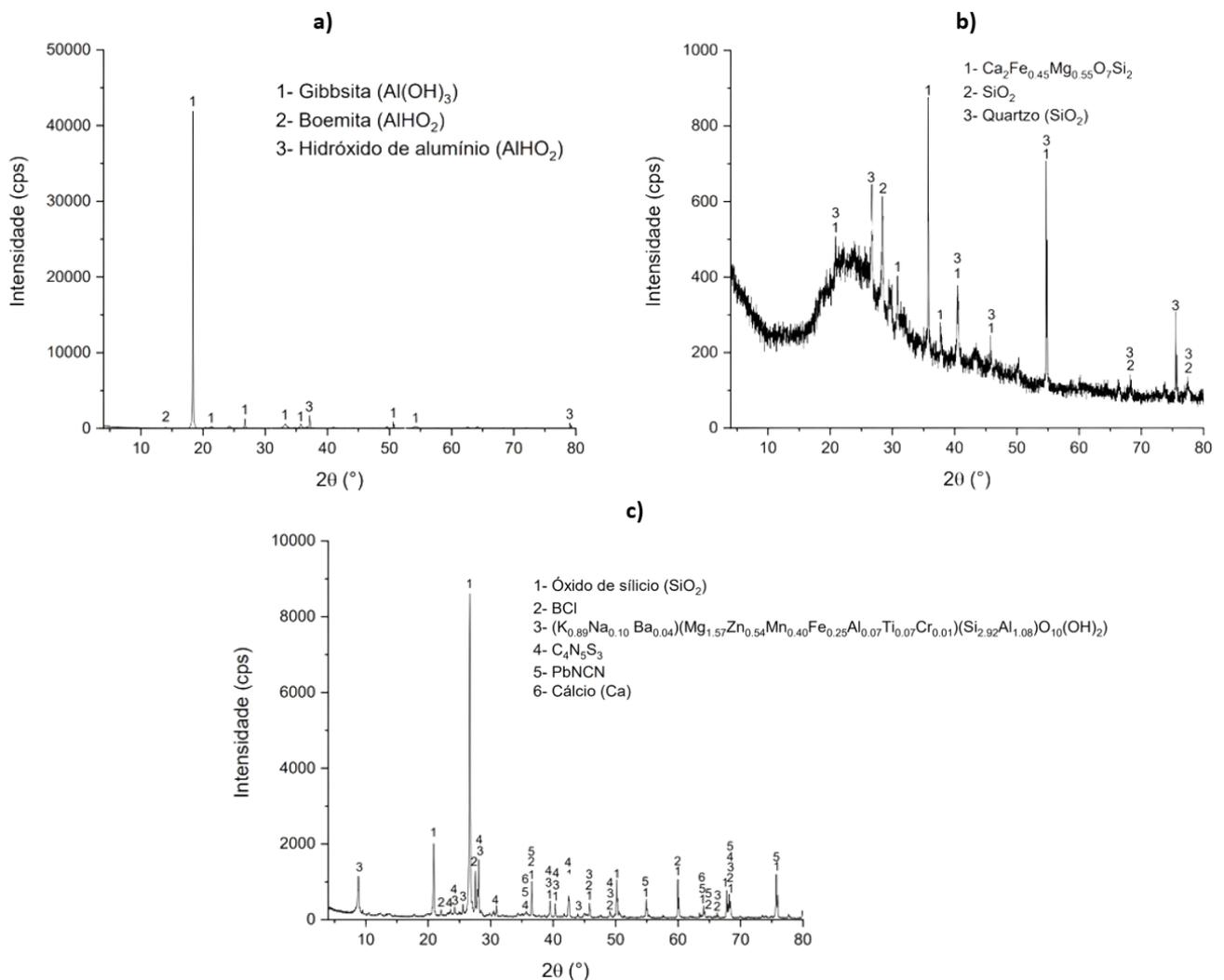
O cimento e a areia apresentam elevados teores de sólidos totais (98,80% e 99,80%) e umidade baixa, sendo ambos predominantemente inorgânicos com valores de sólidos fixos de

97,98% e 99,60%, respectivamente. Resultados semelhantes foram reportados por Cavalcante (2021), que encontrou teores de sólidos fixos de 97,96% para o cimento Portland e 99,93% para a areia. A composição mineral da areia (quartzo) e os componentes inorgânicos do cimento (silicatos, aluminatos e aluminoferritos de cálcio) justificam essa característica

3.1.1 Difratomia de raio X (DRX) dos resíduos sólidos industriais

As fases cristalinas da lama vermelha identificadas por difratometria de raios X (DRX) (Figura 2a) correspondem a minerais de alumínio, como a gibbsita, um hidróxido de alumínio, e a boemita, um óxido de alumínio hidratado. Esses minerais são típicos de resíduos de bauxita, o minério utilizado na produção de alumina.

Figura 2 – Difratoograma de raios X: a) lama vermelha; b) cinza de bagaço de cana; c) lodo de esgoto



Fonte: Autora (2025)

A cinza de bagaço de cana-de-açúcar (Figura 2b) apresentaram picos de fases cristalinas com a fórmula química $\text{Ca}_2\text{Fe}_{0.45}\text{Mg}_{0.55}\text{O}_5\text{Si}_2$, óxido de silício e quartzo. Além disso, o difratograma de raio x apresenta um sinal difuso, característico da fase amorfa. A presença

quartzo na fase cristalina pode estar relacionada a cinzas resultantes de altas temperaturas (> 800°C) e períodos de queima prolongados (Matos *et al.*, 2021) ou à areia que se adere à cana-de-açúcar durante a colheita (Moura *et al.*, 2021). A coloração preta intensa da cinza estudada (Figura 1a) indica uma quantidade significativa de carbono, sugerindo uma incineração inadequada, conforme observado por Katare e Mudurwar (2017).

O lodo de esgoto (Figura 1c) apresentou uma composição mineralógica diversa, com fases cristalinas que incluem dióxido de silício (SiO₂), cloreto de boro (BCl), cianamida de chumbo (PbNCN), cálcio (Ca) e outras fórmulas químicas, refletindo a variada e complexa composições dos esgotos processados e do tratamento aplicado nas estações.

3.2. Classificação dos resíduos sólidos industriais

As concentrações de metais e DQO no extrato lixiviado dos resíduos sólidos industriais foram determinadas para sua classificação, conforme apresentado na Tabela 4. Para a lama vermelha, apenas a DQO ultrapassou o limite máximo permitido no extrato lixiviado, com um valor de 6410,256 mgO₂·L⁻¹, superior ao limite de 250 mgO₂·L⁻¹. No lodo de esgoto, alumínio, zinco, manganês e DQO apresentaram concentrações acima do permitido, com valores de 2,932 mg·L⁻¹, 9,752 mg·L⁻¹, 2,410 mg·L⁻¹ e 7051,282 mgO₂·L⁻¹, respectivamente. Para a cinza de bagaço de cana-de-açúcar, os contaminantes excedentes foram alumínio e DQO, com concentrações de 3,560 mg·L⁻¹ e 11468,380 mgO₂·L⁻¹. Conclui-se, portanto, que todos os três resíduos analisados são classificados como perigosos (classe I).

Tabela 4 – Classificação dos resíduos sólidos industriais

| Análise | LV | LETE | CBCA | LMP |
|--|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------|
| Alumínio (mg·L ⁻¹) | < LQ | 2,932 | 3,560 | 0,2 ⁽¹⁾ |
| Ferro (mg·L ⁻¹) | 0,138 | 1,880 | 0,253 | 15,0 ⁽²⁾ |
| Chumbo (mg·L ⁻¹) | < LQ | 0,164 | < LQ | 1,0 ⁽³⁾ |
| Zinco (mg·L ⁻¹) | < LQ | 9,752 | < LQ | 5,0 ⁽²⁾ |
| Manganês (mg·L ⁻¹) | < LQ | 2,410 | 0,407 | 1,0 ⁽²⁾ |
| DQO (mgO ₂ ·L ⁻¹) | 6410,256 | 7051,282 | 11468,380 | 250,0 ⁽⁴⁾ |
| Classificação | Classe I - Perigoso | Classe I - Perigoso | Classe I - Perigoso | - |

⁽¹⁾valores baseados na Portaria GM/MS N° 888/2021; ⁽²⁾valores baseados na resolução CONAMA n°430/2011; ⁽³⁾anexo F da ABNT NBR 10004/2004; ⁽⁴⁾valor baseado COPAM-CERH/MG n° 8/2022; LV: lama vermelha; LETE: lodo de estação de tratamento de esgoto; CBCA: cinza de bagaço de cana-de-açúcar; LMP: limite máximo permissível; DQO: demanda química de oxigênio; LQ: limite de quantificação.

Fonte: Autora (2025)

3.3. Caracterização dos materiais estabilizados por solidificação (E/S)

Os resultados da caracterização dos materiais E/S, apresentados na Tabela 5, indicaram alcalinidade em todos os tratamentos, sendo o lodo de esgoto com o pH mais alto (12,35 ±

0,06), seguido pela lama vermelha ($12,26 \pm 0,08$) e pela cinza de bagaço de cana-de-açúcar ($11,96 \pm 0,15$). Essa alcalinidade é característica de materiais cimentícios, devido à presença de hidróxidos formados durante a hidratação do cimento Portland. A natureza alcalina favorece a imobilização de contaminantes, especialmente metais pesados. O estudo de Silva (2023) também apresentou matrizes cimentícias de natureza alcalina ao aplicar a estabilização por solidificação em resíduo sólido alcalino.

Tabela 5 – Caracterização dos materiais estabilizados por solidificação

| Material E/S | Parâmetro Químico | | | |
|-----------------|-------------------|---------------------------------------|----------------------|-----------------|
| | pH | CE ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) | STD (ppm) | |
| LV | $12,26 \pm 0,08$ | $2,59 \pm 0,11$ | $1301,33 \pm 73,04$ | |
| LETE | $12,35 \pm 0,06$ | $2,99 \pm 0,38$ | $1530,00 \pm 143,95$ | |
| CBCA | $11,96 \pm 0,15$ | $2,51 \pm 0,14$ | $1197,33 \pm 55,10$ | |
| Material E/S | Parâmetro Físico | | | |
| | ST (%) | STV* (%) | STF* (%) | U (%) |
| LV | $98,40 \pm 0,16$ | $4,81 \pm 0,41$ | $95,19 \pm 0,41$ | $1,60 \pm 0,16$ |
| LETE | $98,60 \pm 0,16$ | $4,12 \pm 0,09$ | $95,88 \pm 0,09$ | $1,40 \pm 0,16$ |
| CBCA | $98,00 \pm 0,16$ | $7,28 \pm 0,20$ | $92,72 \pm 0,20$ | $2,00 \pm 0,16$ |

pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; STD: sólidos totais dissolvidos; ST: sólidos totais; STV: sólidos totais voláteis; STF: sólidos totais fixos; U: umidade; LV: lama vermelha; LETE: lodo de estação de tratamento de esgoto; CBCA: cinza de bagaço de cana-de-açúcar.

Fonte: Autora (2025)

Os tratamentos de lodo de esgoto apresentaram a maior condutividade elétrica ($2,99 \pm 0,38 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) seguido pela lama vermelha ($2,59 \pm 0,11 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) e pela cinza de bagaço de cana ($2,51 \pm 0,14 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$). Esses valores podem ser explicados pela baixa condutividade da areia ($0,20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), que compõe a maior parte da mistura (Tabela 2), diluindo a condutividade geral do material. Embora o cimento, com alta condutividade ($6,20 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), seja um componente significativo, a predominância da areia resulta em valores finais de condutividade moderados.

Em relação aos sólidos totais dissolvidos, os tratamentos de lodo de esgoto também apresentaram o maior valor ($1530,00 \pm 143,95 \text{ ppm}$), indicando uma maior quantidade de substâncias dissolvidas, seguido pela lama vermelha ($1301,33 \pm 73,04 \text{ ppm}$) e pela cinza de bagaço de cana ($1197,33 \pm 55,10 \text{ ppm}$). Esses resultados são consistentes com os valores de condutividade elétrica, já que uma maior quantidade de íons dissolvidos está diretamente relacionada a uma maior condutividade.

Os materiais E/S apresentaram altos teores de sólidos totais (próximos a 98%), majoritariamente sólidos fixos (acima de 92%), como esperado devido à composição do cimento, areia e resíduos. Os tratamentos com cinza de bagaço de cana apresentaram o maior

teor de sólidos voláteis (matéria orgânica), o que pode influenciar negativamente na integridade e durabilidade do material E/S.

3.4. Avaliação da integridade e durabilidade dos materiais estabilizados por solidificação

As matrizes cimentícias são consideradas aprovadas em termos de integridade e durabilidade quando atende aos critérios de resistência à compressão, capacidade de absorção de água e umidificação e secagem. A Tabela 6 apresenta os resultados dos ensaios de integridade e durabilidade.

Tabela 6 – Resistência à compressão, capacidade de absorção de água e umidificação e secagem dos materiais E/S

| Critério | LV | LETE | CBCA | Valor limite |
|----------|-------------|--------------|--------------|--------------|
| RC (MPa) | 7,24 ± 0,70 | 5,18 ± 0,39 | 3,87 ± 0,27 | ≥ 1MPa |
| CAA (%) | 9,70 ± 0,24 | 10,45 ± 0,25 | 16,67 ± 0,09 | ≤ 40% |
| U/S (%) | 3,37 ± 0,09 | 3,37 ± 0,07 | 3,99 ± 0,05 | ≤ 15% |

Fonte: Autora (2025); Brito e Soares (2009).

3.4.1 Resistência à compressão (RC)

Todos os tratamentos foram aprovados no ensaio de resistência à compressão, pois apresentaram resultados superiores a 1 MPa. Conforme o protocolo de Brito e Soares (2009), materiais com essa resistência podem ter duas destinações diferentes: utilização sem restrição, se atenderem aos critérios de integridade e durabilidade e imobilização de contaminantes; ou utilização com restrição, se forem aprovados nos critérios de integridade e durabilidade e na lixiviação, mas reprovados na solubilização. Em relação ao controle (sem resíduo), que teve resistência média de $10,75 \pm 1,08$ MPa, as resistências diminuíram: 32,65% para lama vermelha, 51,81% para o lodo de esgoto e 64,00% para cinza de bagaço de cana. Galindo e Brito (2020), Paixão (2019) e Silva (2018) também observaram essa redução.

Os tratamentos com lama vermelha apresentaram a maior resistência à compressão, possivelmente devido à atividade pozolânica. Paumgarten *et al.* (2021), observaram uma atividade pozolânica de 85,85% com o cimento Portland aos 28 dias, valor próximo ao exigido pela norma ABNT NBR 5752. Essa atividade pozolânica refere-se à capacidade do material de reagir com hidróxido de cálcio e formar compostos semelhantes aos produzidos na hidratação do cimento Portland, como silicatos de cálcio hidratados (C-S-H), que contribuem para o aumento da resistência mecânica e da durabilidade da matriz. Magalhães *et al.* (2022) afirmam que a lama vermelha se destaca como uma importante fonte de substâncias que fornecem resistência mecânica para materiais cerâmicos, comprovada pela grande presença de minerais.

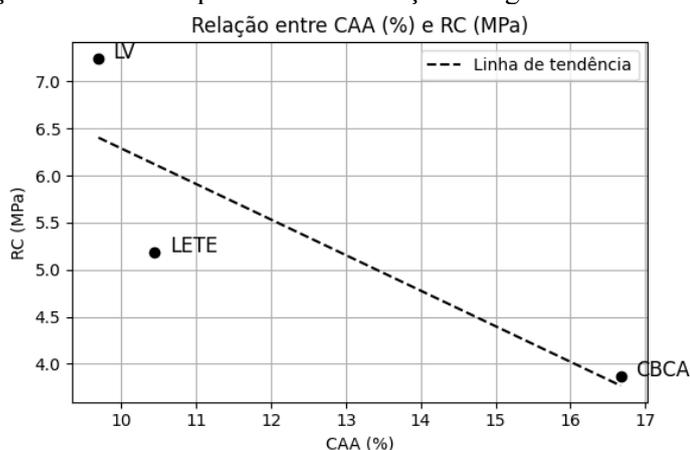
Rigolin (2022) estudou peças de concreto com lodo de esgoto incorporado e observou a diminuição da resistência à compressão, atribuída ao alto teor de sulfatos no LETE, que reagem com o aluminato tricálcico do cimento, causando expansão, fissuração, descamação e desintegração do material. Os tratamentos com cinza de bagaço de cana-de-açúcar apresentaram a menor resistência à compressão. Katare e Madurwar (2017) apontam que o carbono na cinza é o principal fator para a baixa atividade pozolânica, o que pode justificar os resultados de resistência obtidos. Além disso, Karamalidis e Voudrias (2007) observaram que resíduos com compostos orgânicos interferem na solidificação, reduzindo a resistência, pois hidratação do cimento é afetada com a formação de uma película protetora nos grãos, que dificulta a formação de hidróxido de cálcio e acelera a modificação do gel coloidal C-S-H.

3.4.2 Capacidade de absorção de água (CAA)

Todos os tratamentos apresentaram teores de absorção de água inferiores ao limite de 40% estabelecido pelo *Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação*, conforme a norma ABNT NBR 9778/2009, sendo assim considerados aprovados neste ensaio. O maior teor de absorção foi observado na cinza de bagaço de cana-de-açúcar (16,67%), seguido pelo lodo de esgoto (10,45%) e pela lama vermelha (9,70%).

Segundo Brito e Soares (2009), a absorção de água é inversamente proporcional à resistência à compressão, o que indica que materiais com maior absorção apresentam menor resistência à compressão – comportamento verificado nos tratamentos deste estudo (Figura 3). Paixão (2019) e Silva (2018) corroboram essa observação em seus estudos.

Figura 3 – Relação inversa da capacidade de absorção de água e a resistência à compressão



Fonte: Autora (2025)

Observa-se na Figura 3 que, à medida que o percentual de CAA aumenta, a resistência à compressão dos corpos de prova diminui. Esse comportamento é evidenciado pela linha de

tendência com inclinação negativa, que indica a correlação inversa entre as variáveis. Tal resultado sugere que a quantidade de água absorvida pelas matrizes cimentícias compromete negativamente sua integridade mecânica.

A capacidade de absorção de água dos materiais estabilizados por solidificação está relacionada à sua porosidade. Os resultados experimentais indicam que os tratamentos com cinza de bagaço de cana-de-açúcar apresentam maior porosidade, enquanto os que contêm lama vermelha possuem menor porosidade. De acordo com Dias *et al.* (2021), uma alta porosidade confere aos materiais estabilizados por solidificação uma maior capacidade de lixiviação de contaminantes.

3.4.3 Umidificação e secagem (U/S)

Todos os tratamentos foram aprovados no ensaio de umidificação e secagem, pois a perda de massa após os ciclos de umidificação e secagem foram inferiores a 15% do peso inicial das matrizes cimentícias. Os tratamentos com lama vermelha e lodo de esgoto tiveram uma perda média de 3,37%, com desvios padrão de 0,09 e 0,07, respectivamente. Embora o desvio padrão da lama vermelha seja ligeiramente superior, os resultados demonstram baixa dispersão. Os tratamentos com cinza de bagaço de cana-de-açúcar apresentaram uma média de 3,99%, indicando uma perda de massa ligeiramente maior em relação à lama vermelha e ao lodo de esgoto.

Os resultados do ensaio de umidificação e secagem (U/S) mostram que as matrizes cimentícias com lama vermelha, lodo de esgoto e cinza de bagaço de cana-de-açúcar exibiram desempenho satisfatório, com perdas de massa significativamente abaixo do limite de 15%. As perdas médias de 3,37% para LV e LETE, e de 3,99% para CBCA, correspondem a 77,53% e 73,40%, respectivamente, abaixo do valor máximo permitido. Esses resultados evidenciam a eficácia de todos os tratamentos na resistência à perda de massa, sugerindo uma boa durabilidade das matrizes cimentícias, pois, segundo Brito e Soares (2009), quanto menor for a perda de massa mais eficiente será o material estabilizado por solidificação.

3.5. Análise estatística

3.5.1 Análise de variância (ANOVA)

Conforme apresentado na Tabela 7, a análise de variância (ANOVA) para a resistência à compressão, a capacidade de absorção de água e os ciclos de umidificação e secagem resultaram em valores de p de 0,001, 0,000 e 0,000, respectivamente.

Esses valores de p são menores que o nível de significância adotado ($\alpha = 0,05$), permitindo rejeitar a hipótese nula de que todas as médias dos tratamentos são iguais e, assim, aceitar a hipótese alternativa. Em outras palavras, com 95% de confiança, pode-se afirmar que existe diferença significativa em pelo menos uma das médias dos tratamentos nos ensaios de resistência à compressão, absorção de água e ciclos de umidificação e secagem. Esses resultados evidenciam que o tipo de resíduo tem influência no desempenho das matrizes cimentícias em termos de integridade e durabilidade.

Tabela 7 – Análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey para resistência à compressão

| ANOVA - Resistência à Compressão | | | | | |
|--|------|---------|----------|---------|--------------|
| Fonte | G.L. | S.Q. | Q.M. | Valor F | Valor-P* |
| Tipo de Resíduo | 2 | 17,320 | 8,6598 | 24,63 | 0,001 |
| Erro | 6 | 2,110 | 0,3516 | | |
| Total | 8 | 19,429 | | | |
| ANOVA - Capacidade de Absorção de Água | | | | | |
| Fonte | G.L. | S.Q. | Q.M. | Valor F | Valor-P* |
| Tipo de Resíduo | 2 | 87,9871 | 43,9936 | 675,53 | 0,000 |
| Erro | 6 | 0,3907 | 0,0651 | | |
| Total | 8 | 88,3779 | | | |
| ANOVA - Umidificação e Secagem | | | | | |
| Fonte | G.L. | S.Q. | Q.M. | Valor F | Valor-P* |
| Tipo de Resíduo | 2 | 0,77041 | 0,385205 | 50,25 | 0,000 |
| Erro | 6 | 0,04599 | 0,007666 | | |
| Total | 8 | 0,81640 | | | |

*significativamente diferente ($p \leq 0,05$), não significativamente diferente ($p > 0,05$); G.L.: grau de liberdade; S.Q.: soma quadrática; Q.M.: quadrado médio; LV: lama vermelha; LETE: lodo de estação de tratamento de esgoto; CBCA: cinza de bagaço de cana-de-açúcar.

Fonte: Autora (2025)

3.5.2 Teste de Tukey

Na Tabela 8 são apresentados os resultados do teste de Tukey para comparação das médias dos tratamentos, com um nível de confiança de 95%. Na resistência à compressão, o tratamento com lama vermelha apresentou uma resistência significativamente diferente dos tratamentos com lodo de esgoto e cinza de bagaço de cana-de-açúcar. Já os tratamentos com lodo de esgoto e cinza de bagaço apresentam valores de resistência estatisticamente iguais, indicando que ambos influenciam a resistência da matriz cimentícia de maneira similar. Em relação à capacidade de absorção de água, observou-se uma diferença significativa entre todos os tratamentos, o que indica que cada tipo de resíduo influencia de maneira distinta as características de porosidade da matriz cimentícia.

No ensaio de umidificação e secagem, o tratamento com cinza de bagaço de cana-de-açúcar apresentou uma perda de massa significativamente diferente em comparação aos demais.

Em contraste, os tratamentos com lama vermelha e lodo de esgoto apresentaram resultados de perda de massa estatisticamente iguais.

Esses resultados reforçam que o tipo de resíduo utilizado no processo de estabilização por solidificação exerce influência nas propriedades e no desempenho das matrizes cimentícias nos ensaios de integridade e durabilidade, que são determinantes para a adequação desses materiais em aplicações específicas.

Tabela 8 – Análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey para capacidade de absorção de água

| Teste de Tukey - Resistência à Compressão | | | |
|--|----------|--------------|---------------------|
| Tipo de Resíduo | N | Média | Agrupamento* |
| LV | 3 | 7,24 | A |
| LETE | 3 | 5,18 | B |
| CBCA | 3 | 3,87 | B |
| Teste de Tukey - Capacidade de Absorção de Água | | | |
| Tipo de Resíduo | N | Média | Agrupamento* |
| CBCA | 3 | 16,67 | A |
| LETE | 3 | 10,45 | B |
| LV | 3 | 9,70 | C |
| Teste de Tukey - Umidificação e Secagem | | | |
| Tipo de Resíduo | N | Média | Agrupamento* |
| CBCA | 3 | 3,99 | A |
| LV | 3 | 3,37 | B |
| LETE | 3 | 3,37 | B |

*médias que não compartilham uma mesma letra são significativamente diferentes ao nível de 5% de probabilidade de erro; LV: lama vermelha; LETE: lodo de estação de tratamento de esgoto; CBCA: cinza de bagaço de cana-de-açúcar; N: número de observação.

Fonte: Autora (2025)

4. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos nesse trabalho, conclui-se que:

- Todos os resíduos estudados foram classificados como perigosos (classe I). A lama vermelha apresentou valor de DQO acima do limite máximo permissível; o lodo de esgoto apresentou concentrações de alumínio, zinco, manganês e DQO superiores ao limite máximo permissível; e a cinza de bagaço de cana excedeu os valores estabelecidos para concentração de alumínio e DQO. Portanto, os três resíduos sólidos industriais precisam de tratamento;
- Todos os tratamentos foram aprovados nos critérios de integridade e durabilidade, permitindo a reutilização desses materiais de várias formas, incluindo o uso na construção civil;

- A lama vermelha apresentou melhor desempenho em termos de integridade e durabilidade das matrizes cimentícias, com maior resistência à compressão, menor porosidade e menor perda de massa. Em contrapartida, a cinza de bagaço de cana-de-açúcar apresentou o desempenho mais baixo, com menor resistência à compressão, maior porosidade e maior perda de massa, o que pode estar relacionado à sua composição predominantemente orgânica, já que a técnica de estabilização por solidificação é mais eficaz com resíduos inorgânicos;
- A análise de variância (ANOVA) mostrou o fator ‘tipo de resíduo’ exerce influência nos ensaios de integridade e durabilidade das matrizes cimentícias.

5. REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. Washington, D.C., 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7215**: Cimento Portland - Determinação da resistência à compressão. Rio de Janeiro, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9778**: Argamassa e concreto endurecidos - Determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica. Rio de Janeiro, 2009.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1985.

BRITO, André Luiz Fiquene de; SOARES, Sebastião Roberto. Avaliação da integridade e da retenção de metais pesados em materiais estabilizados por solidificação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 39-48, mar. 2009.<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522009000100005>.

CAVALCANTE, Laedson Eneas. **Tratamento de resíduos sólidos de laboratório utilizando a técnica de estabilização por solidificação**. 2021. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/30891>. Acesso em: 06 jun. 2024.

CHIDIAC, S.E.; PANESAR, D.K.. Evolution of mechanical properties of concrete containing ground granulated blast furnace slag and effects on the scaling resistance test at 28days. **Cement And Concrete Composites**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 63-71, fev. 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2007.09.003>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2013. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União. Brasília. DF. 2011.

DIAS, Joelma; BRITO, André Luiz Fiquene de; MUNIZ, Ana Cristina Silva; GUIMARÃES, Adriana Valéria Arruda. Optimization of the integrity and durability criteria of materials stabilized by solidification of oil industry waste. **Petroleum Science and Technology**, [S.L.], v. 40, n. 2, p. 129-149, 2 dez. 2021. <http://dx.doi.org/10.1080/10916466.2021.1990319>.

DIAS, Joelma; BRITO, André Luiz Fiquene de; MUNIZ, Ana Cristina Silva. Proposition of maximum permissible limits for environmental assessment and classification of materials stabilized by solidification incorporated with oil waste. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 43, n. 11, p. 1745-1759, 10 dez. 2020. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2020.1850875>.

GALINDO, Eder Saulo de Freitas; BRITO, André Luiz Fiquene de. TRATAMENTO DE METAIS PESADOS PRESENTES EM RESÍDUOS SÓLIDOS PERIGOSOS POR ESTABILIZAÇÃO E SOLIDIFICAÇÃO EM MATRIZ DE CIMENTO. **Ampliação e Aprofundamento de Conhecimentos nas Áreas das Engenharias 3**, [S.L.], p. 94-108, 17 set. 2020. Atena Editora. <http://dx.doi.org/10.22533/at.ed.8972017098>.

GIWA, Abdulmoseen Segun; MAURICE, Ndungutse Jean; LUOYAN, Ai; LIU, Xinxin; YUNLONG, Yang; HONG, Zhao. Advances in sewage sludge application and treatment: process integration of plasma pyrolysis and anaerobic digestion with the resource recovery. **Heliyon**, [S.L.], v. 9, n. 9, set. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19765>.

KARAMALIDIS, Athanasios K.; VOUDRIAS, Evangelos A.. Cement-based stabilization/solidification of oil refinery sludge: leaching behavior of alkanes and pahs. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 148, n. 1-2, p. 122-135, set. 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.02.032>.

KATARE, V. D.; MADURWAR, M. V.. Experimental characterization of sugarcane biomass ash – A review. **Construction And Building Materials**, [S.L.], v. 152, p. 1-15, out. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.06.142>.

KAZA, Silpa; YAO, Lisa C.; BHADA-TATA, Perinaz; VAN WOERDEN, Frank. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: World Bank, 2018. Disponível em: <https://hdl.handle.net/10986/30317>. Acesso em: 29 abr. 2025.

KE, Yan; CHEN, Ye; LIANG, Sha; HU, Jingping; HOU, Huijie; QUAN, Junda; LI, Xingwu; DUAN, Huabo; YUAN, Shushan; YANG, Jiakuan. Environmentally sound management of industrial solid waste: a paradigm of proposed bi-tetrahedron. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.L.], v. 198, p. 107212, nov. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107212>.

LIMA, Victor M.e.; ESTOLANO, Amanda M.L.; ALMEIDA, Yeda M.B.; HENRIQUE, Mariana A.; ARAÚJO, Fernanda W.C.; MELO NETO, Antonio A.. Mechanical, microstructural and energetic evaluation of conventional and one-part alkali-activated mixtures with raw sugarcane bagasse ash. **Construction And Building Materials**, [S.L.], v. 394, p. 132168, ago. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2023.132168>.

LIU, Lianwen; LI, Wei; SONG, Weiping; GUO, Mingxin. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 633, p. 206-219, ago. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>.

MAGALHÃES, Bruno Levy da Silva; RABELO, Daniel Bonifácio; LIMA, Ricardo Silva; CRUZ JÚNIOR, Roberto de Sousa. Utilização de resíduo do processo Bayer e biomassa da Amazônia para a produção de agregado sintético. **Conjecturas**, [S.L.], v. 22, n. 16, p. 633-646, 24 nov. 2022. Uniao Atlantica de Pesquisadores. <http://dx.doi.org/10.53660/conj-2078-2s56>.

MATOS, Wdyelle Elcine de Carvalho; SILVA, Hitalo de Jesus Bezerra da; PAZ, Gilvan Moreira da; SANTOS, Valdeci Bosco dos. Utilização de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar como material de preenchimento estrutural ou pozolânico para a produção de argamassas cimentícias: uma revisão. **Matéria (Rio de Janeiro)**, [S.L.], v. 26, n. 4, p. 0-0, jul. 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/s1517-707620210004.1322>.

MILESTONE, N. B.. Reactions in cement encapsulated nuclear wastes: need for toolbox of different cement types. **Advances In Applied Ceramics**, [S.L.], v. 105, n. 1, p. 13-20, fev. 2006. <http://dx.doi.org/10.1179/174367606x81678>.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied statistics and probability for engineers**. 6. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2014.

MOURA, Elda Marra de; SALES, Joel Neto Bispo de; NASCIMENTO, Natalia Cristina do; SOUSA, Vitor Magalini Zago de; SILVA, Danilo Duarte Costa e; LIBERA JUNIOR, Vilson dalla. Caracterização e uso da cinza do bagaço de cana-de-açúcar em tijolos de solo-cimento. **Ambiente Construído**, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 69-80, jan. 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212021000100494>.

ONOFRE, Sideney Becker. ABATTI, Dirceu. TESSARO, Amarildo Antonio. Propriedades físico-químicas e microbiológicas do lodo de esgoto produzido pela estação de tratamento de esgoto (ETE) de Toledo – Paraná – Brasil. In: **Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, VI., 2015, Porto Alegre. **Anais [...]** Porto Alegre: IBEAS, 2015.

PAIXÃO, Josinadja de Fátima Ferreira da. **Modelagem do Processo de Difusão de Metais Pesados Presentes em Resíduos após o tratamento de Estabilização por Solidificação (E/S)**. 2019. 91 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/xmlui/handle/riufcg/8884>. Acesso em: 12 ago. 2024.

PAN, Xiaolin; WU, Hongfei; LV, Zhongyang; YU, Haiyan; TU, Ganfeng. Recovery of valuable metals from red mud: a comprehensive review. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 904, p. 166686, dez. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166686>.

PAUMGARTTEN, M. D. V.; REIS, F. J. L.; PICANÇO, M. de S.; MACEDO, A. N.; COSTA, D. dos S. R. da; SANTOS, A. C. M. dos. Caracterização e avaliação do índice de atividade Pozolânica de lama vermelha e resíduo de manganês para produção de misturas ternárias cimentícias. **Brazilian Journal of Development**, [S. l.], v. 7, n. 8, p. 85965–85979, 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n8-686>.

PINTO, Carolina Afonso. **Estudo da estabilização por solidificação de resíduos contendo metais pesados**. 2005. 229 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3137/tde-25092023-082524/>. Acesso em: 09 set. 2024.

RIGOLIN, Fernando Rocha. **Estudo de viabilidade técnica para incorporação de resíduos de lodo de estação de tratamento de esgoto em peças de concreto para pavimentação**. 2022. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-09062022-142646/pt-br.php>. Acesso em: 12 ago. 2024

SHEN, Zihui; ZHANG, Qin; CHENG, Wei; CHEN, Qianlin. Radioactivity of Five Typical General Industrial Solid Wastes and its Influence in Solid Waste Recycling. **Minerals**, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 168, 9 mar. 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/min9030168>.

SILVA, Mylena Maria Dias de Oliveira. **Avaliação ambiental dos materiais estabilizados por solidificação após incorporação de lodo de indústria de curtume em matriz de cimento**. 2023. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2023. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/30891>. Acesso em: 06 jun. 2024.

SILVA, Poliana Pinheiro da. **Avaliação do cromo contido em resíduo sólido de laboratório e materiais solidificados e estabilizados para confecção de blocos**. 2018. 98 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/1993>. Acesso em 02 jul. 2024.

SOLIMAN, N.K.; MOUSTAFA, A.F.. Industrial solid waste for heavy metals adsorption features and challenges; a review. **Journal Of Materials Research and Technology**, [S.L.], v. 9, n. 5, p. 10235-10253, set. 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmrt.2020.07.045>.

THIVES, Liseane Padilha; LIMA, Mayara Sarisariyama Siverio; ROHDE, Luciana. Red mud application as filler in asphalt mixtures production. **Holos**, [S.L.], v. 5, n. 39, 18 dez. 2023. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN). <http://dx.doi.org/10.15628/holos.2023.16344>.

WASTEWATER TECHNOLOGY CENTER. ENVIRONMENTAL PROTECTION SERIESEPS 3/HA/9: Proposed evaluation protocol for cement-based solidified wastes. Ottawa, 1991.

ZHANG, Junli; LIU, Jianguo; LI, Cheng; JIN, Yiying; NIE, Yongfeng; LI, Jinhui. Comparison of the fixation effects of heavy metals by cement rotary kiln co-processing and cement-based solidification/stabilization. *Journal Of Hazardous Materials*, [S.L.], v. 165, n. 1-3, p. 1179-1185, 15 jun. 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.109>.

ARTIGO 2

PROPOSIÇÃO DE PADRÕES PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DO NITROGÊNIO AMONICAL EM MATERIAIS ESTABILIZADOS POR SOLIDIFICAÇÃO E ANÁLISE DA IMOBILIZAÇÃO DE CONTAMINANTES

Resumo

A técnica de estabilização por solidificação (E/S) é uma alternativa promissora para o tratamento de resíduos sólidos industriais, especialmente sob a perspectiva da imobilização de contaminantes. Este trabalho teve como objetivo aplicar a E/S ao tratamento de lama vermelha, lodo de estação de tratamento de esgoto e cinza de bagaço de cana-de-açúcar, propor padrões para avaliação ambiental do nitrogênio amoniacal em materiais estabilizados e analisar a imobilização de nitrogênio amoniacal, metais pesados e demanda química de oxigênio (DQO). Foram confeccionadas matrizes cimentícias seguindo o *Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação* de Brito e Soares (2009), contendo 15% de resíduo e avaliadas após 28 dias de cura. A avaliação ambiental foi realizada pelos ensaios de lixiviação e solubilização (ABNT NBR 10005 e 10006), e a quantificação dos contaminantes empregou espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-AES) para metais pesados e métodos específicos descritos no *Standard Methods* para a determinação de nitrogênio amoniacal e DQO. Propuseram-se limites máximos permissíveis (LMP) de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para lixiviação e $1,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para solubilização de nitrogênio amoniacal. O tratamento por E/S reduziu as concentrações dos contaminantes analisados, com destaque para a imobilização efetiva do ferro, zinco e manganês. Os resultados evidenciam a eficácia da E/S na imobilização dos contaminantes e contribuem para o aprimoramento das práticas de gestão de resíduos e formulação de normas ambientais.

Palavras-chave: lama vermelha; lodo de esgoto; cinza de bagaço de cana-de-açúcar; lixiviação; solubilização.

Abstract

The stabilization/solidification (S/S) technique is a promising alternative for the treatment of industrial solid waste, particularly from the perspective of contaminant immobilization. This study aimed to apply S/S to the treatment of red mud, sewage sludge, and sugarcane bagasse ash, propose standards for the environmental evaluation of ammoniacal nitrogen in stabilized materials, and analyze the immobilization of ammoniacal nitrogen, heavy metals, and chemical oxygen demand (COD). Cementitious matrices were prepared following the Evaluation Protocol for Stabilized Materials by Solidification proposed by Brito and Soares (2009),

containing 15% waste and evaluated after 28 days of curing. Environmental assessment was conducted through leaching and solubilization tests (ABNT NBR 10005 and 10006), and contaminant quantification employed inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES) for heavy metals and specific methods described in Standard Methods for the determination of ammoniacal nitrogen and COD. Maximum permissible limits (MPLs) of $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ for leaching and $1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ for solubilization of ammoniacal nitrogen were proposed. The S/S treatment reduced the concentrations of the analyzed contaminants, with notable immobilization of iron, zinc, and manganese. The results demonstrate the effectiveness of the S/S technique in contaminant immobilization and contribute to the improvement of waste management practices and the development of environmental regulations.

Keywords: red mud; sewage sludge; sugarcane bagasse ash; leaching; solubilization.

1. INTRODUÇÃO

A geração de resíduos no mundo ultrapassa 2 bilhões de toneladas por ano, caracterizando um dos maiores desafios ambientais da atualidade (Kaza *et al.*, 2018; Janeeshma *et al.*, 2024). O setor industrial é responsável por significativa parcela da contaminação de corpos hídricos, degradação do solo, poluição atmosférica e agravamento das mudanças climáticas (Salman *et al.*, 2025). Esses resíduos são heterogêneos em composição e frequentemente contêm substâncias tóxicas, como metais pesados, compostos nitrogenados e matéria orgânica oxidável, que representa riscos à saúde humana e/ou ao meio ambiente (Ke *et al.*, 2023).

Entre os contaminantes presentes nesses resíduos, destaca-se o nitrogênio amoniacal, os metais pesados e a demanda química de oxigênio (DQO). O nitrogênio amoniacal, formado por amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+), apresenta toxicidade variável conforme o pH e a temperatura, sendo a forma não ionizada nociva à vida aquática em pH acima de 9,75 (Torretta *et al.*, 2016). O íon amônio, por sua vez, contribui para a eutrofização de corpos d'água e, ao se oxidar a nitrato, reduz os níveis de oxigênio dissolvido, promovendo condições de anoxia devido às reações de nitrificação (Li *et al.*, 2020; Lou *et al.*, 2024). A exposição humana ao nitrato, produto da oxidação do amônio, pode causar meta-hemoglobinemia em bebês e está associada ao aumento do risco de cânceres gastrointestinal, colorretal, tireoidiano e renal (Liu; Bartlet-Hunt; Li, 2024; Kabuba; Lephallo; Rutto, 2022).

Os metais pesados, por serem não biodegradáveis e persistentes, tendem a se acumular na cadeia alimentar, o que aumenta os riscos de intoxicação e efeitos tóxicos cumulativos nos organismos. Sua exposição crônica pode comprometer múltiplos sistemas fisiológicos, incluindo os sistemas renal, hepático, nervoso, cardiovascular e endócrino, além de apresentar potencial carcinogênico (Jiang *et al.*, 2022; INCA, 2021). A DQO, por sua vez, quantifica a

carga de matéria orgânica oxidável e atua como indicador da carga poluente de efluentes líquidos e resíduos sólidos.

Nesse contexto, a técnica de estabilização por solidificação (E/S) é uma solução promissora para o tratamento de resíduos sólidos industriais, pois permite imobilizar contaminantes. Essa técnica envolve a incorporação de um aglomerante, como o cimento Portland, que encapsula fisicamente o resíduo e promove reações químicas com os poluentes, formando compostos mais estáveis e menos solúveis (Hu *et al.*, 2024). Esse processo abrange três mecanismos principais: fixação química, adsorção física e encapsulamento físico (Shi; Spence, 2004). A fixação química refere-se à incorporação dos contaminantes à matriz cimentícia, formando produtos insolúveis. A adsorção física ocorre pela interação com as superfícies carregadas dos produtos de hidratação, enquanto que o encapsulamento físico resulta na formação de uma estrutura sólida que restringe a exposição dos resíduos ao meio ambiente (Conner, 1990).

A avaliação da eficiência da E/S normalmente considera dois aspectos principais: (i) a integridade e a durabilidade da matriz cimentícia, que reflete sua capacidade de resistir a esforços mecânicos e condições ambientais adversas; e (ii) a imobilização dos contaminantes na matriz cimentícia, refletindo na redução da liberação destes para o meio ambiente (Brito; Soares, 2009). No Brasil, embora exista um protocolo técnico para aplicação e avaliação da técnica de estabilização por solidificação, proposto por Brito e Soares (2009), ainda há lacunas importantes, especialmente quanto à definição de limites máximos permissíveis para certos parâmetros de interesse ambiental, como o nitrogênio amoniacal.

Diante desse cenário, o objetivo deste estudo é propor limites máximos permissíveis para avaliação ambiental do nitrogênio amoniacal em materiais estabilizados por solidificação, com intuito de contribuir para o protocolo de Brito e Soares (2009) e oferecer um referencial teórico-metodológico para pesquisas futuras. Além disso, busca-se avaliar a eficiência da técnica E/S na imobilização de nitrogênio amoniacal, metais pesados e DQO em três resíduos sólidos industriais: lama vermelha, lodo de esgoto e cinza de bagaço de cana-de-açúcar.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida no Laboratório de Gestão e Tratamento de Resíduos (LABGER), pertencente a Unidade Acadêmica de Engenharia Química (UAEQ) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

2.1 Levamento de dados de limites máximos permissíveis de nitrogênio amoniacal

Para proposição dos limites de nitrogênio amoniacal para avaliação dos materiais estabilizados por solidificação, foi realizado um levantamento dos limites máximos permissíveis estabelecidos nas normas de potabilidade de água e lançamento de efluentes do Brasil, Bolívia, Paraguai, Uruguai, Alemanha, Suíça, Dubai e China (Tabela 1).

Tabela 1 – Limites para nitrogênio amoniacal para potabilidade e lançamento de efluentes

| NORMA | LMP (mg·L ⁻¹) | |
|--|---------------------------|--|
| | POTABILIDADE | LANÇAMENTO |
| Brasil Portaria GM/MS n° 888/2021 RESOLUÇÃO CONAMA n° 430/2011 | 1,2 ⁽²⁾ | 20,0 |
| Bolívia Norma Boliviana NB 512 Ley del Medio Ambiente (Ley n° 1.333) | 0,5 ⁽²⁾ | 2,0 ⁽²⁾ |
| Paraguai Norma Paraguaya 24 001 80 Resolución n° 222/02 | 0,05 | 5,0 ⁽²⁾ |
| Uruguai Norma UNIT 833:2008 Decreto n° 253/979 | 1,5 ⁽¹⁾ | 5,0 ⁽²⁾ |
| Alemanha Drinking Water Ordinance (TrinkwV) Waste Water Ordinance (AbwV) | 0,5 | 10,0 |
| Suíça Waters Protection Ordinance (814.201) | - | 2,0 |
| Dubai Water Quality Regulations General Marine Pollution Control References | 0,5 | 2,0 ⁽³⁾ 5,0 ⁽⁴⁾ |
| China GB 5749-2006 GB 18918-2002 | 0,5 | 5,0 ⁽⁵⁾⁽⁷⁾ 8,0 ⁽⁶⁾⁽⁷⁾ 8,0 ⁽⁵⁾⁽⁸⁾ 15,0 ⁽⁶⁾⁽⁸⁾ 25,0 ⁽⁵⁾⁽⁹⁾ 30,0 ⁽⁶⁾⁽⁹⁾ |

LMP: limite máximo permissível; PE: população equivalente; ⁽¹⁾ amônia como NH₄⁺; ⁽²⁾ amônia como N; ⁽³⁾ área do porto; ⁽⁴⁾ mar aberto; ⁽⁵⁾ T > 12°C; ⁽⁶⁾ T ≤ 12°C; ⁽⁷⁾ descarte em rios e lagos com baixa capacidade de diluição; ⁽⁸⁾ descarte em águas superficiais de Classe III (exceto zonas de proteção de fontes de água potável e áreas de natação), águas costeiras de Classe II ou lagos e reservatórios fechados ou semifechados; ⁽⁹⁾ descarte em águas superficiais de Classe IV e V ou em águas costeiras de Classe III e IV.

Fonte: Autora (2025)

No Brasil, a Portaria GM/MS n° 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece um limite de 1,2 mg·L⁻¹ de amônia, expressa como nitrogênio, na água potável. Na Bolívia, a Norma Boliviana NB 512 fixa um limite mais restritivo, de 0,5 mg·L⁻¹. No Uruguai, a Norma UNIT 833:2008 estabelece um valor máximo de 1,5 mg·L⁻¹ para amônia na forma de íon amônio (NH₄⁺). Em países como Alemanha, China e Dubai, as regulamentações Drinking Water Ordinance, GB 5749-2006 e Water Quality Regulations, respectivamente, determinam um limite de 0,5 mg·L⁻¹ para nitrogênio amoniacal. O Paraguai adota um padrão mais rigoroso, com um limite máximo de 0,05 mg·L⁻¹.

Os limites para o lançamento de efluentes variam consideravelmente entre diferentes países. No Brasil, a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece um limite de 20,0 mg·L⁻¹ para nitrogênio amoniacal. Na Alemanha, a Waste Water Ordinance (AbwV) fixa um limite máximo de 10,0 mg·L⁻¹. A Suíça adota um padrão mais restritivo, conforme a Water Protection Ordinance (814.201), estabelecendo um limite de 2,0 mg·L⁻¹. Em Dubai, a General Marine Pollution Control References define um limite de 2,0 mg·L⁻¹ para áreas portuárias e de 5,0 mg·L⁻¹ para descarte em mar aberto. Na China, os limites variam de 5,0 mg·L⁻¹ a 30,0 mg·L⁻¹, dependendo da temperatura, do corpo d'água receptor e de sua capacidade de diluição, conforme estabelecido pelas normas GB 18918-2002. No Paraguai, Uruguai e Bolívia, a regulamentação para amônia como nitrogênio é definida por leis específicas. No Paraguai, a Resolución nº 222/2002 fixa um limite de 5,0 mg·L⁻¹, no Uruguai o Decreto nº 253/979 adota o mesmo valor. A Bolívia, por meio da Ley del Medio Ambiente nº 1.333, estabelece um limite mais rigoroso, de 2,0 mg·L⁻¹.

2.3 Confecção das matrizes cimentícias

As matrizes cimentícias foram moldadas em formato cilíndrico, utilizando uma mistura composta por cimento Portland CII-Z-32, areia e resíduo sólido industrial (RSI), na proporção de 1:3 (cimento:demais constituintes). O tempo de cura e o percentual de RSI incorporado foram mantidos fixos em 28 dias e 15%, respectivamente. A Tabela 2 apresenta a massa de cada material utilizado.

Tabela 2 – Composição em massa dos constituintes das matrizes cimentícias

| % RSI | Massa (g) | | | |
|-------|-----------|-------|--------|--------|
| | CP | RSI | Areia | MC |
| 15% | 112,50 | 16,88 | 320,62 | 450,00 |

RSI: resíduo sólido industrial; CP: cimento Portland; MC: matriz cimentícia.

Fonte: Autora (2025)

Foram avaliados três tipos de resíduos sólidos industriais: lama vermelha, proveniente do beneficiamento da bauxita; com pH alcalino de 10,36; lodo de esgoto, oriundo do da estação de tratamento de esgoto, com pH de 7,44 próximo à neutralidade; e cinza de bagaço de cana-de-açúcar, resultante da combustão do bagaço de cana, com pH alcalino de 10,81.

A preparação das matrizes cimentícias foi conduzida conforme os procedimentos operacionais descritos no *Protocolo de Avaliação de Materiais Estabilizados por Solidificação*, proposto por Brito e Soares (2009), que estabelece as condições ideais e padroniza o processo de confecção.

2.4 Avaliação ambiental e classificação dos resíduos sólidos industriais e matrizes cimentícias

2.4.1 Ensaios de lixiviação e solubilização

A norma ABNT NBR 10004/2004, define o ensaio de lixiviação para classificar os resíduos sólidos industriais em classe I – perigosos ou classe II – não perigosos. E o ensaio de solubilização para classificar os resíduos em classe II-A – não perigosos e não inertes ou classe II-B – não perigosos e inertes. O procedimento para o ensaio de lixiviação foi realizado conforme a norma ABNT NBR 10005/2004 e o procedimento para o ensaio de solubilização seguiu o determinado na norma ABNT NBR 10006/2004. A partir dos extratos lixiviado e solubilizado determinou-se a concentração de nitrogênio amoniacal, metais pesados e demanda química de oxigênio (DQO).

2.4.1.1 Determinação de nitrogênio amoniacal

A concentração de nitrogênio amoniacal foi determinada segundo o método analítico descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, & WEF, 2022). A metodologia baseia-se na conversão do nitrogênio amoniacal presente na amostra em amônia (NH_3), por meio da alcalinização do meio, seguida da separação por destilação com arraste a vapor. O procedimento foi realizado utilizando um destilador de nitrogênio, que promove a volatilização da amônia e sua posterior coleta em solução ácida. A quantificação foi feita por titulação ácido-base, permitindo a determinação precisa da concentração de nitrogênio amoniacal. Os resultados foram expressos em miligramas por litro ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

2.4.1.2 Determinação de metais

A concentração de metais pesados foi determinada por meio da técnica de espectrometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente (ICP-AES). Este método permitiu a quantificação precisa dos metais presentes nos resíduos sólidos brutos e matrizes cimentícias, utilizando espectros de emissão característicos para cada elemento. Os resultados foram obtidos com base nas intensidades medidas, expressos em miligramas por litro ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

2.4.1.3 Determinação de demanda química de oxigênio

A determinação da demanda química de oxigênio (DQO) foi conduzida utilizando o método de refluxo fechado, descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2022). Os resultados, expressos em miligramas de oxigênio por litro ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), representam a quantidade de oxigênio necessário para oxidar completamente a matéria orgânica na amostra.

2.5 Imobilização dos contaminantes

2.5.1 Balanço de massa dos contaminantes

O balanço de massa foi empregado para quantificar a massa de contaminante retida nas matrizes cimentícias após a incorporação dos resíduos sólidos industriais no tratamento de estabilização/solidificação (E/S). O cálculo da massa de contaminante retida (M) considerou a massa inicial do contaminante no resíduo sólido bruto (M_1) e a massa do contaminante remanescente nas matrizes cimentícias (M_2) (Eq. 1), conforme descrito por Brito (1999).

$$M = M_1 - M_2 \quad \text{Eq. 1}$$

2.5.2 Eficiência de retenção dos contaminantes

A eficiência de retenção de contaminantes no processo de estabilização/solidificação (E/S) foi determinada conforme a equação descrita por Brito e Soares (2009). O cálculo baseia-se nas massas de resíduo (RS) e aglomerante (A) utilizadas no processo de E/S e nas concentrações do contaminante no resíduo bruto ($[Z]_{BRUTO}$) e nas matrizes cimentícias ($[y]_{TRATADO}$) (Eq. 2).

$$ER = \left[1 - \left(1 + \frac{RS}{A} \right) \cdot \frac{[y]_{TRATADO}}{[Z]_{BRUTO}} \right] \cdot 100 \quad \text{Eq. 2}$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Proposição dos padrões para avaliação ambiental do nitrogênio amoniacal em materiais estabilizados por solidificação

De acordo com Brito e Soares (2009), a avaliação de materiais estabilizados por solidificação (E/S) quanto à sua periculosidade é realizada por meio dos ensaios de lixiviação e solubilização. O ensaio de lixiviação permite classificar como perigoso (classe I) ou não

perigoso (classe II), enquanto a classificação dos materiais não perigosos em não inertes (classe II-A) ou inertes (classe II-B) é determinada pelo ensaio de solubilização. Essa classificação possibilita avaliar a eficácia do processo de estabilização por solidificação na imobilização de contaminantes e definir a destinação ambientalmente adequada dos materiais tratados.

Apesar de Brito e Soares (2009) terem proposto um protocolo para avaliação de materiais E/S, ainda não existem padrões estabelecidos para a análise de certos contaminantes, como o nitrogênio amoniacal (N-NH₃), associados a impactos ambientais e de saúde. Diante desses riscos, torna-se necessário avaliar sua liberação em resíduos sólidos industriais e materiais E/S e estabelecer limites máximos permissíveis. A definição desses limites com base em padrões já estabelecidos por órgãos reguladores e normas técnicas garante que a disposição ou reutilização desses materiais ocorra de forma ambientalmente segura.

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece um limite máximo de 20 mg·L⁻¹ para a concentração de nitrogênio amoniacal em efluentes, aplicando-se, entre outros casos, a lixiviados provenientes dos sistemas de disposição final de resíduos sólidos. Com base nessa regulamentação, este estudo propôs esse limite como referência para avaliar o extrato lixiviado de resíduos sólidos industriais e dos materiais obtidos por meio da estabilização por solidificação dos mesmos (Tabela 3).

Tabela 3 – Limites máximos permissíveis para nitrogênio amoniacal

| PARÂMETRO | Concentração de N-NH ₃ (mg·L ⁻¹) | Massa de N-NH ₃ (mg·kg ⁻¹) |
|----------------------|--|--|
| Lixiviação | 20,0 ⁽¹⁾ | 400,0 ⁽²⁾ |
| Solubilização | 1,2 ⁽³⁾ | 4,8 ⁽⁴⁾ |

⁽¹⁾valor baseado na Resolução CONAMA nº 430/2011; ⁽²⁾o fator 20 entre as colunas 2 e 3 correspondem a razão líquido/sólido (L/S) do ensaio de lixiviação da norma ABNT NBR 10005/2004; ⁽³⁾valor baseado na Portaria GM/MS nº 888/2021 ; ⁽⁴⁾o fator 4 entre as colunas 2 e 3 correspondem a razão líquido/sólido (L/S) do ensaio de solubilização da norma ABNT NBR 10006/2004.

Fonte: Autora (2025)

Conforme mostrado na Tabela 3, o limite máximo permissível para a concentração de nitrogênio amoniacal no ensaio de lixiviação é de 20 miligramas de N-NH₃ para cada litro de solução lixiviante (relação L/S) ou 400 miligramas de N-NH₃ por quilograma de resíduo. Dessa forma, um RSI ou material E/S é classificado como classe I (perigoso) em termos de nitrogênio amoniacal caso a concentração no extrato lixiviado seja igual ou superior esses valores; caso contrário, é classificado como classe II (não perigoso).

A proposição do limite máximo permissível no extrato solubilizado, apresentado na Tabela 3, foi baseada na Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde, que estabelece um valor máximo de 1,2 mg·L⁻¹ para a amônia, expressa em nitrogênio, na água potável. Portanto, foi admitido um limite máximo permissível para a concentração de nitrogênio amoniacal no ensaio

de solubilização de 1,2 miligramas de N-NH₃ para cada litro de solução solubilizante (relação L/S) ou 4,8 miligramas de N-NH₃ por quilograma de resíduo. Dessa forma, um RSI ou material tratado por E/S é classificado, quanto ao nitrogênio amoniacal, como classe II-A (não perigoso e não inerte) se a concentração no extrato solubilizado for igual ou superior aos valores estabelecidos; caso contrário, é enquadrado como classe II-B (não perigoso e inerte).

3.2 Classificação dos resíduos sólidos e matrizes cimentícias

A classificação dos resíduos sólidos e das matrizes cimentícias é determinante para avaliar o potencial de imobilização de contaminantes na estabilização por solidificação. A classificação foi realizada com base nas concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH₃), demanda química de oxigênio (DQO) e dos metais pesados identificados – alumínio, ferro, manganês, zinco e chumbo –, nos extratos lixiviados e, quando aplicável, nos extratos solubilizados, dos resíduos brutos e das matrizes cimentícias. A Tabela 4 apresenta os limites máximos permissíveis desses contaminantes na lixiviação e solubilização.

Tabela 4 – Limites máximos permissíveis dos contaminantes nos extratos lixiviado e solubilizado

| PARÂMETRO | N-NH ₃ (mg·L ⁻¹) | Alumínio (mg·L ⁻¹) | Ferro (mg·L ⁻¹) | Zinco (mg·L ⁻¹) | Chumbo (mg·L ⁻¹) | Manganês (mg·L ⁻¹) | DQO (mgO ₂ ·L ⁻¹) |
|----------------------|--|-----------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|-----------------------------------|---|
| Lixiviação | 20,0 | 0,2 ⁽¹⁾ | 15,0 ⁽²⁾ | 5,0 ⁽²⁾ | 1,0 ⁽³⁾ | 1,0 ⁽²⁾ | 250,0 ⁽⁴⁾ |
| Solubilização | 1,2 | 0,2 ⁽⁵⁾ | 0,3 ⁽⁵⁾ | 5,0 ⁽⁵⁾ | 0,01 ⁽⁵⁾ | 0,1 ⁽⁵⁾ | 100,0 ⁽⁶⁾ |

⁽¹⁾valores baseados Portaria GM/MS nº 888/2021; ⁽²⁾Valores baseado na resolução CONAMA nº 430/2011; ⁽³⁾ anexo F da ABNT NBR 10004/2004 ; ⁽⁴⁾COPAM-CERH/MG nº 8/2022; ⁽⁵⁾anexo G da ABNT NBR 10004/2004; ⁽⁶⁾GB 8978/1996; LMP: limite máximo permissível.

Fonte: Autora (2025)

O nitrogênio amoniacal, frequentemente encontrado nos lixiviados de resíduos industriais e urbanos, é um contaminante com potencial de impactar águas subterrâneas e corpos hídricos superficiais. Em ambientes aquáticos, sua toxicidade compromete a biota e contribui para a redução do oxigênio dissolvido, devido à conversão da amônia em nitrito e, posteriormente, em nitrato. Na forma de nitrato, a exposição humana está associada à meta-hemoglobinemia, ao aumento do risco de malformações congênitas e ao desenvolvimento de alguns tipos de câncer.

A lixiviação de metais pesados, por sua vez, representa uma fonte de contaminação do solo e de recursos hídricos. Elementos como zinco e cobre, por exemplo, afetam negativamente o metabolismo vegetal, prejudicando a fotossíntese, além de inibir atividades microbianas essenciais à manutenção do equilíbrio ecológico do solo (Chen *et al.*, 2007).

Devido à sua resistência à biodegradação, os metais pesados tendem a se acumular no ambiente e nos tecidos de organismos expostos (Moschem; Gonçalves, 2020). Entre os metais mais associados a intoxicações destacam-se o alumínio, ferro, chumbo e manganês. No Brasil,

entre 2007 e 2022, foram registrados 3343 casos de intoxicação exógena por metais pesados, dos quais 791 tiveram origem ambiental (Santana; Nascimento, 2024).

De acordo com o Instituto Nacional de Câncer (INCA, 2024), ferro, zinco e manganês são metais essenciais, mas a exposição a concentrações elevadas pode desempenhar efeitos adversos. O zinco, por exemplo, provoca anemia, desconfortos gastrointestinais, irritabilidade e letargia (Chen *et al.*, 2007). Já o alumínio e o chumbo, considerados não essenciais, apresentam alta toxicidade (INCA, 2024). O alumínio pode provocar distúrbios neurológicos e ósseos, além de estar associado ao risco de desenvolvimento e progressão da doença de Alzheimer (Silva *et al.*, 2020). O chumbo, por sua vez, está ligado a disfunções neurológicas, gastrointestinais e cardiovasculares (Schifer; Bogusz Junior; Montano, 2013).

Outro indicador relevante para a avaliação ambiental é a demanda química de oxigênio (DQO), que reflete a carga de matéria orgânica e inorgânica oxidável presente no material (Huang *et al.*, 2019). Altos valores de DQO estão associados à diminuição do oxigênio dissolvido em ambientes aquáticos, o que compromete a biodiversidade e favorece o desenvolvimento de condições anóxicas e eutrofização (Hue *et al.*, 2017).

3.2.1 Lama vermelha (LV)

A Tabela 5 apresenta os resultados das análises químicas realizadas no resíduo bruto de lama vermelha e na matriz cimentícia resultante do tratamento por estabilização/solidificação. Esses dados incluem as concentrações de nitrogênio amoniacal, alumínio, ferro e a demanda química de oxigênio (DQO) nos extratos lixiviado e solubilizado.

Tabela 5 – Classificação lama vermelha: resíduo bruto e após tratamento

| LIXIVIAÇÃO | N-NH₃ (mg·L⁻¹) | Alumínio (mg·L⁻¹) | Ferro (mg·L⁻¹) | DQO (mgO₂·L⁻¹) |
|----------------------|---|---|--------------------------------------|---|
| Resíduo bruto | 26,320 | <0,05 | 0,138 | 6410,256 |
| Matriz cimentícia | 6,720 | 0,199 | <0,014 | 1602,564 |
| SOLUBILIZAÇÃO | N-NH₃ (mg·L⁻¹) | Alumínio (mg·L⁻¹) | Ferro (mg·L⁻¹) | DQO (mgO₂·L⁻¹) |
| Resíduo bruto | NR | 37,167 | 0,963 | NR |
| Matriz cimentícia | 4,760 | 1,589 | <0,05 | NR |

NR: não realizado.

Fonte: Autora (2025)

No extrato lixiviado da lama vermelha bruta, as concentrações de nitrogênio amoniacal (26,320 mg·L⁻¹) e a DQO (6410,256 mgO₂·L⁻¹) ultrapassaram os limites máximos permissíveis (LMP), o que caracteriza o resíduo como classe I – perigoso. Em contrapartida, as concentrações de alumínio e ferro permaneceram abaixo dos LMPs, indicando que esses metais não contribuem para a periculosidade do resíduo. No extrato solubilizado, as

concentrações de alumínio ($37,167 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e ferro ($0,963 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) excederam os respectivos limites, evidenciando o potencial risco à solubilização desses elementos. De forma semelhante, Bruschi (2020) observou que, embora os metais presentes no extrato lixiviado da lama vermelha não tenham caracterizado periculosidade, as concentrações detectadas no extrato solubilizado superaram os limites regulamentares.

No extrato lixiviado da matriz cimentícia contendo lama vermelha, apenas a DQO ($1602,564 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) excedeu o LMP, classificando-a como classe I – perigosa. Na análise do extrato solubilizado, as concentrações de nitrogênio amoniacal ($4,760 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e alumínio ($1,589 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) também ficaram acima dos limites estabelecidos, indicando que, mesmo após o tratamento, existem riscos associados à mobilidade desses compostos.

Apesar da classificação da matriz cimentícia como classe I, a técnica de estabilização/solidificação promoveu reduções nas concentrações dos contaminantes: 95,72% na concentração de alumínio no extrato solubilizado e de 74,46% e 75,00% no nitrogênio amoniacal e DQO, respectivamente, no extrato lixiviado.

3.2.2 Lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE)

Os resultados das concentrações de nitrogênio amoniacal, alumínio, ferro, zinco, chumbo, manganês e DQO no resíduo bruto e na matriz cimentícia de lodo de estação de tratamento de esgoto estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Classificação lodo de esgoto: resíduo bruto e após tratamento

| LIXIVIAÇÃO | N-NH₃ (mg·L⁻¹) | Alumínio (mg·L⁻¹) | Ferro (mg·L⁻¹) | Zinco (mg·L⁻¹) | Chumbo (mg·L⁻¹) | Manganês (mg·L⁻¹) | DQO (mgO₂·L⁻¹) |
|----------------------|---|---|--------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|---|---|
| Resíduo bruto | 63,840 | 2,932 | 1,880 | 9,752 | 0,164 | 2,410 | 7051,282 |
| Matriz cimentícia | 16,800 | <0,05 | <0,014 | <0,066 | <0,005 | <0,013 | 2038,892 |
| SOLUBILIZAÇÃO | N-NH₃ (mg·L⁻¹) | Alumínio (mg·L⁻¹) | Ferro (mg·L⁻¹) | Zinco (mg·L⁻¹) | Chumbo (mg·L⁻¹) | Manganês (mg·L⁻¹) | DQO (mgO₂·L⁻¹) |
| Resíduo bruto | NR | NR | NR | NR | NR | NR | NR |
| Matriz cimentícia | 3,920 | 1,695 | <0,05 | <0,01 | <0,001 | <0,01 | NR |

NR: não realizado.

Fonte: Autora (2025)

No extrato lixiviado do lodo de esgoto bruto, as concentrações de nitrogênio amoniacal ($63,840 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), alumínio ($2,932 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), zinco ($9,752 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), manganês ($2,410 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e DQO ($7051,282 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) excederam os LMPs, caracterizando o resíduo como classe I - perigoso. Após o tratamento por estabilização/solidificação (E/S), o extrato lixiviado da matriz cimentícia apresentou reduções significativas nas concentrações de nitrogênio amoniacal e de todos os metais analisados, cujos valores ficaram abaixo dos respectivos LMPs. Contudo, a DQO permaneceu acima do limite estabelecido, o que classifica a matriz como classe I.

No extrato solubilizado da matriz cimentícia contendo lodo de esgoto, as concentrações de nitrogênio amoniacal ($3,920 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e alumínio ($1,695 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) excederam os LMPs. Rigolin (2022) também relatou a presença de alumínio no extrato solubilizado após a E/S, com concentração superior ao limite estabelecido pela ABNT NBR 10004 (2004). No mesmo estudo, observou-se que os elementos ferro, zinco e manganês foram efetivamente estabilizados, comportamento semelhante ao verificado neste trabalho.

Apesar da matriz cimentícia contendo lodo de esgoto ter sido classificada como Classe I devido à concentração de DQO acima do LMP, observou-se uma redução de 71,08% na lixiviação desse contaminante. O nitrogênio amoniacal e o alumínio, embora tenham apresentado reduções significativas, não foram totalmente estabilizados, indicando risco de solubilização em água acima dos limites máximos permissíveis. A redução de nitrogênio amoniacal no extrato lixiviado foi de 73,68%.

3.2.3 Cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA)

A Tabela 7 apresenta os resultados das análises químicas realizadas no resíduo bruto de cinza de bagaço de cana-de-açúcar e na matriz cimentícia obtida após o tratamento por estabilização/solidificação.

Tabela 7 – Classificação cinza de bagaço de cana: resíduo bruto e após tratamento

| LIXIVIAÇÃO | N-NH₃ (mg·L⁻¹) | Alumínio (mg·L⁻¹) | Ferro (mg·L⁻¹) | Manganês (mg·L⁻¹) | DQO (mgO₂·L⁻¹) |
|----------------------|---|---|--|---|---|
| Resíduo bruto | 580,530 | 3,560 | 0,253 | 0,407 | 11468,380 |
| Matriz cimentícia | 14,560 | 0,480 | <0,014 | <0,013 | 3408,502 |
| SOLUBILIZAÇÃO | N-NH₃ (mg·L⁻¹) | Alumínio (mg·L⁻¹) | Ferro (mg·L⁻¹) | Manganês (mg·L⁻¹) | DQO (mgO₂·L⁻¹) |
| Resíduo bruto | NR | NR | NR | NR | NR |
| Matriz cimentícia | 1,680 | NR | NR | NR | NR |

NR: não realizado.

Fonte: Autora (2025)

Para o resíduo de cinza de bagaço de cana-de-açúcar bruto, as concentrações de nitrogênio amoniacal ($580,530 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), alumínio ($3,560 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e DQO ($11468,380 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) no extrato lixiviado ficaram acima dos limites máximos permissíveis, classificando o resíduo como classe I – perigoso. Resultado semelhante foi encontrado por Bruschi (2020), que também classificou a CBCA como classe I, embora devido à presença de mercúrio acima do estabelecido.

Após a E/S, a matriz cimentícia ainda apresentou concentrações de alumínio ($0,480 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e DQO ($3408,502 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) superiores aos LMPs. Diante disso, a análise do extrato solubilizado foi realizada apenas para o nitrogênio amoniacal, com o intuito de verificar se este

composto representa risco de solubilização em água. A concentração obtida ($1,68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ficou acima do padrão proposto neste trabalho para o extrato solubilizado.

Assim, observou-se que, mesmo após o tratamento de E/S, o alumínio e a DQO continuaram conferindo periculosidade à matriz cimentícia. No entanto, foram verificadas reduções desses contaminantes no extrato lixiviado de 86,51% para o alumínio e 70,28% para a DQO. Para o nitrogênio amoniacal a redução foi de 97,49% no extrato lixiviado.

3.3 Balanço de massa e eficiência de retenção dos contaminantes

De acordo com Brito (1999), a massa de contaminante tratada por meio da técnica de estabilização/solidificação (E/S) pode ser estimada a partir das massas lixiviadas ou solubilizadas antes e após o tratamento. Complementarmente, Brito e Soares (2009) destacam que, ao se considerar as massas inicial e remanescente do contaminante, bem como as proporções de resíduo e aglomerante empregadas na formulação da matriz cimentícia, é possível determinar a eficiência de retenção, a qual reflete diretamente a eficácia da imobilização promovida pelo processo.

Os resultados apresentados na Tabela 8, incluem balanço de massa e a eficiência de retenção para o alumínio, o nitrogênio amoniacal (N-NH_3) e a demanda química de oxigênio (DQO) para cada tipo de contaminante e resíduo analisado. Os balanços de massa do ferro, zinco e manganês não foram realizados, pois suas concentrações nas matrizes cimentícias ficaram abaixo do limite de quantificação do instrumento analítico empregado. Conseqüentemente, não foi possível determinar a massa atenuada exata no tratamento. No entanto, considerando que todas as concentrações permaneceram abaixo dos limites máximos permitidos na lixiviação e solubilização, os resultados indicam que o processo de estabilização/solidificação promoveu a imobilização efetiva desses metais.

Os resultados obtidos para o alumínio mostram uma significativa capacidade de retenção nas matrizes cimentícias, com eficiências de 95,08% para a lama vermelha e 84,29% para a cinza de bagaço de cana, correspondendo a massas retidas de 0,034g e 0,005g, respectivamente. Esses resultados sugerem que estes resíduos, quando incorporados ao cimento, favoreceram a formação de compostos metálicos com baixa solubilidade capazes de fixar o alumínio. Tal comportamento pode estar associado ao pH elevado dos resíduos, uma vez que o ambiente alcalino restringe a mobilidade de metais pesados por meio da formação de óxidos, hidróxidos e carbonatos insolúveis, contribuindo significativamente para a estabilização química desses contaminantes (Al-Tabbaa; Perera, 2005; Wang *et al.*, 2015).

Tabela 8 – Balanço de massa e eficiência de retenção dos contaminantes

| Contaminante | Resíduo | M _{BRUTO} (g) | M _{MATRIZ} (g) | M _{RETIDA} (g) | ER (%) |
|-------------------|---------|------------------------|-------------------------|-------------------------|--------|
| Alumínio | LV | 0,036 | 0,002 | 0,034 | 95,08 |
| | CBCA | 0,006 | 0,001 | 0,005 | 84,49 |
| N-NH ₃ | LV | 0,051 | 0,013 | 0,038 | 70,64 |
| | LETE | 1,260 | 0,331 | 0,929 | 69,74 |
| | CBCA | 10,365 | 0,285 | 10,080 | 97,12 |
| DQO | LV | 12,436 | 3,154 | 9,282 | 71,25 |
| | LETE | 13,915 | 4,021 | 9,894 | 66,75 |
| | CBCA | 20,476 | 6,681 | 13,795 | 65,82 |

M_{BRUTO}: massa do contaminante no resíduo bruto; M_{MATRIZ}: massa do contaminante remanescente na matriz; M_{RETIDA}: massa do contaminante retida; ER: eficiência de retenção; LV: lama vermelha; LETE: lodo de estação de tratamento de esgoto; CBCA: cinza de bagaço de cana-de-açúcar.

Fonte: Autora (2025)

A expressiva eficiência de imobilização dos metais pode ser explicada por diferentes mecanismos físico-químicos promovidos pelo cimento Portland. Conforme descrito por Pinto (2005), esses mecanismos incluem a incorporação do resíduo à matriz cimentícia, a adsorção dos metais na superfície da tobermorita formada durante o processo de hidratação, a precipitação de hidróxidos metálicos e a formação de silicatos de cálcio e metais.

Com relação ao nitrogênio amoniacal, a matriz com CBCA apresentou eficiência de retenção expressiva, com 97,12%, que pode ser atribuída à capacidade de adsorção ou à incorporação do íon amônio nos produtos de hidratação do cimento. As matrizes com LV e LETE incorporados apresentaram eficiências semelhantes, de 70,64% e 69,74%, respectivamente.

Para a DQO, os valores de eficiência de retenção foram de 71,25% para a lama vermelha, 66,75% para o lodo de esgoto e 65,82% para a cinza de bagaço de cana. Esses resultados mostram que, embora a retenção de matéria orgânica tenha sido menos significativa em comparação com os outros contaminantes, o processo de E/S contribui para a mitigação da carga orgânica dos resíduos. No entanto, conforme apontado por Dias, Brito e Muniz (2020), a presença de elementos orgânicos suscetíveis à lixiviação no cimento pode contribuir para elevados valores de DQO, o que pode justificar a classificação dos três tratamentos como materiais classe I – perigosos.

4. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos nesse trabalho, conclui-se que:

- Os limites máximos permissíveis (LMP) propostos para o nitrogênio amoniacal mostraram-se adequados para avaliar o desempenho ambiental de materiais estabilizados por solidificação com resíduos sólidos industriais;

- As concentrações de nitrogênio amoniacal nos extratos lixiviados das matrizes cimentícias foram significativamente reduzidas e ficaram abaixo do LMP proposto;
- Os resultados apontam que a eficiência de retenção dos contaminantes está diretamente associada às características de cada resíduo e às interações químicas promovidas na matriz cimentícia;
- A técnica de estabilização por solidificação (E/S) foi eficaz na redução das concentrações dos metais pesados nos extratos lixiviados e solubilizados;
- As concentrações de demanda química de oxigênio (DQO) nos extratos lixiviados das matrizes cimentícias foram reduzidas, mas permaneceram acima do LMP contribuindo para na classificação de todos os resíduos como classe I – perigosos.

5. REFERÊNCIAS

AL-TABBAA, A.; PERERA, A. S. R. **Beyond conventional stabilisation/solidification**. In: AL-TABBAA, A.; STEGEMANN, J. *Stabilisation/Solidification Treatment and Remediation*. London: A.A. Balkema Publishers, 2005. p. 367-369.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. Washington, D.C., 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

BRITO, André Luiz Fiquene de; SOARES, Sebastião Roberto. Avaliação da integridade e da retenção de metais pesados em materiais estabilizados por solidificação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 39-48, mar. 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522009000100005>.

BRUSCHI, Giovani Jordi. **Estabilização de rejeitos de mineração de bauxita por meio de um sistema ligante alcali-ativado de cinza do bagaço de cana-de açúcar e cal de carbureto**. 2020. 185 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/218182>. Acesso em: 24 abr. 2025.

CHINA. GB 8978-1996. Integrated Wastewater Discharge Standard. Beijing: State Environmental Protection Administration, 1996.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 430, de 13 de maio de 2013. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa

e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União. Brasília. DF. 2011.

CONNER, J. R. **Chemical Fixation and Solidification of Hazardous Wastes**. New York. Van Nostrand Reinhold, 1990.

DIAS, Joelma; BRITO, André Luiz Fiquene de; MUNIZ, Ana Cristina Silva. Proposition of maximum permissible limits for environmental assessment and classification of materials stabilized by solidification incorporated with oil waste. **Environmental Technology**, [S.L.], v. 43, n. 11, p. 1745-1759, 10 dez. 2020. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2020.1850875>.

HU, Nan; CHEN, Geng; CHEN, Yonghui; LIN, Minguo; TANG, Panpan; ZHANG, Wanlu; YE, Zi. Cement and zeolite stabilization/solidification of heavy metal-contaminated sediments: 841-day leaching characteristics, mechanisms, and microstructure. **Waste Management**, [S.L.], v. 190, p. 306-317, dez. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2024.09.025>.

HUANG, Xinwen; ZHU, Yingying; YANG, Wanquan; JIANG, Anhua; JIN, Xiaoqiang; ZHANG, Yirong; YAN, Liang; ZHANG, Geshan; LIU, Zongjian. A Self-Supported CuO/Cu Nanowire Electrode as Highly Efficient Sensor for COD Measurement. **Molecules**, [S.L.], v. 24, n. 17, p. 3132, 28 ago. 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/molecules24173132>.

HUE, Do Thi Kim; SHIBA, Takumi; MAEDA, Yasuaki; TAKENAKA, Norimichi. A 3-step chemiluminescence method for chemical oxygen demand measurement with dichromate oxidizing reagent. **Anal. Methods**, [S.L.], v. 9, n. 39, p. 5797-5805, 2017. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c7ay01652b>.

INCA. Instituto Nacional de Câncer. **Metais pesados, câncer e os riscos ambientais**. Rio de Janeiro: INCA, 2024.

JANEESHMA, Edappayil; HABEEB, Hiba; SINHA, Somya; ARORA, Payas; CHATTARAJ, Sourav; MOHAPATRA, Pradeep Kumar das; PANNEERSELVAM, Periyasamy; MITRA, Debasis. Enzymes-mediated solid waste management: a sustainable practice for recycling. **Waste Management Bulletin**, [S.L.], v. 1, n. 4, p. 104-113, mar. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wmb.2023.10.007>

JIANG, Qi; HE, Yongmei; WU, Yonglin; DIAN, Bo; ZHANG, Jilai; LI, Tianguo; JIANG, Ming. Solidification/stabilization of soil heavy metals by alkaline industrial wastes: a critical review. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 312, p. 120094, nov. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120094>.

KABUBA, John; LEPHALLO, Joseph; RUTTO, Hilary. Comparison of various technologies used to eliminate nitrogen from wastewater: a review. **Journal Of Water Process Engineering**, [S.L.], v. 48, p. 102885, ago. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102885>.

KAZA, Silpa; YAO, Lisa C.; BHADA-TATA, Perinaz; VAN WOERDEN, Frank. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: World Bank, 2018. Disponível em: <https://hdl.handle.net/10986/30317>. Acesso em: 29 abr. 2025.

KE, Yan; CHEN, Ye; LIANG, Sha; HU, Jingping; HOU, Huijie; QUAN, Junda; LI, Xingwu; DUAN, Huabo; YUAN, Shushan; YANG, Jiakuan. Environmentally sound management of industrial solid waste: a paradigm of proposed bi-tetrahedron. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 198, p. 107212, nov. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107212>.

LI, Daoliang; XU, Xianbao; LI, Zhen; WANG, Tan; WANG, Cong. Detection methods of ammonia nitrogen in water: a review. **Trac Trends In Analytical Chemistry**, [S.L.], v. 127, p. 115890, jun. 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2020.115890>.

LIU, Chuyang; BARTLET-HUNT, Shannon; LI, Yusong. Precipitation, temperature, and landcovers drive spatiotemporal variability of groundwater nitrate concentration across the Continental United States. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 945, p. 174040, out. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174040>.

LOU, Yuqi; BIAN, Jianming; SUN, Xiaoqing; WANG, Fan; XU, Liwen; SUN, Guojing. Optimization of ammonia nitrogen benchmarks and ecological risk assessment in monsoon freezing lakes based on species sensitivity distribution with Lake Chagan in northeastern China as an example. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 166, p. 112346, set. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112346>.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental; Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH nº 8, de 21 de novembro de 2022**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: COPAM/CERH, 2022.

MOSCHEM, Jorge da Cruz; GONÇALVES, Paola Rocha. Impacto Toxicológico de Metais Pesados: uma análise de efeitos bioquímicos e celulares. **Health And Biosciences**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 88-100, 31 ago. 2020. Universidade Federal do Espírito Santo. <http://dx.doi.org/10.47456/hb.v1i2.31629>

RIGOLIN, Fernando Rocha. **Estudo de viabilidade técnica para incorporação de resíduos de lodo de estação de tratamento de esgoto em peças de concreto para pavimentação**. 2022. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-09062022-142646/pt-br.php>. Acesso em: 24 abr. 2025.

SALMAN, Sheak; BHATTACHARJEE, Prattusha; RAHMAN, Mahjabin; NUR, Shafaat Akhter; SINDHWANI, Rahul; ALI, Syed Mithun. Pathways to advancing sustainable practices in industrial solid waste management: unveiling obstacles and implications. **Next Research**, [S.L.], v. 2, n. 1, p. 100124, mar. 2025. <http://dx.doi.org/10.1016/j.nexres.2024.100124>.

SANTANA, Tiago Martinelli de Jesus.; NASCIMENTO, Elisabete Lourdes do. Intoxicação por metais pesados na região Norte do Brasil. **RBCA**, [S.L.], v. 13, n. 3, p.68-76, nov. 2024.

SCHIFER, Tiago dos Santos; BOGUSZ JUNIOR, Stanislaw; MONTANO, Marco Aurélio Echart. Aspectos toxicológicos do chumbo. **Infarma - Ciências Farmacêuticas**, [S.L.], v. 17, n. 5/6, p. 67–72, 2013. <https://revistas.cff.org.br/infarma/article/view/273>.

SHI, Caijun; SPENCE, Roger. Designing of Cement-Based Formula for Solidification/Stabilization of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 34, n. 4, p. 391-417, jul. 2004. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380490443281>.

TORRETTA, Vincenzo; FERRONATO, Navarro; KATSOYIANNIS, Ioannis; TOLKOU, Athanasia; AIROLDI, Michela. Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: a review. **Sustainability**, [S.L.], v. 9, n. 1, 23 dez. 2016. <http://dx.doi.org/10.3390/su9010009>.

WANG, Fei; WANG, Hailing; JIN, Fei; AL-TABBAA, Abir. The performance of blended conventional and novel binders in the in-situ stabilisation/solidification of a contaminated site soil. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 285, p. 46-52, mar. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.11.002>.

ZHANG, Junli; LIU, Jianguo; LI, Cheng; JIN, Yiying; NIE, Yongfeng; LI, Jinhui. Comparison of the fixation effects of heavy metals by cement rotary kiln co-processing and cement-based solidification/stabilization. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 165, n. 1-3, p. 1179-1185, 15 jun. 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.109>.

6. CONCLUSÃO

A realização deste trabalho permitiu a proposição de padrões para a avaliação ambiental do nitrogênio amoniacal em materiais estabilizados por solidificação, com base em normas técnicas vigentes no Brasil. Representando um referencial teórico-metodológico para futuras pesquisas sobre a incorporação de resíduos sólidos industriais em matrizes cimentícias.

As matrizes cimentícias obtidas a partir do tratamento por estabilização por solidificação dos resíduos sólidos industriais de lama vermelha (LV), lodo de estação de tratamento de esgoto (LETE) e cinza de bagaço de cana-de-açúcar (CBCA) foram avaliadas sob dois critérios principais: i) integridade e durabilidade, e ii) imobilização dos contaminantes.

Quanto à integridade e durabilidade, todos os tratamentos foram aprovados nesses critérios, permitindo a potencial reutilização das matrizes cimentícias, inclusive em aplicações na construção civil. Dentre os resíduos analisados, a lama vermelha apresentou melhor desempenho e a cinza de bagaço de cana-de-açúcar apresentou o desempenho menos expressivo.

Em relação à imobilização de contaminantes, a estabilização por solidificação mostrou-se eficiente na redução das concentrações dos contaminantes nos extratos lixiviados e solubilizados, se destacando na imobilização efetiva do ferro, zinco e manganês. No entanto, as matrizes cimentícias foram classificadas como classe I – perigosas, segundo os critérios de periculosidade.

Os resultados obtidos reforçam o potencial da técnica como alternativa viável para o tratamento e valorização de resíduos sólidos industriais, alinhando-se com metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) voltados à gestão ambiental responsável e ao uso sustentável de recursos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADASKA, Wayne S.; TRESOUTHICK, Stewart W.; WEST, Presbury B.. **Solidification and stabilization of wastes using portland cement**. 2. ed. Skokie: Portland Cement Association, 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. Washington, D.C., 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004c.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7215**: Cimento Portland - Determinação da resistência à compressão. Rio de Janeiro, 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9778**: Argamassa e concreto endurecidos - Determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica. Rio de Janeiro, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16697**: Cimento Portland - Requisitos. Rio de Janeiro, 2018.

BARTH, E.F.; PERCIN, P. **Stabilization and Solidification of hazardous wastes - Pollution technology review**. V. Park Ridge, Noyes Data, 1990.

BRAGA, Benedito. **Introdução à engenharia ambiental**: o desafio do desenvolvimento sustentável. 3. ed. São Paulo: Pearson; Porto Alegre: Bookman; 2021.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília. DF. 2010.

BRITO, André Luiz Fiquene de. **Codisposição de resíduos sólidos urbanos e resíduos sólidos de indústria de curtume**. 1999. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1999.

BRITO, André Luiz Fiquene de; SOARES, Sebastião Roberto. Avaliação da integridade e da retenção de metais pesados em materiais estabilizados por solidificação. **Engenharia Sanitária**

e **Ambiental**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 39-48, mar. 2009.<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522009000100005>.

CASTRO, Vinicius Gomes de. **Compósitos madeira-cimento: um produto sustentável para o Futuro**. Mossoró: Edufersa, 2021.

CHIDIAC, S.E.; PANESAR, D.K.. Evolution of mechanical properties of concrete containing ground granulated blast furnace slag and effects on the scaling resistance test at 28days. **Cement And Concrete Composites**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 63-71, fev. 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2007.09.003>.

CONNER, J. R. **Chemical Fixation and Solidification of Hazardous Wastes**. New York. Van Nostrand Reinhold, 1990.

CONNER, Jesse R.; HOFFNER, Steve L.. A Critical Review of Stabilization/Solidification Technology. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, [S.L.], v. 28, n. 4, p. 397-462, out. 1998. <http://dx.doi.org/10.1080/10643389891254250>.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 313, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais. Diário Oficial da União. Brasília. DF. 2002.

CRUZ, Mateus Arlindo da; CASANOVA, Rafaela Fontana; BOSCARDIN, Daiane; ZANCHET, Aline. Análise da viabilidade do uso de resíduos de cana-de-açúcar para produção de aglomerantes sustentáveis. **Matéria (Rio de Janeiro)**, [S.L.], v. 26, n. 4, abr. 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/s1517-707620210004.1313>.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA 402-R-96-014: Stabilization/solidification processes for mixed waste**. Washington, D.C., 1996.

FIJALKOWSKI, K.; RORAT, A.; GROBELAK, A.; KACPRZAK, M. J.. The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 203, p. 1126-1136, dez. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.068>.

GAUTAM, Pratibha; KUMAR, Sunil; LOKHANDWALA, Snehal. Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: a critical review. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 237, p. 117639, nov. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117639>.

GIWA, A. S.; MAURICE, N. J.; LUOYAN, Ai; LIU, Xinxin; YUNLONG, Yang; HONG, Zhao. Advances in sewage sludge application and treatment: process integration of plasma pyrolysis and anaerobic digestion with the resource recovery. **Heliyon**, [S.L.], v. 9, n. 9, set. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19765>.

GUO, Bin; LIU, Bo; YANG, Jian; ZHANG, Shengen. The mechanisms of heavy metal immobilization by cementitious material treatments and thermal treatments: a review. **Journal**

Of Environmental Management, [S.L.], v. 193, p. 410-422, maio 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.026>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2022. **Características dos Domicílios**. Resultados do Universo. Rio de Janeiro, 2024.

JANEESHMA, Edappayil; HABEEB, Hiba; SINHA, Somya; ARORA, Payas; CHATTARAJ, Sourav; MOHAPATRA, Pradeep Kumar das; PANNEERSELVAM, Periyasamy; MITRA, Debasis. Enzymes-mediated solid waste management: a sustainable practice for recycling. **Waste Management Bulletin**, [S.L.], v. 1, n. 4, p. 104-113, mar. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wmb.2023.10.007>

KABUBA, John; LEPHALLO, Joseph; RUTTO, Hilary. Comparison of various technologies used to eliminate nitrogen from wastewater: a review. **Journal Of Water Process Engineering**, [S.L.], v. 48, p. 102885, ago. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102885>.

KAZA, Silpa; YAO, Lisa C.; BHADA-TATA, Perinaz; VAN WOERDEN, Frank. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington, DC: World Bank, 2018. Disponível em: <https://hdl.handle.net/10986/30317>. Acesso em: 29 abr. 2025.

KHAIRUL, M.A.; ZANGANEH, Jafar; MOGHTADERI, Behdad. The composition, recycling and utilisation of Bayer red mud. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 141, p. 483-498, fev. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.006>.

KHALIL, Muhammad Jahanzaib; ASLAM, Muhammad; AHMAD, Sajjad. Utilization of sugarcane bagasse ash as cement replacement for the production of sustainable concrete – A review. **Construction And Building Materials**, [S.L.], v. 270, p. 121371, fev. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.121371>.

KIRTHIGA, R.; ELAVENIL, S.. Potential utilization of sugarcane bagasse ash in cementitious composites for developing inorganic binder. **Ain Shams Engineering Journal**, [S.L.], v. 14, n. 11, p. 102560, nov. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.asej.2023.102560>.

KURNIAWAN, T; LO, W; CHAN, G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 129, n. 1-3, p. 80-100, 28 fev. 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.010>.

LAWRENCE, C. David. The Constitution and Specification of Portland Cements. **Lea'S Chemistry Of Cement And Concrete**, [S.L.], p. 131-193, 1998. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-075066256-7/50016-3>.

LIMA, M. S. S.; THIVES, L. P.; HARITONOV, V.; BAJARS, K.. Red mud application in construction industry: review of benefits and possibilities. **Iop Conference Series: Materials**

Science and Engineering, [S.L.], v. 251, p. 012033, out. 2017. <http://dx.doi.org/10.1088/1757-899x/251/1/012033>.

LIMA, V. M. E.; ESTOLANO, A. M. L.; ALMEIDA, Y. M. B.; HENRIQUE, M. A.; ARAÚJO, F. W. C.; MELO NETO, A. A.. Mechanical, microstructural and energetic evaluation of conventional and one-part alkali-activated mixtures with raw sugarcane bagasse ash. **Construction And Building Materials**, [S.L.], v. 394, p. 132168, ago. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2023.132168>.

LIN, Kunning; ZHU, Yong; ZHANG, Yuanbiao; LIN, Hui. Determination of ammonia nitrogen in natural waters: recent advances and applications. **Trends In Environmental Analytical Chemistry**, [S.L.], v. 24, out. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.teac.2019.e00073>.

LIU, Chuyang; BARTLET-HUNT, Shannon; LI, Yusong. Precipitation, temperature, and landcovers drive spatiotemporal variability of groundwater nitrate concentration across the Continental United States. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 945, p. 174040, out. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174040>.

LIU, Lianwen; LI, Wei; SONG, Weiping; GUO, Mingxin. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 633, p. 206-219, ago. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>.

LIU, Xiao; HAN, Yuexin; HE, Fayu; GAO, Peng; YUAN, Shuai. Characteristic, hazard and iron recovery technology of red mud - A critical review. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 420, p. 126542, out. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126542>.

LOPEZ, Antonio; PAGANO, Michele; VOLPE, Angela; PINTO, Appio Claudio di. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. **Chemosphere**, [S.L.], v. 54, n. 7, p. 1005-1010, fev. 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.09.015>.

LOU, Yuqi; BIAN, Jianming; SUN, Xiaoqing; WANG, Fan; XU, Liwen; SUN, Guojing. Optimization of ammonia nitrogen benchmarks and ecological risk assessment in monsoon freezing lakes based on species sensitivity distribution with Lake Chagan in northeastern China as an example. **Ecological Indicators**, [S.L.], v. 166, p. 112346, set. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112346>.

LUO, Kai; YE, Jiayuan; ZHANG, Wensheng; CHEN, Jiajun; YAN, Fulu; LI, Guangyin; REN, Xuehong; LI, Jun. Leaching kinetics and reactivity regulation of red mud in an NaOH solution. **Construction And Building Materials**, [S.L.], v. 421, p. 135750, mar. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2024.135750>.

MATOS, Wdyelle Elcine de Carvalho; SILVA, Hitalo de Jesus Bezerra da; PAZ, Gilvan Moreira da; SANTOS, Valdeci Bosco dos. Utilização de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar como material de preenchimento estrutural ou pozolânico para a produção de argamassas cimentícias: uma revisão. **Matéria (Rio de Janeiro)**, [S.L.], v. 26, n. 4, p. 0-0, jul. 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/s1517-707620210004.1322>.

MELCHERT, Maura B. M.; VIANA, Marcelo M.; LEMOS, Mariana S.; DWECK, Jo; BÜCHLER, Pedro M.. Simultaneous solidification of two catalyst wastes and their effect on the early stages of cement hydration. **Journal Of Thermal Analysis And Calorimetry**, [S.L.], v. 105, n. 2, p. 625-633, 12 fev. 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s10973-011-1330-2>.

MELCHERT, Maura Berger Maltez. **Solidificação e estabilização de resíduos de catalisadores contendo níquel e alumínio em cimento Portland**. 2012. 143 f. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

MELLADO, A.; BORRACHERO, M. V.; SORIANO, L.; PAYÁ, J.; MONZÓ, J.. Immobilization of Zn(II) in Portland cement pastes. **Journal Of Thermal Analysis And Calorimetry**, [S.L.], v. 112, n. 3, p. 1377-1389, 18 out. 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s10973-012-2705-8>.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MICHALSKA, Justyna; TUREK-SZYTOW, Jolanta; DUDŁO, Agnieszka; SURMACZ-GÓRSKA, Joanna. Characterization of humic substances recovered from the sewage sludge and validity of their removal from this waste. **Efb Bioeconomy Journal**, [S.L.], v. 2, p. 100026, nov. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bioeco.2022.100026>.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied statistics and probability for engineers**. 6. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2014.

PAN, Xiaolin; WU, Hongfei; LV, Zhongyang; YU, Haiyan; TU, Ganfeng. Recovery of valuable metals from red mud: a comprehensive review. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 904, p. 166686, dez. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166686>.

QUARTAROLI, Larissa. **Remoção biológica de nitrogênio amoniacal de efluente com alta salinidade**. 2016. 116 f. Tese de doutorado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

SANDHI, Arifin; ROSENLUND, Joacim. Municipal solid waste management in Scandinavia and key factors for improved waste segregation: a review. **Cleaner Waste Systems**, [S.L.], v. 8, p. 100144, mar. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.clwas.2024.100144>.

SHARMA, Amit Kumar; GHODKE, Praveen Kumar; CHEN, Wei-Hsin. Progress in green adsorbent technologies from sewage sludge for wastewater remediation and carbon capture: a sustainable approach towards clean environment. **Current Opinion In Green And Sustainable Chemistry**, [S.L.], v. 46, p. 100883, abr. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cogsc.2024.100883>.

SHI, Caijun; SPENCE, Roger. Designing of Cement-Based Formula for Solidification/Stabilization of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes. **Critical Reviews**

In Environmental Science And Technology, [S.L.], v. 34, n. 4, p. 391-417, jul. 2004. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380490443281>.

SHOVON, Shaik Muntasir; AKASH, Faysal Ahamed; RAHMAN, Wahida; RAHMAN, Md Abdur; CHAKRABORTY, Prosenjeet; HOSSAIN, H.M. Zakir; MONIR, Minhaj Uddin. Strategies of managing solid waste and energy recovery for a developing country – A review. **Heliyon**, [S.L.], v. 10, n. 2, jan. 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e24736>.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Esgotamento Sanitário – 2022. Brasília, 2023.

SOLIMAN, N.K.; MOUSTAFA, A.F.. Industrial solid waste for heavy metals adsorption features and challenges; a review. **Journal Of Materials Research and Technology**, [S.L.], v. 9, n. 5, p. 10235-10253, set. 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmrt.2020.07.045>.

SPENCE, Roger D.; SHI, Caijun. **Stabilization and solidification of hazardous, radioactive and mixed wastes**. 2. ed. Boca Raton, Flórida: CRC Press, 2010.

STEGEMANN, J.A.; CÔTÉ, P.L.. A proposed protocol for evaluation of solidified wastes. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 178, n. 1-3, p. 103-110, jan. 1996. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04802-2](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)04802-2).

THOMAS, B.S.; YANG, J.; BAHURUDEEN, A.; ABDALLA, J.A.; HAWILEH, R.A.; HAMADA, H.M.; NAZAR, S.; JITTIN, V.; ASHISH, D.K.. Sugarcane bagasse ash as supplementary cementitious material in concrete – a review. **Materials Today Sustainability**, [S.L.], v. 15, p. 100086, nov. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mtsust.2021.100086>.

TORRETTA, Vincenzo; FERRONATO, Navarro; KATSOYIANNIS, Ioannis; TOLKOU, Athanasia; AIROLDI, Michela. Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: a review. **Sustainability**, [S.L.], v. 9, n. 1, 23 dez. 2016. <http://dx.doi.org/10.3390/su9010009>.

WASTEWATER TECHNOLOGY CENTER. **ENVIRONMENTAL PROTECTION SERIESEPS 3/HA/9**: Proposed evaluation protocol for cement-based solidified wastes. Ottawa, 1991.

WILES, Carlton C.. A review of solidification/stabilization technology. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 5-21, jan. 1987. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3894\(87\)87002-4](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3894(87)87002-4).

World Bank. 2022. **The World Bank Annual Report 2022**. The World Bank.

YANG, Hang; GUO, Yali; FANG, Ning; DONG, Bin; WU, Xuefei. Greenhouse gas emissions of sewage sludge land application in urban green space: a field experiment in a bermuda grassland. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 926, p. 172106, maio 2024. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172106>

YE, Yuanyao; NGO, Huu Hao; GUO, Wenshan; CHANG, Soon Woong; NGUYEN, Dinh Duc; FU, Qiang; WEI, Wei; NI, Bingjie; CHENG, Dongle; LIU, Yi. A critical review on utilization of sewage sludge as environmental functional materials. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 363, p. 127984, nov. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127984>.

ZHANG, Jizhe; YAO, Zhanyong; WANG, Kai; WANG, Fei; JIANG, Hongguang; LIANG, Ming; WEI, Jincheng; AIREY, Gordon. Sustainable utilization of bauxite residue (Red Mud) as a road material in pavements: a critical review. **Construction And Building Materials**, [S.L.], v. 270, p. 121419, fev. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.121419>.

ZHOU, Guo-Tao; WANG, Yi-Lin; QI, Tian-Gui; ZHOU, Qiu-Sheng; LIU, Gui-Hua; PENG, Zhi-Hong; LI, Xiao-Bin. Toward sustainable green alumina production: a critical review on process discharge reduction from gibbsitic bauxite and large-scale applications of red mud. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 109433, abr. 2023. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2023.109433>.

APÊNDICE A – MEMORIAL DE CÁLCULO DAS COMPOSIÇÕES DAS MATRIZES CIMENTÍCIAS

A proporção considerada foi de um para três (1:3), desta forma a mistura para confecção das matrizes cimentícias somam quatro partes. Se a capacidade máxima da mistura nos moldes é de 450g, então:

a) Massa do Cimento

$$m_{CPC} = m_{MC}/4 = 450/4 = 112,5g$$

Sendo, m_{CPC} a massa de cimento e m_{MC} a massa da matriz cimentícia.

b) Massa do Resíduo Sólido

$$m_{RS} = m_{CPC} \cdot RS (\%) = 112,5 g \cdot 15\% = 16,88g$$

Sendo, m_{RS} a massa do resíduo sólido e $RS (\%)$ a porcentagem de resíduo sólido.

c) Massa de Areia

$$m_A = m_{MC} - m_{CPC} - m_{RS} = 450 - 112,5 - 16,88 = 320,62g$$

Sendo, m_A a massa de areia.

d) Volume de água

- Para a lama vermelha e lodo de esgoto:

$$A/C = 0,72 \Rightarrow A = 0,72 \cdot 112,5 = 81 ml$$

- Para a cinza de bagaço de cana-de-açúcar:

$$A/C = 1,07 \Rightarrow A = 1,07 \cdot 112,5 \cong 120 ml$$

Em que, A/C é a relação água/cimento.

Os cálculos apresentados são para confecção de uma matriz cimentícia.

APÊNDICE B – SOLUÇÕES UTILIZADAS NO ENSAIO DE DQO

a) Solução digestora

Dissolver 10,216 g de dicromato de potássio, seco a 103°C durante 2 horas, e 33,3g de sulfato de mercúrio em aproximadamente 500 ml de água destilada. Adicionar a esta solução 167 ml de ácido sulfúrico concentrado, com cuidado e sob resfriamento. Transferir para um balão volumétrico e diluir para o volume de 1000 ml em água destilada. Misturar bem.

b) Solução catalisadora

Adicionar 10 g de sulfato de prata, na forma de cristais ou pó, em 1000 ml de ácido sulfúrico concentrado. Deixar em repouso durante 1 a 2 dias para dissolver o sulfato de prata.

c) Solução padrão de sulfato ferroso amoniacal a 0,025 N

Dissolver 9,80 g de sulfato ferroso amoniacal hexahidratado em aproximadamente 80 ml de água destilada e adicionar 20 ml de ácido sulfúrico concentrado. Transferir para um balão volumétrico de 1 litro e completar o volume com água destilada. Misturar bem. A padronização da solução faz-se necessária em face da mudança de concentração contínua por ela experimentada em decorrência da oxidação do ferro ferroso pelo oxigênio do ar. Assim, sempre que a solução tiver que ser utilizada para quantificação do resíduo de um volume definido de solução de dicromato de potássio (solução da digestão) de concentração conhecida.