UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE - UFCG

CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS - CTRN

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

AMANDA BEZERRA DE SOUSA PINO

APLICAÇÃO DE DESTILADORES SOLARES PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

CAMPINA GRANDE – PB

2025

AMANDA BEZERRA DE SOUSA PINO

APLICAÇÃO DE DESTILADORES SOLARES PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

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

Área de concentração: Recursos hídricos e saneamento ambiental

Orientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

CAMPINA GRANDE – PB

2025

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG
Sistema de Bibliotecas - SISTEMOTECA
Catalogação de Publicação na Fonte. UFCG - Biblioteca Central

P657a Pino, Amanda Bezerra de Sousa.

Aplicação de destiladores solares para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário / Amanda Bezerra de Sousa Pino. – 2025.

130 f. : il. color.

Tese (doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2025.

"Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo".

Referências.

1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Lixiviado. 3. Coagulação/floculação/sedimentação. 4. *Moringa olifera* Lam. 5. Semiárido. 6. Fitotoxicidade. 7. Camada de Cobertura. 8. Destilação Solar. I. Melo, Márcio Camargo de. II. Título.

UFCG/BC CDU 628.4(043.2)

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECÁRIA ITAPUANA SOARES DIAS GONÇALVES CRB-15/93

AMANDA BEZERRA DE SOUSA PINO

APLICAÇÃO DE DESTILADORES SOLARES PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

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

Área de concentração: Recursos hídricos e saneamento ambiental

Tese defendida em 26/09/2025 pela banca examinadora constituída dos seguintes membros:

Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG
Orientador

Prof. Dr. Ricardo de Aragão
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG
Examinador interno

Profa. Dra. Naiara Ângelo Gomes
Universidade Federal de Campina Grande - UFCG
Examinadora externa

Prof. Dr. Perboyre Barbosa Alcântara
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Examinador externo

Prof. Dr. Thiago Fernandes da Silva
Universidade Federal do Ceará - UFC
Examinador externo

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

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

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

2. **ALUNO(A): AMANDA BEZERRA DE SOUSA PINO / COMISSÃO EXAMINADORA: DR. MÁRCIO CAMARGO DE MELO - PPGECA/UFCG (PRESIDENTE) - ORIENTADOR, DR. RICARDO DE ARAGÃO – PPGECA/UFCG – EXAMINADOR INTERNO, DR.ª NAIARA ÂNGELO GOMES - UACTA/CCTA – EXAMINADORA EXTERNA, DR. PERBOYRE BARBOSA ALCÂNTARA – IFCE - EXAMINADOR EXTERNO, DR. THIAGO FERNANDES DA SILVA - UFC - EXAMINADOR EXTERNO (PORTARIA 46/2025). / TITULO DA TESE: "APLICAÇÃO DE DESTILADORES SOLARES PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO" / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INICIO: 14:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VIDEOCONFERÊNCIA.**

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

4. **CAMPINA GRANDE, 26 DE SETEMBRO DE 2025.**

5.

6. gov.br Documento assinado digitalmente
PERBOYRE BARBOSA ALCANTARA
Data: 23/10/2025 20:40:36-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

7.

8. _____

9. **DR. PERBOYRE BARBOSA ALCÂNTARA – EXAMINADOR EXTERNO**

Documento assinado eletronicamente por **Amanda Bezerra de Sousa Pino**, **Usuário Externo**, em 16/10/2025, às 16:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.

Documento assinado eletronicamente por **MARCIO CAMARGO DE MELO**, **PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 16/10/2025, às 18:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.

Documento assinado eletronicamente por **THIAGO FERNANDES DA SILVA**, **Usuário Externo**, em 17/10/2025, às 13:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.

Documento assinado eletronicamente por **NAIARA ANGELO GOMES**, **PROFESSOR 3 GRAU**, em 21/10/2025, às 18:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.

Documento assinado eletronicamente por **RICARDO DE ARAGAO**, **PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 22/10/2025, às 12:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.

Documento assinado eletronicamente por **FLAVIO PEREIRA DA CUNHA**, **SECRETÁRIO (A)**, em 22/10/2025, às 14:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.

A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade, informando o código verificador **5869889** e o código CRC **46F863F3**.

Referência: Processo nº 23096.064256/2025-95 SEI nº 5869889

A todos os trabalhadores(as) da limpeza pública do nosso país, que mesmo possuindo um trabalho tão invisibilizado, possuem um papel gigante na nossa sociedade.

AGRADECIMENTOS

Na construção de altos edifícios é necessário a existência do núcleo rígido para que o prédio possa suportar as cargas externas, especialmente o vento. Durante a trajetória do meu doutorado e desenvolvimento da tese, precisei muito desse "núcleo rígido" para que pudesse atravessar esse momento tão importante e tão desafiador da minha vida. Saio desse atravessamento mais forte, mais resistente e sabendo que um dos principais elementos que constituem esse meu núcleo sou eu. Mas para além de mim, existem outros elementos muito importantes que me permitiram não tombar ao longo desse processo.

Agradeço à minha família. Meus pais, Francisca Bezerra e Arlindo Bezerra que me ensinaram a vida inteira que a educação era o bem mais precioso que eu poderia ter. Aos meus irmãos, Bruno e Arlindo Júnior, que sempre foram meus grandes exemplos na vida, e que sempre me apoiaram e me incentivaram. Agradeço à minha cunhada, Rubinha, que me presenteou com a minha sobrinha, Ana Lívia, que me fez descobrir um amor que não cabe em mim. Agradeço à Ana Lívia, que na sua inocência e sabedoria, me fez um questionamento simples e que me fez mudar completamente os rumos da minha pesquisa. Você é meu coração fora do corpo e que tem meu amor incondicional e eterno.

Agradeço à minha esposa, Aline Pino, que foi minha maior incentivadora, que segurou minha mão e me ajudou a não desistir. Aline é, sem dúvidas, o ser mais iluminado que eu já tive a oportunidade de conhecer e amar, e que me ensinou a ser uma Engenheira doce, humana e preocupada com o outro. Construir uma família com você é uma grande dádiva na minha vida.

Agradeço ao meu orientador, Márcio Camargo de Melo, por todos os valiosos conhecimentos compartilhados. Estendo meus agradecimentos a todos os professores do PPGECA que contribuíram imensamente para minha formação acadêmica. Tenho muita gratidão aos professores que participaram da minha banca de defesa do plano de tese: Libânia Ribeiro, Naiara Gomes e Cláudio Luís. Agradeço também aos professores Perboyre Barbosa e Camilo Allyson pelas contribuições que tanto engrandeceram esse trabalho na banca de qualificação. Estendo o agradecimento ao professor Thiago Fernandes que aceitou participar da banca de defesa desta tese e sempre se mostrou muito disponível para sanar as minhas dúvidas durante os experimentos geotécnicos. Agradeço também ao professor Ricardo de Aragão que aceitou participar da minha banca de defesa.

Sou eternamente grata aos demais professores que passaram pela minha trajetória, desde a educação básica até o doutorado. Gostaria de trazer alguns deles aqui. Na minha formação básica, agradeço ao meu professor Rennan Lopes que me ensinou muito mais do que física e química no ensino médio e que me enxergou como engenheira antes que eu. Agradeço à professora Solange Dombroski, que despertou meu interesse pela pesquisa e que além de orientadora na graduação, foi uma grande incentivadora e apoiadora dos meus sonhos. Agradeço ao meu orientador do mestrado, o professor Cícero Onofre (*in memorian*), que me ensinou na prática a importância da nossa profissão e que para além de uma inspiração profissional, me transmitiu todo o seu comprometimento e entusiasmo pela engenharia.

Registro meus agradecimentos aos meus alunos da Universidade Federal do Cariri (UFCA). Especialmente aos bolsistas PIBIC que tive durante o processo de pesquisa. Pesquisa experimental não é nada fácil, e vocês dividiram comigo angústias, problemas, dificuldades e o sol nada ameno do Cariri. Meus sinceros agradecimentos a Felipe Militão, Samily Sousa, Yasmin Silva e Arthur Militão. Agradeço também à FUNCAP e UFCA pela concessão das bolsas dos alunos e aos bolsistas do laboratório de solos, especialmente Robean Ferreira, Wandson Vieira, Jordan Galdino e Maria Luana Pinheiro.

Agradeço à empresa Revert, em nome do Engenheiro Stephenson Ramalho e Sayron, por ter viabilizado os primeiros anos de parceria e coleta de material, que permitiram o acúmulo de dados para que esse trabalho fosse possível. Agradeço também a Orizon nas pessoas das Engenheiras Débora Barbosa e Joyci França que permitiram a utilização desse grande campo experimental que é o Aterro Sanitário do Ecoparque Juazeiro do Norte.

Meus colegas da UFCA foram uma fonte de inspiração e auxílio ao longo do desenvolvimento dessa tese, por isso, agradeço a todos eles que direta ou indiretamente me ajudaram ao longo desse processo. Registro meus agradecimentos especialmente a Maria Gorethe de Sousa, que me deu todo apoio e suporte para utilizar o laboratório de saneamento, bem como os professores João Barbosa de Souza e Ana Patrícia Bandeira que coordenam o laboratório de solos e que me receberam de braços abertos para a realização dos ensaios. Quero agradecer também às professoras Lucimar Santiago e Sofia Leão que para além de colegas, foram grandes amigas e me ajudaram muito na reta final do desenvolvimento da tese. Gostaria nominalmente a técnica do laboratório de

saneamento, Lucimara Bandeira e ao técnico da central analítica Marcell Coelho, que tanto me ajudaram nas análises.

Agradeço ao Sindicato dos Docentes das Universidades Federais do Ceará (ADUFC) pela cessão do espaço para instalação do sistema piloto de tratamento de lixiviado, na pessoa da presidenta Irenísia de Oliveira (Biênio 2023-2025) e André Vasconcelos (Biênio 2025-2027). Ter sido diretora sindical durante o desenvolvimento da tese foi cansativo, mas me fez compreender o verdadeiro sentido de existir da Universidade e da ciência, mostrando que temos o dever de defender esse espaço e lutar por uma ciência e educação que seja pública, gratuita, de qualidade, socialmente referenciada e emancipadora. Agradeço também aos funcionários da ADUFC Cariri que tanto me ajudaram: Charles Araújo e Carolina Matos.

Agradeço à minha terapeuta, Gabriela Menezes, que foi fundamental durante o meu processo de finalização do doutorado. Seu acolhimento, competência e cuidado fizeram com que eu conseguisse atravessar esse percurso tão tortuoso. Gostaria de agradecer a forma afetuosa com que você me conduziu nesse processo e que me inspirou a ser um agente de transformação na luta por um ambiente acadêmico mais saudável e mais humano.

Por fim, sou profundamente grata a todas as mulheres que vieram antes de mim, que dedicaram suas vidas à luta para que eu pudesse ter liberdade e direitos assegurados. Àquelas que abriram o caminho, que construíram as bases para que eu pudesse seguir em frente. Às que perderam a própria vida para que eu tivesse a chance de viver a minha. Que a gratidão me acompanhe sempre e que a minha trajetória, de algum modo, contribua para transformar e abrir novas possibilidades para todas as que ainda virão. Carrego a responsabilidade de ser a primeira doutora da minha família e espero ser a primeira de muitas outras que virão.

“Sem revolta popular e sem investimento massivo em educação, não há projeto de futuro ou de país.”

Rita Von Hunty.

RESUMO

O tratamento do lixiviado gerado em aterros sanitários constitui um dos principais entraves à gestão de resíduos sólidos urbanos, em razão de sua elevada heterogeneidade e da complexidade intrínseca de sua composição, a qual apresenta significativa variabilidade. Diante disso, o presente trabalho investigou a aplicação do processo de destilação solar no tratamento do lixiviado de um aterro sanitário localizado no semiárido do Nordeste do Brasil. Dois destiladores foram comparados, sendo um deles com tratamento apenas por destilação (D1) e outro destilador (D2) com pré-tratamento por processo de coagulação, floculação e sedimentação. Para o processo de pré-tratamento, foi utilizado como coagulante a semente de *Moringa oleífera* Lam e comparado com cloreto férrico em escala de bancada. O lodo resultante do processo de tratamento por destilação foi investigado com a finalidade de ser incorporado à camada de cobertura do aterro sanitário. A caracterização do lixiviado bruto indicou uma fitotoxicidade elevada e alta variação em todos os parâmetros analisados, apontando para um efluente característico predominantemente na fase metanogênica de degradação. Com relação às eficiências de remoção dos ensaios em escala de bancada foi obtido como valor ideal para aplicação na escala piloto a dosagem de 0,3 g/L na condição de pH de 2,96. No resultado do pré-tratamento, todos os parâmetros obtiveram incremento, apresentando eficiência negativa, com exceção da turbidez que apresentou 61,11% de remoção. No desempenho de D1 e D2, foi observado eficiência de remoção elevada para todos os parâmetros, variando entre 88,76% e 99,98%, sendo possível o seu lançamento como efluente tratado de acordo com a resolução CONAMA 430. Os resultados dos destiladores mostraram que todos os parâmetros, com exceção de $DBO_{5,}$ não apresentou diferença significativa, sendo possível afirmar que o pré-tratamento realizado no destilador D2 não influenciou no resultado do tratamento completo. A diferença percentual da eficiência de remoção de DBO_5 foi de aproximadamente 9% e os demais parâmetros obtiveram valores abaixo de 1% de diferença entre as eficiências, variando entre 0,1% e 0,8%. O resultado do processo de incorporação do lodo à camada de cobertura apontou para a melhora de alguns parâmetros geotécnicos (como compactação e granulometria), o que viabiliza o uso desse rejeito no próprio aterro sanitário. Portanto, o estudo revelou uma boa eficiência do processo de tratamento por destilação solar, sendo o resíduo desse processo reutilizado na própria camada de cobertura, promovendo uma solução técnica ambientalmente adequada e contribuindo para a sustentabilidade dos processos de tratamento de efluentes líquidos de aterros sanitários.

Palavras-chave: Coagulação/floculação/sedimentação. *Moringa oleífera* Lam. Semiárido. Fitotoxicidade. Camada de cobertura.

ABSTRACT

The treatment of leachate generated in sanitary landfills constitutes one of the main obstacles to municipal solid waste management, due to its high heterogeneity and the intrinsic complexity of its composition, which presents significant variability. In this context, the present study investigated the application of the solar distillation process for the treatment of leachate from a sanitary landfill located in the semi-arid region of northeastern Brazil. Two distillers were compared: one operating solely by distillation (D1) and another (D2) with a pre-treatment by coagulation, flocculation, and sedimentation processes. For the pre-treatment process, *Moringa oleifera* Lam. seeds were used as a coagulant and compared with ferric chloride at bench scale. The sludge resulting from the distillation treatment process was investigated in order to be incorporated into the landfill cover layer. The characterization of raw leachate indicated high phytotoxicity and high variability in all analyzed parameters, indicating an effluent predominantly characteristic of the methanogenic phase of degradation. Regarding the removal efficiencies in the bench-scale tests, the optimal value for application at pilot scale was a dosage of 0.3 g/L at a pH of 2.96. In the pre-treatment results, all parameters showed an increase, presenting negative removal efficiencies, except for turbidity, which showed a removal efficiency of 61.11%. In the performance of D1 and D2, high removal efficiencies were observed for all parameters, ranging from 88.76% to 99.98%, making their discharge as treated effluent possible in accordance with CONAMA Resolution 430. The distillers' results showed that all parameters, with the exception of BOD_5, did not present significant differences, making it possible to state that the pre-treatment carried out in distiller D2 did not influence the final treatment outcome. The percentage difference in BOD_5 removal efficiency was approximately 9%, and the other parameters presented values below 1% difference between efficiencies, ranging from 0.1% to 0.8%. The results of the process of incorporating the sludge into the cover layer indicated improvements in some geotechnical parameters (such as compaction and grain size distribution), which makes the use of this waste in the landfill itself feasible. Therefore, the study revealed good efficiency of the solar distillation treatment process, with the residue from this process being reused in the cover layer itself, promoting an environmentally sound technical solution and contributing to the sustainability of liquid effluent treatment processes in sanitary landfills.

Keywords: Coagulation, flocculation and sedimentation. *Moringa oleifera* Lam. Semi-arid. Phytotoxicity. Cover layer.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Artigos publicados na base *Science Direct* sobre tratamento de lixiviado... 27

Figura 2 - Artigos brasileiros publicados na base *Science Direct* sobre tratamento de lixiviado e tratamento de esgoto 28

Figura 3 – Parâmetros considerados na seleção da tecnologia de tratamento de lixiviado 29

Figura 4 – Representação esquemática do processo de tratamento por coagulação-floculação-sedimentação aplicado ao tratamento de lixiviado. 31

Figura 5 – Esquema simplificado de um destilador solar 39

Figura 6 – Destiladores solares utilizados em pesquisas sobre o tratamento de lixiviado 40

Figura 7 – Aspecto do lixiviado de AS bruto e tratado nos estudos analisados..... 42

Figura 8 – Representação esquemática do tanque equipado 43

Figura 9 – Representação esquemática do destilador solar (unidades expressas em milímetros). 44

Figura 10 – Representação esquemática do sistema de destilação solar. 44

Figura 11 – Destilador solar – a) bandejas antes da realização da pintura e b) espelhos internos 45

Figura 12 - Representação esquemática do sistema de destilação solar..... 46

Figura 13 - Fluxograma com as etapas metodológicas da pesquisa..... 57

Figura 14 - Localização da área de estudo 50

Figura 15 – Lagoa de acumulação de lixiviado do Aterro sanitário de Juazeiro do Norte 53

Figura 16 – Poço de visita (PV) do Aterro sanitário de Juazeiro do Norte..... 53

Figura 17 –Classificação climática segundo o índice de aridez para o Estado do Ceará 54

Figura 18 –Municípios inseridos no Semiárido..... 55

Figura 19 – Procedimento de coleta do efluente 60

Figura 20 – Equipamentos *Jar test* utilizado na pesquisa 62

Figura 21 – A) Processador utilizado moer as sementes; B) sementes in natura e C) pó após processamento e peneiramento..... 69

Figura 22 – Solução de *Moringa* utilizada nos testes..... 68

Figura 23 – *Moringa Oleífera* Lam usada na pesquisa. A – Semente no interior da vagem. B – Sementes descascadas..... 66

Figura 24 – Árvores de *Moringa Oleífera* Lam onde foram colhidas as sementes..... 67

Figura 25 – Escala piloto. A – Bombona utilizada no ensaio. B – Dispositivo de mistura. C – Hélice usada na coagulação e floculação..... 73

Figura 26 – Desenho esquemático da base do evaporador (à esquerda) e unidade de destilação solar montada e em operação (à direita)..... 74

Figura 27 – Lixiviado bruto (à esquerda) e efluente destilado (à direita) 75

Figura 28 –Destiladores solares usados na pesquisa 76

Figura 29 –Simulação do posicionamento do sol no *Shadow map* em horas distintas do dia (A – 8h; B – 12h; C – 14h e D – 18h) 77

Figura 30 –Superfície de resposta para o parâmetro cor 90

Figura 31 –Superfície de resposta para o parâmetro turbidez 91

Figura 32 –Superfície de resposta para o parâmetro DQO..... 92

Figura 33 – Tombamento da planta usada na coleta das sementes no herbário da URCA. 131

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Características físico-químicas de lixiviado com diferentes faixas de idade. 26

Tabela 2 - Comparação da eficiência de tratamento de lixiviado por diferentes processos de tratamento. 30

Tabela 3 – Resumo dos valores encontrados na literatura na aplicação de coagulantes químicos o no tratamento de lixiviado de aterro sanitário..... 33

Tabela 4 – Resumo dos valores encontrados na literatura na aplicação de coagulantes naturais no tratamento de lixiviado de aterro sanitário..... 37

Tabela 5 – Características dos destiladores utilizados em pesquisas no Brasil. 41

Tabela 6 – Características geotécnicas do solo utilizado como camada de cobertura em Aterros Sanitários 47

Tabela 7 – Dados dos municípios que depositam RSU no Aterro sanitário..... 51

Tabela 8 – Classificação do índice de germinação 59

Tabela 9 – Variáveis e níveis definidos para o DCCR utilizando a *Moringa* como coagulante. 63

Tabela 10 – Matriz do DCCR da *Moringa* como coagulante. 63

Tabela 11 – Variáveis e níveis definidos para o DCCR com o cloreto férrico 69

Tabela 12 – Caracterização físico-química do lixiviado bruto. 82

Tabela 13 – Comparativo do efluente bruto em 2023 e em 2024..... 87

Tabela 14 – Eficiência de remoção nos testes em escala de bancada usando *Moringa* 89

Tabela 15 – Eficiência de remoção nos testes em escala de bancada com cloreto férrico 93

Tabela 16 – Síntese dos resultados obtidos com os dois coagulantes 95

Tabela 17 – Caracterização do lixiviado tratado com *Moringa Oleífera* Lam..... 96

Tabela 18 – Caracterização do lixiviado do ASJN tratado com Cloreto Férrico 96

Tabela 19 – Resultado do pré-tratamento – coagulação, floculação e sedimentação em escala piloto 99

Tabela 20 – Resultado do tratamento do destilador D1..... 103

Tabela 21 – Resultado do tratamento do destilador D2..... 104

Tabela 22 – Comparativo da fitotoxicidade do efluente bruto e tratado com a semente de *Brassica oleracea* 109

Tabela 23 – Comparativo da fitotoxicidade do efluente bruto e tratado com a semente de *Allium cepa* 111

Tabela 24 – Caracterização geotécnica do solo natural e das misturas do solo natural com o lodo D1 e D1. 112

Tabela 25 – Composição granulométrica do solo natural e das misturas do solo natural com o lodo D1 e D1..... 112

Tabela 26 – Resultados de permeabilidade saturada da água. 115

Tabela 27 – Matéria orgânica da amostra de solo natural e das misturas de solo e lodo. 115

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Tecnologias de tratamento de lixiviado. 29

Quadro 2 - Indicadores físico-químicos utilizados na caracterização do lixiviado bruto. 58

Quadro 3 – Parâmetros de mistura adotados no estudo. 63

Quadro 4 – Parâmetros utilizados na caracterização físico-química e microbiológica do lodo. 78

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E NOMENCLATURAS

AF	Ácidos Fúlvicos
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AH	Ácidos Húmicos
AS	Aterro sanitário
ASJN	Aterro sanitário de Juazeiro do Norte
CE	Ceará
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COEAM	Conselho Estadual de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
MR	Mistura Rápida
ML	Mistura Lenta
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RS	Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
PCM	Material de mudança de fase
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
SUCS	Sistema Unificado de Classificação de Solos.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 21

2 OBJETIVOS 24

2.1 GERAL 24

2.2 ESPECÍFICOS 24

3 REVISÃO DE LITERATURA 25

3.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO 25

3.1.1 Tratamento de lixiviado de Aterro sanitário 27

3.2 MATERIAL DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO 46

4 MATERIAIS E MÉTODOS 50

4.1 ÁREA DE ESTUDO 50

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO Do ASJN 57

4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL 61

4.3.1 Fase 1 – Coagulação, Floculação e sedimentação 61

4.3.2 Destilador solar 74

4.3.3 Caracterização da camada de cobertura do ASJN e aproveitamento do lodo do lixiviado 78

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 81

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE 81

5.2 ENSAIOS – ESCALA DE BANCADA 89

5.2.1 *Moringa Oleífera* Lam 89

5.2.2 Cloreto férrico 93

5.2.3 Caracterização do melhor resultado 95

5.3 ESCALA PILOTO 98

5.3.1 Pré-tratamento 98

5.3.2 Destiladores solares 99

5.4 APROVEITAMENTO DO LODO COMO MATERIAL DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO 111

5.4.1 Caracterização do material 111

6 CONCLUSÃO 117

REFERÊNCIAS 119

7 ANEXO I 131

1 INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário é um efluente líquido gerado a partir dos processos de decomposição dos resíduos sólidos (RS) aliado à parcela de água oriunda das precipitações juntamente com a água presente nos próprios RS. Esse subproduto apresenta elevado potencial poluidor e possui composição complexa e variável, com altas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos, incluindo metais pesados, amônia, ácidos húmicos, nitrogênio, sais inorgânicos e compostos xenobióticos (Costa *et al.*, 2019; Xu *et al.*, 2017).

Devido a essa diversidade de contaminantes, o lixiviado constitui uma das principais fontes de impacto ambiental associadas aos aterros sanitários. Quando manejado de forma inadequada, pode ocasionar poluição do solo, contaminação de águas superficiais e subterrâneas, alteração das características físico-químicas e biológicas de corpos hídricos, além de representar risco à saúde humana e aos ecossistemas aquáticos (Parvin e Tareq, 2021; Xiang *et al.,* 2025). A elevada toxicidade e a persistência de alguns de seus componentes dificultam a autodepuração natural do meio e exigem soluções tecnológicas eficazes para seu tratamento.

Devido à presença dos diversos poluentes no lixiviado, bem como seu elevado potencial tóxico, o tratamento desse efluente é complexo no que diz respeito à implementação, operação de sistemas de tratamento e monitoramento, especialmente na perspectiva da sustentabilidade ambiental e econômica (El-Saadony *et al.*, 2023). Nesse sentido, se faz necessária a adoção de métodos de tratamento de lixiviado que possam atender aos padrões de qualidade ambiental e, ainda, que apresentem viabilidade econômica.

As formas de tratamento que são aplicadas ao lixiviado derivam de outras áreas como tratamento de água e tratamento de esgoto sanitário, justamente, devido à carência de estudos que abrangem exclusivamente subprodutos de aterros sanitários. As técnicas que utilizam processos físico-químicos e biológicos podem ser usadas com relativo sucesso em aterros sanitários. Pode-se citar, por exemplo, para tratamento físico-químicos a utilização do tratamento por membranas (Mazani *et al.,* 2019), adoção de métodos de eletrocoagulação e eletro-oxidação (Soomro *et al.*, 2020), *air stipping* (Brasil *et al.,* 2021), e processos oxidativos avançados (Dolatabadi *et al.,* 2021). Já em processos

biológicos, podem-se citar filtros biológicos (Jokela *et al.,* 2002), *wetland* (Bakhshoodeh *et al.*, 2016) lagoas de estabilização e sistemas de lodos ativados (Maia *et al.*, 2015).

Atualmente, tratamentos combinados promovem uma remoção adequada de poluentes e melhoria na qualidade do efluente tratado de aterros sanitários, sendo adotada a associação de tecnologias distintas de tratamentos físico-químicos (Poblete e Norma, 2020; Ghanbari *et al.*; 2020; Chaouki *et al.*, 2021; Ghaffariraad e Ghanbarzadeh Lak., 2021) assim como a utilização de tratamento químico juntamente com tratamento biológico (Smaoui *et al.*, 2020; El Fadel *et al.*, 2021; Rahmadyanti *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2019). Contudo, pesquisas devem ser aprofundadas para que técnicas utilizadas em tratamento de água e esgoto sanitário sejam aplicadas adequadamente ao tratamento de lixiviado.

O tratamento de lixiviado por meio da coagulação-floculação-sedimentação é uma tecnologia que vem sendo realizada utilizando coagulantes químicos, como por exemplo o cloreto férrico (Taoufik, 2018; Ishak *et al.,* 2018) ou policloreto de alumínio (Yekani *et al.,* 2022). Além dos coagulantes químicos tradicionais, há outras possibilidades de utilização de coagulantes naturais alternativos, sendo objeto de estudos sementes de espécies vegetais como a *Moringa oleífera Lam* (Porto *et al.*, 2019; Cao *et al.,* 2021), a *Jatropha curcas* (pinhão-manso) (Zainal *et al.,* 2021), a *Nephelium lappaceum* (rambutão) (Aziz *et al.*, 2022), a *Durio zibethinus* (durião) (Yusoff *et al.*, 2018) e a comparação entre duas ou mais espécies, como no caso da *Moringa oleífera Lam*. e a *Abelmoschus Esculentus* L. Moench (quiabo) (Oliveira *et al.,* 2017).

Uma outra técnica que pode ser aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário é via evaporação, forçada ou natural (Cantanhede *et al.,* 2009). Essa técnica pode ser adotada independentemente da idade do lixiviado a ser tratado (Costa *et al.,* 2019). Nesse sentido, o sistema de destilação solar forçada apresenta alta eficiência de remoção de DQO (97%), redução elevada de massa (aproximadamente 99%) (Santos *et al.*, 2017) e, ainda, a possibilidade de aproveitamento do efluente tratado. No entanto, a destilação solar forçada é limitada a aterros de pequeno porte que apresentem baixa produção de lixiviado (Sá *et al.*, 2012) e depende das condições climáticas de onde o empreendimento vai ser instalado, sendo necessário uma condição de elevada insolação e baixa pluviosidade. Por esse aspecto, esse sistema se apresenta como algo promissor para ser aplicado em regiões semiáridas.

No aterro sanitário de Juazeiro do Norte (ASJN), objeto de estudo desta pesquisa, o tratamento de lixiviado consiste na acumulação em lagoa visando a evaporação natural e na recirculação para a célula de resíduos. A aplicação de processo de pré-tratamento com coagulação-floculação-sedimentação para posterior aplicação solar consiste em uma proposta inédita de configuração de tratamento, especialmente se tratando de aterros sanitários localizados na região semiárida. A pesquisa parte da hipótese de que o pré-tratamento exerce influência direta sobre a eficiência e sobre a qualidade do tratamento do lixiviado por destilação solar.

A relevância deste estudo reside na geração de informações técnicas e científicas que possam subsidiar o dimensionamento, operação e monitoramento de sistemas de tratamento de lixiviado, contribuindo para a gestão sustentável de aterros sanitários em regiões de clima semiárido. Além disso, busca-se fomentar o avanço do conhecimento aplicado sobre tecnologias limpas e de baixo custo voltadas ao tratamento de lixiviado.

Por fim, esta pesquisa se destaca por aliar inovação tecnológica e sustentabilidade, propondo uma configuração inédita de tratamento que integra processos físico-químicos com a proposta de ausência de resíduos produzidos com o aproveitamento do lodo na camada de cobertura do aterro. Tal abordagem amplia o conhecimento científico sobre o comportamento do lixiviado submetido à destilação solar, oferecendo uma alternativa viável e ambientalmente responsável para o manejo desse efluente. Assim, o estudo contribui não apenas para o aprimoramento técnico do tratamento de lixiviados, mas também para o fortalecimento de políticas públicas voltadas à gestão sustentável de resíduos sólidos em regiões semiáridas.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Investigar a aplicação do processo de destilação solar no tratamento do lixiviado de um aterro sanitário localizado no semiárido do Nordeste do Brasil

2.2 ESPECÍFICOS

- Determinar a eficiência de dois coagulantes, sendo um natural e um químico para tratamento inicial de lixiviado de aterro sanitário em região Semiárida;
- Verificar o desempenho de duas unidades de destilação solar no tratamento do lixiviado;
- Avaliar a influência do pré-tratamento no processo de destilação solar por meio de análises físico-químicas e fitotoxicológicas no lixiviado tratado;
- Avaliar a incorporação do lodo gerado nos destiladores na camada de cobertura do aterro sanitário.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário pode ser definido como o efluente resultante dos processos de decomposição do maciço sólido juntamente com as contribuições das águas pluviais que incidem na massa de resíduos e solubilizando compostos neles presente. Assim, a quantidade de lixiviado gerado no aterro sanitário está diretamente ligado ao grau de compactação, características dos resíduos sólidos urbanos e tipo de cobertura instalada (Naves, 2019). Segundo Lange e Amaral (2009), o processo de geração de lixiviado pode ser influenciado por:

> - Fatores climáticos: precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura;
> - Hidrogeológicos: escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado;
> - Características da camada de cobertura: umidade, vegetação, declividade;
> - Características da composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico dos resíduos;
> - Método de impermeabilização do local. (Lange e Amaral, 2009, p. 30).

O volume de lixiviado de AS e as suas características se relacionam aos índices de precipitação. Regiões com elevada pluviosidade refletem diretamente no volume desse efluente, porém com decréscimo nas concentrações de parâmetros físico-químicos e microbiológicos por unidade de volume. Já em situações de baixa pluviosidade, o volume de lixiviado reduz, ao passo em que as concentrações de poluentes aumentam (Irto *etl al.*, 2024). É necessário que a técnica de tratamento utilizada para os líquidos efluentes de aterros sanitários se adapte a essas flutuações sazonais da pluviosidade, além das condições impostas na execução dessas obras de Engenharia.

Abunama *et al.* (2021) analisaram dois AS em duas regiões distintas, sendo um deles em região úmida, na Malásia, e o outro no semiárido Palestino e concluíram que, no semiárido, o lixiviado produzido foi gerado em menores volumes, porém com maior potencial poluidor, sendo observado os valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO, e Demanda Química de Oxigênio, DQO de 5.110 e 47.250 mg/L, respectivamente, enquanto, o aterro na região úmida, a DBO e DQO de 2.381 e 40.165 mg/L, respectivamente.

Pelo fato de os resíduos possuírem características físicas, químicas e microbiológicas variadas, o lixiviado apresenta diversas substâncias na sua constituição, com elevadas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos, incluindo amônia,

ácidos húmicos, nitrogênio, sais inorgânicos e compostos xenobióticos (Costa; *et al.,* 2019; Xu *et al.*, 2017), além da elevada toxicidade (Vaverková *et al.*, 2020). Deve-se destacar que o processo degradativo dos RS não é só influenciado pelas características acima citadas, mas também por subprodutos gerados durante a decomposição, o que faz com que haja fases distintas no que diz respeito ao processo de decomposição dessa massa sólida (Costa *et al.*, 2019).

Destaca-se que a fase inicial do aterro sanitário é definida como fase acidogênica, com baixos valores de pH e elevados teores de material orgânico de fácil degradação. Em idades mais avançadas, o aterro entra na fase metanogênica, com pH elevado, produção significativa de metano e presença de compostos orgânicos na forma de Ácidos Húmicos e Fúlvicos (Renou *et al.,* 2008; Ziyang *et al.* 2009). A Tabela 1 apresenta os valores de composições do lixiviado proveniente de aterros sanitários em distintas faixas de idade em anos.

Tabela 1- Características físico-químicas de lixiviado com diferentes faixas de idade

Parâmetros	**Idade do aterro (anos)**			**Referência**
	<5 (fase ácida)	**5 – 10 (intermediária)**	**>10 (fase metanogênica)**	
pH	<6,5	7,5 – 6,5	>7,5	Renou *et al.* (2008).
DQO (mg/L)	>10.000	10.000 - 4.000	<4.000	
DBO_5/DQO (mg/L)	>0,3	0,3 - 0,1	<0,1	
DBO_5 (mg/L)	>3.000	3.000 - 400	400	
Compostos orgânicos	80% de AGV	5-30% AGV + AH e AF	AH e AF	
Metais pesados	Baixo - médio	Baixo	Baixo	
Biodegradabilidade	Elevada	Média	Baixa	
NAT (mg/L)	3.821 – 1.564,2	1.273,6 - 733,1	238,2 - 715	Ziyang *et al.* (2009).
Nitrogênio total (mg/L)	1.753,5-4.368,2	1.489,8 - 873,5	428,2-980,1	
Fósforo total (mg/L)	17,97 – 34,9	14,83 - 3,4	0,62-7,21	
Alcalinidade (mg/L)	8.049-18.162	5.573 - 4.365	1.754-4.649	

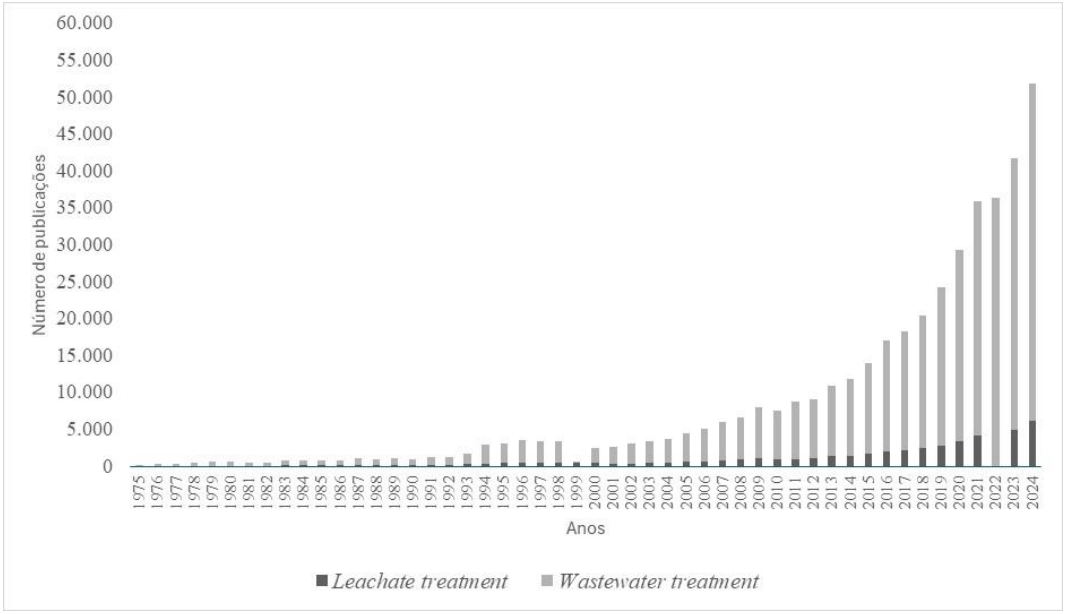
Legenda: DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO_5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; AGV – Ácidos Graxos Voláteis; AH – Ácidos Húmicos; AF – Ácidos Fúlvicos.

3.1.1 Tratamento de lixiviado de Aterro sanitário

O lixiviado gerado em aterros é bastante tóxico e, portanto, um tratamento robusto deve ser empregado para diminuir seu potencial poluidor. Entretanto, o tratamento desse efluente é algo recente, visto que anteriormente à implementação de aterros sanitários com impermeabilização de base, o lixiviado era gerado, mas não era drenado, sendo infiltrado diretamente no solo, contaminando-o, assim como as águas subterrâneas (Povinelli; Sobrinho, 2009).

Na década de 70 foram instalados os primeiros aterros sanitários no Brasil, e por isso, deu-se início às pesquisas relacionadas ao tratamento de lixiviado (Povinelli; Sobrinho, 2009). Na análise dos trabalhos publicados sobre o tema tratamento de lixiviado ("*leachate treatment"*) na base de pesquisa *Science Direct*, observou-se a existência de um total de 47.747 artigos ao todo, conforme apresentado na Figura 1. A pesquisa foi realizada em fevereiro de 2025 considerando os últimos 50 anos. Se comparado esse resultado com uma pesquisa similar voltada para o tratamento de esgoto ("*wastewater treatment*"), foi possível observar a existência de 367.495 publicações (Figura 1), demonstrando que a pesquisa e desenvolvimento voltado à melhoria da qualidade do lixiviado é um tema pouco explorado na área de estudo da Engenharia Sanitária, se comparado com o tratamento de esgoto.

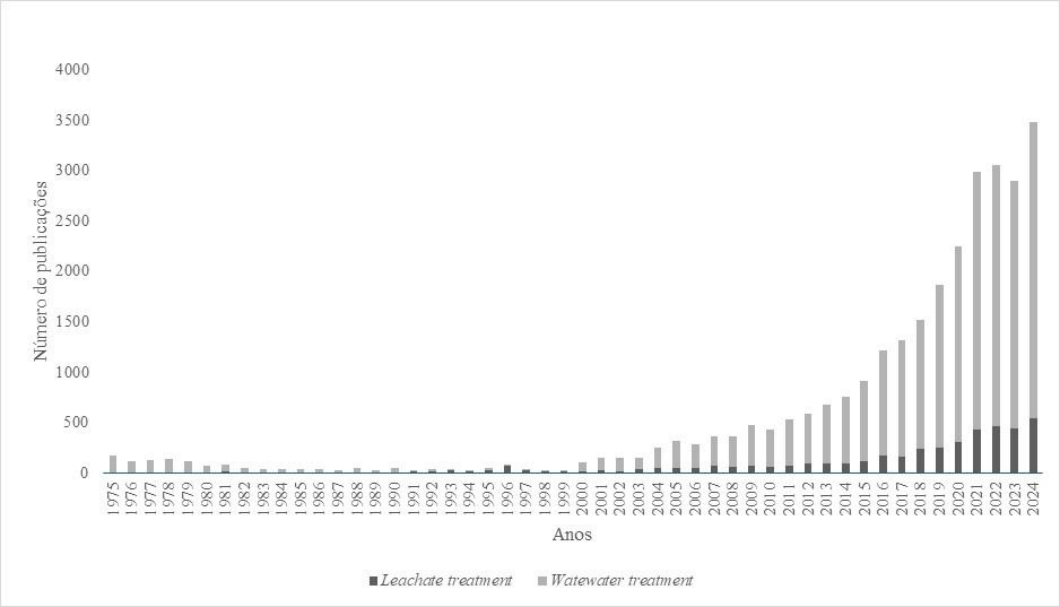
Figura 1 – Comparação entre artigos publicados na base *Science Direct* sobre tratamento de lixiviado e tratamento de esgoto



Fonte: Autoria própria (2025).

Em nível nacional, o quantitativo total de trabalho publicados sobre o tema na base *Science Direct* apresentou o valor de 4.263 trabalhos, sendo 82,6% deles posteriores ao ano de 2010, data em que foi criada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecendo a obrigatoriedade de destinação dos rejeitos em locais ambientalmente adequados (Brasil, 2010). A Figura 2 apresenta o detalhamento do quantitativo de artigos publicados nos últimos 50 anos comparando os temas de tratamento de lixiviado e tratamento e esgoto.

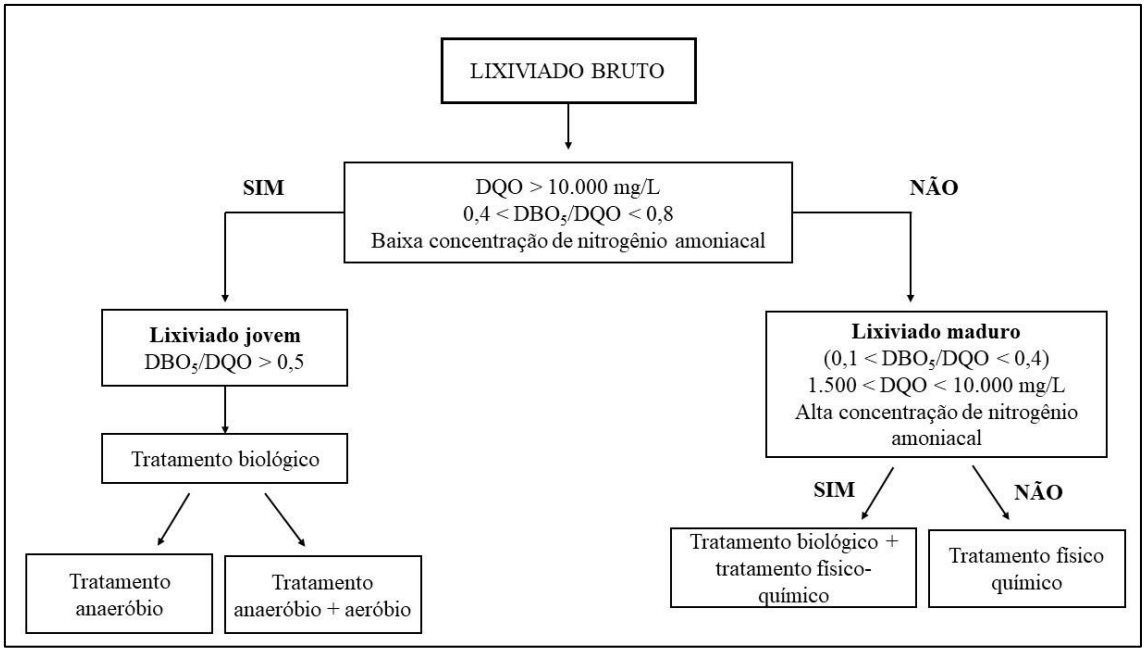
Figura 2 – Comparação entre artigos brasileiros publicados na base *Science Direct* sobre tratamento de lixiviado e tratamento de esgoto



Fonte: Autoria própria (2025).

As tecnologias de tratamento de lixiviado dividem-se em categorias distintas no que diz respeito à natureza dos processos de tratamento, sendo classificados em tratamento biológico e tratamento físico-químico. A Figura 3 apresenta um esquema que ilustra os principais critérios que devem ser considerados na escolha do tipo de tratamento a ser realizado, sendo recomendado o tratamento biológico em concentrações de material orgânico elevado (superior a 10.000 mg/L). Em situações de baixa biodegradabilidade e elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, recomenda-se, o tratamento físico-químico, possivelmente, combinado com tratamento biológico (Costa *et al.*, 2019). As técnicas de tratamento de lixiviado mais utilizadas e pesquisadas são apresentadas no Quadro 1.

Figura 3 – Parâmetros considerados na seleção da tecnologia de tratamento de lixiviado



Fonte: Costa *et al.* (2019).

Quadro 1 – Tecnologias de tratamento de lixiviado.

Tipo de tratamento		**Técnica**
• **Físico-químico**		• Coagulação/floculação; • Precipitação química; • *Air stripping;* • Processos eletroquímicos; • Oxidação química; • Troca iônica; • Filtro de areia; • Filtração por membrana; • Processos oxidativos avançados.
Biológico	Aeróbio.	• Lagoa aerada; • Lodo ativado; • Reator sequencial em batelada; • *Wetlands* construídos; • Reator biológico de contato; • Reator de biofilme de leito móvel (MBBR); • Bioreator com membranas (MBR); • Filtro aeróbio;
	Anaeróbio	• Reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB); • Filtro anaeróbio; • Digestão anaeróbia; • Filtro anaeróbio de leito fluidizado (AFF);

Fonte: Adaptado de Siddiqi *et al.* (2022).

A **Figura 3** e **Quadro 1** podem ser utilizados como guias e ferramentas que direcionem tomadores de decisão que atuam no tratamento de lixiviado para melhoria e

otimização de processos. Entretanto, devido a novas tecnologias e estudos que surgiram na área de tratamento de lixiviado de Aterros Sanitários podem originar novas técnicas ou conjugação dessas técnicas, o que demonstra a importância de pesquisas nessa área de estudo.

Os diferentes compostos presentes no lixiviado de aterros sanitários, bem como mudanças significativas nos parâmetros monitorados durante o tratamento desse efluente com o passar dos anos, enseja sistemas de tratamento combinados. Considerando os parâmetros cor, DQO e amônia, Bashir *et al* (2014), utilizando diferentes tecnologias de tratamento em lixiviado de aterros maduros (superior a 10 anos), em uma região tropical, obtiveram resultados também diversos (**Tabela 2**). A tecnologia de tratamento que apresentou os melhores resultados foi através de troca iônica, seguido de coagulação/floculação, porém o tratamento por coagulação/floculação não apresentou eficiência adequada de remoção de amônia.

Tabela 2 - Comparação da eficiência de tratamento de lixiviado por diferentes processos de tratamento.

Processo de tratamento	**Eficiência de remoção (%)**		
	Cor	**DQO**	**Amônia**
Tratamento biológico[1]	22	29	71
Troca iônica[1]	96,8	87,9	93,8
Coagulação/floculação[1]	92,23	84,5	-*
Adsorção[1]	86	68,4	92,6
Processo oxidativo avançado[1]	84	68	-*
Evaporação forçada[2]	**	97	**

* Não foi possível obter remoção eficaz de amônia. ** Parâmetro não monitorado no estudo.
Fonte: [1]Bashir *et al.* (2014); [2]Santos *et al* (2017).

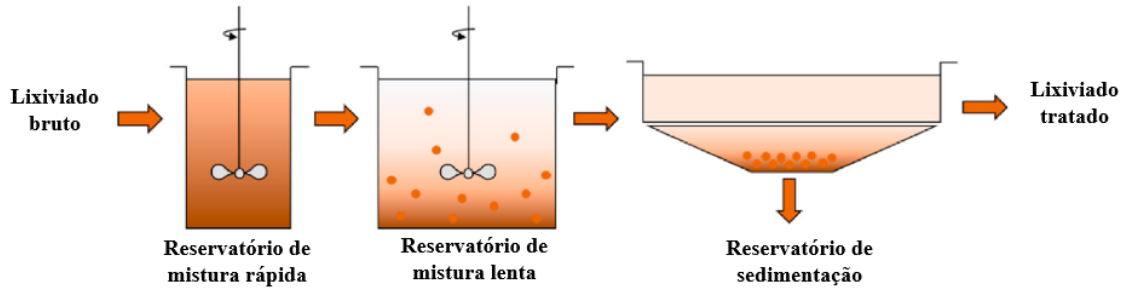
Apesar das inúmeras tecnologias existentes para tratamento de lixiviado, a relação custo-benefício é um fator limitador no que diz respeito à técnica a ser adotada. Algumas das tecnologias de tratamento apresentam resultados satisfatórios em termos de eficiência, mas com custo inviável de aplicação em larga escala, sendo necessário a realização de pesquisas para se buscar métodos e tecnologias eficientes e que possuam custos acessíveis que permitam a sua aplicação em campo (Ozbay *et al.*, 2021).

3.1.1.1 Coagulação/floculação

O processo de tratamento de coagulação-floculação é amplamente utilizado nas Estações de Tratamento de Água (ETA). Este processo constitui a etapa inicial das ETA de ciclo completo, sendo a tecnologia de tratamento mais utilizada no Brasil – cerca de 75,1% das estações do país (IBGE, 2020). Além do tratamento de água, o processo de coagulação-floculação pode ser aplicado em efluentes domésticos (Ariano, 2009), efluentes da indústria têxtil (Han *et al.*, 2016), condicionamento de lodo de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (Wei *et al.,* 2018), tratamento de efluentes oleosos (Zhao, 2021) e efluentes industriais (Kastali *et al.*, 2021).

O processo de coagulação-floculação também pode ser utilizado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, sendo mais comum sua utilização como pré-tratamento (Luo *et al.*, 2020; Lebron *et al.,* 2021; Amorim *et al.*, 2009). Esse processo consiste em duas etapas: 1) a utilização de reagentes químicos para desestabilizar e aumentar o tamanho das partículas sólidas e coloidais; e 2) a separação física das fases sólido-líquido (Luo *et al.*, 2020). O agrupamento e posterior formação dos flocos é necessário para que esse material seja posteriormente removido pela sedimentação, flotação ou filtração (Lebron *et al.,* 2021). Os principais fatores relacionados ao processo são: a natureza química do coagulante, o pH e as condições (velocidade e tempo de mistura) de coagulação e floculação (Amorim *et al.*, 2009). A **Figura 4** apresenta o esquema do processo de tratamento constituído pelas unidades de coagulação ou mistura rápida (MR), floculação ou mistura lenta (ML) e sedimentação.

Figura 4 – Representação esquemática do processo de tratamento por coagulação-floculação-sedimentação aplicado ao tratamento de lixiviado



Fonte: Lebron *et al.* (2021).

Na etapa de mistura rápida, o lixiviado do aterro sanitário deve ser agitado rapidamente para que o coagulante possa ser disperso de forma homogênea, facilitando a hidrólise, polimerização e desestabilização de partículas (Chen *et al.,* 2024). Usualmente,

o processo de coagulação ocorre em tempos da ordem de 1 a 3 minutos e a agitação da amostra em torno de 150 a 350 rpm (Ishak *et al.,* 2018; Taoufik *et al.,* 2018; Yekani *et al*., 2021). A coagulação pode ser feita de forma hidráulica ou mecanizada, podendo ser empregado estruturas que permitam estrangulamento do escoamento e criação de um ressalto hidráulico – calhas *Parshall* ou vertedouros – ou a utilização de aparelhos mecanizados – motores elétricos acoplados a hélices.

Na etapa de floculação as partículas colidem e se condensam principalmente por agitação mecânica ou hidráulica. Considerando que os flocos grandes são facilmente quebráveis, o lixiviado precisa ser agitado lentamente na etapa de floculação (Chen *et al.,* 2024). O tempo desse processo é bem superior ao de coagulação e o gradiente de velocidade é menor para que permita o contato entre os flocos, mas sem oferecer forças de cisalhamento que possam rompê-los. Na literatura existente, o valor usual de tempo de floculação mecânica no tratamento de lixiviado é na ordem de 30 minutos e a agitação da amostra empregada varia entre 60 e 50 rpm (Ishak *et al.,* 2018; Taoufik *et al.,* 2018; Yekani *et al*., 2021).

Para realização do processo de desestabilização das partículas presentes no lixiviado é utilizado produtos químicos geralmente formados por sais metálicos ou por polímeros iônicos. Os coagulantes mais utilizados são cloreto férrico ($FeCl_3$) (Taoufik, 2018; Ishak *et al.,* 2018), policloreto de alumínio (PAC) ($Al_2(OH)_5Cl$) (Yekani *et al.,* 2022) e sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) (Zhang *et al.,* 2010). Não é possível afirmar que exista um coagulante que possa ser considerado universalmente como o melhor, visto que a escolha do coagulante mais adequado depende das características específicas do lixiviado a ser tratado como, por exemplo, a composição dos poluentes presentes. No entanto, no levantamento bibliográfico realizado por Chen *et al.* (2024) observou-se que os coagulantes à base de ferro têm se mostrado mais eficazes dos que à base de alumínio, especialmente no tratamento de lixiviado antigo e na remoção de compostos húmicos.

Na avaliação da aplicabilidade de um destes coagulantes, Ishak *et al.* (2018) obteve 76,9% de eficiência de remoção de DQO tratando lixiviado de aterro sanitário no estado de Selangor, na Malásia, por meio do processo de coagulação/floculação. No estudo foi utilizado cloreto férrico ($FeCl_3$) em uma condição de mistura rápida de 2 min, com velocidade de agitação 150 rpm. Na mistura lenta foi adotado a condição de mistura de 50 rpm por um período de 30 min e sedimentação de 1h.

Avaliando o tratamento de lixiviado de aterro sanitário da comuna Mohammedia, no Norte da Argélia, Taoufik *et al.* (2018) obtiveram remoção de 45% de DQO por meio da coagulação/floculação, utilizando cloreto férrico como coagulante ($FeCl_3$). As condições de mistura rápida adotadas foram de gradiente de velocidade e tempo de mistura de 200 rpm e 3 min, respectivamente. Na mistura lenta foi adotado o tempo de mistura de 10, 20 e 30 min e a velocidade de agitação foi de 60 rpm, com sedimentação de 1h.

Ye *et al.* (2017) avaliaram a aplicação de coagulação/floculação com policloreto de alumínio (PAC), combinado com poliacrilamida aniônica (PAM), como pré-tratamento do lixiviado do aterro sanitário na cidade de Dongguan na China e obtiveram resultados satisfatórios de eficiência de tratamento, sendo obtido remoção de DQO, DBO_5, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total de 68,4%, 69,4%, 81,0%, 84,1% e 81,4%, respectivamente.

Também utilizando o PAC, Yekani *et al*. (2021) avaliaram o tratamento por coagulação/floculação em um experimento em escala real na cidade de Babol, localizado na região Norte do Iran. As condições de mistura rápida adotadas no estudo foram de 350 rpm de condição de agitação e 1 minuto de tempo de mistura. Na mistura lenta foi adotado 30 minutos e velocidade de 50 rpm. O tempo de sedimentação foi de 1 hora. O estudo obteve 51%, 81% e 19% de remoção de DQO, sólidos suspensos totais e amônia, respectivamente. A **Tabela 3** apresenta um resumo dos estudos encontrados na literatura utilizando coagulantes químicos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário em diferentes localidades. De uma forma geral, o cloreto férrico foi o coagulante que apresentou melhor eficiência de remoção de DQO, 76,9%.

Tabela 3 – Resumo dos valores encontrados na literatura na aplicação de coagulantes químicos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Local do aterro	Iran[1]	China[2]	Argélia[3]	Malásia[4]
Coagulante utilizado	PAC	PAC	$FeCl_3$	$FeCl_3$
Condição de MR (rpm)	350	-	200	150
Tempo de MR (minutos)	1	-	3	2
Condição de ML (rpm)	50	-	60	50
Tempo de ML (minutos)	30	-	10, 20 e 30	30

Local do aterro	Iran[1]	China[2]	Argélia[3]	Malásia[4]
Tempo de sedimentação (hora)	1	-	1	1
Eficiência (%)	DQO=51 SST = 81 NAT = 19	DQO = 68,4 DBO_5 = 69,4 NT = 84,1 NAT = 81,4	DQO = 45	DQO = 76,9

Legenda: MR – Mistura Rápida; ML – Mistura Lenta; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO_5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio; NAT – Nitrogênio Amoniacal total; NT – Nitrogênio Total.
Fonte: [1]Yekani *et al*., (2021); [2]Ye *et al.* (2017); [3]Taoufik *et al.,* (2018); [4]Ishak *et al.* (2018).

A utilização de coagulantes químicos apresenta como principais desvantagens a geração de lodo, alteração no pH e aumento da concentração de alumínio ou ferro no efluente tratado (Luo *et al.,* 2020). Como forma de contornar esses problemas, surgem os coagulantes naturais. Algumas sementes de espécies vegetais apresentam um potencial de utilização como coagulante devido a seu composto ativo, que age na neutralização das cargas entre as partículas, permitindo a formação dos flocos e consequente sedimentação.

Existem diversos estudos que avaliam a possibilidade de aplicação de sementes como coagulantes naturais no processo de tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando o processo coagulação/floculação, podendo citar como exemplo a *Moringa oleífera Lam* (Porto *et al.*, 2019; Cao *et al.,* 2021), a *Jatropha curcas* (Zainal *et al.,* 2021), a *Nephelium lappaceum* (Aziz *et al.*, 2022) e a *Durio zibethinus* (Yusoff *et al.*, 2018).

Aziz *et al.,* (2022) avaliaram a possibilidade de utilização das sementes de *Nephelium lappaceum* como coagulante natural de forma isolada e combinada com tetracloreto de estanho ($SnCl_4$). Esses autores obtiveram baixas eficiências de tratamento de lixiviado na condição de utilização da semente de forma isolada, sendo alcançado valores de 19,48% e 35,62% de remoção de cor e DQO, respectivamente. Quando utilizado a semente com o $SnCl_4$, a eficiência de remoção de cor foi de 90%, inclusive sendo maior do que quando apenas utilizado o coagulante químico, o que demonstrou a possibilidade de uso da semente não como coagulante, mas como um coadjuvante da coagulação.

Na análise da eficiência de tratamento de lixiviado utilizando *Jatropha curcas* combinado com tetracloreto de estanho ($SnCl_4$), Zainal *et al.* (2021) obtiveram resultados

satisfatórios de remoção de cor, sólidos suspensos e DQO, sendo verificado valores de 98,53%, 99,78% e 74,29%, respectivamente. A utilização da semente como auxiliar de coagulação, reduziu a dosagem de $SnCl_4$ de 11,1g/L para 8,5g/L. O trabalho também avaliou as características do lodo após o processo de tratamento. Foi observado que a utilização da semente proporcionou melhoras na morfologia do lodo analisado e comprovou que a semente pode aumentar os mecanismos de adsorção de poluentes do lixiviado no processo de coagulação/floculação.

Yusoff *et al.* (2018) avaliaram a possibilidade de utilização da semente de *Durio zibethinus* no processo de coagulação/floculação juntamente com o policloreto de alumínio (PAC) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, sendo obtido valores de 91%, 65,5%, 87,2% e 89,7% de remoção de cor, DQO, sólidos suspensos e turbidez, respectivamente. A dosagem ótima da solução da semente foi de 400 mg/L. Na comparação da eficiência de tratamento no processo de coagulação do lixiviado de AS com o PAC de forma isolada e com o PAC combinado com a semente de *Durio zibethinus* foi observado que no tratamento combinando com os dois coagulantes as eficiências de remoção de turbidez e DQO aumentaram 14,4% e 5,3%, respectivamente.

No estudo de comparação entre as sementes de *Moringa oleífera Lam* e de *Abelmoschus Esculentus* (L.) Moench (Okra) no processo de tratamento por coagulação/floculação de lixiviado de AS, Oliveira *et al.* (2016) obtiveram resultados interessantes de eficiência de tratamento do efluente do aterro da Muribeca, em Jaboatão dos Guararapes em Pernambuco, Brasil. Nesse estudo, foi obtido as eficiências de remoção de cor, turbidez, condutividade, sólidos, DQO e DBO_5 de 92%, 85%, 64%, 90%, 82% e 89,85%, respectivamente. Esses resultados foram obtidos após o processo de coagulação, floculação e filtração do lixiviado utilizando apenas a semente de *Moringa*. Na condição de utilização das duas sementes combinadas foi obtido as eficiências de remoção de cor, turbidez, condutividade, sólidos, DQO e DBO_5 de 22%, 78%, 42%, 46%, 52% e 88%, respectivamente, demonstrando que a condição de utilização de apenas *Moringa* apresenta maior eficiência de remoção para todos os parâmetros analisados.

Avaliando a aplicação de *Moringa oleífera Lam* no pós-tratamento de lixiviado, Porto *et al.* (2019) obtiveram valores de remoção de cor e turbidez com dosagem de 4.000 mg/L, 69% e 62%, respectivamente. Porém, não obtiveram melhora quando avaliado o parâmetro DQO. Os autores apontaram falhas na preparação da solução da semente, sendo necessário aperfeiçoar as técnicas de preparo da *Moringa oleífera Lam.* A **Tabela**

4 apresenta um resumo dos estudos encontrados na literatura utilizando coagulantes naturais.

Tabela 4 – Resumo dos valores encontrados na literatura na aplicação de coagulantes naturais no tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Local do aterro	Malásia[1]	Malásia[2]	Malásia[3]	Brasil[4***]		Brasil[5]
Coagulante/auxiliar de coagulação	*Nephelium lappaceum**	*Jatropha curcas**	*Durio zibethinus***	*Moringa oleífera Lam*	*Abelmoschus Esculentus* (L.) Moench (Okra),	*Moringa oleífera Lam*
Condição de MR (rpm)	200	250	200	-	-	130
Tempo de MR (minutos)	1,5	-	3	-	-	1
Condição de ML (rpm)	40	40	40	-	-	40
Tempo de ML (minutos)	20	-	30	-	-	10
Tempo de sedimentação (minutos)	20	30	30	-	-	60
Eficiência (%)	Cor = 88,8	SS = 99,78	Cor = 91	Cor = 92	Cor = 72	Cor = 69
	SS = 90	Cor = 98,53	DQO = 65,5	Turbidez = 85	Turbidez = 35	Turbidez = 62
	DQO = 76	DQO = 74,29	SS = 87,2	Condutividade = 64	Condutividade = 20	DQO = 0,47
			Turbidez = 89,7	DQO = 82	DQO = 78	
				DBO_5 = 89,85	DBO_5 = 72	

Legenda: MR – Mistura Rápida; ML – Mistura Lenta; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO_5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio; NAT – Nitrogênio Amoniacal total; NT – Nitrogênio Total. SS – Sólidos Suspensos.

Nota – * além da semente, foi utilizado tetracloreto de estanho ($SnCl_4$) como coagulante. ** o estudo também utilizou o PAC. ***os resultados de eficiência apresentados foram obtidos após filtração da amostra.

Fonte: [1]Aziz *et al.,* (2022); [2] Zainal *et al.* (2021); [3] Yusoff *et al.* (2018); [4] Oliveira *et al.* (2016); [5] Porto *et al.* (2019).

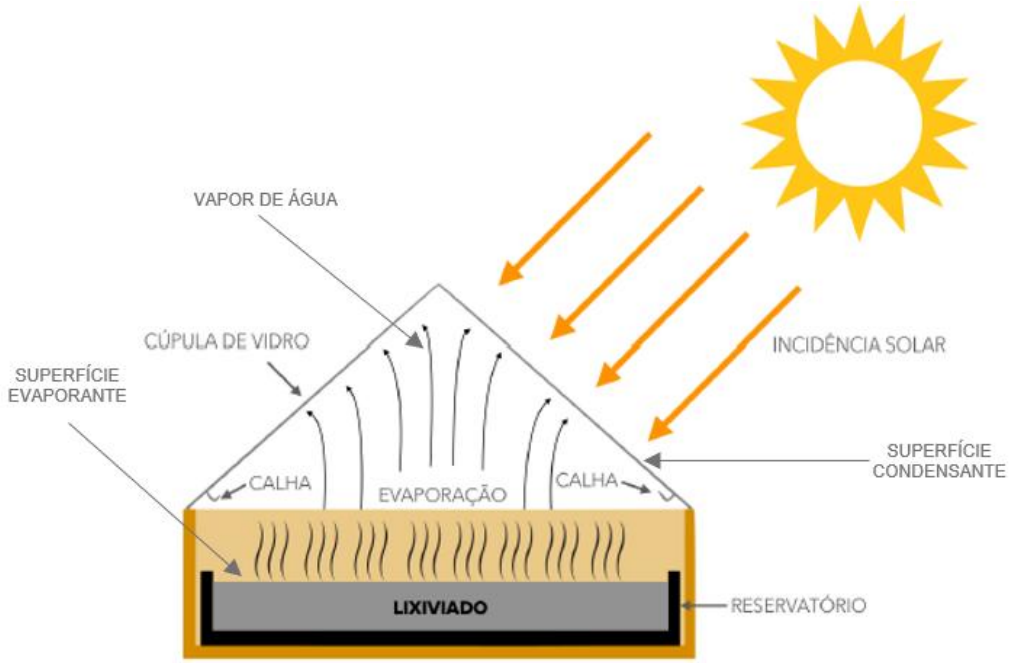
Uma das principais desvantagem da coagulação/floculação é a produção de lodo (Luo *et al.*, 2020). Desta forma, é necessário buscar alternativas para contornar esse problema e destinar esse material de forma ambientalmente adequada. O lodo concentra os contaminantes presentes no lixiviado, sendo um material com elevada toxicidade, o que torna necessário amplos estudos e análises no que diz respeito à sua destinação, especialmente pelo seu potencial genotóxico e mutagênico às células (Morozesk *et al.*, 2016).

3.1.1.2 Tratamento de Lixiviado por Evaporação

O processo de evaporação no tratamento de lixiviado consiste na ação direta da radiação solar, permitindo o aquecimento do efluente líquido e redução do seu volume, sendo comumente realizado em grandes lagoas abertas. Nessas lagoas há o processo de evaporação pela insolação, bem como pela ação do vento. Porém, o reservatório sofre interferência também da precipitação, tendo o aumento de volume nos períodos chuvosos. O processo de evaporação natural é avaliado como um bom processo de tratamento, sendo possível a sua aplicação para todas as idades de lixiviado (Costa *et al.*, 2019). Destaca-se que no processo por evaporação, seja em destiladores ou em sistemas abertos, em períodos de estiagem, embora haja uma redução do volume de líquidos, há um aumento da concentração de poluentes.

No sistema de evaporação utilizando destiladores solares têm-se basicamente uma cobertura transparente e inclinada sobre um tanque pouco profundo. A cobertura se inclina em direção às bordas de maneira em que a água condensada na superfície dessa cobertura, sendo então, o líquido tratado, direcionado por gravidade até as calhas externas ao tanque (Cantanhede *et al.*, 2009) (**Figura 5**). A eficiência do tratamento de diferentes efluentes está diretamente ligada às características do local onde o equipamento foi instalado, como altitude geográfica, temperatura ambiente, radiação solar e condições ambientais locais, como vento, umidade e variações sazonais. O design do destilador, a área de destilação, isolamento térmico e materiais usados na construção também impactam diretamente na eficiência do sistema (Yavara, 2018).

Figura 5 – Esquema simplificado de um destilador solar

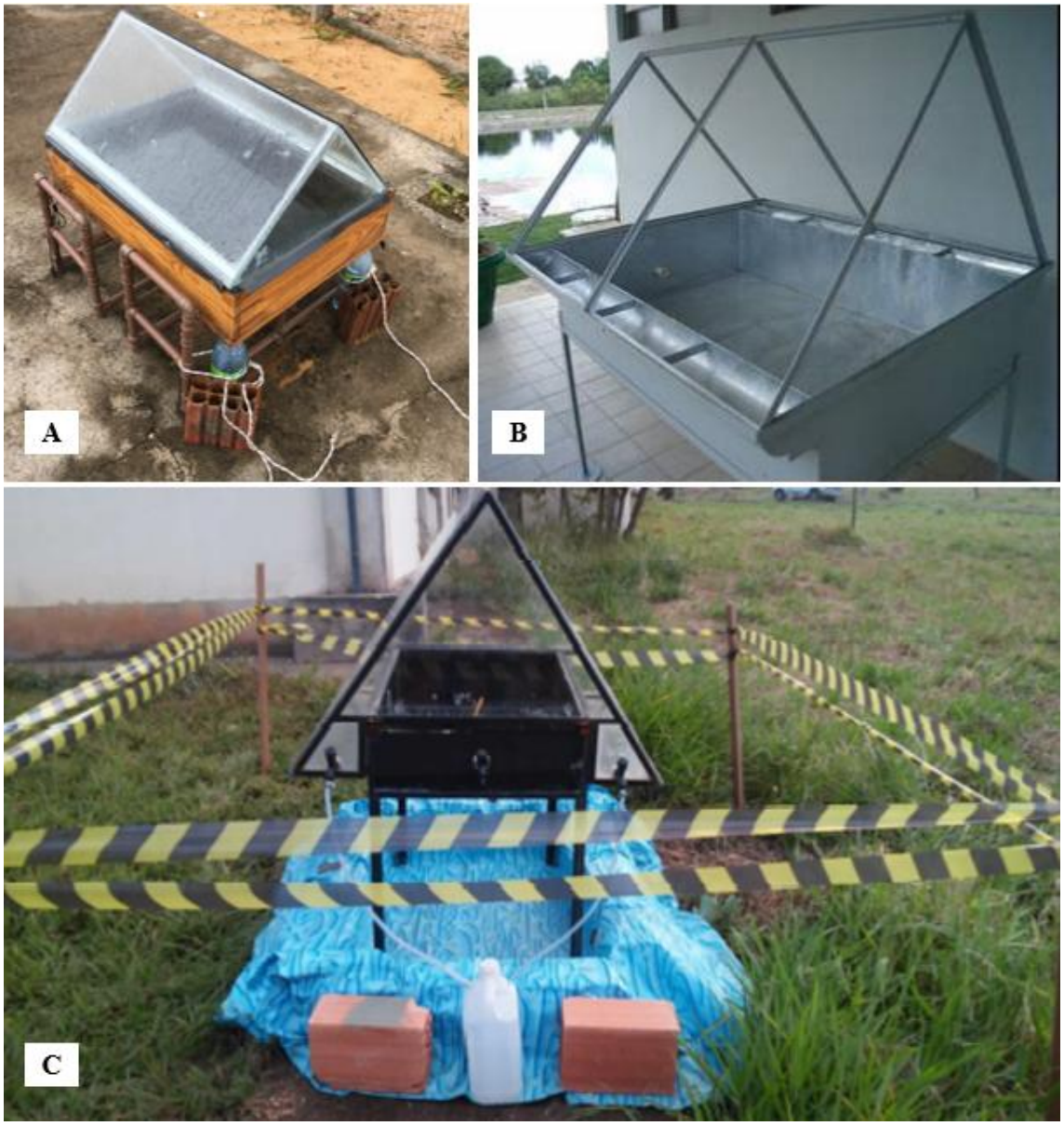


Fonte: Adaptado de Santiago (2022).

Nos estudos realizados sobre o tratamento de lixiviado de Aterro sanitários por destilação solar têm-se diferentes variações no que diz respeito ao material utilizado e as dimensões aplicadas. A **Figura 6** apresenta a configuração de três destiladores solares utilizados em pesquisas sobre tratamento de lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil.

O destilador da **Figura 6** A, foi instalado no município de Natal-RN, da **Figura 6** – B, em Jaboatão dos Guararapes-PE e da **Figura 6** C, no município de Sete Lagoas, MG. As especificidades dos três destiladores estão apresentadas na **Tabela 5**.

Figura 6 – Destiladores solares utilizados em pesquisas sobre o tratamento de lixiviado



Fonte: A – Santiago (2022); B – Sá *et al.* (2012); C – Santos *et al.* (2017).

Tabela 5 – Características dos destiladores utilizados em pesquisas no Brasil

Características	Natal[1]	Jaboatão dos Guararapes[2]	Sete Lagoas[3]
Material do tanque	Alumínio	Aço galvanizado	**
Material da cobertura	Vidro de 4mm*	Vidro	Vidro
Inclinação da cobertura	20°*	45°	45°
Dimensões da cobertura (mxm)	0,80x0,38	1,50x1,30	1,00x0,90
Número de águas	2	2	2
Largura do tanque (m)	0,49	1,00	0,60
Altura do tanque (m)	0,08	0,30	0,20
Comprimento do tanque (m)	0,74	1,50	1,00
Altura da base para o solo	-	0,90	0,90
Taxa de aplicação superficial (L/m².dia)	-	-	0,86
Informações da calha	PVC de ¾" cortado ao meio	Aço galvanizado com 1,50x0,15	1,00x0,20
Material dos pés	PVC de ¾"	Aço galvanizado	**
Material de isolamento	Poliestereno expandido (EPS)	-	-
Insolação média (KJ/m²)	2.213	-	-
Eficiência do destilador (%)	-	DQO = 99,14 DBO_5 = 99,01 Cor = 99,54 CT = 100 CE = 98,56	DQO = 97 EC = 100 CE = 64

Fonte: [1] Santiago (2022); [2]Sá *et al.* (2012); [3] Santos *et al.* (2017).

Legenda: PVC – Policloreto de Vinila; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO_5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio; CE – Condutividade Elétrica; CT – Coliformes termotolerantes; EC – *Escherichia coli.*

Nota: * Foi observado durante o estudo que o material e as dimensões utilizadas foram ineficazes, sendo necessário modificar para vidro de 6 mm com inclinação de 45°.

** Apesar de não ter sido especificado diretamente no estudo o material utilizado, pelas fotografias percebe-se que é um material metálico pintado na cor preta.

Conforme observado na **Tabela 5**, os estudos obtiveram eficiências satisfatórias de remoção de cor, turbidez, condutividade, DQO, e demais parâmetros analisados no tratamento de lixiviado de Aterros Sanitários. Um outro fator observado nos estudos foi

o aspecto visual agradável do efluente pós-tratado (**Figura 7**). A destilação solar apresenta como limitação o baixo valor de taxa de aplicação superficial, sendo inviável para implementação em larga escala, o que demanda a necessidade de aplicação de meios externos para melhoria da capacidade de tratamento do destilador.

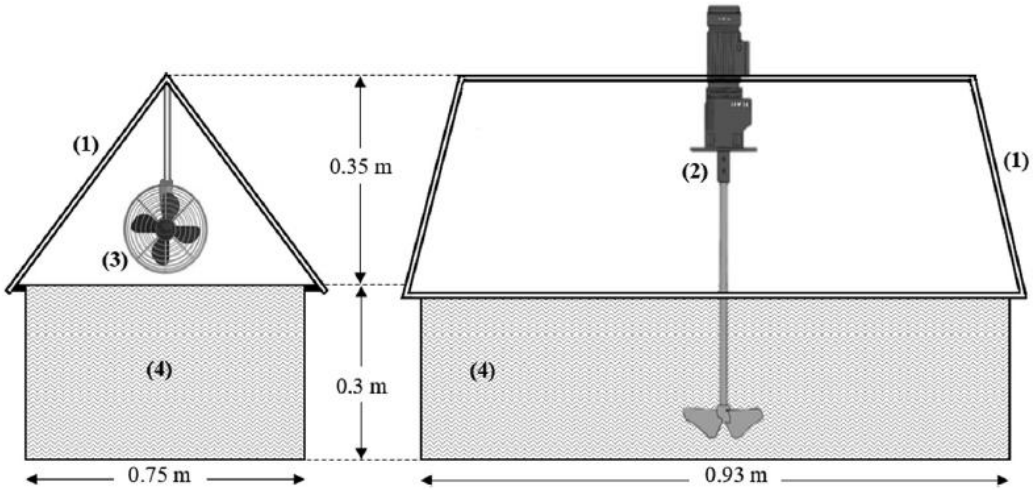
Figura 7 – Aspecto do lixiviado de AS bruto e tratado nos estudos analisados



Fonte: A – Santiago (2022); B – Santos *et al.* (2017); C e D – Sá *et al.* (2012)

Em um estudo realizado no Marrocos por Benyoucef *et al.* (2016) foi avaliado a incorporação de equipamentos especiais para melhoria da eficiência de tratamento de lixiviado de AS e aumento da taxa de evaporação do sistema. No estudo foi utilizado três tanques distintos, com 0,93m de comprimento, 0,75m de largura e 0,3 m de altura (**Figura 8**). Um tanque foi instalado no solo para avaliar as condições de evaporação natural, e os outros dois tanques (um instalado no solo e outro elevado) equipados com os seguintes dispositivos: (1) cobertura de vidro com 2mm de espessura, (2) um agitador para evitar a ocorrência de camada lipídica na superfície do lixiviado, que retarda o processo de evaporação, (3) um ventilador de aeração para permitir a mistura do ar ambiente sobre a superfície de evaporação e (4) o tanque (Benyoucef *et al.,* 2016).

Figura 8 – Representação esquemática do tanque equipado



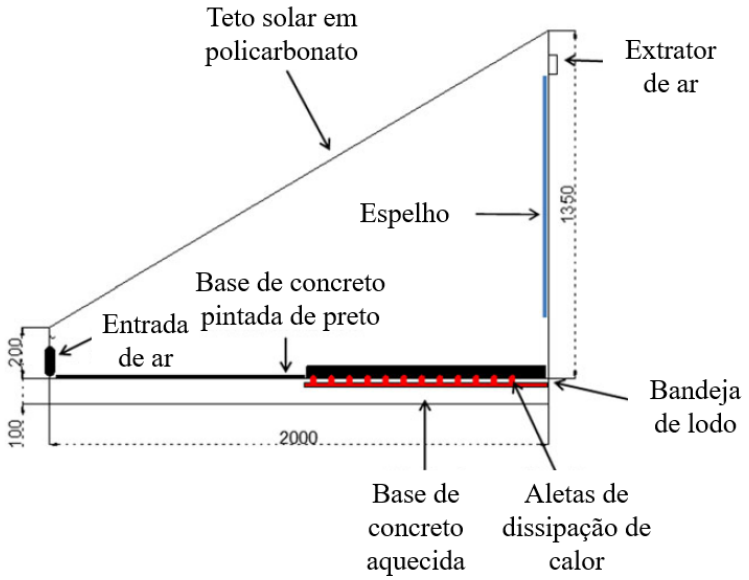
Legenda: (1) placas de vidro inclinadas; (2) agitador; (3) ventilador de aeração; (4) tanque.

Fonte: Benyoucef *et al.* (2016).

O estudo de Benyoucef *et al.* (2016) constatou que a realização das modificações propiciou o aumento da taxa de evaporação do sistema em cerca de cinco vezes no inverno, de 0,37mm/dia para 1,50mm/dia, e aproximadamente três vezes no verão, de 1,85mm/dia para 7,62mm/dia. O estudo não apresentou a eficiência qualitativa do efluente tratado, limitando-se aos aspectos quantitativos do sistema e deixou como possibilidade de complementação do estudo a sua implementação em larga escala para confirmar os resultados e investigar outros parâmetros, assim como outra oportunidade de análise o aproveitamento dos resíduos da evaporação do lixiviado como fertilizante.

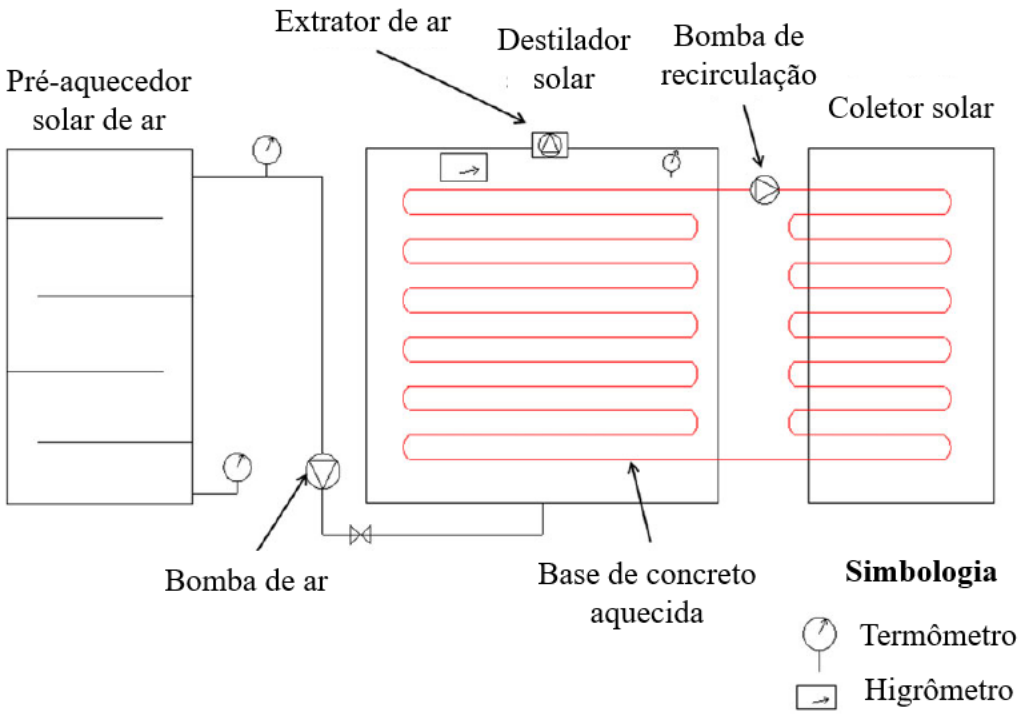
Em um estudo avaliando a utilização do destilador solar no tratamento de lodo de lixiviado de aterro sanitário, Poblete e Painemal (2018) obtiveram resultados interessantes, realizando algumas adaptações no destilador com a inserção de sistemas periféricos com pré-aquecedor solar de ar, espelho interno, extrator e coletor solar, foi obtido 20,7% de aumento na eficiência térmica. As especificações do sistema estão apresentadas na **Figura 9** e o detalhamento das tecnologias periféricas na **Figura 10**. A utilização do espelho permitiu o redirecionamento da radiação solar, melhorando a recepção da irradiação pelo lodo (Poblete e Painemal, 2018).

Figura 9 – Representação esquemática do destilador solar (unidades expressas em milímetros)



Fonte: Poblete e Painemal (2018).

Figura 10 – Representação esquemática do sistema de destilação solar



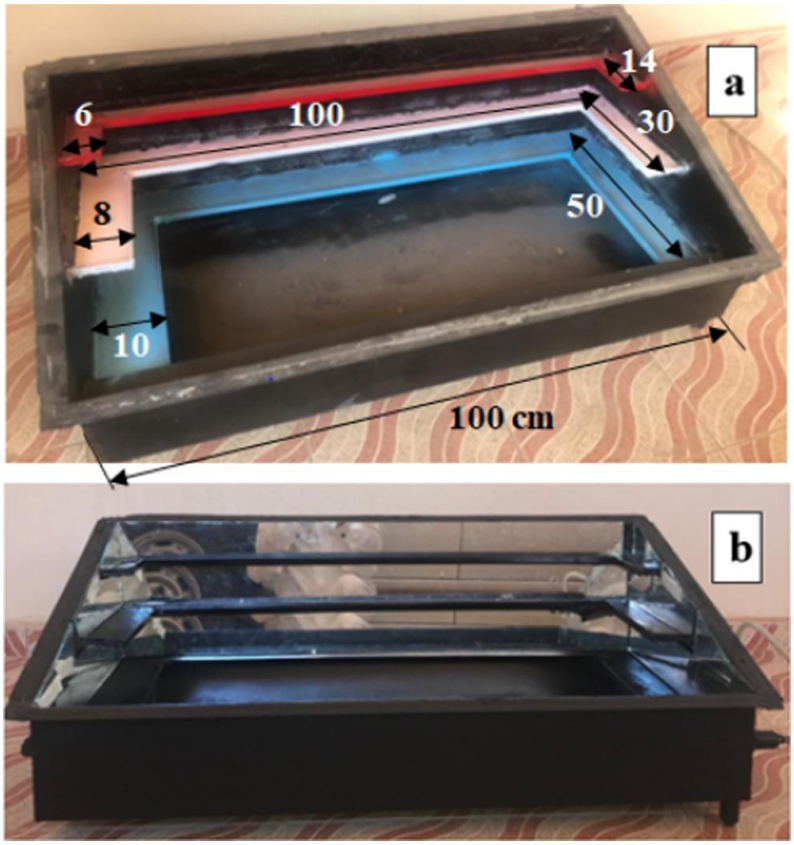
Fonte: Poblete e Painemal (2018).

A aplicação de destiladores solares no tratamento de lixiviado é ainda insipiente, porém a utilização do processo de destilação forçada tem sido amplamente utilizada na

realização do tratamento de águas salinas e salobras para consumo potável (Abdullah *et al.,* 2020; Al-Harahsheh *et al.,* 2018; Pal *et al.,* 2017). Nessa direção, foram realizados diversos estudos na busca pelo aumento da eficiência de tratamento de destiladores solares.

Em um estudo sobre destilação solar aplicada ao tratamento de água salina, Abdullah *et al.* (2020) avaliaram o aumento da eficiência de evaporação utilizando bandejas intermediárias e espelhos internos e externos para redução da temperatura nas paredes laterais e, consequente, diminuição da perda de calor para o ambiente. O estudo obteve como resultado um aumento de 95% da produtividade quando comparado com o destilador solar convencional. As especificações do destilador solar proposto pelos autores estão apresentadas na **Figura 11**.

Figura 11 – Destilador solar – a) bandejas antes da realização da pintura e b) espelhos internos

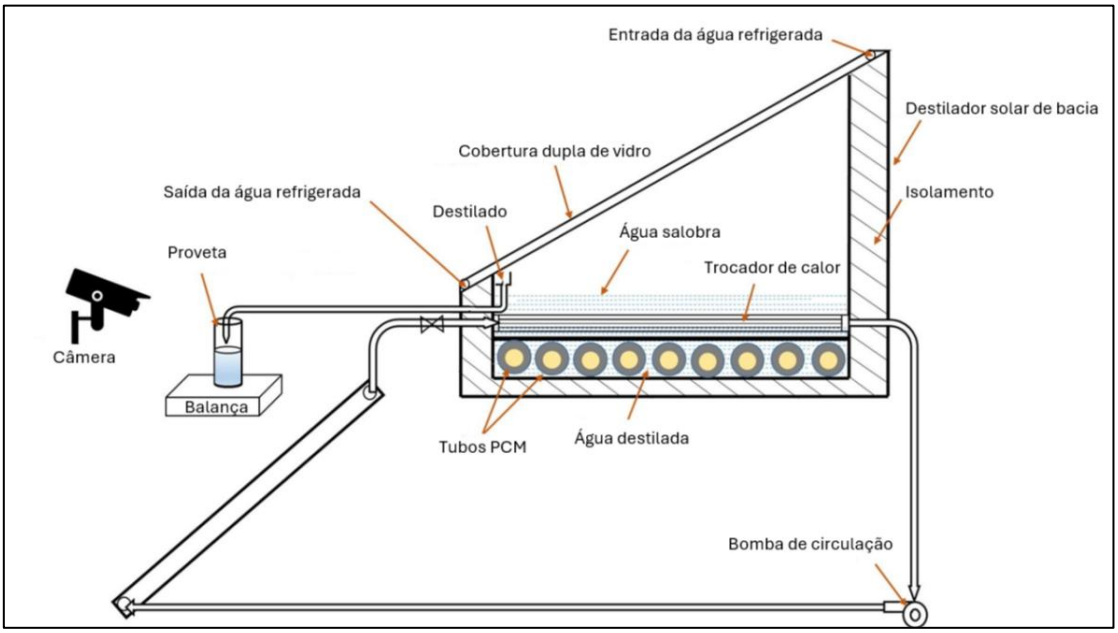


Fonte: Abdullah *et al.* (2020).

Como forma de avaliar a possibilidade de aumento da eficiência de tratamento de um destilador solar aplicado ao tratamento de água, Al-harahsheh *et al.* (2018) sugeriram

a implementação de um sistema de troca de calor, através de um mecanismo chamado PCM (material de mudança de fase), conectado a um coletor solar (**Figura 12**). Esse sistema proporciona o armazenamento de calor latente durante o dia para fornecer calor durante a noite, permitindo a operação contínua de tratamento de água pelo sistema. O destilador apresentou a capacidade de tratamento de 4,3L/m².dia, sendo um valor considerado satisfatório, levando em conta a suas dimensões, visto que, em média, destiladores solares aplicados ao tratamento água salina e salobra apresentam uma produção de água entre 2 e 5 L/m².dia (Le *et al.,* 2021).

Figura 12 - Representação esquemática do sistema de destilação solar



Fonte: Al-harahsheh *et al.* (2018).

Em uma análise aprofundada sobre os destiladores solares aplicados ao tratamento de água, Le *et al.* (2021) apresentaram os principais fatores que influenciam nos processos de condensação e evaporação, sendo constatado que a condensação é influenciada pela velocidade do vento e características da superfície condensadora. Já o processo de evaporação é afetado principalmente pela temperatura da água, que por sua vez sofre influência de fatores como radiação solar, profundidade da água, material isolante e absortividade do forro do tanque.

3.2 MATERIAL DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO

No contexto brasileiro, as normas técnicas que regulam a implantação, operação e manutenção de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, ABNT NBR 13896:1997 e

ABNT NBR 15849:2010, não estabelecem de forma específica o tipo de material a ser empregado nas camadas de cobertura das células de resíduos. A NBR 15849 afirma que, para execução de aterros sanitários de pequeno porte, seja ele em vala, trincheira, encosta ou em área, a camada de cobertura deve ser de no mínimo 1,0 m de material compactado para evitar acumulação de água após recalque. Posteriormente deve ser recoberto com solo orgânico e cobertura vegetal (ABNT, 2010).

Contudo, IBAM (2001) aponta para valores mínimos para a camada de cobertura de 0,5m. Em estudos mais recentes, Guedes (2018) avaliou um aterro sanitário na cidade de Campina Grande-PB e concluiu que uma camada de cobertura variando entre 0,6 e 1,0 m conseguiu reter 93% de CH_4. O solo aplicado pela autora na camada de cobertura foi classificado como areia argilosa (SC). No que diz respeito à permeabilidade, a ABNT NBR 15849:2010 dispõe que o solo a ser utilizado como camada de base deve apresentar coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-8} m/s, de modo a garantir a adequada contenção dos líquidos percolados, não havendo especificação da permeabilidade para a camada de cobertura final.

Assim, no contexto nacional, é comum a utilização de solos argilosos compactados na umidade ótima para a formação das camadas de cobertura em aterros sanitários. Essa escolha se justifica pelas propriedades intrínsecas desse tipo de solo, que favorecem a redução da permeabilidade, contribuindo para a limitação do fluxo descendente de água e para o confinamento de gases poluentes. Adicionalmente, alguns critérios geotécnicos fundamentais são geralmente considerados tanto na seleção do material quanto na execução das camadas de cobertura, conforme apontado por Araujo *et al.* (2018). Esses parâmetros estão apresentados na **Tabela 6** .

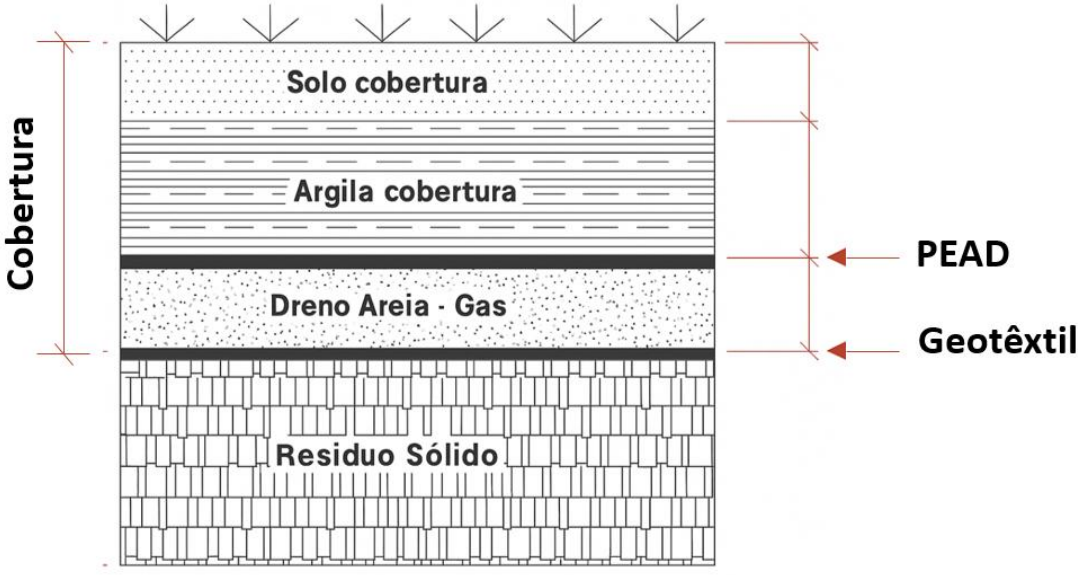
Tabela 6 – Características geotécnicas do solo utilizado como camada de cobertura em Aterros Sanitários

Fonte	Permeabilidade à água (m/s)	Limites de Consistência	Porc. de Finos (%)	Espessura (m)	Classif. (SUCS)
CETESB (1993)	-	LP≥15% LL≥30%	>30%	-	CL, CH, SC e OH
Norma Alemã (1993)	$5x10^{-10}$	-	-	>0,5	-
ABNT (1997)	10^{-8}	-	-	-	-
USEPA (2008)	10^{-9}	LP: 7-15%	30 – 50%	0,3 - 0,6	-
FEAM (2006)	-	-	-	0,2 - 0,6	-

Fonte: Araújo *et al* (2018).

As formas mais comuns de execução da camada de cobertura nos Aterros Sanitários é a forma convencional, que emprega somente o solo compactado, e a camada de solo com o acrescimento de materiais sintéticos, como geotêxtil ou similar. A utilização de camada de cobertura utilizando materiais como geomembranas se justifica pelo comportamento que a argila pode ter devido aos elevados recalques que o maciço de resíduos está susceptível, causando possíveis fissuras. Segundo ReCESA (2008) a recomendação é de que a geomembrana tenha espessura mínima de 0,5mm e que apresente a instalação conforme a **Figura 13**.

Figura 13 – Possível esquema de cobertura final do aterro sanitário



Fonte: ReCESA, 2008.

No Brasil, especialmente por questões financeiras, a solução mais empregada é a camada convencional de solo compactado. No entanto, em regiões semiáridas, a variação climática intensifica os ciclos de umedecimento e secagem, resultando em fissuras e perda de eficiência na contenção de gases. Diante disso, surgem alternativas como camadas evapotranspirativas, barreiras capilares, geossintéticos associados ao solo e, mais recentemente, as biocoberturas (Santos *et al.* 2019). Estas últimas, compostas por solos associados a materiais orgânicos residuais, favorecem a oxidação biológica do metano por meio da atividade de bactérias metanotróficas.

A utilização de composto orgânico como componente de camadas de cobertura tem se mostrado eficaz na melhoria das propriedades hidráulicas, mecânicas e biológicas do solo, elevando a retenção de umidade, porosidade e potencial oxidativo. Diversos estudos evidenciam que a incorporação de materiais orgânicos, como resíduos vegetais, lodo de esgoto e composto de resíduos urbanos, alteram significativamente características como a permeabilidade ao gás e a condutividade térmica, criando um ambiente mais favorável à atividade microbiana. Em um estudo realizado com a adição de argila aditivada de biocarvão compactado, Wong *et al.* (2015) obtiveram redução da permeabilidade ao gás na condição de um elevado grau de compactação. Rayhani *et al.* (2021) realizaram testes para incorporação de resíduos de alimentos na camada de cobertura de um Aterro sanitário e descobriram que os materiais de biocobertura feitos de 70% de composto orgânico e 30% de solo demonstraram eficiências de remoção de metano significativamente maiores em comparação com o solo natural. Além dos benefícios técnicos, o uso de biocoberturas também apresenta vantagens ambientais e econômicas, ao promover o reaproveitamento de resíduos e reduzir a demanda por jazidas naturais de solo.

Knierim *et al.* (2023) analisaram diferentes proporções de lodo e concluíram que a combinação de 85% de solo com 15% de lodo de ETA apresentou melhor desempenho para uso em camadas de base e de cobertura de aterros sanitários. Os resultados demonstraram aumento da resistência ao cisalhamento da mistura, possibilitando a construção de aterros mais altos, bem como de taludes mais inclinados e estáveis. Não foram encontrados trabalhos que tratassem do aproveitamento de lodo gerado no tratamento de lixiviado para incorporação como material de cobertura.

Em termos legislativos, não existem instrumentos regulatórios que tratem da incorporação do lodo na camada de cobertura de aterros sanitários, seja ele proveniente do tratamento de esgoto doméstico ou do lixiviado. A resolução CONAMA 430 (Brasil, 2011) e a COEMA (Ceará, 2017) se limitam ao esgoto tratado, não mencionando nada relacionado ao lodo produzido no processo de tratamento. A resolução CONAMA 498 (Brasil, 2022) trata do aproveitamento de lodo, porém somente os que sejam oriundos de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), e específica apenas a utilização para fins agrícolas.

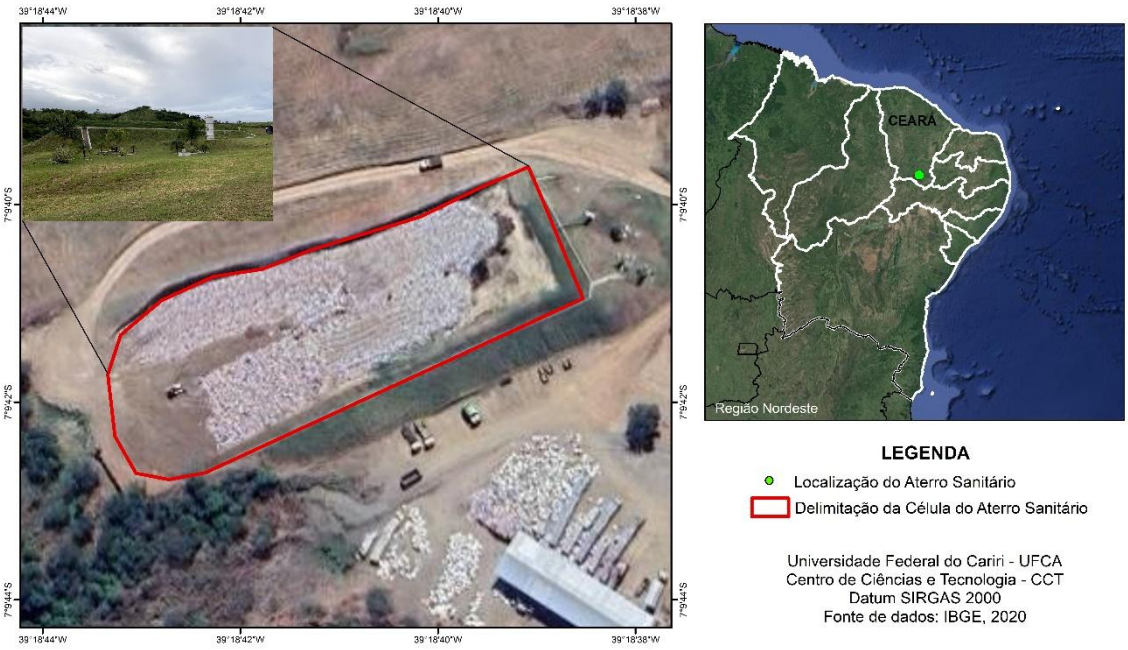
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

Esta pesquisa tem como objeto de estudo o aterro sanitário (ASJN) que está localizado no município de Juazeiro do Norte, Estado do Ceará, nas coordenadas 7° 9'40.30"S e 39°18'35.73"O e dista aproximadamente 500 km da capital do Estado, Fortaleza. O município de Juazeiro do Norte está situado no Cariri Cearense e possui clima tropical quente semiárido e tropical quente semiárido brando, com pluviosidade média anual de 925,1 mm distribuída principalmente de janeiro a maio e temperatura média variando de 24° a 26°C (IPECE, 2017).

Trata-se de um aterro privado construído em 2017 e 2018 e que iniciou a sua operação no segundo semestre de 2018, sendo implantado e administrado pela empresa REVERT Soluções Ambientais. No mês de agosto de 2023 a empresa Orizon adquiriu 51% do aterro sanitário, se tornando o sócio majoritário. Após essa aquisição, o aterro passou por uma série de modificações técnicas e operacionais, com instalação da lagoa de acumulação do lixiviado e expansão da sua capacidade de recebimento de resíduos sólidos urbanos. O ASJN possui área total de 22 hectares e 10.119 m² de área construída e está localizado na Rodovia Padre Cícero CE-060, km 2 na Zona Rural do município de Juazeiro do Norte (Figura 14).

Figura 14 - Localização da área de estudo



Fonte: Autoria própria, 2023.

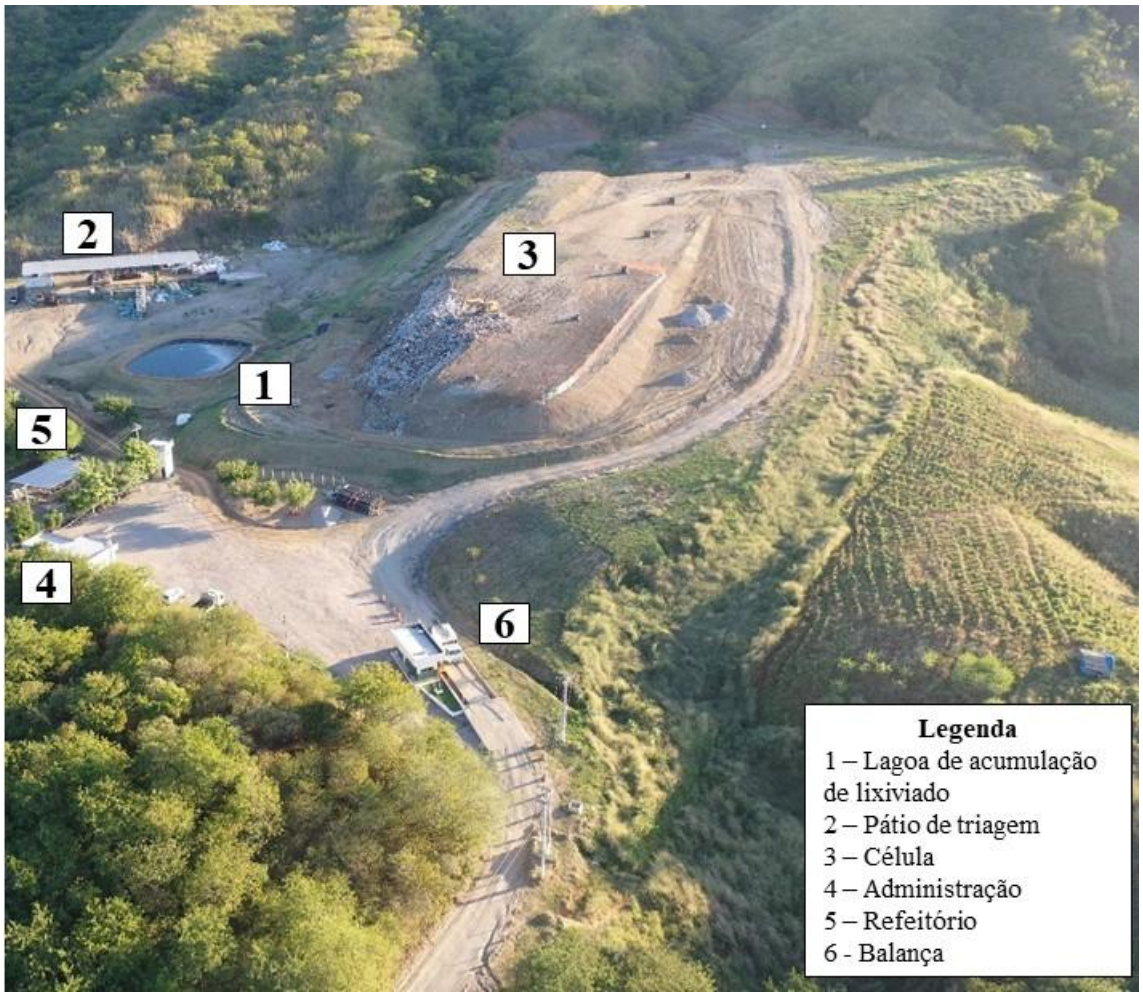
Até o ano de 2023, os municípios atendidos pelo Aterro sanitário eram Cedro, Jucás e Barbalha, todos situados no estado do Ceará, sendo recebidos os resíduos sólidos urbanos de 82.682 habitantes da zona urbana que totalizavam em média 80 toneladas de resíduos por dia. Além do RSU, o ASJN recebe resíduos sólidos de estabelecimentos comerciais considerados grandes geradores do município de Juazeiro do Norte. Em 2024 houve a expansão do Aterro e aumento da capacidade para atendimento de cinco municípios cearenses: Crato, Caririaçu, Cedro, Jucás e Barbalha. Os cinco municípios somam aproximadamente 207 mil habitantes na zona urbana segundo os dados do último censo (IBGE, 2023) e o detalhamento da população está apresentado na **Tabela 7**. Na atual licença, o ASJN (**Figura 15**) pode receber até 450 toneladas de resíduos por dia e tem capacidade volumétrica para 2.737.299 m³ de RS. Segundo dados repassados pela administração do ASJN, o recebimento de resíduos atual é de 190 t/dia, o que totaliza uma estimativa de geração per capita de 0,917 kg/hab.dia.

Tabela 7 – Dados dos municípios que depositam RSU no Aterro sanitário

Município	População total	População Urbana	População Rural
Cedro	22.344	13.989	8.355
Jucás	23.922	14.829	9.093
Barbalha	75.033	53.864	21.169
Caririaçu	26.320	14.807	11.513
Crato	131.050	109.744	21.306
Total	278.669	207.233	71.436

Fonte: IBGE (2023).

Figura 15 – Imagem aérea do aterro sanitário atualmente



Fonte: Orizon (2025).

Atualmente, o lixiviado oriundo do AS é depositado em uma lagoa de acumulação (Figura 16) revestida com geomembrana de PEAD com 1,5 mm e com capacidade para aproximadamente 1.000 m³ de lixiviado. A lagoa possui as dimensões de 25 m por 28 m, totalizando 700 m² de área e foi construída em junho de 2024. A profundidade média da lagoa é de 1,5 m. Anterior à construção da lagoa, o lixiviado era acumulado em um poço de visita e recirculado para a célula do Aterro nos meses de altas precipitações (Figura 17). Não é realizado o monitoramento da vazão de lixiviado no AS.

Figura 16 – Lagoa de acumulação de lixiviado do Aterro sanitário de Juazeiro do Norte



Fonte: Arquivo pessoal (2024).

Figura 17 – Poço de visita (PV) do Aterro sanitário de Juazeiro do Norte

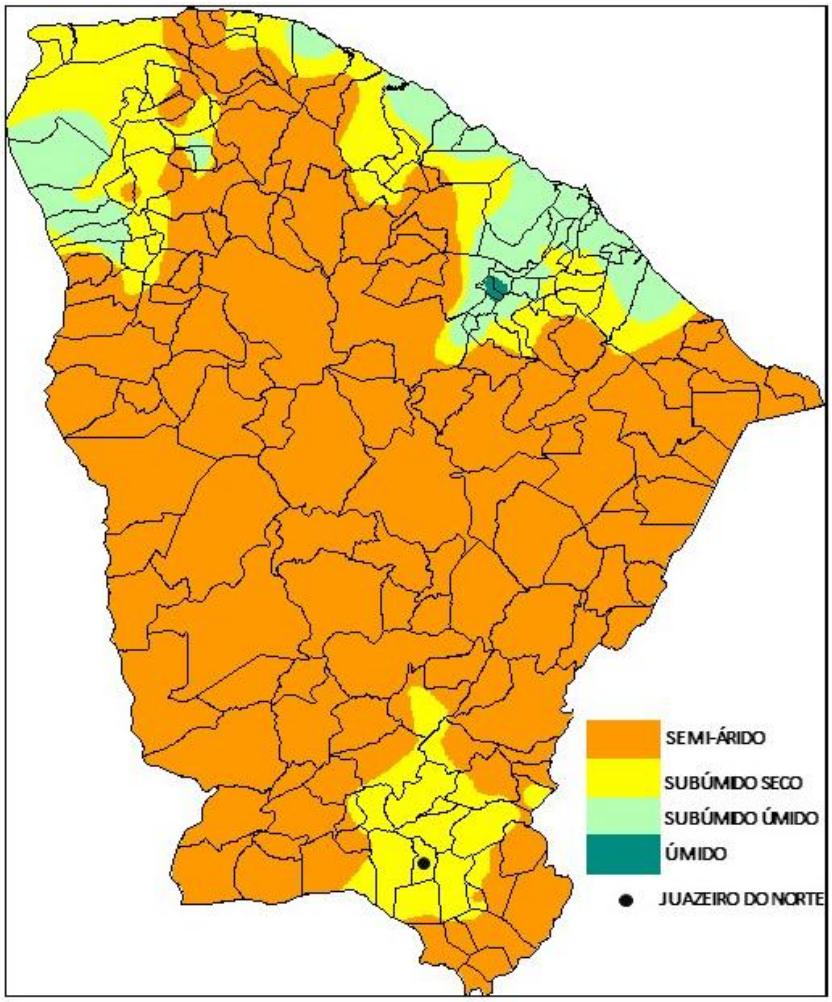


Fonte: Arquivo pessoal (2023).

De acordo com dados da FUNCEME [s. d.] entre os anos de 1974 e 2016, o município de Juazeiro do Norte apresentou precipitação média anual de 950,5mm e evapotranspiração de 1.755,3mm, o que resultou em um índice de aridez de

aproximadamente 0,54, o que caracteriza o município como sendo subúmido seco (**Figura 18**), de acordo com a classificação da resolução CONAMA 238 (1992).

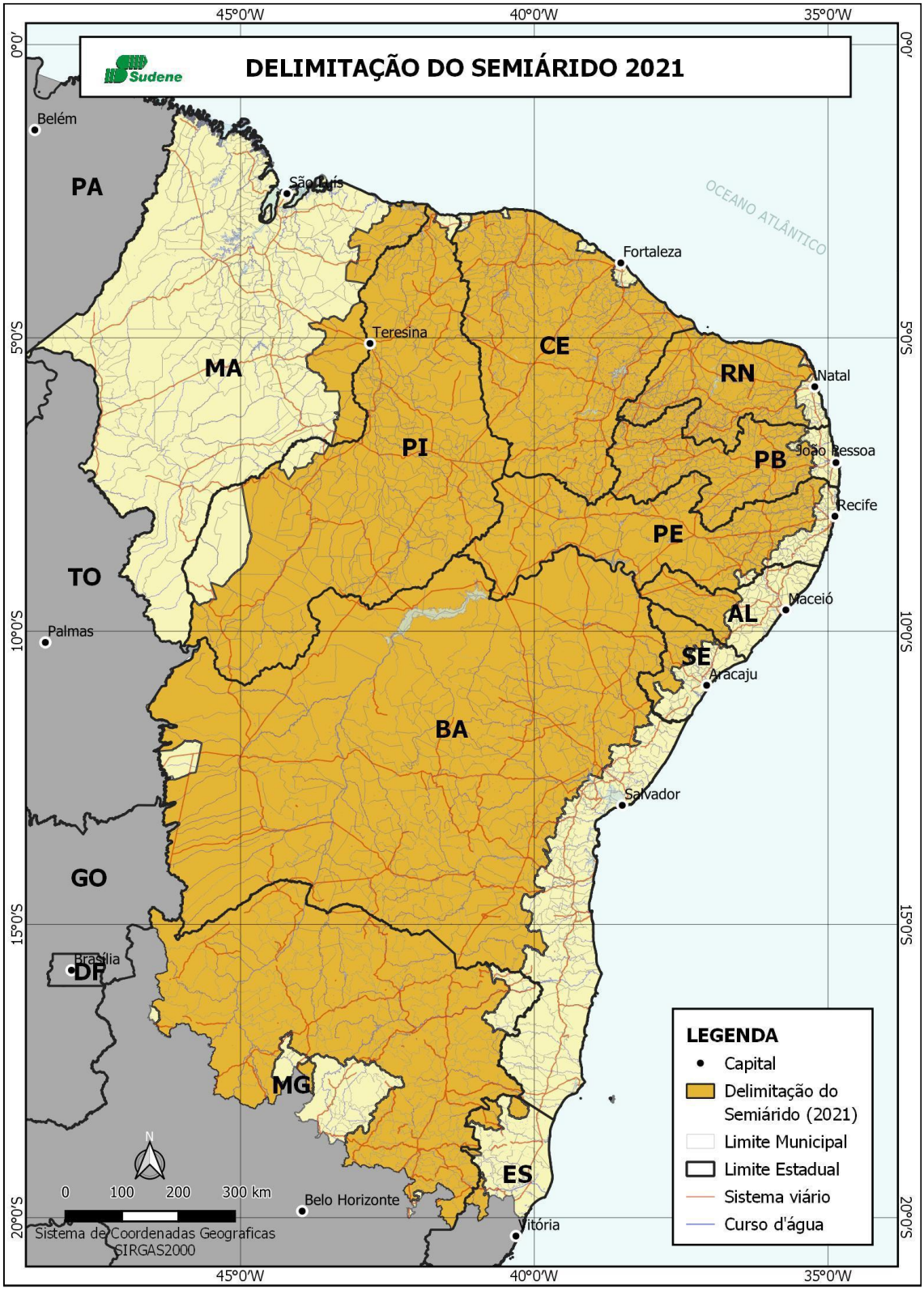
Figura 18 – Classificação climática segundo o índice de aridez para o Estado do Ceará



Fonte: Adaptado de FUNCEME [s. d.].

Pela classificação da Sudene (2021) o município de Juazeiro do Norte está inserido no semiárido brasileiro, sendo classificado dessa forma devido à média de precipitação anual local e o percentual de dias com déficit hídrico. A **Figura 19** apresenta a delimitação dos municípios inseridos no Semiárido brasileiro no ano de 2021.

Figura 19 –Municípios inseridos no Semiárido

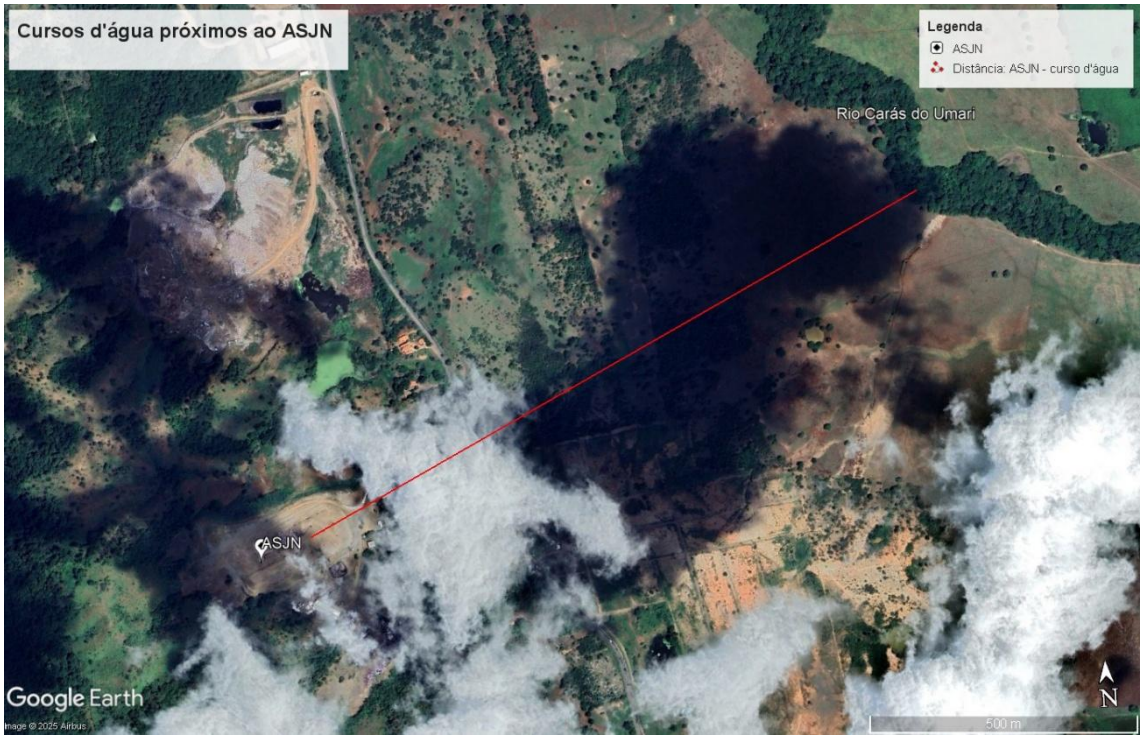


Fonte: Sudene (2021).

Com relação à bacia hidrográfica, o município de Juazeiro do Norte está inserido na Sub-Bacia Hidrográfica do Salgado, que integra a Bacia do Jaguaribe e que constitui

uma região inserida na Bacia Sedimentar do Araripe, com alto potencial de acúmulo de água subterrânea (COGERH, 2019). O curso d'água mais próximo do ASJN é o Rio Carás do Umari, estando a cerca de 1,3 km da célula do aterro (**Figura 20**).

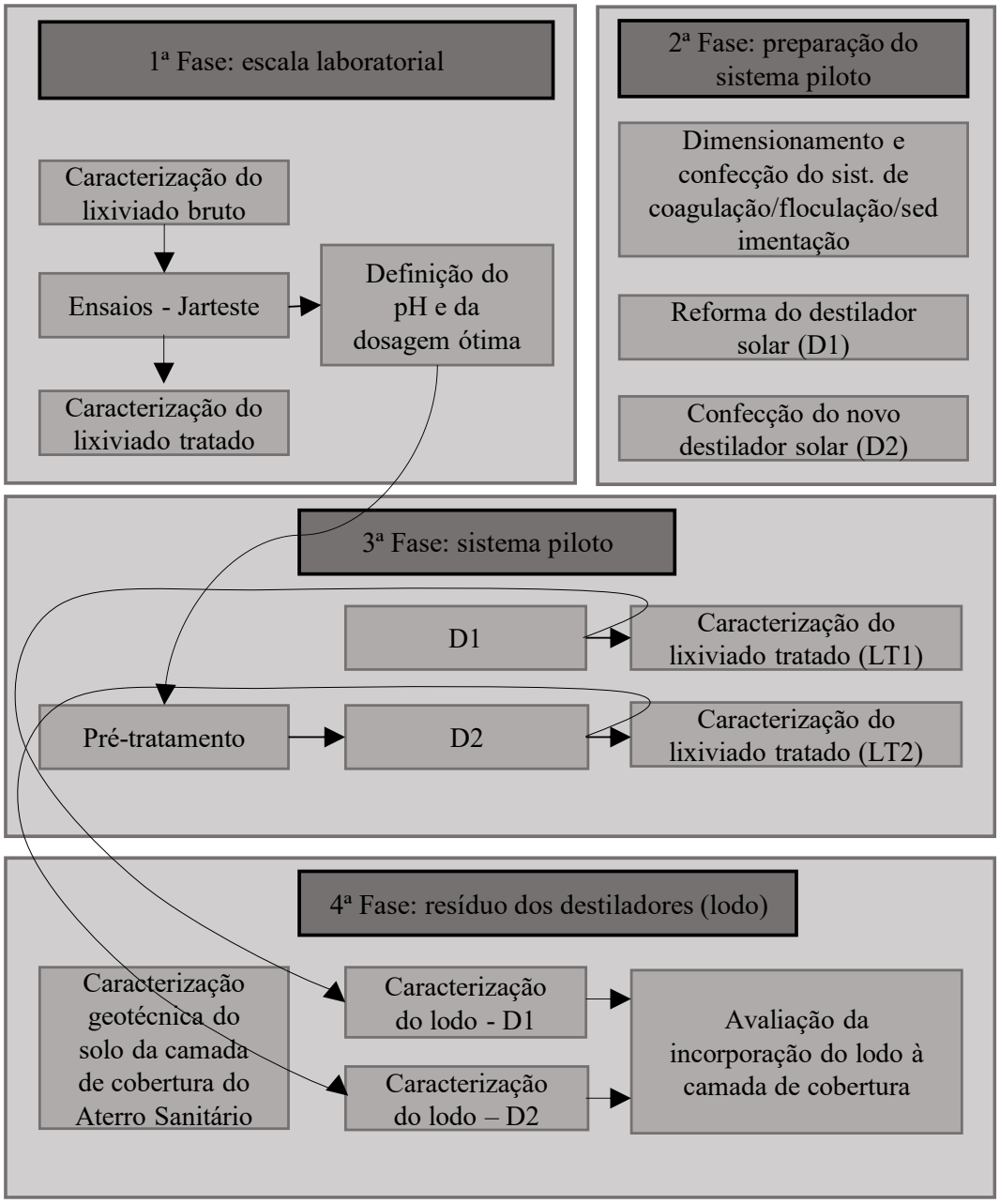
Figura 20 – Localização do ASJN e do curso d'água mais próximo



Fonte: Autoria própria, 2025.

Os procedimentos metodológicos adotados no decorrer da pesquisa foram organizados em quatro fases distintas. A primeira fase do estudo consistiu nas coletas, análises e caracterização do lixiviado gerado no Aterro sanitário, assim como pelos testes em escala de bancada para avaliação da eficiência de tratamento do coagulante comercial adotado na pesquisa e da *Moringa oleífera* Lam. A fase dois incluiu foi a confecção das adaptações propostas para o destilador solar, a construção do novo destilador e preparação do tanque para realização do processo de coagulação, floculação e sedimentação em escala piloto. A terceira fase do estudo foi composta pela implantação e monitoramento da estação piloto. A última fase foi a análise do lodo gerado pelos dois destiladores solares, bem como a avaliação da possibilidade de incorporação do lodo à camada intermediária do próprio aterro. A Figura 21 apresenta o detalhamento das etapas metodológicas da pesquisa.

Figura 21 - Fluxograma com as etapas metodológicas da pesquisa



Fonte: Autoria própria, 2024.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO BRUTO DO ASJN

Na caracterização do lixiviado bruto foram realizadas as análises apresentadas no Quadro 2, essa fase do estudo objetivou a definição da etapa de degradação do AS e a verificação da biodegradabilidade do efluente gerado. Os parâmetros foram analisados com frequência mensal, sendo realizadas coletas entre março de 2023 e novembro de 2024.Os procedimentos de coleta, transporte e preservação das amostras seguiram os

protocolos estabelecidos no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011) e as análises, exceto metais, foram realizadas no laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Cariri (UFCA) – Campus Juazeiro do Norte. As análises de metais (Cu, Cd, Fe, Zn, Mn, Pb, Cr) foram feitas na Central Analítica, localizada também na UFCA em Juazeiro do Norte.

Quadro 2 - Indicadores físico-químicos utilizados na caracterização do lixiviado bruto

Parâmetro	**Metodologia Adotada**	**Unidades**	**Referência**
Temperatura	Método instrumental	°C	**APHA, AWWA e WEF (2023)**
Turbidez	Nefelométrico	NTU	
Cor Aparente	Platino-cobalto	uC	
Sólidos totais	Gravimétrico	mg/L	
Sólidos Totais Fixos	Gravimétrico	mg/L	
Sólidos Totais Voláteis	Gravimétrico	mg/L	
pH	Método eletrométrico	Adimensional	
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)	Diluição em frascos padrões com medidas de oxigênio dissolvido pelo método de Wikler	mg/L	
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Refluxação fechada do dicromato de potássio	mg/L	
Metais (Cu, Cd, Fe, Zn, Mn, Pb, Cr)	Espectrometria de absorção atômica	mg/L	
Fitotoxicidade	Germinação relativa das sementes, Crescimento relativo das sementes e Índice de Germinação	%	Adaptado de Tíquia (2010), Pinho *et al.* (2017), Colombo *et al.* (2019) e Trautman e Krasny (1997).

Fonte: Autoria própria (2025).

Para apresentação dos resultados e com a finalidade de caracterização das etapas de degradação foi realizada três campanhas de coleta realizadas no ASJN (CP1, CP2 e CP3). A primeira campanha ocorreu entre março e dezembro de 2023, a segunda entre janeiro e junho de 2024, e a terceira de julho a novembro do mesmo ano. Ao todo, foram realizadas 19 coletas para a caracterização do lixiviado gerado no aterro.

No ensaio de fitotoxicidade, foi utilizado o índice de germinação (IG) como indicativo das condições de toxicidade do efluente, sendo adotado a metodologia descrita por Trautman e Krasny (1997) que classifica o grau de fitotoxicidade conforme apresentado na **Tabela 8**.

Tabela 8 – Classificação do índice de germinação

Índice de germinação	Avaliação
> 80%*	Sem inibição do crescimento da planta
60% < IG < 80%	Inibição leve
40% < IG < 60%	Inibição forte
< 40%	Inibição severa

*É possível que o índice de germinação seja superior a um, caso o extrato adicionado promova a germinação e/ou crescimento da radícula, no lugar de prejudicar.

Fonte: Trautman e Krasny (1997).

O IG é o produto da germinação relativa da semente (GRS) e o crescimento relativo das sementes (CRS), que foram calculados conforme a Equação 1, a Equação 2 e a Equação 3.

$$GR\ (\%) = \frac{NSGA}{NSGC} x\ 100 \qquad \text{Equação 1}$$

$$CRR\ (\%) = \frac{MCRA}{MCRC} x\ 100 \qquad \text{Equação 2}$$

$$IG\ (\%) = \frac{GRS\ x\ CRR}{100} \qquad \text{Equação 3}$$

No qual:

GR: Germinação relativa das sementes (%);
CRR: Crescimento relativo das raízes (%);
IG: Índice de germinação (%);
NSGA: Número de sementes germinadas na amostra;
NSGC: Número de sementes germinadas no controle;
MCRA: Média do comprimento da raiz na amostra (cm);
MCRC: Média do comprimento da raiz no controle (cm).

Foram utilizadas as sementes de *Allium cepa* (cebola do tipo baia periforme) e *Brassica oleracea var. capitota* (repolho do tipo chato de quintal) para realização do ensaio. Ambas as sementes foram da marca Isla sem tratamento químico contra pragas e foram adquiridas em loja de insumo agrícola do comércio local, sob condições de temperatura ambiente. Os procedimentos de realização dos testes preliminares e definitivos seguiram o procedimento realizados por Gomes (2022), sendo adotados as concentrações de 2, 4, 8, 16 e 32% para a semente de repolho e 1, 2, 4, 8 e 16% para as sementes de cebola.

As coletas de lixiviado foram realizadas na lagoa de acumulação de lixiviado. Antes da construção da lagoa em junho de 2024, a coleta era realizada na parte superior da célula de resíduos sólidos, utilizando o sistema de recirculação do próprio Aterro. O procedimento foi pensado para ser realizado no próprio percurso realizado pelo lixiviado, com o mínimo de contato possível com agentes externos que possam causar interferências nas análises, como funil, baldes ou mangueiras. A **Figura 22** A e B ilustram como foi realizada a coleta.

Figura 22 – Procedimento de coleta do efluente. A) coleta em agosto de 2023. B) coleta em outubro de 2024



Fonte: Acervo pessoal (2024).

4.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Os ensaios no jar test visaram a simulação do processo de tratamento em escala laboratorial, sendo avaliada a possibilidade de utilização de um coagulante natural (*Moringa oleífera Lam.)* no processo de tratamento por coagulação-floculação-decantação, sendo comparado o seu desempenho com um coagulante químico amplamente utilizado (cloreto férrico). A *Moringa* foi escolhida por ser uma planta abundante na região onde está instalado o aterro sanitário. Foram adotados parâmetros de mistura fixos (tempo e gradientes de velocidade) para ambos os coagulantes, variando as dosagens do coagulante para encontrar as condições ideais em termos de eficiência de tratamento. Para o planejamento do experimento, foi utilizado o Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) variando as dosagens dos coagulantes e pH.

4.3.1 Fase 1 – Coagulação, Floculação e sedimentação

4.3.1.1 Escala de bancada

A primeira fase do estudo foi realizada em escala de bancada, utilizando o *jar test*. O equipamento possui 6 jarros, com 2 L cada um deles e simula as etapas de realização dos processos de coagulação, floculação e decantação. Com o propósito de otimizar os testes e potencializar o uso do lixiviado coletado, os jarros foram substituídos por 6 béqueres de 1 L cada (Figura 23). Foram realizados diversos testes para avaliar o impacto da alteração do jarro, sendo comprovado que não houve interferência na eficiência do tratamento. Os testes se basearam na utilização da mesma dosagem do coagulante, com jarros diferentes para que o resultado do tratamento fosse comparado. Foi coletado 160 litros de lixiviado no mês de outubro de 2024, que objetivaram a realização do tratamento em escala de bancada e para o abastecimento dos destiladores no tratamento do sistema piloto.

Figura 23 – Equipamentos *Jar test* utilizado na pesquisa



Fonte: Arquivo pessoal (2023).

O lixiviado após o processo de tratamento por coagulação, floculação e sedimentação foi analisado quanto à turbidez, cor aparente e DQO para os dois coagulantes: cloreto férrico e *Moringa oleífera* Lam. Os gráficos e a estatística descritiva dos experimentos foram feitos com o auxílio do *software Microsoft Excel* versão 2509.

O planejamento do experimento foi realizado utilizando Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) do tipo 2^2, considerando fixos os valores de tempo de mistura rápida (MR), gradiente de MR, tempo de mistura lenta (ML), gradiente de ML e tempo de sedimentação (**Quadro 3**). O DCCR foi elaborado com o auxílio do *software Statistica* 12.0. O DCCR foi utilizado pelo fato de que esse método reduz o número de experimento, requerendo menos ensaios, mas sem comprometer a qualidade estatística do modelo. As variáveis independentes foram a dosagem dos coagulantes e o pH e as variáveis dependentes foram eficiência de remoção de DQO, turbidez e cor. Foram realizados testes preliminares para definição dos níveis inferiores e superiores de dosagem dos coagulantes. Os valores de mistura apresentados no **Quadro 3** foram definidos com base em trabalhos existentes na literatura (Yekani *et al*., 2021; Ye *et al*. 2017; Taoufik *et al*., 2018; Ishak *et al.*, 2018).

Quadro 3 – Parâmetros fixos de mistura adotados no estudo

Etapa	Mistura rápida	Mistura lenta	Sedimentação
Condições de mistura (RPM)	200	50	-
Tempo (min)	1	30	30

Fonte: Autora (2024).

As variáveis e níveis estão apresentadas na **Tabela 9**, com os valores adotados do limite inferior (LI), pontos centrais (PC), limite superior (LS) e pontos axiais (PA). O pH variou de 3 a 10 e as dosagens da *Moringa* foram de 0,2 a 5,8g/L de coagulante, tendo sido definido com base em testes preliminares realizados. O planejamento do experimento resultou em 10 experimentos, conforme detalhado na matriz de planejamento do DCCR apresentado na **Tabela 10**.

Tabela 9 – Variáveis e níveis definidos para o DCCR utilizando a *Moringa* como coagulante

Fatores	Níveis				
	-1,41	-1	0	+1	+1,41
pH	3	4	6,5	9	10
Dosagem (g/L)	0,2	1	3	5	5,8

Fonte: Autoria própria (2024).

Tabela 10 – Matriz do DCCR da *Moringa* como coagulante

Experimentos	Variáveis independentes		Variáveis dependentes		
	Dosagem do coagulante (g/L)	pH	ER de Cor (%)	ER de Turbidez (%)	ER de DQO (%)
1	-1	-1	R1.1	R1.2	R1.3
2	-1	+1	R2.1	R2.2	R2.3
3	+1	-1	R3.1	R3.2	R3.3
4	+1	+1	R4.1	R4.2	R4.3

Experimentos	Variáveis independentes		Variáveis dependentes		
	Dosagem do coagulante (g/L)	pH	ER de Cor (%)	ER de Turbidez (%)	ER de DQO (%)
5	-1,41	0	R5.1	R5.2	R5.3
6	+1,41	0	R6.1	R6.2	R6.3
7	0	-1,41	R7.1	R7.2	R7.3
8	0	+1,41	R8.1	R8.2	R8.3
9	0	0	R9.1	R9.2	R9.3
10	0	0	R10.1	R10.2	R10.3

Legenda: ER – Eficiência de remoção; R – Resposta.
Fonte: Autoria própria (2024).

Para o ajuste do pH do lixiviado, utilizaram-se ácido sulfúrico e hidróxido de sódio. A escolha do ácido sulfúrico e do hidróxido de sódio para o ajuste do pH deve-se à sua ampla utilização em processos de tratamento de efluentes, devido à elevada eficiência na correção de pH, fácil disponibilidade e baixo custo. Além disso, ambos apresentam comportamento químico previsível, permitindo um controle preciso das condições experimentais sem introduzir interferências significativas nas análises. Os resultados foram apresentados por meio de gráficos de superfície de resposta, os quais representam a eficiência de remoção de cor, turbidez e DQO em função do pH e da dosagem dos coagulantes.

A comparação da *Moringa* com o cloreto férrico se dá pelo fato de que estudos anteriores comprovaram a eficiência do $FeCl_3$ é mais elevada que a de outros coagulantes comerciais à base de alumínio no tratamento de lixiviado de AS (Oloibiri *et al.,* 2015; Ishak *et al.*, 2018). Desta forma, a eficiência de tratamento de lixiviado bruto com o coagulante alternativo pôde ser avaliada em comparativo com o coagulante comercial mais eficaz.

A *Moringa* foi colhida nas árvores do entorno do Bloco A da Universidade Federal do Cariri (UFCA) (7°15'22.65"S, 39°18'14.59"O). A **Figura 24**A apresenta as sementes de *Moringa* que foram utilizadas na pesquisa ainda em vagem, já a **Figura 24**B apresenta

a semente debulhada e descascada. As plantas que foram usadas para coleta das sementes (**Figura 25**) passaram pelo processo de confecção de exsicatas, ou seja, as plantas devidamente coletadas, prensadas, secas, montadas sob padrão científico, processadas e tombadas em herbário, conforme procedimento descrito por Freitas (2021). O processo de classificação das plantas foi realizado na Universidade Regional do Cariri – URCA, no Campus Crato. O resultado do tombamento da planta está apresentado no Anexo I do trabalho, tendo sido classificada como *Moringa Oleífera* Lam da família Plantae Moringaceae.

Figura 24 – *Moringa Oleífera* Lam usada na pesquisa. A – Semente no interior da vagem. B – Sementes descascadas



Fonte: Arquivo pessoal (2023).

Figura 25 – Árvores de *Moringa Oleífera* Lam onde foram colhidas as sementes



Fonte: Arquivo pessoal (2024).

Um fator que precisa ser comentado foi a dificuldade de coleta das sementes de *Moringa oleífera* Lam em quantidade suficiente que fosse possível realizar os testes em escala de bancada e o tratamento piloto. Esse elemento evidencia um possível desafio caso seja avaliada uma implantação em larga escala, visto que o processo de produção das sementes, coleta e processamento demandou um tempo significativo. Uma alternativa no que diz respeito à sua disponibilidade, seria utilizar a *Moringa oleífera* Lam no próprio aterro sanitário, na cerca viva ao redor do empreendimento. A utilização de um cinturão verde minimiza os impactos visuais e ambientais da instalação, aumentando a área verde e mitigando o impacto do desmatamento causado para implementação do aterro sanitário.

A solução de *Moringa* (**Figura 26**) foi preparada conforme metodologia sugerida por Chales *et al.* (2022) para extração do pó da semente. A semente de *Moringa* (**Figura 27**B) foi triturada em um processador de grãos elétrico (**Figura 27**A) e peneirada na peneira de aço com malha 60 (abertura de 0,250mm) e não houve armazenamento do pó das sementes sob refrigeração, visto que a solução foi processada no momento da produção da solução. A **Figura 27**C apresenta o pó utilizado no preparo da solução após peneiramento. Na produção da solução, o pó da semente foi diluído em água destilada e homogeneizado utilizando um agitador magnético e uma barra magnética.

Figura 26 – Solução de *Moringa* utilizada nos testes



Fonte: Arquivo pessoal (2024).

Figura 27 – A) Processador utilizado para moer as sementes; B) sementes in natura e C) pó após processamento e peneiramento



Fonte: Arquivo pessoal (2024).

Os testes foram realizados também utilizando o cloreto férrico como coagulante. As condições de mistura foram as mesmas utilizadas no ensaio com *Moringa* (**Quadro 3**), sendo modificado as variáveis e níveis definidos para o DCCR (**Tabela 9**). Foram estabelecidos dez ensaios para verificação das melhores condições de remoção de cor, turbidez e DQO. O ensaio utilizando o cloreto férrico teve como finalidade a comparação com o coagulante natural, sendo utilizado na etapa do sistema piloto a solução de *Moringa.*

Tabela 11 – Variáveis e níveis definidos para o DCCR com o cloreto férrico

Fatores	Níveis				
	-1,41	-1	0	+1	+1,41
pH	3	4	6,5	9	10
Dosagem (g/L)	0,2	0,3	0,4	0,5	0,54

Fonte: Autoria própria (2025)

4.3.1.2 – Escala piloto

O valor de pH e concentração da solução de *Moringa* que apresentou melhores valores de eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos analisados com base no DCCR foi utilizada na etapa piloto. Nesta etapa foi realizado o tratamento de 66 litros de lixiviado bruto, esse volume foi estabelecido conforme Catanhede *et al.* (2009). A estação piloto foi montada nas imediações da UFCA (**Figura 28**), no interior da sede do Sindicato dos Docentes das Universidades Federais do Ceará – ADUFC.

Figura 28 – Mapa de localização dos destiladores solares



Fonte: Imagem gerada no *Google Earth* pro (2025).

A coagulação, floculação e sedimentação do lixiviado bruto foi realizada em uma bombona de 75 litros (Figura 29 – A) e a mistura foi executada com uma parafusadeira/furadeira da marca Titanium 12V, modelo 6486 BIV (**Figura 29**B) acoplada a um perfil de madeira e com pontos pré-marcados com a rotação desejada para as condições de mistura (200 RPM para mistura rápida e 50 RPM para mistura lenta). Os tempos de cada etapa, bem como as rotações por minuto foram mantidas semelhantes à etapa de bancada. A hélice radial (**Figura 29**C) utilizada nas etapas de coagulação e floculação do lixiviado bruto foi confeccionada em material metálico e suas dimensões atenderam aos critérios estabelecidos por Richter (2009), com as medidas da hélice, da altura e do diâmetro do tanque atendendo às proporções adequadas.

Figura 29 – Escala piloto. A – Bombona utilizada no ensaio de coagulação/floculação/sedimentação do lixiviado bruto. B – Dispositivo de mistura. C – Hélice usada na coagulação e floculação



Fonte: Arquivo pessoal (2024).

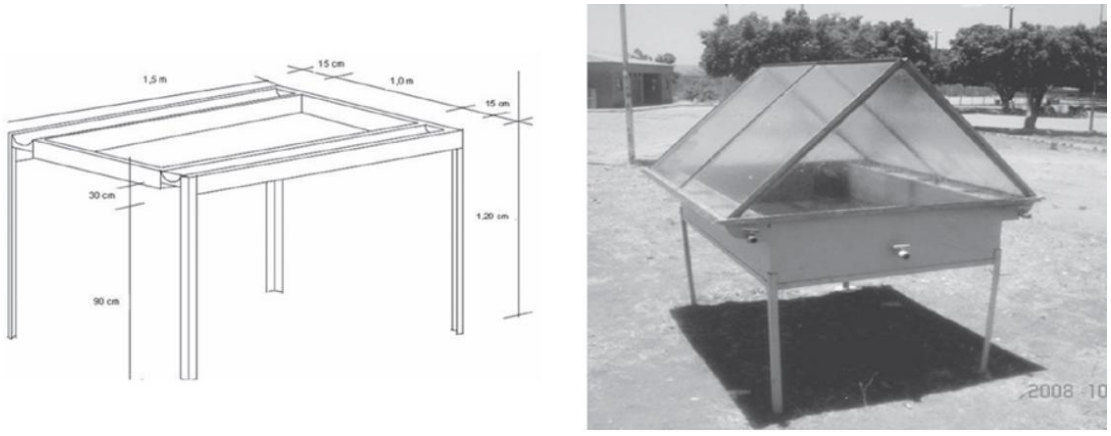
A coleta do lixiviado tratado foi realizada a 2/3 da altura do volume total após o período de sedimentação, considerando que parte dos sólidos presentes tende a se

depositar no fundo do recipiente, enquanto outra fração pode flotar na superfície. Dessa forma, a amostragem intermediária visa obter uma porção representativa do efluente clarificado, minimizando a interferência de partículas sedimentadas e materiais flutuantes. O efluente coletado foi caracterizado utilizando os parâmetros apresentado no **Quadro 2**. O tratamento foi realizado com o efluente coletado no ASJN em outubro de 2024 e foi posto em operação no dia 23 de outubro de 2024 no turno da noite.

4.3.2 Destilador solar

Na etapa de tratamento do lixiviado em escala piloto por destilação solar foi realizada a instalação e monitoramento de dois destiladores solares. O equipamento original foi proposto, testado e operado por Catanhede *et al.* (2009) (**Figura 30**), tendo sido instalado no município de Recife-PE e em Juazeiro do Norte-CE, sendo obtido excelentes resultados de qualidade do efluente tratado (**Figura 31**), com remoção de 98% da condutividade, 99% de remoção de cor, turbidez, DBO e DQO e remoção de 100% de sólidos totais, coliformes termotolerantes e coliformes totais. O destilador foi testado pelo autor no município de Juazeiro do Norte entre os dias 21 de outubro e 3 de novembro de 2008 e foi obtido a taxa de evaporação média de 129,5 mL/h.

Figura 30 – Desenho esquemático da base do evaporador (à esquerda) e unidade de destilação solar montada e em operação (à direita)



Fonte: Catanhede *et al.* (2009).

Figura 31 – Lixiviado bruto (à esquerda) e efluente destilado (à direita)



Fonte: Catanhede *et al.* (2009).

Deve-se destacar que foram realizadas modificações nos destiladores solares, que foram sugeridas nos estudos de Abdullah *et al.* (2020) e Al-harahsheh *et al.* (2018), assim, com a inserção de uma camada refletiva interna e misturadores para quebra da camada lipídica. Esses mecanismos já foram incorporados antes em sistemas de tratamento de água para abastecimento, não tendo sido testado no tratamento de efluentes, especialmente lixiviado. Além dessas modificações, foi alterado o material da cobertura sendo substituído o vidro por policarbonato, conforme utilizado por Poblete e Painemal (2018), objetivando a elevação da temperatura e aumento na produção de lixiviado tratado. O destilador possui as dimensões detalhadas na **Figura 30** e apresenta o volume total de 450 litros.

Foram instalados dois destiladores solares, um recebendo o efluente que passou pelo pré-tratamento descrito no tópico 4.3.1.2 e um outro que recebeu o efluente bruto. Os destiladores estão apresentados na **Figura 32**. Foi preparado uma camada de argila e posicionado uma lona para receber as bases das estruturas.

Figura 32 –Destiladores solares usados na pesquisa



Fonte: Acervo pessoal. (2024).

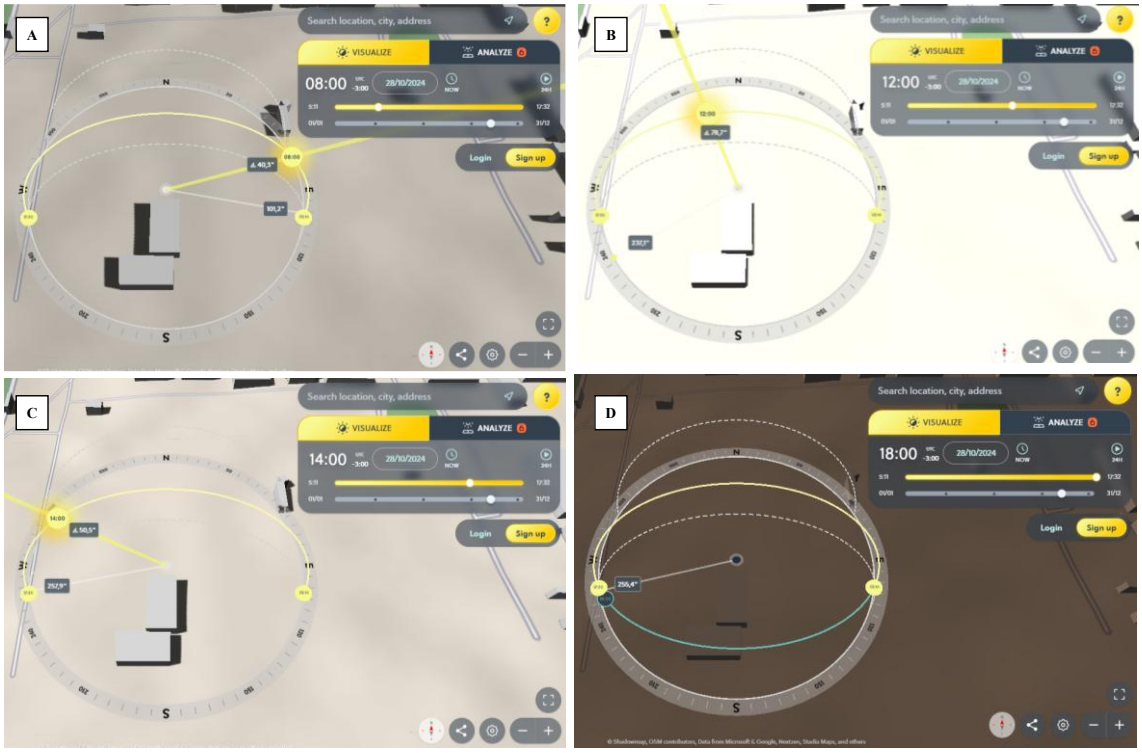
Os destiladores foram nomeados de D1 e D2, sendo D1 o destilador que passou por processo de reforma, constituído inteiramente de ferro fundido (tanque e calhas) e possui cobertura de Policarbonato Alveolar. O equipamento foi doado pelo corpo docente do curso de Engenharia Ambiental do campus IFCE Juazeiro do Norte e é o mesmo destilador solar que foi usado por Catanhede *et al.* (2009). O segundo destilador (D2) foi projetado e construído integralmente para esta pesquisa, empregando os materiais detalhados a seguir e apresentados na **Figura 32**:

1. Policarbonato Alveolar;
2. Cantoneira metálicas revestidas com manta asfáltica
3. Tudo de PVC;
4. ACM (Alumínio Composto);
5. Metalon galvanizado.

A escolha do local para posicionamento dos dispositivos foi realizada utilizando o *Shadow map* (2024) que simula a movimentação do sol e a formação das sombras com os prédios existentes. A plataforma permite observar o posicionamento do sol em horários distintos e a verificação de como os raios solares irão interagir com os prédios existentes. A utilização do *Shadow map* (2024) permitiu avaliar o lugar e o posicionamento exato

dos destiladores para receber o máximo de radiação solar. Os horários utilizados na simulação da geração das sombras pelo sol foram escolhidos seguindo parcialmente o monitoramento realizado por Catanhede *et al.* (2009). Nesse estudo o monitoramento do volume produzido e da temperatura do destilador foi realizado nos horários das 8, 10, 12, 14, 16 e 18h. Por questõecaracts práticas, não foi possível realizar o monitoramento dos horários das 10 e das 16h.

Figura 33 –Simulação do posicionamento do sol no *Shadow map* em horas distintas do dia (A – 8h; B – 12h; C – 14h e D – 18h)



Fonte: *Shadow map* (2024).

O aspecto principal da análise foi a taxa de aplicação superficial do sistema e a temperatura interna do efluente e externa do ar nas proximidades do destilador. A análise da aplicação do sistema em escala real, no município de Juazeiro do Norte-CE, justifica-se pela região semiárida apresentar índices elevados de insolação e baixa produção de lixiviado. O monitoramento do sistema se baseou na medição do volume de saída do efluente tratado e na verificação da temperatura do sistema, sendo as medições realizadas entre os dias 24 de outubro e 6 de novembro de 2024, mesma época do monitoramento realizado por Catanhede *et al.* (2009). Foi realizada uma coleta do efluente tratado pelos dois destiladores e realizado a caracterização com base nos parâmetros apresentados no

Quadro 2. Além da análise físico-química, foi realizada a caracterização fitotoxicológica do efluente bruto e tratado.

O ensaio foi realizado em batelada, no qual os destiladores solares receberam 66L de lixiviado, e foi contabilizado o quanto restou de efluente após os 13 dias e 10h de monitoramento. Foram monitorados a temperatura e o volume de lixiviado tratado produzido em quatro horários distintos ao longo do dia (8, 12, 14 e 18h) em ambos os destiladores.

4.3.3 Caracterização da camada de cobertura do ASJN e aproveitamento do lodo do lixiviado

O solo utilizado nesta etapa da pesquisa foi coletado no ASJN e levado para o Laboratório de Geotecnia da UFCA onde foi realizada a caracterização geotécnica. O solo foi coletado na jazida que é utilizada como material de cobertura intermediária e final no ASJN, sendo realizado os ensaios geotécnicos do material e as análises físico-química, conforme apresentado no Quadro 4. A caracterização físico-química do lodo, do solo e das misturas de solo e lodo foram realizadas no laboratório de saneamento da UFCA. Além desses parâmetros analisados, foi feita a classificação SUCS do solo da camada de cobertura do ASJN e das misturas de solo e lodo, conforme metodologia estabelecida por Santos (2017).

Quadro 4 – Parâmetros utilizados na caracterização físico-química do lodo, do solo da camada de cobertura do ASJN e das misturas de solo e lodo

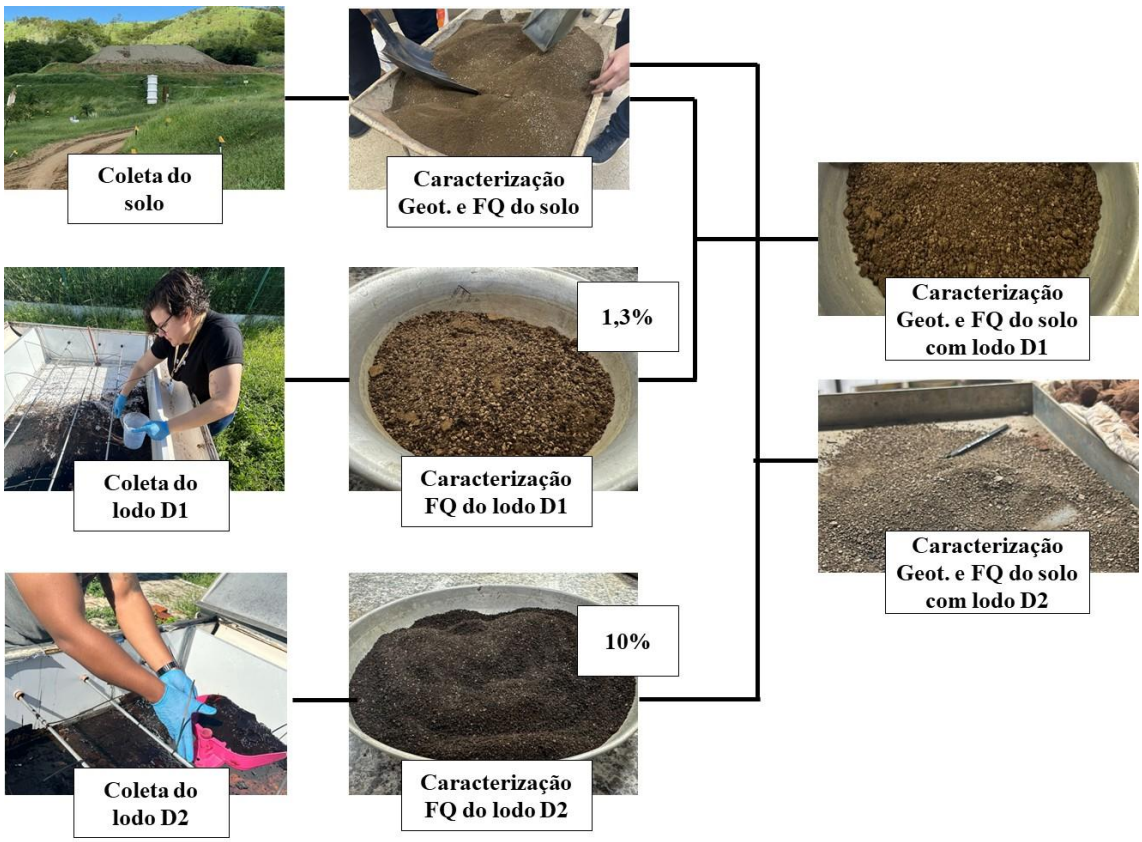
Caracterização	**Ensaio**	**Referência**
Físico-química	Matéria Orgânica (MO)	Teixeira *et al.* (2017)
Geotécnica	Análise Granulométrica	ABNT (2016a)
	Limite de Liquidez	ABNT (2016b)
	Limite de Plasticidade	ABNT (2016c)
	Massa Específica dos grãos	ABNT (2016d)
	Compactação	ABNT (2016e)
	Permeabilidade à carga variável	ABNT (2021)

Fonte: Autoria própria.

Após o processo de caracterização físico-química e geotécnica do solo da camada de cobertura do ASJN foi realizada a mistura desse solo com o lodo resultante do processo de tratamento do lixiviado por destilação solar. Para o lodo resultante do destilador D1,

foi utilizado 1,3% em massa de lodo seco na mistura do solo da camada de cobertura, sendo adicionado 195g de lodo em 14,805 kg de solo seco. Para o destilador D2, a proporção foi de 10% de lodo na camada de cobertura. Inicialmente, o planejamento era de inserção de 10% de material no solo da camada de cobertura do ASJN em ambas as misturas, porém o destilador D1 não produziu lodo suficiente para realização do experimento nessas proporções. Pela inexistência de trabalhos que incorporem o lodo do processo de tratamento na camada de cobertura, o valor de 10% foi escolhido por ser o percentual de inserção de bentonita para redução da permeabilidade em outros aterros sanitários semelhantes (Silva, 2017). A síntese do procedimento experimental realizado está apresentada no fluxograma da **Figura 34**.

Figura 34 – Fluxograma das etapas de coleta e caracterização dos materiais



Fonte: Autoria própria (2025).

A coleta do lodo foi realizada após o esvaziamento natural do destilador, permitindo a remoção da fração sólida sedimentada no fundo do tanque. O material coletado foi posteriormente submetido à secagem em estufa por 24 horas, a uma temperatura de 100 °C. A etapa de aproveitamento do lodo visa à implementação de um

sistema de ciclo fechado, promovendo a economia circular e eliminando a geração de resíduos durante o processo de tratamento.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

A **Tabela 12** apresenta os resultados das análises físico-químicas. Com base nos resultados obtidos e nos parâmetros analisados do lixiviado, observa-se que, em sua maioria, os dados são compatíveis com as características típicas da fase metanogênica do processo de degradação dos resíduos sólidos, conforme descrito por Renou *et al.* (2008) e Ziyang *et al.* (2009). Uma exceção relevante foi observada para o parâmetro fósforo, cujas concentrações variaram entre 20,28 e 28,68 mg/L (previamente determinado na **Tabela 1**), intervalo associado à fase ácida de degradação do lixiviado (Ziyang *et al.*, 2009).

Tabela 12 – Caracterização físico-química do lixiviado bruto

Parâmetro	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3	
	Média	Mediana	Média	Mediana	Média	Mediana
pH (adimensional)	-	7,67	-	7,88	-	8,54
Cor Aparente (uH)	294,03	298,03	922,16	828,06	709,69	1.196,05
Turbidez (UNT)	272,00	244,20	92,75	121,95	104,00	138,60
Temperatura (°C)	35,00	35,18	28,00	30,80	26,15	25,93
Fósforo (mg/L)	25,72	28,68	20,28	21,09	*	*
DQO (mg/L)	2.400,00	3.010,80	5.153,20	4.992,82	4.289,22	6.474,54
DBO_5 (mg/L)	279,58	953,89	371,20	488,43	296,13	316,44
DBO_5/DQO (adimensional)	0,12	0,20	0,07	0,09	0,02	0,05
N-NH_3 (mg/L)	600,00	538,80	1.026,20	877,80	*	*
ST (mg/L)	8.808,00	9.007,33	13.438,83	12.596,06	11.796,00	19.022,00
STF (mg/L)	6.599,17	6.562,00	9.853,00	9.308,89	8.296,50	12.734,10
STV (mg/L)	1.885,33	2.082,67	3.649,00	3.402,14	7.708,50	6.287,90
STF/ST (adimensional)	0,80	0,76	0,74	0,75	0,70	0,62
Cu (mg/L)	0,00	0,01	0,45	0,43	0,42	0,70
Zn (mg/L)	0,69	0,64	0,84	0,95	0,55	0,61
Pb (mg/L)	0,06	0,08	0,33	0,29	0,00	0,17
Cd (mg/L)	0,11	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00

Parâmetro	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3	
	Média	Mediana	Média	Mediana	Média	Mediana
Fe (mg/L)	127,40	128,08	2,50	3,33	4,08	4,53
Cr (mg/L)	0,00	0,00	0,25	0,21	0,21	0,28
Mn (mg/L)	1,01	1,72	0,57	0,63	1,63	1,39

Fonte: Autoria própria (2025). Nota: * Por problemas operacionais no laboratório, os parâmetros Fósforo total e Nitrogênio Amoniacal Total foram descontinuadas.

Alguns dados da caracterização físico-química do lixiviado bruto coletado no ASJN apresentaram variações elevadas, como cor aparente, DBO, DQO e sólidos. Isso é comum de se observar em aterros sanitários devido à heterogeneidade dos resíduos depositados que influenciam na concentração de alguns parâmetros. Aterros sanitários no semiárido brasileiro como o de Campina, também apresentam heterogeneidade nos dados de lixiviado bruto gerado devido à variação da composição dos RSU dispostos no aterro (Gomes, 2022).

O efluente apresentou coloração escura e turbidez elevada, com teores de sólidos totais médio entre 8 e 19 mil mg/L, sendo observado valores crescentes no intervalo de monitoramento do ASJN. Esse mesmo comportamento foi obtido nas demais frações de sólidos e para o parâmetro cor aparente. O pH apresentou valores referentes a um AS em fase metanogênica, estando a última campanha próxima dos valores observados no Aterro sanitário de Campina Grande (ASCG), que apresentou valor médio de pH de 8,43 (Gomes, 2022).

O maior valor de DQO observado durante o monitoramento foi no mês de outubro, com DQO superior a 12.500 mg/L. Esse valor sugere característica de lixiviado em fase ácida, conforme dados apresentados por Renou *et al.* (2008). o que contradiz a condição atual do AS, visto que sua implantação foi realizada em 2017, sendo um aterro em fase intermediária e que conflitua com outros parâmetros que sugerem um aterro em fase metanogênica. A explicação para tal condição pode ser baseada na condição de operação do AS ter sido modificada nos últimos meses analisados, visto que o aterro passou de um recebimento médio de resíduos de 70 toneladas por dia para uma licença de operação com 450 toneladas por dia, com um aumento expressivo de resíduos recém enterrados. Com a relação DBO_5/DQO é possível avaliar a biodegradabilidade do efluente. Com os dados apresentados na **Tabela 12**, pode-se afirmar que o efluente apresentou baixa biodegradabilidade (DBO_5/DQO inferior a 0,5), o que, segundo Costa *et. al* (2019), consiste em um efluente que demanda tratamento físico-químico (**Figura 3**).

Baseado nesses resultados, nas altas temperaturas ambientes, na condição meteorológica da região, na umidade do próprio resíduo e na umidade oriunda do processo de recirculação do lixiviado é possível afirmar que essas condições corroboram com a biodegradabilidade dos resíduos.

A concentração de nitrogênio amoniacal total (NAT) no lixiviado em estudo foi bem elevado (superior a 500 mg/L), estando classificado como efluente em fase metanogênica. De acordo com Ziyang *et al.* (2009), efluentes de AS em fase metanogênica apresentam NAT na faixa de 238,2 a 715 mg/L, podendo chegar a valores próximos de 4.000 mg/L em fase acidogênica. O valor de NAT encontrado foi elevado no Aterro sanitário de Juazeiro de Norte (ASJN), porém, se comparado a outros aterros sanitários, como Campina Grande (ASCG) por exemplo, é possível observar um valor médio menor, visto que foi observado valores de NAT de 1.291 mg/L no ASCG (Gomes, 2022). Segundo Costa *et al.* (2019), Aterros Sanitários brasileiros podem apresentar lixiviado com NAT de até 2.000 mg/L.

O nitrogênio amoniacal total para aterros sanitários permite caracterizar a decomposição da matéria orgânica no tempo, o que infere o processo de tratamento dos próprios resíduos e do lixiviado gerado. Vale ressaltar que a presença elevada de NAT é potencialmente tóxica, especialmente para ambientes aquáticos, visto que em condições de pH básico, há um favorecimento do potencial tóxico da amônia (Gomes *et al.,* 2018). Portanto, a determinação da concentração de NAT é imprescindível para a definição do processo de tratamento do lixiviado mais adequado.

O nitrogênio amoniacal no lixiviado existe como íon amônio (NH_4^+) e amônia livre (NH_3), que podem interagir com metais como o chumbo para formar compostos insolúveis através da precipitação ou hidróxidos metálicos. Essa reação pode aumentar a toxicidade do lixiviado, especialmente com variações de pH, visto que a amônia livre (NH_3) é mais tóxica do que o íon amônio (NH_4^+), e essa forma é favorecida em condições de pH mais elevado (Słomczyńska e Słomczyńska, 2004).

O metal mais abundante observado nas análises do lixiviado do ASJN foi o Ferro (média de 127,4 mg/L na primeira campanha). Na segunda e terceira campanha, foi observado uma redução significativa, mas que manteve o Fe como o metal em maior concentração. Essa redução pode ser explicada pela alteração nas condições de operação do AS, sendo modificado o procedimento de acúmulo do lixiviado na lagoa. Outro fator que pode ter contribuído foi a interrupção do processo de recirculação do lixiviado que era adotado na época do monitoramento da primeira campanha. Outro fator que contribui para essa redução da concentração de metais no lixiviado bruto foi o aumento do pH, que faz com que os metais presentes se precipitem na forma de hidróxidos e óxidos (Bertoncini e Mattiazzo, 1999).

Quando se avalia todos os metais analisados, as tendências de abundância foram Fe> Mn>Zn>Cd,>Pb>Cu e Cr nulo para a campanha 1; Fe>Zn>Mn>Cu> Pb>Cr e Cd nulo para a campanha 2; Fe> Mn> Zn>Cu> Cr e Pb e Cd nulos. Ferro, zinco e manganês geralmente são encontrados em abundância em solos no Nordeste, o que pode ter causado o aumento desses metais em períodos chuvosos pelo carreamento de solo para a lagoa de acumulação de lixiviado. Em um estudo que caracterizou o solo do Cariri Cearense, Silva *et al.* (2021) constatou a presença abundante de Zn, Mn, Cr, Cu e Pb.

Frente aos resultados obtidos, o efluente analisado apresentou baixa biodegradabilidade (baixa relação DBO_5/DQO), valores razoáveis de NAT e teores elevados de íons inorgânicos. Esses dados evidenciam a necessidade de implementação de um sistema de tratamento físico-químico para o lixiviado, que permita a remoção desses compostos em nível aceitável pela legislação vigente (Ceará, 2019; Brasil, 2011), buscando minimizar os impactos causados pelo lançamento desse efluente no meio ambiente.

Destaca-se que nos ensaios preliminares conduzidos em março de 2023, os parâmetros analisados do lixiviado bruto apresentaram valores significativamente inferiores aos observados em outubro de 2024. A **Tabela 13** apresenta o resumo dos parâmetros avaliados, sendo relevante destacar o aumento expressivo nas concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis em 2024, em comparação com os dados de 2023. Os valores apresentam diferenças expressivas que podem ser justificados pelas mudanças operacionais e pelos aspectos climáticos, visto que o mês de março apresenta altos índices de precipitação e outubro se caracteriza pelo período seco (IPECE, 2017).

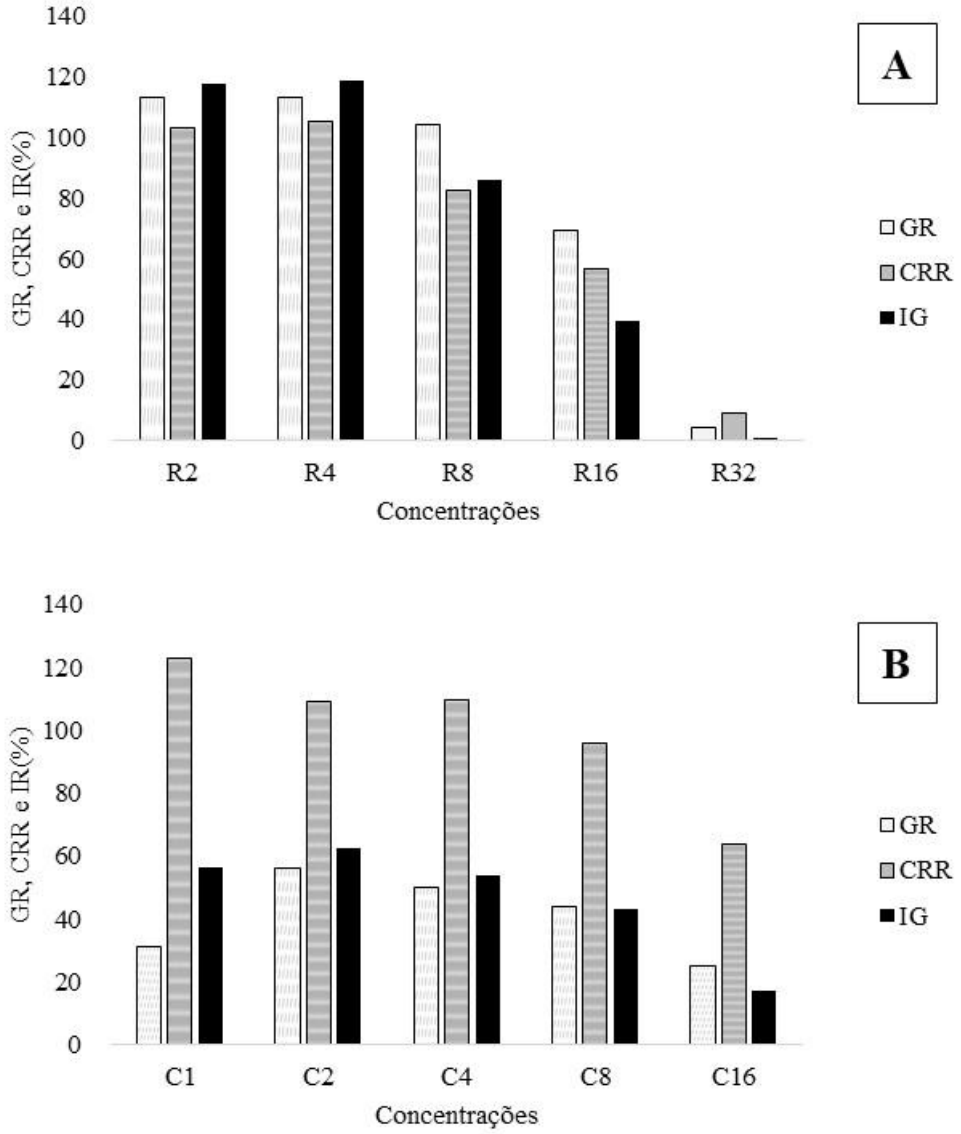
Tabela 13 – Comparativo do efluente bruto em 2023 e em 2024

Parâmetro	Mar/2023	Out/2024
pH	7,60	8,05
Cor aparente (mg/L)	294,00	1.918,30
Turbidez (NTU)	294,00	95,90
DQO (mg/L)	5.395,00	11.400,00
DBO_5 (mg/L)	3.067,00	215,40
DBO_5/DQO	0,57	0,02
Sólidos totais (mg/L)	8.250,00	35.057,00
Sólidos totais fixos (mg/L)	5.027,00	27.388,00
Sólidos totais voláteis (mg/L)	3.223,00	7.669,00

Fonte: Autoria própria (2025).

De uma maneira geral, vale destacar que o lixiviado do Aterro sanitário em Juazeiro Norte, por apresentar altos teores de alguns metais, como por exemplo, Ferro e Manganês, assim como DQO e NAT elevados, é possível afirmar que esse efluente é tóxico ao meio ambiente. Contudo o lixiviado do ASJN não é disposto em nenhum corpo hídrico. E, portanto, além de ter um tratamento que possibilita a remoção desses compostos tóxicos, é também presumível fazer análises que indicam qual é a toxicidade desse material à saúde humana e ao meio ambiente em termos quantitativos e qualitativos. A análise adotada para avaliação da toxicidade do efluente foi o ensaio de fitotoxicidade utilizando sementes de *Allium cepa* (cebola) e *Brassica oleracea* (repolho). Os resultados dos ensaios de fitotoxicidade estão apresentados na **Figura 35**. Os valores no eixo "x" dizem respeito à semente que foi utilizada, "C" para cebola e "R" para repolho. O número logo após à letra se refere à diluição utilizada.

Figura 35 – Germinação relativa, crescimento relativo das raízes e índice de germinação do lixiviado bruto diluído. A – *Brassica oleracea* B – *Allium cepa*



Legenda: GR – Germinação relativa das sementes; CRR – Crescimento relativo das raízes; IG – Índice de germinação.
Fonte: Autoria própria (2025).

Os valores observados no teste de fitotoxicidade (**Figura 35** A) com as sementes de repolho apontaram para toxicidade severa nas diluições de 16 e 32% (R16 e R32), inibição leve para R8 (8%) e sem inibição para R2 (2%) e R4 (4%). Considerando como indicador a semente de cebola (**Figura 35** B), foi observado inibição severa para C16, forte para C8, C4 e C1 e leve para C2. Em um estudo semelhante, mas utilizando sementes de *Lepidium sativum* (Agrião da Índia) e *Lycopersicon esculentum* (tomate Carolina),

Nivedha e Palani (2022) confirmaram a toxicidade do lixiviado gerado no aterro sanitário do município de Jawaharnagar na Índia, obtendo valores semelhantes de IG.

5.2 ENSAIOS – ESCALA DE BANCADA

5.2.1 *Moringa Oleífera* Lam

Os resultados dos testes em escala de bancada utilizando a *Moringa oleífera* Lam no lixiviado do ASJN estão apresentados na **Tabela 14**, com as eficiências de remoção de cor, turbidez e DQO dos dez ensaios realizados no lixiviado. O experimento 5 (pH de 6,5 e dosagem de 0,17g/L) foi o que apresentou o melhor resultado de remoção de turbidez do efluente tratado, sendo o único que apresentou remoção positiva. Com relação aos demais parâmetros, o melhor resultado foi o da amostra 7 (pH de 2,96 e dosagem de 0,3g/L) apresentando remoção de cor e DQO de 32,85% e 19,23% do lixiviado, respectivamente.

Tabela 14 – Eficiência de remoção nos testes em escala de bancada usando *Moringa*

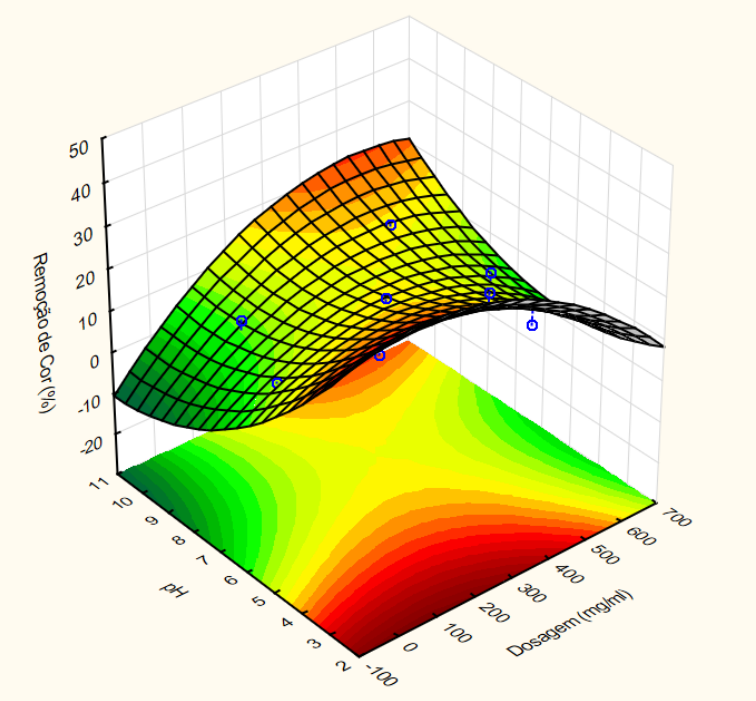
Experimento	Condições do ensaio		Remoção (%)		
	pH	Dosagem (g/L)	Cor	Turbidez	DQO
1	4,0	0,10	22,47	-103,17	6,92
2	9,0	0,10	8,44	-6,35	6,92
3	4,0	0,50	12,73	-701,59	0,77
4	9,0	0,50	15,58	-104,76	2,31
5	6,5	0,17	8,05	6,35	-0,77
6	6,5	5,83	11,17	-349,21	-8,46
7	2,96	0,3	32,85	-300,79	19,23
8	10,03	0,3	12,99	-88,89	9,23
9	6,50	0,3	13,90	-100,79	-2,31
10	6,50	0,3	16,36	-109,52	2,31

Fonte: Autoria própria (2025).

Em testes similares, Militão *et al.* (2024) observaram, com o uso de Moringa no tratamento de lixiviado em bancada, remoção de 23,91% de DQO, valor próximo ao apresentado na Tabela 14. No entanto, as remoções de cor (49,17%) e turbidez (52,02%)

foram superiores às deste estudo. Já Porto *et al. (*2019) obtiveram remoções ainda maiores de cor (69%) e turbidez (62%), mas com eficiência muito inferior na remoção de DQO (0,5%), ficando abaixo do resultado obtido neste trabalho também com lixiviado. A Figura 36, Figura 37 e Figura 38 apresentam as superfícies de resposta para os parâmetros cor, turbidez e DQO do lixiviado do ASJN tratado com *Moringa*.

Figura 36 –Superfície de resposta para o parâmetro cor utilizando *Moringa* como coagulante no tratamento do lixiviado do ASJN



Fonte: Autoria própria (2025).

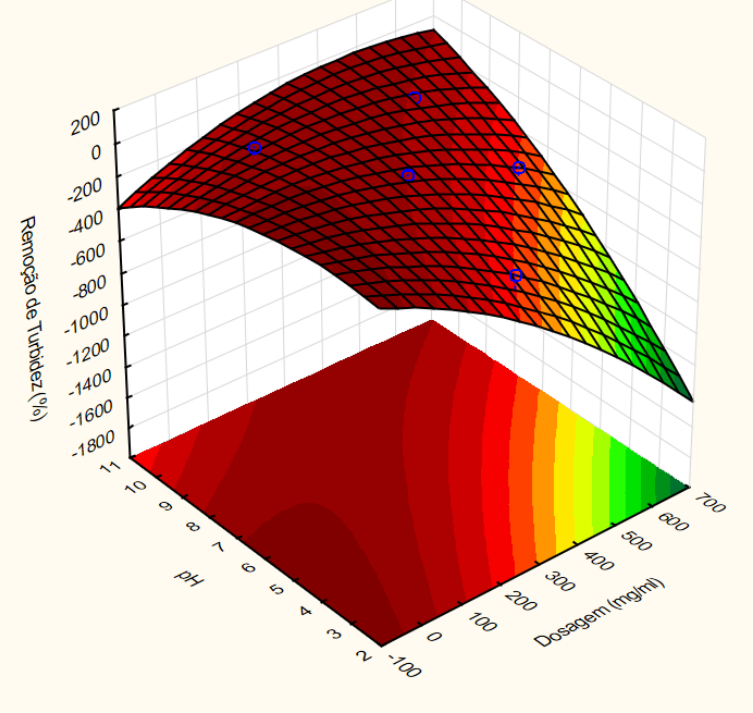
Na superfície de resposta do parâmetro cor foi possível observar que os melhores resultados foram obtidos nas condições de dosagem e pH mais baixos, visto que o melhor resultado de cor foi obtido na condição de pH de 2,96 e dosagem de 300mg/L de *Moringa*. O mesmo comportamento também foi observado por Militão *et al.* (2024). A eficiência da coagulação/floculação depende fortemente do pH porque o potencial de carga de superfícies coloidais e a espécie química do coagulante variam com o pH, visto que pH mais baixo normalmente aumenta a protonação de sítios negativos, reduzindo o potencial zeta e favorecendo a neutralização de cargas e a formação de flocos (Chales, 2022).

No caso do coagulante utilizado, o mecanismo principal que promove a formação de flocos é a neutralização de carga por proteínas catiônicas presentes nas sementes (Hadadi *et. al.,* 2022); a eficiência da remoção depende das condições de extração da solução da semente e do pH do sistema. Considerando que os poluentes presentes no

sistema são, em sua maioria, materiais com carga negativa, como argilas, nitratos, entre outros, é de se esperar que haja maior remoção de cor na condição de pH mais baixo.

Em estudo realizado por Desta e Bote (2021), ficou comprovado que o ajuste do pH exerce papel significativo na remoção de cor e matéria orgânica quando se utiliza *Moringa oleifera* como coagulante, sendo observado que em condições de pH ≈ 3, a remoção de cor, DQO e turbidez foi maximizada, possivelmente devido à maior quantidade de íons H^+ favorecendo a atração eletrostática com poluentes negativos. Por outro lado, Hadadi *et al.* (2022) encontraram resultados ótimos com pH em torno de 6,5 para remoção de um corante sintético acrescentado na água, usando extrações aquosa e salina de Moringa em comparação com sulfato de alumínio. O estudo reforça que faixas de pH levemente ácidas a neutras podem permitir boas eficiências com dosagens menores. A Figura 37 e Figura 38 apresentam as superfícies de resposta para os parâmetros turbidez e DQO.

Figura 37 –Superfície de resposta para o parâmetro turbidez utilizando *Moringa* como coagulante no tratamento do lixiviado do ASJN

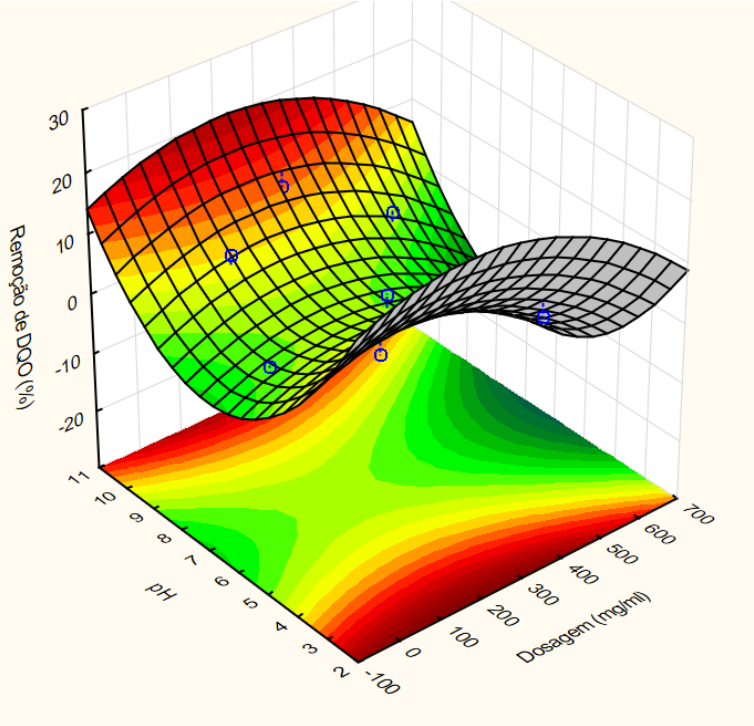


Fonte: Autoria própria (2025)

Na avaliação da remoção de turbidez, a superfície de resposta apontou para uma melhor eficiência de remoção quando aplicado dosagens mais baixas e com valores de pH mais próximo da neutralidade. O gráfico da Figura 37 apontou diversos pontos com turbidez negativa, que representa o aumento da turbidez após a inserção da solução de

Moringa. O comportamento aponta para uma relação diretamente proporcional entre a turbidez e a dosagem do coagulante natural.

Figura 38 –Superfície de resposta para o parâmetro DQO utilizando *Moringa* como coagulante no tratamento do lixiviado do ASJN



Fonte: Autoria própria (2025).

O comportamento da DQO indicou maior eficiência de remoção nas condições com dosagens mais baixas do coagulante no lixiviado e nos extremos da faixa de pH. Ao analisar os gráficos da **Figura 36** a **Figura 38**, não é possível identificar uma condição de pH ideal que favoreça simultaneamente todos os parâmetros avaliados. No entanto, para todos os parâmetros, as menores dosagens de coagulante resultaram nas melhores eficiências de remoção. Em uma análise similar aplicado ao tratamento de lixiviado de AS, Porto *et al.* (2019) obtiveram resultados semelhantes, sendo observado maior eficiência de remoção de cor e turbidez com a dosagem de 4g/L e pH de 4.

Apesar de não ser possível definir um pH específico de melhor remoção, pode-se verificar que em condições extremas, houve a melhor resposta quanto à remoção de DQO. Isso acontece porque valores de pH distantes da neutralidade favorecem a decomposição da matéria orgânica, em valores básicos, a remoção ocorre porque o ambiente favorece o

trabalho de biodegradação realizado pelas bactérias. Em ambientes ácidos, a remoção é favorecida por questões químicas (Tousizadeh, 2022).

5.2.2 Cloreto férrico

Os resultados dos ensaios realizados utilizando o cloreto férrico como coagulante no tratamento do lixiviado do ASJN em escala de bancada estão sintetizados na **Tabela 15**. Foi observado que as maiores remoções de cor, turbidez e DQO foram de 59,49%; 39,52% e 29,76%, respectivamente. Os melhores valores foram obtidos na dosagem de 400mg/L, porém em diferentes condições de pH. Porto *et al.* (2019) obteve valores superiores de remoção dos três parâmetros na aplicação da mesma dosagem do cloreto férrico (400mg/L) e pH de 5, sendo obtidos os valores de 80, 90 e 64% de remoção para os parâmetros de cor, turbidez e DQO, respectivamente.

Tabela 15 – Eficiência de remoção nos testes em escala de bancada com cloreto férrico

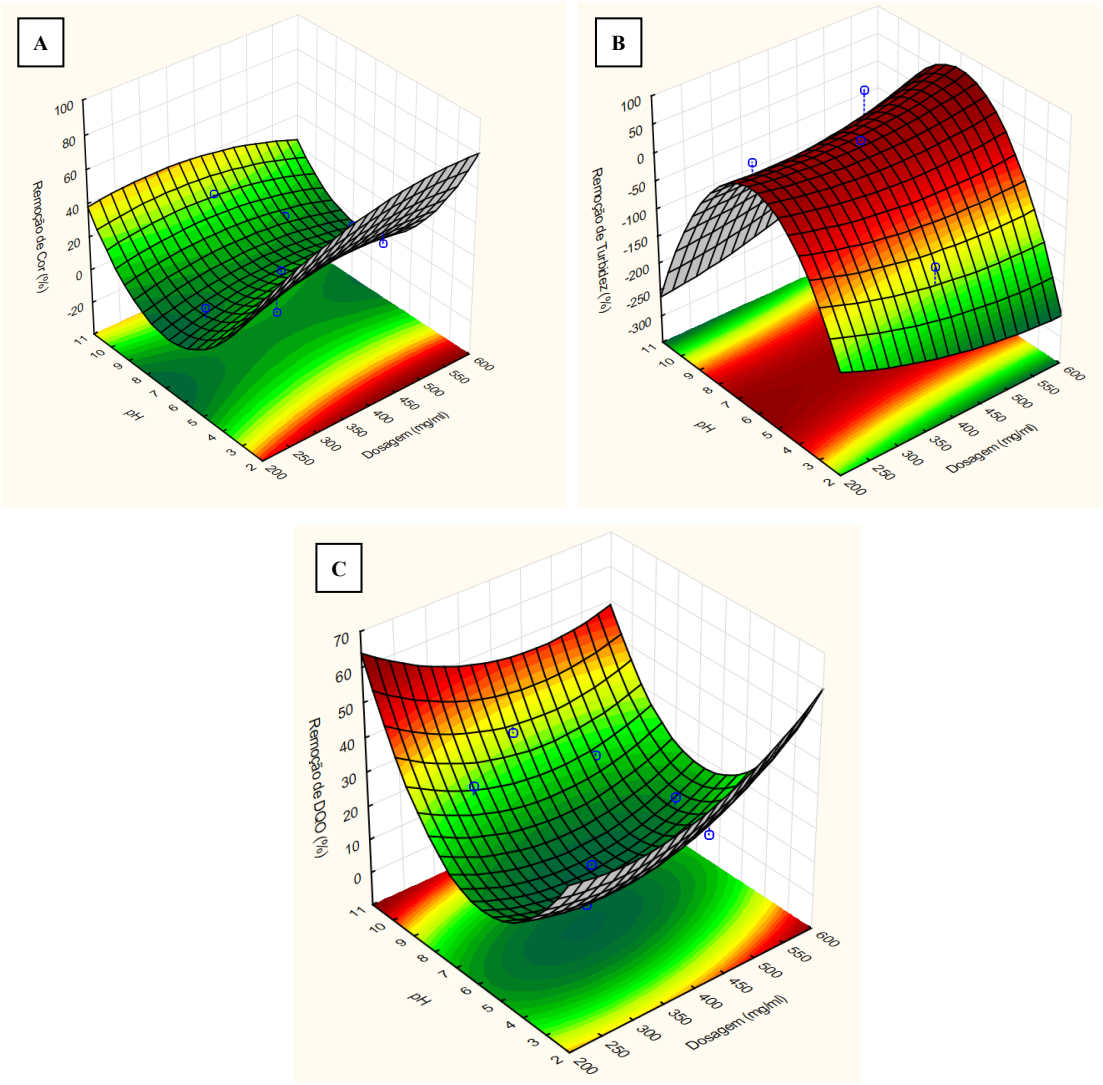
Experimento	Condições do ensaio		Remoção (%)		
	pH	Dosagem (g/L)	Cor	Turbidez	DQO
1	4,0	0,3	15,6	-51,2	14,3
2	9,0	0,3	5,7	-13,7	26,3
3	4,0	0,5	26,9	-68,9	17,8
4	9,0	0,5	5,7	31,5	19,5
5	6,5	0,26	4,2	32,7	7,5
6	6,5	0,54	5,7	36,3	14,3
7	2,96	0,4	59,5	-99,2	28,0
8	10,03	0,4	25,5	-178,4	29,8
9	6,5	0,4	5,7	35,4	5,8
10	6,5	0,4	2,8	39,5	5,8

Fonte: Autoria própria (2025).

A **Figura 39** apresenta as superfícies de resposta para os três parâmetros analisados, sendo perceptível a similaridade entre os gráficos da **Figura 39**A e da **Figura 39**C que correspondem às remoções de cor e DQO. Em ambos os parâmetros foi observado os valores mais elevados de remoção nas dosagens mais baixas e nos valores de pH mais distantes da neutralidade, sendo a remoção mais elevada de DQO observada no pH de 10,03 e a maior remoção de cor no pH de 2,96. Para o parâmetro turbidez, o

comportamento foi inverso, sendo obtido as melhores eficiências nos valores de pH mais próximos de 7.

Figura 39 –Superfícies de resposta para os parâmetros cor (A), turbidez (B) e DQO (C) utilizando cloreto férrico como coagulante



Fonte: Autoria própria (2025).

O comportamento observado na análise do cloreto férrico como coagulante apontou para uma maior eficiência de remoção na condição de pH próximo da neutralidade. Isso ocorre porque nos valores de pH ácido o ferro tende a permanecer mais em formas solúveis monoméricas (menos precipitado), reduzindo a capacidade de formação de flocos pesados, por isso a eficiência cai. Já em valores de pH elevado pode haver reprecipitação e possíveis reestabilizações ou problemas de solubilidade (Domingos, 2023).

Comparando os melhores resultados obtidas utilizando os dois coagulantes (Tabela 16) é possível observar um padrão no que diz respeito às eficiências, sendo observado que o parâmetro que obteve maior eficiência foi cor e a eficiência mais baixa foi obtida na remoção da turbidez, isso para ambos os coagulantes. Se comparado o cloreto férrico com a *Moringa*, o cloreto férrico foi mais eficiente para todos os parâmetros analisados.

Tabela 16 – Síntese dos melhores resultados obtidos com os dois coagulantes

Parâmetros	Dados	*Moringa*	Cloreto férrico
Cor	Eficiência (%)	32,85	59,49
	Dosagem (g/L)	0,3	0,4
	pH (adimensional)	2,96	2,96
Turbidez	Eficiência (%)	6,35	19,52
	Dosagem (g/L)	0,17	0,4
	pH (adimensional)	6,5	6,5
DQO	Eficiência (%)	19,23	29,76
	Dosagem (g/L)	0,3	0,4
	pH (adimensional)	2,96	10,03

Fonte: Autoria própria (2025).

5.2.3 Caracterização do melhor resultado

Como etapa final do processo em escala de bancada, procedeu-se à caracterização completa do lixiviado tratado na condição experimental que apresentou o melhor desempenho na remoção de cor, turbidez e DQO. Os resultados obtidos para o tratamento com *Moringa oleifera* no lixiviado do ASJN estão apresentados na **Tabela 17**. Observou-se que, excetuando-se os parâmetros de cor e turbidez, os demais apresentaram aumento nas concentrações após o tratamento, indicando eficiência de remoção negativa para esses compostos. Esse fenômeno pode ser explicado pelo incremento de material orgânico com a inserção da semente de *Moringa* no processo de coagulação no tratamento do lixiviado, indicando a necessidade de melhoria no processamento da solução.

Tabela 17 – Caracterização do lixiviado tratado com *Moringa Oleífera* Lam

Parâmetro	Lixiviado bruto	*Moringa Oleífera* Lam	Eficiência de remoção (%)
pH	9,22	3,04	-
Cor aparente (mg/L)	2.092,18	1.404,80	32,85
Turbidez (NTU)	315,00	1.262,50	-300,79
DQO (mg/L)	12.596,90	10.174,4	19,23
DBO_5 (mg/L)	497,94	792,80	-59,22
Sólidos totais (mg/L)	37.120,50	45.402,50	-22,31
Sólidos totais fixos (mg/L)	28.258,00	26.565,50	5,99
Sólidos totais voláteis (mg/L)	8.862,50	18.837,00	-112,55

Fonte: Autoria própria (2025).

O mesmo procedimento foi realizado com o experimento utilizando o cloreto férrico como coagulante no lixiviado do ASJN, conforme apresentado na **Tabela 18**. Os parâmetros que apresentaram melhoria após o tratamento foram: Cor Aparente; DQO, Sólidos Totais; e Sólidos Totais Voláteis. Os que obtiveram acréscimo foram: turbidez; DBO_5 e Sólidos Totais Fixos.

Tabela 18 – Caracterização do lixiviado do ASJN tratado com Cloreto Férrico

Parâmetro	Lixiviado bruto	E7 – Cloreto férrico	Eficiência de remoção (%)
pH	8,05	2,90	-
Cor aparente (mg/L)	1.918,30	777,20	59,48
Turbidez (NTU)	95,90	191,00	-99,17
DQO (mg/L)	11.400,00	8.203,10	28,04
DBO_5 (mg/L)	215,40	332,70	-54,46
Sólidos totais (mg/L)	35.057,00	33.593,50	4,17
Sólidos totais fixos (mg/L)	27.388,00	29.874,00	-9,08
Sólidos totais voláteis (mg/L)	7.669,00	3.719,50	51,50

Fonte: Autoria própria (2025).

O comportamento de incremento de alguns parâmetros na análise utilizando a *Moringa* não foi diferente dos resultados obtidos nos ensaios preliminares. Porém as eficiências de remoção utilizando cloreto férrico se apresentou bem distante do que se

esperava, considerando que ensaios preliminares apresentavam valores de cor, turbidez e DQO bem menores após o teste em escala de bancada, apontando para uma redução da eficiência no teste final. Um dos fatores que vale ser mencionado como explicação para esse fenômeno foi a mudança significativa na qualidade do efluente bruto. Os ensaios preliminares foram realizados com o efluente da Campanha 1 de coleta (**Tabela 12**) que apresentou mediana de DQO de 3.010,8 mg/L e os testes finais foram feitos com a Campanha 3, que obteve mediana de DQO de 6.474,5 mg/L. Esse aumento na concentração do lixiviado bruto por ter sido um dos fatores mais relevantes na redução da eficiência de tratamento entre os resultados preliminares e os resultados finais dos testes em escala de bancada.

Nos testes preliminares utilizando o cloreto férrico era possível observar uma alteração visual na qualidade do efluente tratado (**Figura 40**), sendo formado uma escuma na parte superior do *becker*, mas com o aspecto visível de material sedimentado no fundo e considerável melhoria na qualidade do efluente tratado coletado a 2/3 da altura do recipiente. Além do material acumulado no fundo do recipiente, foi possível observar a formação de uma escuma composta por resíduos mais leves que flotam na superfície. Lembrando que o procedimento do experimento foi mantido semelhante ao longo do estudo, sendo alterado apenas o efluente bruto.

Figura 40 –Aparência do lixiviado após o tratamento com cloreto férrico (testes preliminares)



Fonte: Autoria própria (2023)

5.3 ESCALA PILOTO

5.3.1 Pré-tratamento

O pré-tratamento do lixiviado do ASJN em escala piloto foi conduzido utilizando-se uma concentração de 0,3 g/L de sementes de *Moringa oleifera* sob condição de pH ajustado para 2,96. Para redução do pH do lixiviado, foi utilizado o ácido sulfúrico P.A. Durante o procedimento, foi observada a formação de espuma na superfície do efluente, o que exigiu um tempo de espera até a dissipação da espuma para que o experimento pudesse ser realizado adequadamente. A **Figura 41** ilustra a adição do ácido sulfúrico e a formação da referida espuma.

Figura 41 –Realização do pré-tratamento: inserção do ácido sulfúrico PA (A) e formação da espuma no lixiviado bruto (B)



Fonte: Autoria própria (2024).

A caracterização do lixiviado tratado por coagulação, floculação e sedimentação com *Moringa oleifera* Lam obteve os resultados apresentados na **Tabela 19**, sendo obtido acréscimo de todos os parâmetros analisados, com exceção do parâmetro turbidez. Vale

destacar que os parâmetros que apresentaram aumento mais significativo foram Sólidos Totais Voláteis e DBO_5, representando o aumento de material orgânico proporcionado pelo acréscimo da solução de *Moringa oleífera* Lam. O efluente tratado foi coletado a 2/3 da altura da bombona para realização da caracterização e cálculo da eficiência do pré-tratamento. Após esse procedimento, foi vertido no destilador (D2) os 66 litros de lixiviado pré-tratado para realização do tratamento.

Tabela 19 – Resultado do pré-tratamento – coagulação, floculação e sedimentação em escala piloto

Parâmetro	Lixiviado bruto	Lixiviado pré-tratado	Eficiência de remoção
pH	9,22	4,35	-
Cor aparente (mg/L)	2.092,18	2.189,99	-4,68
Turbidez (NTU)	315,00	122,50	61,11
DQO (mg/L)	12.596,90	15.076,33	-19,68
DBO_5 (mg/L)	497,94	1.551,00	-211,48
Sólidos totais (mg/L)	37.120,50	64.798,50	-74,56
Sólidos totais fixos (mg/L)	28.258,00	31.675,50	-12,09
Sólidos totais voláteis (mg/L)	8.862,50	33.123,00	-273,74

Fonte: Autoria própria (2025).

Zhang *et al.* (2019) avaliou o tratamento de lixiviado de aterro sanitário pelos processos de coagulação, floculação e sedimentação em escala piloto utilizando poliacrilamida e obteve remoção de DQO, cor e turbidez de 21,1%, 72,7% e 42,6%, respectivamente. As remoções de cor e DQO estiveram bem superior aos valores encontrados no presente estudo, porém a remoção de turbidez foi inferior. Sendo importante destacar que o coagulante usado na pesquisa foi diferente do coagulante utilizado no presente estudo. Esses resultados evidenciam que não há a possibilidade de utilização do processo de coagulação, floculação e sedimentação sem a realização de um tratamento posterior.

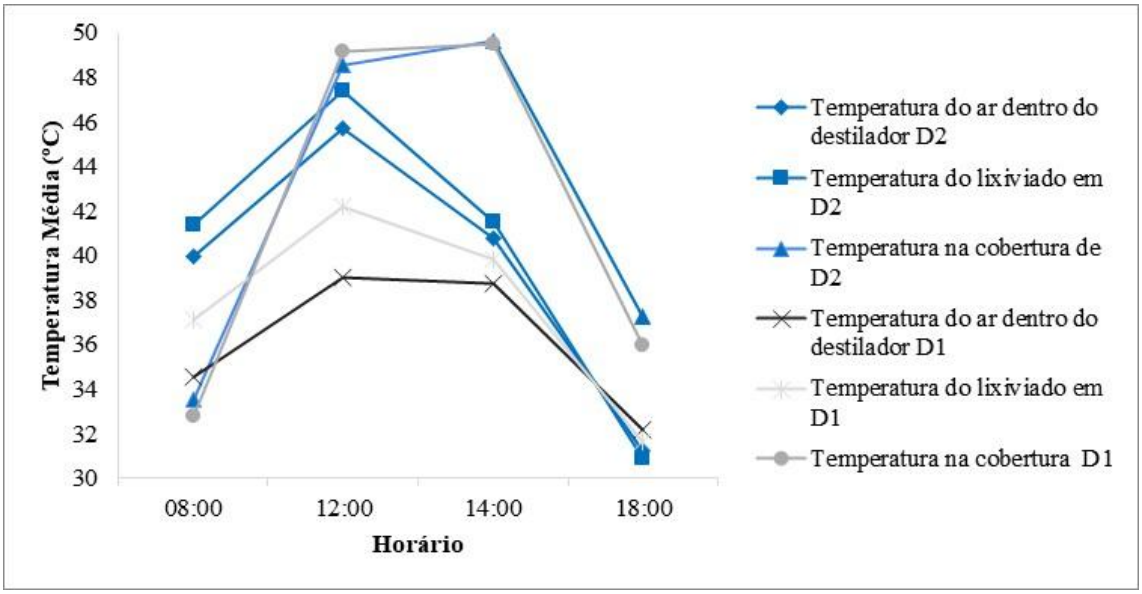
5.3.2 Destiladores solares

Foi observado que restou no tanque de evaporação do destilador D1 o volume de 7,7 litros e 26 litros no destilador D2. A taxa de evaporação dos destiladores D1 e D2 foram de 181,1 mL/h e de 124,2 mL/h, respectivamente. Quando comparado com

Catanhede *et al.* (2009), observa-se que houve um aumento no volume de lixiviado tratado de quase 40% no destilador D1, comprovando que a inserção das modificações do sistema conseguiu melhorar o desempenho do destilador. Já o destilador D2 teve um desempenho semelhante com o destilador proposto por Catanhede *et al.* (2009), sendo observado uma redução de 4,1% na produção do efluente tratado.

Os dados dos Destiladores estão apresentados na **Figura 42**, sendo exibidos as médias de temperatura do ar na parte interna do destilador solar, no interior da lâmina de lixiviado do destilador solar e na cobertura de policarbonato ao longo dos 14 dias de monitoramento. Sendo observado os valores mais elevados de temperatura no horário das 14h, com temperatura média de 49,5ºC para D1 e 49,6ºC para D2. A temperatura do destilador D2 se comportou de forma bem diferente do Destilador D1, sendo constatado que a temperatura do lixiviado e do ar no interior do destilador foi mais próxima da temperatura da cobertura, especialmente no horário das 12h. Essa diferença de temperatura pode ter ocorrido pela diferença de alguns materiais adotados na confecção do destilador.

Figura 42 –Resultado do monitoramento da temperatura média dos destiladores

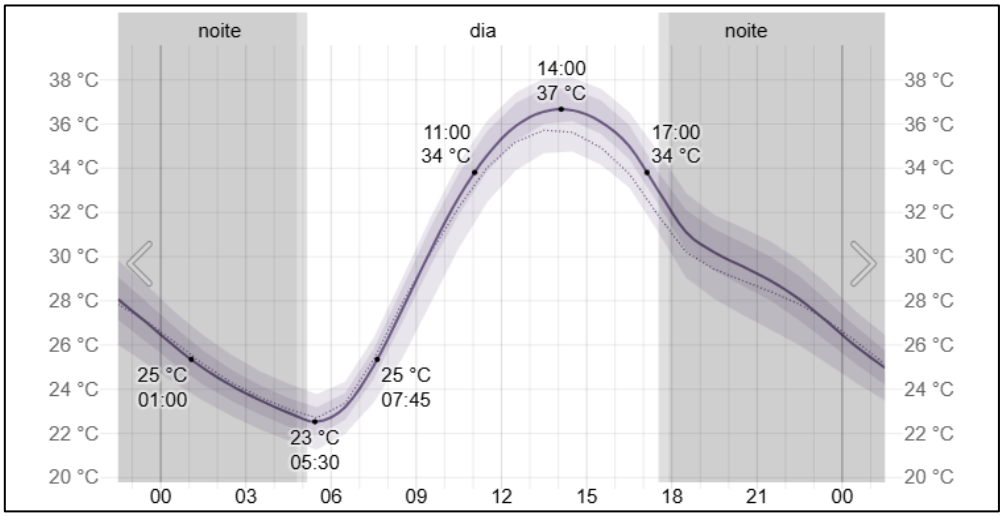


Fonte: Autoria própria (2025).

Se avaliada as condições de temperatura do ar, foi observado a variação de 29,5 a 29,7ºC de temperatura média (*Weather Spark*, 2025), conforme variação horária apresentada na **Figura 43**. Segundo os dados avaliados, o horário das 14h apresenta o pico de temperatura do ar, com valor de 37ºC. Visando avaliar as condições de temperatura do ar do estudo com os valores obtidos por Catanhede *et al.* (2009), a **Figura**

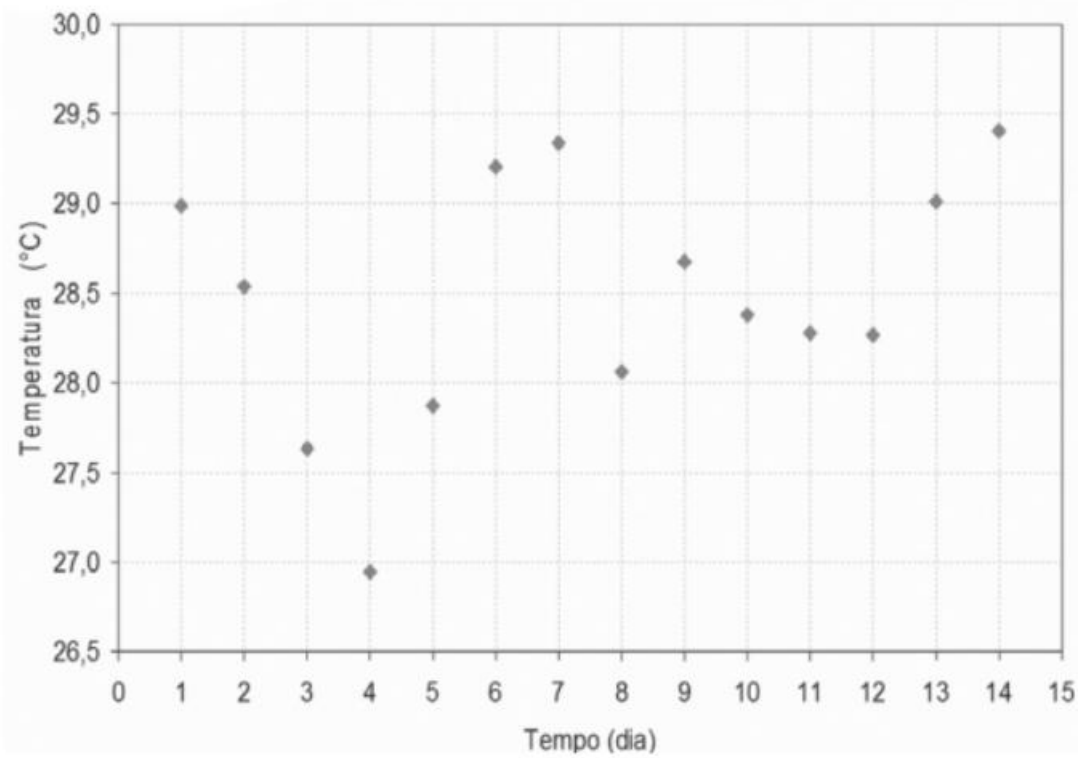
44 apresenta o monitoramento da temperatura média do ar ao longo dos 14 dias de monitoramento no ano de 2009, apresentando a média de 28,5ºC de temperatura. O valor mais elevado da temperatura no ano de 2024 é coerente com os estudos e pesquisas na área de climatologia, visto que o ano de 2024 foi o ano mais quente já registrado mundialmente e o primeiro em que a temperatura média global ultrapassou a marca de 1,5 °C acima dos níveis pré-industrialização (1850 e 1900) (*Copernicus Climate Change Service,* 2024).

Figura 43 –Temperatura média do ar ao longo do dia em Juazeiro do Norte – CE em 2025



Fonte: *Weather Spark* (2025).

Figura 44 –Temperatura média do ar ao longo do dia em Juazeiro do Norte – CE em 2009



Fonte: Catanhede *et al.* (2009).

Quanto ao fator qualitativo, o destilador D1 apresentou eficiência de tratamento elevada em todos os parâmetros avaliados, com valores variando entre 88,76 e 99,98%. Foi possível observar visualmente a melhora significativa na qualidade do lixiviado tratado (**Figura 45**). A **Tabela 20** apresenta as eficiências de remoção obtidas no tratamento, sendo observado que a qualidade do lixiviado tratado permite a sua disposição conforme resolução CONAMA 430 (Brasil, 2011).

Figura 45 – Lixiviado bruto (A) e lixiviado tratado no destilador D1 (B)



Fonte: Autoria própria (2025).

Tabela 20 – Resultado do tratamento do destilador D1

Parâmetro	Lixiviado bruto	Lixiviado tratado	Eficiência de remoção (%)
pH	9,22	8,67	
Cor aparente (mg/L)	2.092,18	3,10	99,85
Turbidez (NTU)	315,00	3,22	98,98
DQO (mg/L)	12.596,90	98,88	99,22
DBO_5 (mg/L)	497,94	55,98	88,76
Sólidos totais (mg/L)	37.120,50	287,00	99,23
Sólidos totais fixos (mg/L)	28.258,00	285,00	98,99
Sólidos totais voláteis (mg/L)	8.862,50	2,00	99,98

Fonte: Autoria própria (2025).

Avaliando a eficiência do destilador D2 (**Tabela 21**) foi possível observar que o percentual de remoção esteve entre os valores de 97,73 e 99,97%, estando levemente superior às eficiências observadas no destilador D1. Na **Figura 46** está apresentado os efluentes resultantes do processo de tratamento, sendo possível observar que a qualidade do efluente tratado pelo destilador D2 se apresenta visualmente superior ao lixiviado tratado pelo destilador D1. Ambos os destiladores possuem eficiência de remoção que permite a sua disposição como efluente tratado conforme resolução CONAMA 430 (Brasil, 2011).

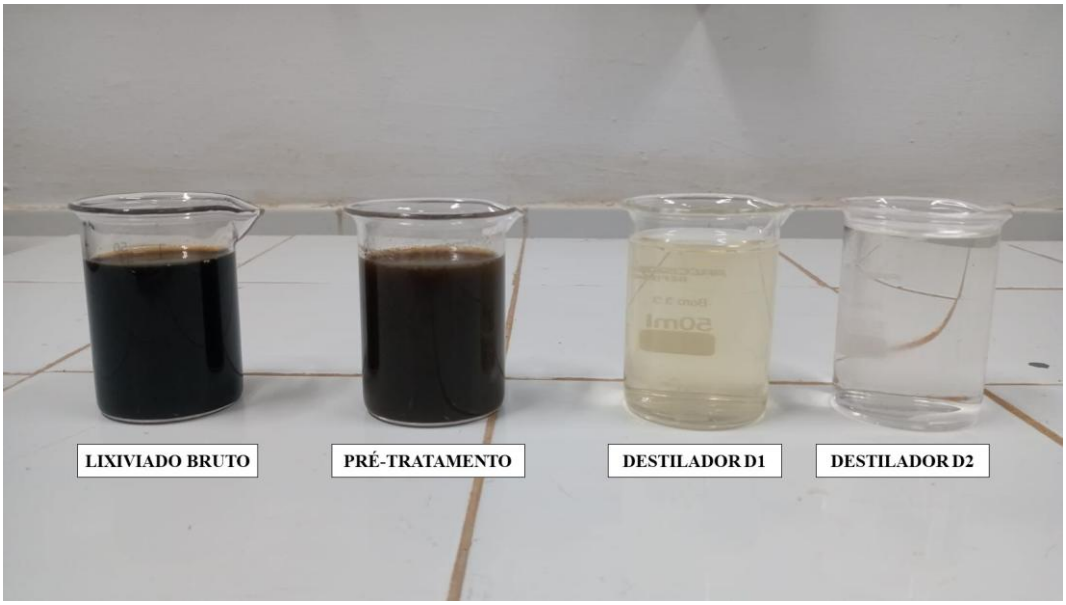
Tabela 21 – Resultado do tratamento do destilador D2

Parâmetro	Lixiviado pré-tratado	Lixiviado tratado	Eficiência de remoção (%)
pH	4,35	7,35	-
Cor aparente (mg/L)	2.189,99	0,66*	99,97
Turbidez (NTU)	122,50	1,59	98,70
DQO (mg/L)	15.076,33	24,25	99,84
DBO_5 (mg/L)	1.551,00	35,23	97,73
Sólidos totais (mg/L)	64.798,50	272,00	99,58
Sólidos totais fixos (mg/L)	31.675,50	76,00	99,76
Sólidos totais voláteis (mg/L)	33.123,00	196,00	99,41

*Abaixo do limite de detecção.

Fonte: Autoria própria (2025).

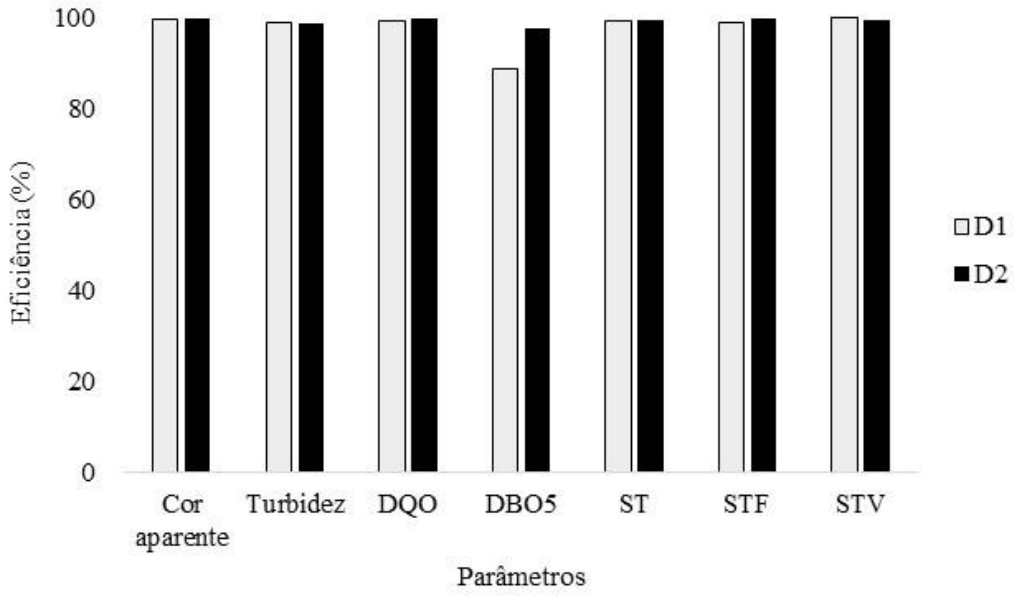
Figura 46 – Comparação entre o efluente bruto, pré-tratado e tratado pelos destiladores solares



Fonte: Autoria própria (2024).

Na **Figura 47** estão apresentadas as eficiências de remoção dos dois destiladores solares. Pelos dados apresentados no gráfico, é possível perceber que todos os parâmetros, com exceção de DBO_5, não apresentam diferença significativa, sendo possível afirmar que o pré-tratamento realizado no destilador D2 não influenciou no resultado do tratamento completo. O parâmetro DBO_5 obteve uma diferença inferior a 9% entre os destiladores, mostrando que, para esse parâmetro, houve influência do tratamento que o antecedeu. Todavia, em ambos os destiladores os resultados estiveram de acordo com a CONAMA 430 e COEMA 02, sendo possível o lançamento do efluente tratado em corpos d'água. Por isso, pode-se afirmar que o pré-tratamento teve uma influência mínima no resultado qualitativo do processo, e que constituiu uma etapa que pode ser descartada do sistema. Quanto ao aspecto quantitativo, pode-se afirmar também que o processo de pré-tratamento é dispensável, visto que o D1 obteve maior produção de efluente tratado.

Figura 47 – Comparação das eficiências dos dois destiladores

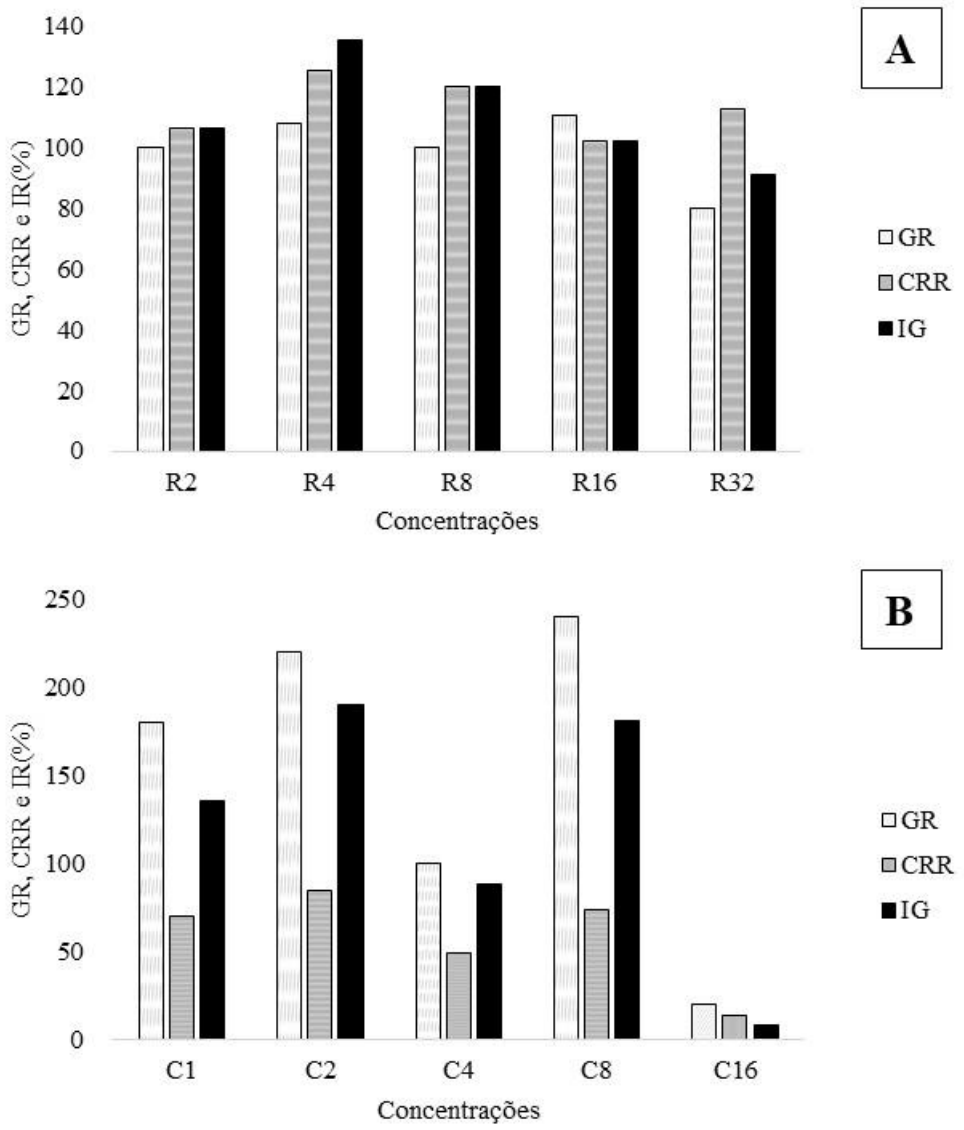


Fonte: Autoria própria (2025).

Os valores elevados de eficiência de remoção podem ser justificados pelo fato de que quando o destilador está na presença de radiação solar, além da evaporação ser acentuada, o que por si só já diminui significativamente a concentração de contaminantes no efluente, essa radiação permite a quebra de estruturas químicas que vão ficar menores, sendo inclusive evaporados átomos juntos. A evaporação ajuda a degradar a matéria orgânica, justificando os valores elevados das eficiências de remoção pelo fato de que a radiação solar inicia reações que oxidam compostos orgânicos, reduzem a cor e degradam moléculas complexas (Lu *et al.*,2022 e García-Gil *et al.*, 2021). A energia solar, especialmente os raios UVA e UVB, promove a formação de radicais que atuam na quebra dessas moléculas. Além disso, a radiação UVA é letal para a maioria dos microrganismos, sendo uma técnica barata e simples que tem sido amplamente utilizada para a desinfecção de água para consumo humano (García-Gil *et al.*, 2021), porém pouco explorada para o tratamento de lixiviado.

Quanto aos ensaios de fitotoxicidade, foi observado uma melhoria significativa do efluente tratado pelo D1, conforme apresentado na Figura 48. Considerando a análise com a semente de *Brassica oleracea*, todas as concentrações se mostraram como sendo sem inibição, não sendo tóxico (IG>80%). O mesmo comportamento foi observado com a semente de *Allium cepa*, com exceção da concentração C16. Isso pode ter acontecido pelo fato de que a semente de cebola é mais sensível que a semente de repolho.

Figura 48 – Germinação relativa, crescimento relativo das raízes e índice de germinação do lixiviado tratado no destilador D1. A – *Brassica oleracea*. B – *Allium cepa*

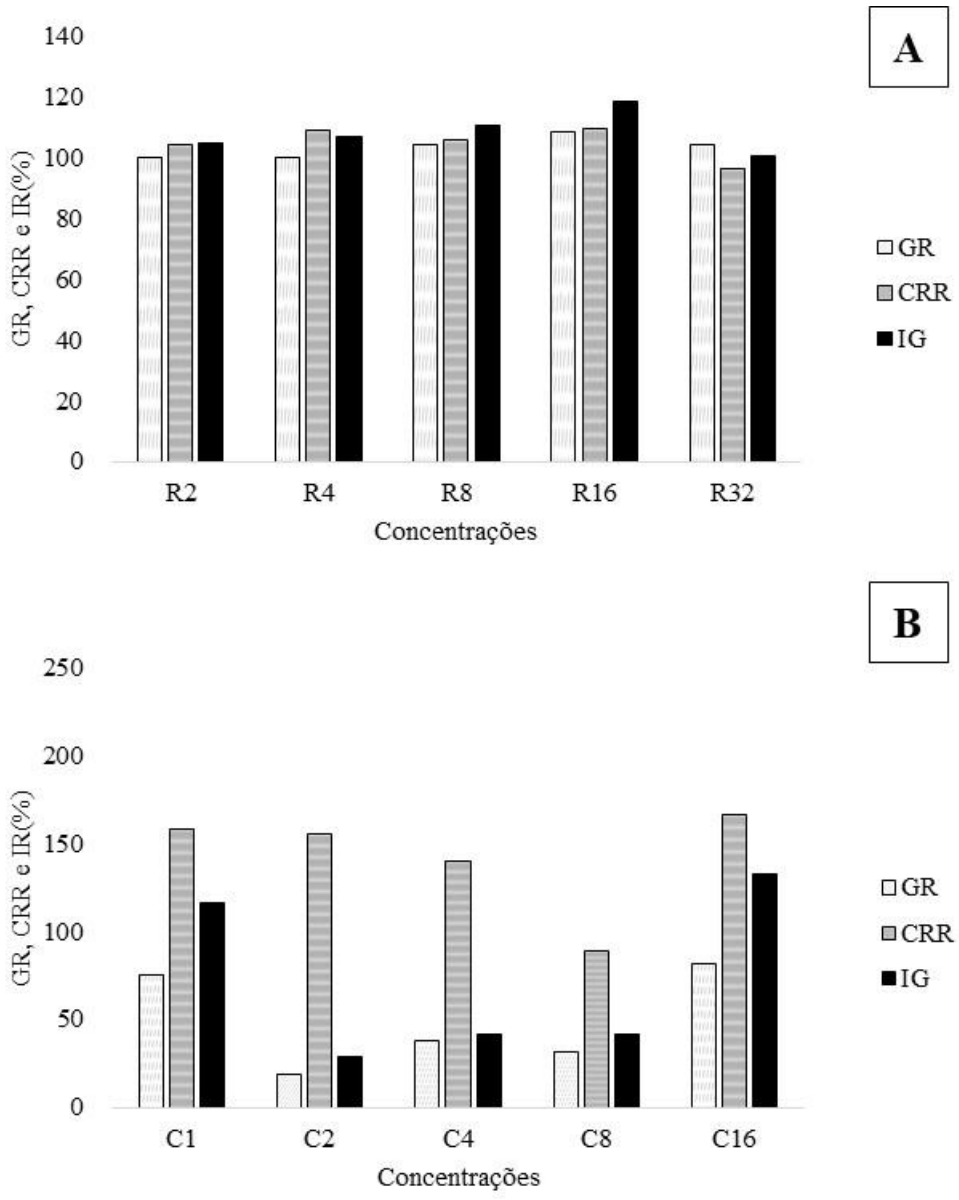


Legenda: GR – Germinação relativa das sementes; CRR – Crescimento relativo das raízes; IG – Índice de germinação.
Fonte: Autoria própria (2025).

Em relação aos ensaios de fitotoxicidade do lixiviado tratado no destilador D2, foi observado uma melhoria semelhante ao do destilador D1, porém com eficiência ligeiramente inferior. A Figura 49 apresenta o resultado do índice de germinação observado no experimento. Nos testes com a semente de *Brassica oleracea* foi observado um efluente sem inibição, estando todas os IG com valores superiores a 80%. Com a semente de *Allium cepa*, as concentrações C1 e C16 não tiveram inibição. As concentrações C4 e C8 tiveram inibição forte e C2 inibição severa. Mesmo tendo sido

inferior ao tratamento do destilador D1, os valores encontrados foram superiores ao efluente bruto, mostrando uma redução significativa da toxicidade do efluente tratado.

Figura 49 – Germinação relativa, crescimento relativo das raízes e índice de germinação do lixiviado tratado no destilador D2. A – *Brassica oleracea* B – *Allium cepa*



Legenda: GR – Germinação relativa das sementes; CRR – Crescimento relativo das raízes; IG – Índice de germinação.
Fonte: Autoria própria (2025).

A **Tabela 22** apresenta o resultado da condição de inibição do crescimento da planta para a semente de *Brassica oleracea,* sendo observado que na diluição de 16 e 32% foi obtido inibição severa para o lixiviado bruto, com base nos valores limites apresentados por Trautmann e Krasny (1997). O lixiviado tratado por ambos os

destiladores não obtiverem inibição no crescimento da planta, sendo considerado sem fitotoxicidade. A **Figura 50** apresenta o comparativo dos índices de germinação utilizando semente de repolho. Pelo gráfico, é possível observar que à medida que as concentrações aumentam, o IG do lixiviado bruto diminui consideravelmente, se mantendo constante ao em todas as diluições do lixiviado tratado pelos dois destiladores. Com isso é possível afirmar a redução expressiva da fitotoxicidade após submeter o efluente ao processo de tratamento por destilação.

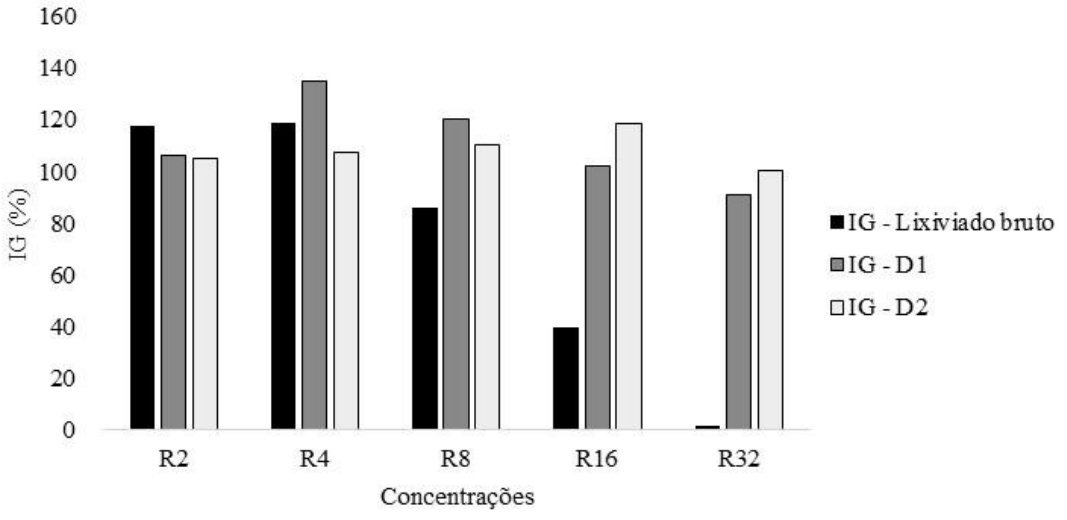
Tabela 22 – Comparativo da fitotoxicidade do efluente bruto e tratado com a semente de *Brassica oleracea*

Parâmetro	Lixiviado bruto	Lixiviado tratado (D1)	Lixiviado tratado (D2)
R2	SI	SI	SI
R4	SI	SI	SI
R8	SI	SI	SI
R16	IS	SI	SI
R32	IS	SI	SI

Legenda: SI – Sem inibição; IS – Inibição severa.

Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 50 – Comparativo entre os resultados do IG do lixiviado bruto e dos dois destiladores utilizando a semente de *Brassica oleracea*



Legenda: GR – Germinação relativa das sementes; CRR – Crescimento relativo das raízes; IG – Índice de germinação.
Fonte: Autoria própria (2025).

Na análise de fitotoxicidade utilizando sementes de *Allium cepa*, os resultados estão sintetizados na **Tabela 23**. Observou-se comportamento semelhante entre as amostras, contudo, verificou-se inibição do crescimento radicular para o lixiviado bruto e ausência de inibição para o lixiviado tratado pelo destilador D1 em todas as diluições, excetuando-se a concentração C16. O destilador D2 apresentou desempenho inferior, evidenciando inibição nas diluições C2, C4 e C8.

A **Figura 51** apresenta o comparativo do IG da *Allium cepa* para o lixiviado bruto e para as amostras tratadas por destilação solar. Diferentemente do observado para as sementes de repolho, a *Allium cepa* apresentou comportamento mais irregular, com maior variação entre os resultados, ainda que indicando uma redução significativa da toxicidade do efluente após o tratamento.

Na análise da fitotoxicidade usando a semente de *Allium cepa* foi obtido o resultado resumido na **Tabela 23**, os resultados se mostraram semelhantes, porém com inibição para o lixiviado bruto e sem inibição para o lixiviado tratado pelo D1 em todas as diluições, com exceção do C16. Para o destilador D2 o desempenho foi inferior, sendo observado inibição nas diluições C2, C4 e C8. A **Figura 51** apresenta o comparativo do IG da *Allium cepa* no lixiviado bruto e nas amostras de lixiviado tratado por processo de destilação. Diferente da semente de repolho, a semente de cebola obteve um comportamento mais irregular, apresentando maior variação dos resultados, mas apontando para uma redução significativa da toxicidade do efluente após tratamento.

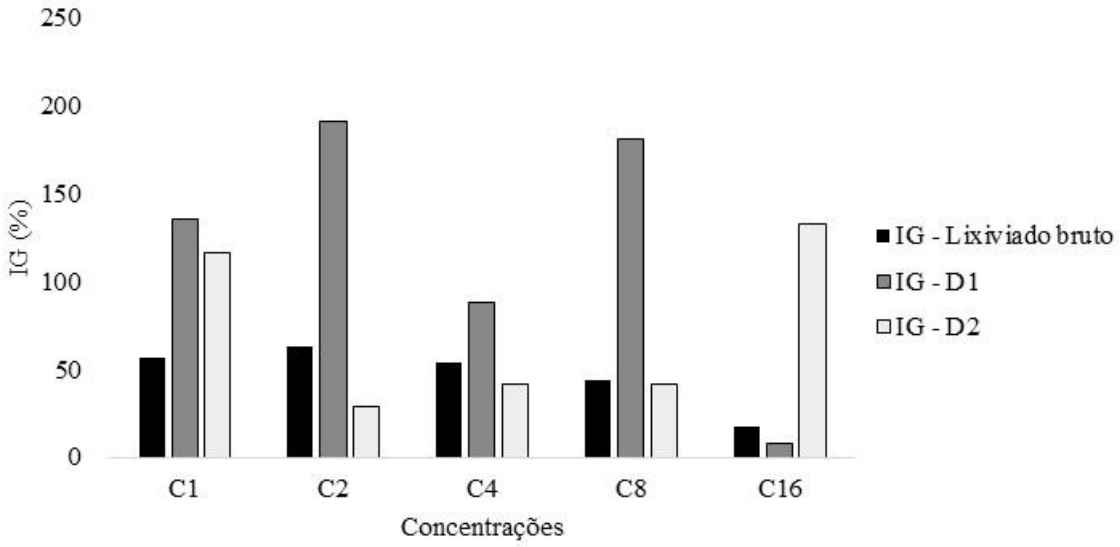
Tabela 23 – Comparativo da fitotoxicidade do efluente bruto e tratado com a semente de *Allium cepa*

Parâmetro	Lixiviado bruto	Lixiviado tratado (D1)	Lixiviado tratado (D2)
C1	IL	SI	SI
C2	IL	SI	IS
C4	IF	SI	IF
C8	IF	SI	IF
C16	IS	IS	SI

Legenda: IL – Inibição leve; IF – Inibição forte; SI – Sem inibição; IS – Inibição severa.

Fonte: Autoria própria (2025).

Figura 51 – Comparativo entre os resultados do IG do lixiviado bruto e dos dois destiladores utilizando a semente de *Allium cepa*



Fonte: Autoria própria (2025).

5.4 APROVEITAMENTO DO LODO COMO MATERIAL DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO

5.4.1 Caracterização do material

Nesta seção estão apresentados os resultados obtidos da caracterização do solo natural (SN), do solo natural juntamente com o lodo do destilador D1 (SN+D1) e do solo natural com o lodo do destilador D2 (SN+D2). Os resultados obtidos da caracterização geotécnica e física dos materiais estão apresentados na **Tabela 24**.

Tabela 24 – Caracterização geotécnica do solo natural e das misturas do solo natural com o lodo D1 e D1

Parâmetro	SN	SN+D1	SN+D2
Umidade higroscópica	3,46	2,36	3,12
Limite de liquidez (%)	21	20	16
Limite de plasticidade (%)	15	16	14
Índice de plasticidade	5,86	4,03	1,65
Massa específica dos grãos (g/cm³)	2,83	2,87	2,63
Classificação SUCS	SM	SM	SM

Fonte: Autoria própria (2025).

Com a inserção das misturas de lodo, foi observado uma leve redução no índice de plasticidade do solo natural com o lodo D1 e uma redução mais expressiva do solo natural com o lodo D2. A massa específica dos grãos se manteve praticamente igual para o solo natural e o solo natural com D1. Já para o solo natural com o lodo D2, se observou uma redução mais expressiva. Tanto o SN como as misturas de solo natural e lodos foram considerados segundo a classificação SUCS – Sistema Unificado de Classificação de Solos como areia com finos siltosos. A **Tabela 25** apresenta o resumo dos percentuais da composição granulométrica do solo e das misturas analisadas.

Tabela 25 –Composição granulométrica do solo natural e das misturas do solo natural com o lodo D1 e D1

Material	SN (%)	SN+D1 (%)	SN+D2 (%)
Argila	4,52	8,14	11,77
Silte	11,38	8,54	13,19
Areia fina	9,95	13,78	17,07
Areia média	47,48	45,26	35,90
Areia grossa	6,82	3,85	6,01
Pedregulho fino	17,68	18,33	14,35
Pedregulho médio	2,17	1,83	1,19
Pedregulho grosso	0,00	0,28	0,52

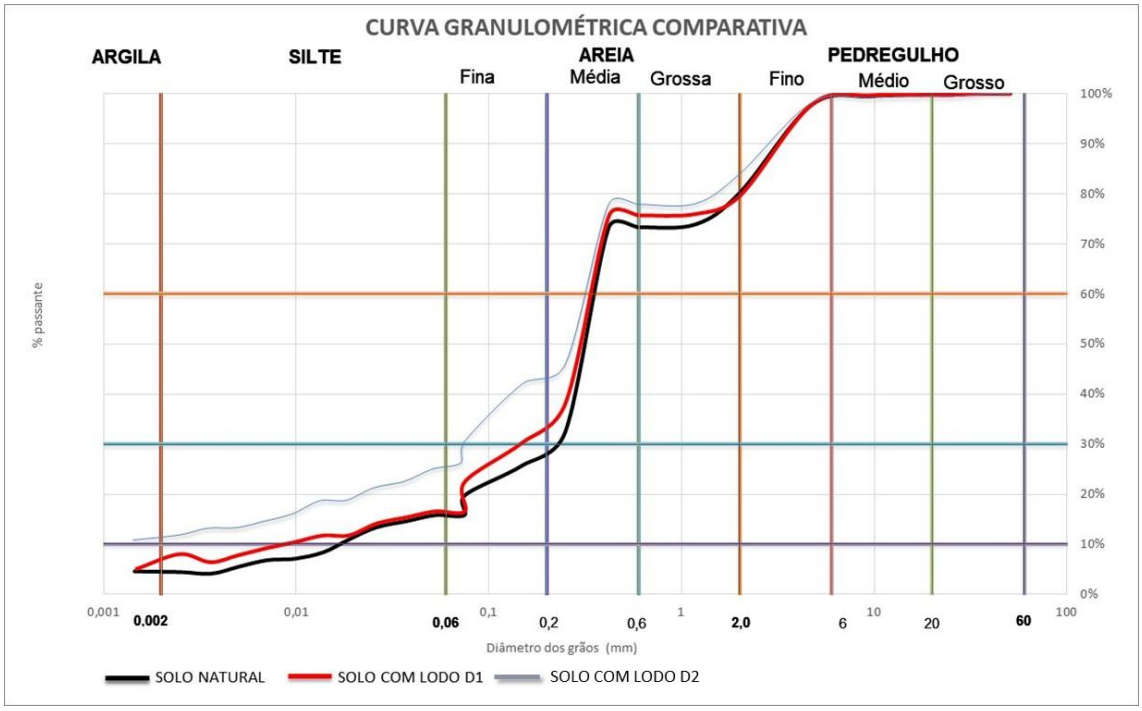
Fonte: Autoria própria (2025).

Com base nas informações da composição granulométrica, é possível observar que o percentual de finos cresceu, o que pode sugerir uma melhora do material como solo para ser usado como cobertura em aterro sanitário. Mesmo com a redução do percentual

de areia, o percentual mais expressivo em todas as análises foi de areia média. Em um estudo que caracterizou o solo do Cariri Cearense, Silva *et al.* (2021) obteve um resultado bem semelhante aos valores do SN que estão apresentados na **Tabela 25**, sendo obtido um percentual de areia de 74,91%.

A **Figura 52** apresenta as curvas granulométricas do solo natural com a mistura de solo e lodo. Em ambas as curvas com a mistura de lodo é possível perceber um deslocamento da curva do solo natural representando o aumento no teor de finos. Na mistura SN+D2 o deslocamento é mais acentuado, o que pode ser justificado pelo percentual mais elevado de lodo adicionado à mistura. É importante destacar que quando se acrescenta um teor de finos ao solo, utilizado em camada de cobertura em AS, há uma maior proteção a agentes externos, a processos erosivos, e uma diminuição da permeabilidade da água e ao gás. Portanto, há uma melhoria desse solo no contexto de sua aplicação como camada de cobertura.

Figura 52 – Curvas granulométricas comparativas – Solo natural e solo com lodos



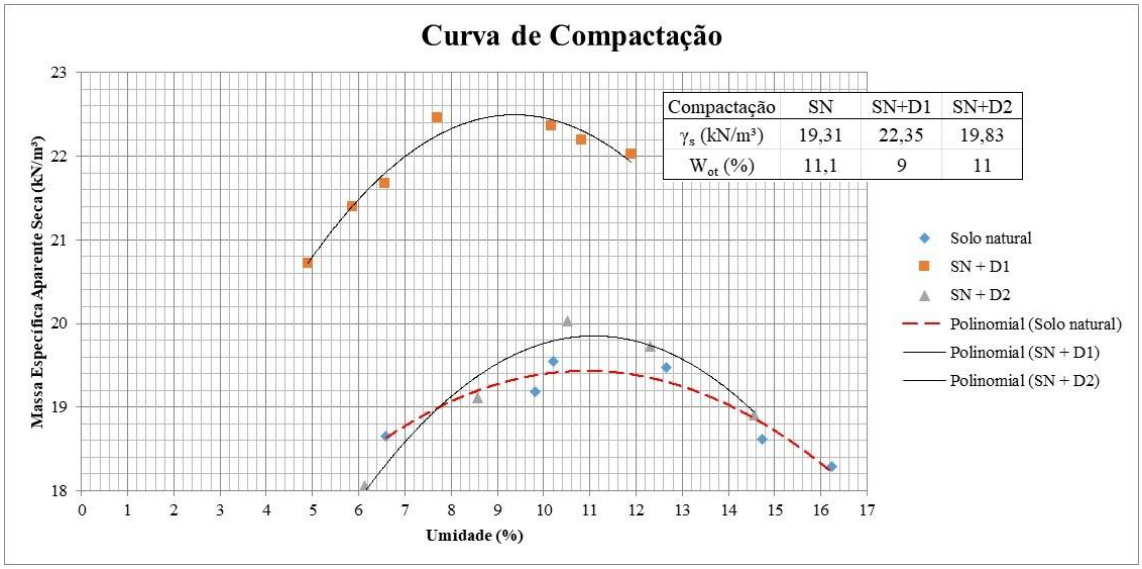
Fonte: Autoria própria (2025).

Quando se compara os resultados obtidos com as características geotécnicas de solo utilizado como camada de cobertura em aterros sanitários (**Tabela 6**) é possível afirmar que no que diz respeito ao parâmetro porcentagem de finos nenhum dos materiais analisados conseguiu atender à recomendação da CETESB (>30%). O parâmetro limite

de liquidez não conseguiu atender em nenhum dos materiais analisados e o limite de plasticidade foi atendido na amostra SN+D1, se considerado os valores limites da CETESB, caso seja adotado os parâmetros da USEPA, o SN e SN+D2 conseguiram atender. Pela classificação SUCS, as amostras SN e SN+D2 atentem às especificações apresentadas na norma da CETESB (SC).

A **Figura 53** apresenta as características de compactação para o solo natural e para o solo juntamente com o lodo (D1 e D2), mostrando que a adição do lodo ao solo natural alterou significativamente suas propriedades de compactação. O menor valor de γ encontrado foi para o solo natural, tendo o SN+D1 com o γ_s (massa específica aparente seca) mais elevado e que obteve o percentual de umidade mais baixo, com W_{ot} de 9%, evidenciando que foi o material que apresentou a compactação mais eficiente, com menor demanda de água.

Figura 53 – Curvas de compactação para SN, SN+D1 e SN+D2



Fonte: Autoria própria (2025).

A permeabilidade das amostras apontou para os resultados apresentados na **Tabela 26**, sendo observado valores superiores ao recomendado pela CETESB (1993) para camada de cobertura de aterro sanitário (10^{-8}m/s). Ao contrário do que se esperava, a inserção do lodo não resultou em melhorias na qualidade do material, sendo observado a menor permeabilidade para a amostra com o solo natural.

Tabela 26 – Resultados de permeabilidade saturada da água.

Amostra	Permeabilidade (m/s)
SN	$1{,}51 \times 10^{-5}$
SN+D1	$2{,}76 \times 10^{-5}$
SN+D2	$2{,}11 \times 10^{-5}$

Fonte: Autoria própria (2025).

Em termos de ordem de grandeza, pode-se afirmar que a permeabilidade se mantém igual para o solo natural e para as amostras de solo com os lodos. Considerando a possibilidade de alteração da energia de compactação, é possível diminuir a permeabilidade, melhorando esse material como material de cobertura. Além disso, pode-se acrescentar outros materiais como bentonita, por exemplo, para diminuir ainda mais a sua permeabilidade. Em um estudo realizado por Silva (2024) avaliando a incorporação de bentonita na camada de base de um aterro sanitário, foi obtido uma redução da permeabilidade à água de 32 vezes e no coeficiente de permeabilidade ao lixiviado de 65 vezes quando adicionado 20% de bentonita. Em termos práticos, os resultados foram interessantes, visto que o incremento do resíduo gerado no processo de tratamento (lodo) não ocasionou mudanças significativas na qualidade do material de cobertura, sendo uma possibilidade descarte a ser considerado.

Os valores de matéria orgânica obtidos para o solo natural, as misturas de solo e lodo e as amostras de lodo estão apresentados na **Tabela 27**. O solo natural com o lodo D2 apresentou o maior teor de matéria orgânica, em comparação com o solo natural. O aumento de matéria orgânica pode ser observado como um fator positivo, considerando a necessidade de plantio de vegetação sobre a camada final de cobertura. O aumento do teor de matéria orgânica favorece o desenvolvimento de bactérias metanotróficas, responsáveis pela oxidação do metano e sua transformação em CO_2.

Tabela 27 – Matéria orgânica da amostra de solo natural e das misturas de solo e lodo

Amostra	Matéria orgânica (g/kg)
SN	2,69
SN+D1	2,08
SN+D2	3,08
D1	32,17
D2	27,30

Fonte: Autoria própria (2025).

De modo geral, os resultados do estudo evidenciaram que o lixiviado bruto apresentou elevada carga poluidora e significativo potencial de impacto ambiental, com características compatíveis com a fase metanogênica de degradação. O pré-tratamento por coagulação, floculação e decantação em escala piloto obteve aumento de todos os parâmetros, com exceção de turbidez, apresentando eficiência de tratamento negativa.

As unidades de destilação solar apresentaram desempenho satisfatório, com aumento da capacidade de produção de efluente tratado e qualidade final compatível com os padrões legais vigentes para lançamento. Ademais, verificou-se que o pré-tratamento não exerceu influência significativa sobre a eficiência global do sistema, possibilitando sua exclusão operacional, com consequente redução de custos e simplificação do processo, sendo observada variação de eficiência entre 0,12% e 8,97% entre os destiladores, com superioridade do D2.

As análises fitotoxicológicas confirmaram a elevada toxicidade do efluente bruto e a ausência de efeitos inibitórios no efluente tratado, especialmente nos ensaios com *Brassica oleracea*. No que se refere à gestão do lodo gerado, constatou-se que o material utilizado como camada de cobertura do aterro encontra-se em desacordo com parâmetros geotécnicos normativos, embora a incorporação do lodo tenha promovido melhorias em propriedades como granulometria e compactação, configurando-se como alternativa tecnicamente viável para sua disposição. Assim, o sistema integrado de tratamento, associado à incorporação do lodo, mostrou-se eficiente, sustentável e de baixo custo, atendendo aos requisitos legais para lançamento do efluente tratado e viabilizando um processo sem geração de resíduos.

6 CONCLUSÃO

i. A qualidade do efluente bruto apresentou elevada capacidade de contaminação do lixiviado e alto impacto ambiental, apontando principalmente para uma fase metanogênica de degradação.

ii. A eficiência do tratamento por coagulação, floculação e decantação demonstrou um melhor desempenho do coagulante químico em comparação com o coagulante natural. Sendo observado, na caracterização final do pré-tratamento um incremento em diversos parâmetros físico-químicos.

iii. As duas unidades de destilação solar apresentaram um bom desempenho no tratamento, sendo observado um aumento na capacidade de produção de efluente tratado dos destiladores e uma qualidade do efluente tratado que permite seu lançamento conforme estabelecido pelos instrumentos legais.

iv. Pode-se afirmar que o pré-tratamento não influenciou significativamente na eficiência do sistema, podendo ser uma etapa removida do sistema, o que permite a redução de custos e concede maior simplicidade operacional ao processo de tratamento. Em termos quantitativos, a diferença da eficiência de tratamento dos destiladores solares variou entre 0,12% e 8,97%, sendo D2 mais eficiente que D1.

v. As análises fitotoxicológicas apontaram a toxicidade severa do efluente bruto e a ausência de inibição no crescimento da planta no efluente tratado em ambos os destiladores, especialmente se considerado a utilização da semente de *Brassica oleracea.*

vi. No processo de incorporação do lodo, observou-se que o material usado como camada de cobertura no aterro sanitário está em desacordo com as normas e recomendações vigentes no que diz respeito aos parâmetros geotécnicos desse material.

vii. Na incorporação do lodo, alguns parâmetros geotécnicos apresentaram melhora, como curva granulométrica e compactação, sendo uma alternativa possível de descarte desse material residual do processo de tratamento.

viii. O processo completo de tratamento com a incorporação do lodo se apresentou como uma forma eficiente, sustentável e de baixo custo que atendeu aos requisitos para lançamento do lixiviado como efluente tratado e sem apresentar resíduos.

ix. Para estudos futuros, se propõe os seguintes pontos:

- implantação de mais dispositivos que permitam o aumento da capacidade de tratamento do destilador solar;
- realização de simulações visando o dimensionamento do destilador solar em escala real;
- avaliação da eficiência do sistema no período chuvoso;
- incorporação do lodo com outros tipos de solo para avaliação da sua incorporação como camada de base, de cobertura e camada intermediária.

REFERÊNCIAS

ABDULLAH, A.s.; YOUNES, M.M.; OMARA, Z.M.; ESSA, F.A.. New design of trays solar still with enhanced evaporation methods – Comprehensive study. **Solar Energy**, [S.L.], v. 203, p. 164-174, jun. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2020.04.039.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas**.** NBR 13896:1997: **Aterros de resíduos não perigosos — Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

_____. NBR 14545. **Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos à carga variável**. Rio de Janeiro, 2021. 16 p.

_____. NBR 14545. ABNT NBR 15849:2010: **Aterros de resíduos sólidos urbanos — Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

_____. NBR 6458. **Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água.** Rio de Janeiro, 2016d. 10 p.

_____. NBR 6459. **Solo – Determinação do limite de liquidez**. Rio de Janeiro, 2016b. 5 p.

_____. NBR 7180. **Solo – Determinação do limite de plasticidade**. Rio de Janeiro, 2016c. 3 p.

_____. NBR 7180. **Solo – Determinação do limite de plasticidade**. Rio de Janeiro, 2016c. 3 p.

_____. NBR 7181. **Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro**, 2016a. 13p.

_____. NBR 7182. **Solo – Ensaio de compactação**. Rio de Janeiro, 2016e. 9 p.

ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; NILAM, T. I. T. Comparison of landfill leachate generation and pollution potentials in humid and semi-arid climates. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 27, n. 1, p. 79-92, 2021.

AL-HARAHSHEH, Mohammad; ABU-ARABI, Mousa; MOUSA, Hasan; ALZGHOUL, Zobaidah. Solar desalination using solar still enhanced by external solar collector and PCM. **Applied Thermal Engineering**, [S.L.], v. 128, p. 1030-1040, jan. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2017.09.073.

AMORIM, A. K. B., LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; MOREIRA, F. A.; MORAVIA, W. G.; MORETTO, M. R. D.; SILVA, F. M. S.; LINS, E. A. M. Tratamento físico-químico de lixiviados: estudo em escala de bancada com precipitação química, coagulação/floculação, adsorção com carvão ativado e reagente fenton. In: GOMES, L. P (coord.). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 24 ed. Washington: APHA, 2023, 1624 p.

ARAÚJO, P. DA S.; VIEIRA, E. M. DE S.; SOUSA, R. B. DE A.; SILVA, D. L. M. DA.; PAIVA, W DE. Caracterização geotécnica do solo utilizado na camada de cobertura de um Aterro sanitário. In: CIRNE, L. E. DA M. R *et al* (coord.). **Gestão integrada de resíduos: universidade e comunidade v.2.** Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2018. p. 124–127.

ARIANO, Gustavo Carneiro. **Coagulação, floculação e flotação do efluente de reatores anaeróbios, tratando esgoto sanitário, com aplicação de diferentes dosagens de coagulante em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao longo do dia**. 2009. 193 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009. Disponível em:<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-20102009-100748/pt-br.php>. Acesso em: 23 jun. 2022.

AZIZ, H. A.; RAHMAT, N. S.; ALAZAIZA, M. Y. D.. The Potential Use of *Nephelium lappaceum* Seed as Coagulant–Coagulant Aid in the Treatment of Semi-Aerobic Landfill Leachate. **International Journal Of Environmental Research And Public Health,** [S.L.], v. 19, n. 1, p. 420, 31 dez. 2021. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph19010420.

BAKHSHOODEH, Reza; ALAVI, Nadali; MOHAMMADI, Amir Soltani; GHANAVATI, Hossein. Removing heavy metals from Isfahan composting leachate by horizontal subsurface flow constructed wetland. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 12, p. 12384-12391, 17 mar. 2016. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6373-2.

BASHIR, M. J.K.; AZIZ, H. A.; AMR, S. S. A.; SETHUPATHI, S. A/P; NG, C. A.; LIM, J. W.. The competency of various applied strategies in treating tropical municipal landfill leachate. **Desalination And Water Treatment**, [S.L.], v. 54, n. 9, p. 2382-2395, 20 mar. 2014. Informa UK Limited. http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2014.901189.

BENYOUCEF, Fatima; MAKAN, Abdelhadi; GHMARI, Abderrahman El; OUATMANE, Aziz. Optimized evaporation technique for leachate treatment: small scale implementation. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 170, p. 131-135, abr. 2016. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.004.

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. **R. Bras. Ci. Solo**, 23:737-744, 1999.

BRASIL, Yara L.; SILVA, Ana F.R.; GOMES, Rosimeire F.; AMARAL, Míriam C.s.. Technical and economic evaluation of the integration of membrane bioreactor and air-stripping/absorption processes in the treatment of landfill leachate. **Waste Management**, [S.L.], v. 134, p. 110-119, out. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2021.08.013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011*. 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: seção 1, Brasília, DF, n. 92, p. 89-96, 16 maio 2011. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-430-de-13-de-maio-de-2011-16462749. Acesso em: 13 maio 2025.

BRASIL, 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei N° 12.305**. Diário Oficial da União – DOU. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em abr. 2022.

CAO, Hue Thi; KHUE, Do Ngoc; NGUYEN, Nguyen Thi The; ANH, Pham Nguyet; VU, Hoang Hoa; NGUYEN, Hoa Thanh. Insight into removal TOC and NH4+ from mature landfill leachate using coupled bio-coagulation from Moringa oleifera seeds and ZVI/H2O2 process. **Journal Of Water Process Engineering**, [S.L.], v. 42, p. 102112, ago. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102112.

CATANHEDE, A.; JUCÁ, J. F. T.; FIGUEIREDO, I. C.; SILVA, F. . M. S.; MOTTA SOBRINHO, M.; SÁ, L. F.; BACELAR, H. A. M.; BRITO, J. C. X.; MONTEIRO, J. H. R. P.; SENA, R.; ALVES, L. V. Tratamento de lixiviado por evaporação. In: GOMES, L. P (coord.). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). Resolução COEMA nº 02, de 11 de abril de 2019. Dispõe sobre os procedimentos, critérios, parâmetros e custos aplicados aos processos de licenciamento e autorização ambiental no âmbito da Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE). Fortaleza, CE: COEMA, 2019. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/46/2019/05/Resolucao-COEMA-02-de-2019.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2025.

CHALES, Geane Garcia; TIHAMERI, Beatriz Siqueira; MILHAN, Noala Vicensoto Moreira; KOGA-ITO, Cristiane Yumi; ANTUNES, Maria Lúcia Pereira; REIS, Adriano Gonçalves dos. Impact of Moringa oleifera Seed-Derived Coagulants Processing Steps on Physicochemical, Residual Organic, and Cytotoxicity Properties of Treated Water. **Water**, [S.L.], v. 14, n. 13, p. 2058, 27 jun. 2022. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/w14132058.

CHAOUKI, Z.; HADRI, M.; NAWDALI, M.; BENZINA, M.; ZAITAN, H. Treatment of a landfill leachate from Casablanca city by a coagulation-flocculation and adsorption process using a palm bark powder (PBP). Scientific African 12:e00721. 2021.

CHEN, Hongni; XU, Hui; ZHONG, Chao; LIU, Mingjie; YANG, Liwei; HE, Jiaojie; SUN, Yan; ZHAO, Chuanliang; WANG, Dongsheng. Treatment of landfill leachate by coagulation: a review. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 912, p. 169294, fev. 2024. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169294.

COPERNICUS CLIMATE CHANGE SERVICE. *Global Climate Highlights 2024*. Copernicus, 2024. Disponível em: <https://climate.copernicus.eu/sites/default/files/custom-uploads/GCH-2024/GCH2024-PDF-1.pdf>. Acesso em: 13 maio 2025.

Colombo, A.; Módenes, A. N.; Trigueros, D. E. G.; de Medeiros, B. L.; Marin, P.; Monte Blanco, S. P. D.; Hinterholz, C. L. Toxicity evaluation of the landfill leachate after treatment with photo-Fenton, biological and photo-Fenton followed by biological processes. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A, v. 54, n. 4, p. 269-276, 2019.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **BIOMAS – Diretrizes para o manejo.** Resolução CONAMA nº 238, de 22 de dezembro de 1997. Publicada no DOU n.o 248, de 23 de dezembro de 1997, Seção 1, página 30930, 1997.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ (COGERH). **Caracterização da Bacia Hidrográfica – Salgado**. Fortaleza, CE: COGERH, fev. 2019. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2019/02/Caracteriza%C3%A7%C3%A3o-da-Bacia-Hidrogr%C3%A1fica-Salgado.pdf>. Acesso em: set 2025.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO (CETESB). **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. Ed. São Paulo. 1993.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras:** água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB, 2011, 327 p.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil:an overview. **Journal of environmental management**, v. 232, p. 110-116, 2019.

DESTA, Wendesen Mekonin; BOTE, Million Ebba. **Wastewater treatment using a natural coagulant (Moringa oleifera seeds): optimization through response surface methodology. Heliyon**, v. 7, n. 11, e08451, 2021. DOI: 10.1016/j.heliyon.2021.e08451. PMID: 34901502.

DOLATABADI, M.; ŚWIERGOSZ, T.; AHMADZADEH, S. Electro-Fenton approach in oxidative degradation of dimethyl phthalate - The treatment of aqueous leachate from landfills. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 772, p. 145323, jun. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145323.

DOMINGOS, J. de M. F.; NEVES, T. de A.; MAIA, D. L. de S.; et al. **Effect of the association of coagulation/flocculation, hydrodynamic cavitation, ozonation and activated carbon in landfill leachate treatment system.** *Scientific Reports*, v. 13, 9502, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1038/s41598-023-36662-8. Acesso em: 21 out 2025.

EL FADEL, H., MERZOUKI M.; BENLEMLIH, M. Innovative process for treatment of leachates from controlled public discharge of Fes city in Morocco. J. **Mater. Environ. Sci**. 2021.

EL-SAADONY, Mohamed T.; SAAD, Ahmed M.; EL-WAFAI, Nahed A.; ABOU-ALY, Hamed E.; SALEM, Heba M.; SOLIMAN, Soliman M.; EL-MAGEED, Taia A. Abd; ELRYS, Ahmed S.; SELIM, Samy; EL-HACK, Mohamed E. Abd. Hazardous wastes and management strategies of landfill leachates: a comprehensive review. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 31, p. 103150, ago. 2023. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2023.103150.

FREITAS, Juliana G.; GOMES, Vanessa G. N.; PERAZA FLORES, Lizandro N.; BATISTA, Fabiane R. da C. **Coleta de material botânico: guia prático.** Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações; Instituto Nacional do Semiárido, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/insa/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes-do-insa/biodiversidade/guia-coleta-de-material-botanico.pdf. Acesso em: 19 dez. 2025.

FUNCEME (Ceará). Secretaria Estadual de Recursos Hídricos (org.). **ÍNDICES DE ARIDEZ DO ESTADO DO CEARÁ**. s.d.. Disponível em: http://www.funceme.br/?page_id=5826. Acesso em: 26 abr. 2024.

GARCÍA-GIL, Á.; GARCÍA-MUÑOZ, R. A.; McGUIGAN, K. G.; MARUGÁN, J. Solar Water Disinfection to Produce Safe Drinking Water: A Review of Parameters, Enhancements, and Modelling Approaches to Make SODIS Faster and Safer. ***Molecules***, v. 26, n. 11, p. 3431, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules26113431.

GHAFFARIRAAD, M.; GHANBARZADEH LAK, M. Landfill leachate treatment through coagulation-flocculation with lime and bio-sorption by walnut-shell. **Environ Manage**:226–239. 2021.

GHANBARI, F.; WU, J.; KHATEBASREH M.; DING, D.; LIN, K. A. Efficient treatment for landfill leachate through sequential electrocoagulation, electrooxidation and PMS/UV/CuFe2O4 process. **Separation and Purification Technology** 242. 2020.

GUEDES, Maria Josicleide Felipe. **Estudo das emissões de biogás em aterro de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro**. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2018

GOMES, Naiara Angelo. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando torre de air stripping e adsorção em leito fixo**. 2022. 205 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

GOMES, Naiara Angelo; ALMEIDA, Márbara Vilar de Araújo; MELO, Márcio Camargo de; MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles; OLIVEIRA, Rui de. **Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário**. *Matéria (Rio de Janeiro)*, v. 23, n. 3, 2018. DOI: 10.1590/S1517-707620180003.0489.

HAN, G.; LIANG, C.; CHUNG, T.; WEBER, M.; STAUDT, C.; MALETZKO, C.. Combination of forward osmosis (FO) process with coagulation/flocculation (CF) for potential treatment of textile wastewater. **Water Research,** [S.L.], v. 91, p. 361-370, mar. 2016. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.031.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL – IBAM; **Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República – SEDU/PR.** *Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. Coordenação técnica: Victor Zular Zveibil; conteúdo técnico: José Henrique Penido Monteiro *et al*. Rio de Janeiro: IBAM; 2001. Disponível em: <https://static.poder360.com.br/2024/08/Manual-de-gerenciamento-de-residuos-solidos-Ibam.pdf>. Acesso em: 08 ago. 2025.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: Abastecimento de água e esgotamento sanitário. 2020. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101734.pdf>. Acesso em jun. 2022.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estimativa populacional. 2021. Disponível em: < https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/panorama>. Acesso em jun. 2022.

IPECE. **Perfil Municipal – 2017 – Juazeiro do Norte**. Disponível em: <www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2018/09/Juazeiro_do_Norte_2017.pdf>. Acesso em: abr. 2024.

ISHAK, A. R.; HAMID, F. S.l; MOHAMAD, S.; TAY, K. S. Stabilized landfill leachate treatment by coagulation-flocculation coupled with UV-based sulfate radical oxidation process**. Waste Management**, [S.L.], v. 76, p. 575-581, jun. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.047.

JOKELA, J.P.Y; KETTUNEN, R.H; SORMUNEN, K.M; RINTALA, J.A. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. **Water Research,** [S.L.], v. 36, n. 16, p. 4079-4087, set. 2002. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00129-x.

KASTALI, M.; MOUHIR, L.; CHATOUI, M.; SOUABI, S.; ANOUZLA, A. Removal of Turbidity and Sludge Production from Industrial Process Wastewater Treatment by a Rejection of Steel Rich in FeCl3 (SIWW). **Biointerface Research In Applied Chemistry**, [S.L.], v. 11, n. 5, p. 13359-13376, 9 fev. 2021. AMG Transcend Association. http://dx.doi.org/10.33263/briac115.1335913376.

Knierim, L. S.; Delongui, L.; Barbora Pinheiro, R. J. 2023. Estudo do comportamento mecânico e hídrico do uso do lodo de estação de tratamento de água em misturas com solo argiloso laterítico. Revista DAE, v. 71, n. 240, p. 51–64.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P (coord.). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LEBRON, Yuri Abner Rocha; MOREIRA, Victor Rezende; BRASIL, Yara Luiza; SILVA, Ana Flávia Rezende; SANTOS, Lucilaine Valéria de Souza; LANGE, Liséte Celina; AMARAL, Míriam Cristina Santos. A survey on experiences in leachate treatment: common practices, differences worldwide and future perspectives. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 288, p. 112475, jun. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112475.

LE, Tri Hieu; PHAM, Minh Tuan; HADIYANTO, H; PHAM, Van Viet; HOANG, Anh Tuan. Influence of Various Basin Types on Performance of Passive Solar Still: a review. **International Journal Of Renewable Energy Development**, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 789-802, 10 jun. 2021. Institute of Research and Community Services Diponegoro University (LPPM UNDIP). http://dx.doi.org/10.14710/ijred.2021.38394.

LUO, Hongwei; ZENG, Yifeng; CHENG, Ying; HE, Dongqin; PAN, Xiangliang. Recent advances in municipal landfill leachate: a review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 703, p. 135468, fev. 2020. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468.

LU, Qiuyun; XU, Qiwei; MENG, Jia; HOW, Zuo Tong; CHELME-AYALA, Pamela; WANG, Xihua; EL-DIN, Mohamed Gamal; ZHANG, Xuehua. *Surface microlenses for much more efficient photodegradation in water treatment*. **ACS ES&T Water**, v. 2, n. 4, p. 644-657, 2022. DOI: 10.1021/acsestwater.2c00008.

MAIA, I. S.; RESTREPO, José J. B.; CASTILHOS JUNIOR, A. B. de; FRANCO, D.. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 665-675, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020040140926.

MAZANI, M.; AGHAPOUR AKTIJ, S.; RAHIMPOUR, A. ; TAVAJOHI HASSAN KIADEH, N. Cu-BTC Metal − Organic Framework Modified Membranes for Landfill Leachate Treatment, **Water.** 12 (2019) 91. https://doi.org/10.3390/w12010091.

MILITÃO, M. F. A.; COSTA, S. K. S.; PINO, A. B. S. Aplicação da semente de *moringa oleífera* no Tratamento. In: MARQUES JÚNIOR, F. A. F.; SANTOS NETO, A. G. DOS (Coord.). **Inovações Tecnológicas e o Uso De Ferramentas de Análise Ambiental.** Campina Grande: Ampla Editora, 2024.

MOROZESK, M.; BONOMO, M.M.; ROCHA, L.D.; DUARTE, I.D.; ZANEZI, E.R.L.; JESUS, H.C.; FERNANDES, M.N.; MATSUMOTO, S.T.. Landfill leachate sludge use as soil additive prior and after electrocoagulation treatment: a cytological assessment using cho-k1 cells. **Chemosphere**, [S.L.], v. 158, p. 66-71, set. 2016. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.054.

NAVES, Leandro Coelho. Influência da compactação do solo sobre a produção e o potencial poluidor de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 24, n. 5, p. 949-958, out. 2019. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019118989.

OLIVEIRA, Z. L.; LYRA, M. R. C. C.; ARRUDA, A. C. F.; SILVA, A. M. R. B.; NASCIMENTO, J. F.; FERREIRA, S. R. M. Efficiency in the Treatment of Landfill Leachate Using Natural Coagulants From the Seeds of Moringa Oleifera Lam and Abelmoschus Esculentus (L.) Moench (Okra). **EJGE**. 21 (2016). 9735-9752.

OLOIBIRI, V., UFOMBA, I., CHYS, M., AUDENAERT, W.T., DEMEESTERE, K., VAN HULLE, S.W.. A comparative study on the efficiency of ozonation and coagulation–

flocculation as pretreatment to activated carbon adsorption of biologically stabilized landfill leachate. **Waste Manage**. 43, 335–342. 2015. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.014.

OZBAY, Gulnihal; JONES, Morgan; GADDE, Mohana; ISAH, Shehu; ATTARWALA, Tahera. Design and Operation of Effective Landfills with Minimal Effects on the Environment and Human Health. **Journal Of Environmental And Public Health**, [S.L.], v. 2021, p. 1-13, 6 set. 2021. Hindawi Limited. http://dx.doi.org/10.1155/2021/6921607.

PAL, Piyush; YADAV, Pankaj; DEV, Rahul; SINGH, Dhananjay. Performance analysis of modified basin type double slope multi–wick solar still. **Desalination**, [S.L.], v. 422, p. 68-82, nov. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2017.08.009.

PINHO, I. A. et al. Phytotoxicity assessment of olive mill solid wastes and the influence of phenolic compounds. **Chemosphere**, v. 185, p. 258-267, 2017.

PARVIN, Fahmida; TAREQ, Shafi M.. Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. **Applied Water Science**, [S.L.], v. 11, n. 6, p. 100-117, 29 maio 2021. Springer Science and Business Media LLC. http://dx.doi.org/10.1007/s13201-021-01431-3.

POBLETE, R., NORMA, P. Use of sawdust as pretreatment of photo-Fenton process in the depuration of landfill leachate. **Journal of Environmental Management** 253. 2020.

POBLETE, Rodrigo; PAINEMAL, Osvaldo. Solar drying of landfill-leachate sludge: differential results through the use of peripheral technologies. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, [S.L.], v. 38, n. 2, p. 345-353, 26 set. 2018. Wiley. http://dx.doi.org/10.1002/ep.12951.

PORTO, Camila de Almeida; ANDRADE, Mariana Maciel Almeida de; SILVA, Camila de Mello; SILVA, Elson Santos da; ROCHA, Elisângela Maria Rodrigues. Avaliação da coagulação/floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando coagulantes químico e natural. **Revista Dae**, [S.L.], v. 67, n. 218, p. 17-23, 2019. Revista DAE. http://dx.doi.org/10.4322/dae.2019.029.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. Introdução. In: GOMES, L. P (coord.). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009.

RAHMADYANTI, E.; SAPUTRO, M. S. H.; HIDAJATI, NW. The feasibility of combined coagulation flocculation and constructed wetland as green technology for sustainable leachate treatment. **IOP Conf Ser Mater Sci Eng** 1098:052077. 2021.

RAYHANI, Mohammad T; MALEKI, Reza; SOBHGAHI, Faranak. Performance of food-waste compost biocovers in mitigating methane emission from

landfills. **Environmental Geotechnics**, [S.L.], v. 10, n. 7, p. 476-484, 1 out. 2023. Emerald. http://dx.doi.org/10.1680/jenge.20.00027.

ReCESA – Rede de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental. **Resíduos Sólidos: Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários.** 2008. Disponível em: < https://www.erambiental.com.br/var/userfiles/arquivos69/documentos/12804/CartilhaRECESAAterroSanitario.pdf>. Acesso em 29 ago. 2025.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo. Blucher, 2009.

SÁ, Lidiane Freire; JUCÁ, José Fernando Thomé; MOTTA SOBRINHO, Maurício Alves da. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 204-217, 30 abr. 2012. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.815.

SANTIAGO, Felipe Rodrigues. **CONSTRUÇÃO E MONITORAMENTO DE UM DESTILADOR SOLAR PARA TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS**. 2022. 56 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022.

SANTOS, I. F. DOS; MOREIRA, F. A.; OLIVEIRA, J. T. DE; LIMA, M. B. A.; Avaliação do Rendimento do Destilador Solar no Tratamento do Lixiviado de Aterro sanitário do Município de Sete Lagoas, p. 1394-1404 . In:. São Paulo: Blucher, 2017.ISSN 2357-7592, DOI 10.5151/xveneeamb-141.

SANTOS, Jeovana Jisla das Neves; SOUZA, Jordan Carneiro Martins de; ARAÚJO, Pabllo da Silva; MELO, Márcio Camargo de; MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles. Efeito da adição de composto orgânico no solo de camadas de cobertura de aterros sanitários e sua influência nas propriedades geotécnicas. **Revista DAE**, São Paulo, v. 69, n. 230, p. 154–166, abr.–jun. 2021. DOI: 10.36659/dae.2021.038.

SANTOS, John Neves Braga. *Classificação de solos – SUCS*. Florianópolis: Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Tecnológicas, Departamento de Engenharia Civil, Laboratório de Geotecnia e Pavimentação, mar. 2017. Disponível em: <https://www.cct.udesc.br/arquivos/id_submenu/1470/classificacao_sucs_2017.pdf>. Acesso em: 21 out 2025.

SIDDIQI, S. A.; AL-MAMUN, A.; BAAWAIN, M. S.; SANA, A.. A critical review of the recently developed laboratory-scale municipal solid waste landfill leachate treatment technologies. **Sustainable Energy Technologies And Assessments,** [S.L.], v. 52, p. 102011, ago. 2022. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.seta.2022.102011.

SILVA, Magno de Lima; CORREIA, Leandro Marques; PEREIRA, Francisca Maria Martins; PEREIRA, Allana Kellen Lima Santos. Caracterização de solo do Cariri Cearense destinado ao cultivo orgânico. ***Research, Society and Development***, [S.l.], v. 10, n. 12, e42101220106, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i12.20106.

SILVA, T. F. **Estudo de mistura de solos para impermeabilização eficiente de camada de base de aterros sanitário**s. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

SILVA, T. F. **Variações macro e microestruturais na permeabilidade ao lixiviado em camada de base de aterro sanitário pela interação solo-contaminante**. 2024. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2024.

SŁOMCZYŃSKA, B., SŁOMCZYŃSKI, T., **Physico-chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills**, Polish Journal of Environmental Studies, v. 13, n. 6, pp. 627-637, 2004.

SMAOUI, Y.; BOUZID, J.; SAYADI, S. Combination of air stripping and biological processes for landfill leachate treatment. **Environ Eng Res** 25:80–87. 2020.

SOOMRO, G.S.; QU, C.; REN; N., MENG, S.; LI, X.; LIANG, D.; ZHANG, S.; LI, Y. Efficient removal of refractory organics in landfill leachate concentrates by electrocoagulation in tandem with simultaneous electro-oxidation and in-situ peroxone, **Environ. Res.** 183 (2020), 109249, https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109249.

TAOUFIK, M.; ELMOUBARKI, R.; MOUFTI, A.; ELHALIL, A.; FARNANE, M.; MACHROUHI, A.; ABDENNOURI, M.; QOURZAL, S.; BARKA, N. Treatment of landfill leachate by coagulation-flocculation with F_eCl_3:process optimization using Box–Behnken design, **Journal of Materials and Environmental Sciences.** 9 (2018), 2458-246.

TEIXEIRA, Paulo César *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília - DF: EMBRAPA, 2017. 577 p.

TÍQUIA, S. M. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. **Chemosphere**, v. 79, n. 5, p. 506-512, 2010.

TOUSIZADEH, M.; GHADERPOUR, O.; BASHIR, M. J. K.; AZIZ, S. Q. Evaluation of Chemical Oxygen Demand and Color Removal from Landfill Leachate: Effect of pH. *Applied Water Science*, v. 12, n. 1, p. 1–10, 2022. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC9201231/>. Acesso em: 21 out. 2025.

TRAUTMANN, N. M.; KRASNY, M. Composting in the classroom: scientific inquiry for high school students. 126p. 1997.

VAVERKOVÁ, M. D. et al. Landfill leachate effects on germination and seedling growth of hemp cultivars (Cannabis Sativa L.). **Waste and Biomass Valorization,** v. 10, n. 2, p. 369-376, 2019.

WEATHER SPARK. *Condições meteorológicas características de Juazeiro do Norte, Ceará, Brasil*. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/m/31017/10/Condi%C3%A7%C3%B5es-

meteorol%C3%B3gicas-caracter%C3%ADsticas-de-Juazeiro-do-Norte-Cear%C3%A1-Brasil-em-outubro#Figures-Temperature>. Acesso em: 12 janeiro 2025.

WEI, Hua; GAO, Boqiang; REN, Jie; LI, Aimin; YANG, Hu. Coagulation/flocculation in dewatering of sludge: a review. **Water Research**, [S.L.], v. 143, p. 608-631, out. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.029.

WONG, J. T. F.; CHEN, Z.; NG, C. W. W.; WONG, M. H. Gas permeability of biochar-amended clay: potential alternative landfill final cover material. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 23, p. 7126 - 7131, 2016. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4871-2.

XIANG, Rongcheng; WEI, Wugan; MEI, Tianhong; WEI, Zihan; YANG, Xiaorui; LIANG, Jinhua; ZHU, Jianliang. A Review on Landfill Leachate Treatment Technologies: comparative analysis of methods and process innovation. **Applied Sciences**, [S.L.], v. 15, n. 7, p. 3878, 1 abr. 2025. MDPI AG. http://dx.doi.org/10.3390/app15073878.

XU, Y., CHEN, C., LI, X., LIN, J., LIAO, Y., JIN, Z.. Recovery of humic substances from leachate nanofiltration concentrate by a two-stage process of tight ultrafiltration membrane. **J. Clean. Prod**. 161 (2017), 84e94.

YAVARA, Wladimir Antonio Chavez; TORRES, Betzabé Andrea Paiva; ZAMBRA, Carlos Enrique Sazo. Effect of different geographic altitudes on the performance of a conventional solar still with arsenic and boron removal efficiency in an arid zone. **Ingenieria y Universidad**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 1-21, 9 ago. 2018. Editorial Pontificia Universidad Javeriana. http://dx.doi.org/10.11144/javeriana.iyu22-2.edga.

YE, Zhi-Long; HONG, Yingping; PAN, Songqing; HUANG, Zhiqiang; CHEN, Shaohua; WANG, Wei. Full-scale treatment of landfill leachate by using the mechanical vapor recompression combined with coagulation pretreatment. **Waste Management**, [S.L.], v. 66, p. 88-96, ago. 2017. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.026.

YEKANI, N. H.; PEYRAVI, M.; JAHANSHAHI, M.; BAGHERI, M.. Design and annual operation of full-scale landfill leachate plant in Iran: focus on multistage membrane technology. Chemical Papers, [S.L.], v. 76, n. 7, p. 4509-4521, 8 abr. 2022. **Springer Science and Business Media LLC.** http://dx.doi.org/10.1007/s11696-022-02108-0.

YUSOFF, Mohd Suffian; AZIZ, Hamidi Abdul; ZAMRI, Mohd Faiz Muaz Ahmad; SUJA', Fatihah; ABDULLAH, Ahmad Zuhairi; BASRI, Noor Ezlin Ahmad. Floc behavior and removal mechanisms of cross-linked *Durio zibethinus* seed starch as a natural flocculant for landfill leachate coagulation-flocculation treatment. **Waste Management,** [S.L.], v. 74, p. 362-372, abr. 2018. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.016.

ZAINAL, S. F. F. S.; AZIZ, H. A.; OMAR, F. M.; ALAZAIZA, M. Y.D.. Influence of *Jatropha curcas* seeds as a natural flocculant on reducing Tin (IV) tetrachloride in the

treatment of concentrated stabilised landfill leachate. **Chemosphere**, [S.L.], v. 285, p. 131484, dez. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131484.

ZHANG, Hai Ying; QI, Jing Yu. Study on In-Depth Processing of Low Strength Leachate by Coagulation with Aluminum Sulfate. **Advanced Materials Research**, [S.L.], v. 159, p. 95-99, dez. 2010. Trans Tech Publications, Ltd.. http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/amr.159.95.

ZHANG, J.; WU, X.; QIU, D.; MAO, J.; ZHANG, H. Pilot-scale in situ treatment of landfill leachate using combined coagulation–flocculation, hydrolysis acidification, SBR and electro-Fenton oxidation. **Environmental Technology (United Kingdom)** 40:2191–2200. 2019.

ZHAO, Chuanliang; ZHOU, Junyuan; YAN, Yi; YANG, Liwei; XING, Guohua; LI, Huanyu; WU, Pei; WANG, Mingyuan; ZHENG, Huaili. Application of coagulation/flocculation in oily wastewater treatment: a review. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 765, p. 142795, abr. 2021. Elsevier BV. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142795.

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, Y.; YU, S.; HUILI, C.; NANWEN, Z.; RENHUA, H. Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. **Science Of The Total Environment**, v. 407, n. 10, p. 3385-3391, 2009.

7 ANEXO I

Figura 54 – Tombamento da planta usada na coleta das sementes no herbário da URCA



Fonte: Universidade Regional do Cariri – URCA (2024).