

UNIVERSIDADE FEDERAL DO TRIÂNGULO MINEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS TECNOLÓGICAS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

RAFAELLA GUIMARÃES ARAÚJO

ADSORÇÃO DE AMÔNIA E MATÉRIA ORGÂNICA DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO EM DIFERENTES MATERIAIS ADSORVENTES

UBERABA

2024

RAFAELLA GUIMARÃES ARAÚJO

ADSORÇÃO DE AMÔNIA E MATÉRIA ORGÂNICA DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO EM DIFERENTES MATERIAIS ADSORVENTES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da
Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM),
como requisito para obtenção do título de mestre.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Carla Eloísa Diniz dos Santos

Coorientador: Prof. Dr. Diego Andrade Lemos

Uberaba

2024

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do
Triângulo Mineiro**

A691a Araújo, Rafaella Guimarães
Adsorção de amônia e matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário
em diferentes materiais adsorventes / Rafaella Guimarães Araújo. -- 2024.
62 p. : il., graf., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) --
Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2024
Orientadora: Profa. Dra. Carla Eloísa Diniz dos Santos
Coorientador: Prof. Dr. Diego Andrade Lemos

1. Adsorção. 2. Lodo residual. 3. Água - Estações de tratamento.
I. Santos, Carla Eloísa Diniz dos. II. Universidade Federal do Triângulo
Mineiro. III. Título.

CDU 628.1

RAFAELLA GUIMARÃES ARAÚJO

**ADSORÇÃO DE AMÔNIA E MATÉRIA ORGÂNICA DE LIXIVIADO DE ATERRO
SANITÁRIO EM DIFERENTES MATERIAIS ADSORVENTES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Uberaba, 30 de julho de 2024.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Carla Eloísa Diniz dos Santos
Orientadora - UFTM

Prof. Dr. Mário Sérgio da Luz
Membro Titular - UFTM

Prof. Dra. Carolina Gil Garcia
Membro Titular - UFSCar



Documento assinado eletronicamente por **CARLA ELOISA DINIZ DOS SANTOS, Professor do Magistério Superior**, em 30/07/2024, às 19:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 165, de 16 de junho de 2023](#).



Documento assinado eletronicamente por **Carolina Gil Garcia, Usuário Externo**, em 31/07/2024, às 11:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 165, de 16 de junho de 2023](#).



Documento assinado eletronicamente por **MARIO SERGIO DA LUZ, Professor do Magistério Superior**, em 31/07/2024, às 15:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#) e no art. 34 da [Portaria Reitoria/UFTM nº 165, de 16 de junho de 2023](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.uftm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1270354** e o código CRC **AE7581D3**.

AGRADECIMENTOS

A Deus, nosso Senhor, pela força e resiliência concedidas ao longo dessa jornada, permitindo que eu superasse desafios e alcançasse este importante marco na minha vida acadêmica.

Ao meu marido, Gustavo Alves dos Santos, pela paciência, amor e apoio incondicional em cada etapa desse processo. Sua presença foi essencial para que eu pudesse me dedicar aos estudos.

À minha mãe, pelo carinho e incentivo. Sua força e dedicação são inspirações constantes para mim.

À minha família, por todo o suporte emocional e compreensão durante os momentos de ausência e cansaço.

À minha orientadora, Professora Carla Eloísa Diniz dos Santos, por sua orientação, paciência e por compartilhar comigo seu conhecimento. Sua perseverança foi um fator decisivo para a conclusão deste trabalho.

Ao meu coorientador, Professor Diego Andrade Lemos, pelos insights valiosos, apoio e por me guiar no desenvolvimento desta pesquisa.

À minha supervisora de estágio, Professora Carla Regina Costa, pelo auxílio no desenvolvimento de análises no laboratório e pela supervisão de estágio.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), pela contribuição na minha formação acadêmica e pelos ensinamentos que levarei comigo ao longo da minha carreira.

Aos professores que participaram das bancas de qualificação e defesa, contribuíram com melhorias fundamentais à pesquisa.

À Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM), por proporcionar o ambiente e os recursos necessários para a realização deste trabalho.

RESUMO

Os aterros sanitários, embora sejam uma alternativa de baixo custo para a destinação de resíduos sólidos, geram lixiviados ricos em amônia e matéria orgânica. Esse efluente, se não tratado adequadamente, pode causar sérios impactos ambientais e à saúde pública, principalmente devido à alta demanda de oxigênio necessária para a degradação dos seus contaminantes. Estudos indicam que a complexidade do lixiviado, contendo matéria orgânica dissolvida, sais inorgânicos e metais pesados, reduz a eficiência dos tratamentos convencionais. Neste contexto, este trabalho visou investigar a capacidade adsortiva do lodo residual de Estações de Tratamento de Água (ETA) para a remoção de N-NH_4^+ e DQO do lixiviado de aterro sanitário, em comparação com o carvão ativado e argila. Para isso, foram realizados testes de adsorção em condições controladas, comparando a eficiência dos adsorventes na remoção de N-NH_4^+ e DQO. Os resultados mostraram que o carvão ativado apresentou uma eficiência muito superior de remoção de NH_4^+ em solução simples comparado à remoção de N-NH_4^+ do lixiviado de aterro. No entanto, no lixiviado, o lodo de ETA demonstrou uma remoção de NH_4^+ de 20% em 3 horas, superando o resultado do carvão ativado (18,2%). A remoção de DQO seguiu uma tendência similar, entretanto foi menos eficiente que a remoção de N-NH_4^+ dentre os três adsorventes nas diferentes condições analisadas, possivelmente devido à complexidade molecular das substâncias orgânicas presentes no lixiviado. Os dados analisados sugerem que o lodo residual de ETA é uma alternativa promissora para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário necessitando de maiores estudos para averiguação de todas as características que podem influenciar no processo adsortivo, além de oferecer uma solução sustentável para o reaproveitamento desse resíduo que geralmente é depositado em corpos hídricos ou em aterros sanitários.

Palavras-chave: capacidade adsortiva; lodo residual de ETA; ponto de carga zero; adsorção.

ABSTRACT

Landfills, although a low-cost alternative for the disposal of solid waste, generate leachate rich in ammonia and organic matter. If not properly treated, this effluent can cause serious environmental and public health impacts, mainly due to the high oxygen demand required for the degradation of its contaminants. Studies indicate that the complexity of leachate, containing dissolved organic matter, inorganic salts, and heavy metals, reduces the efficiency of conventional treatments. In this context, this study aimed to investigate the adsorptive capacity of residual sludge from Water Treatment Plants (WTP) for the removal of N-NH₄⁺ and COD from landfill leachate, in comparison with activated carbon and clay. For this purpose, adsorption tests were conducted under controlled conditions, comparing the efficiency of the adsorbents in removing N-NH₄⁺ and COD. The results showed that activated carbon exhibited significantly higher efficiency in removing NH₄⁺ in a simple solution compared to the removal of N-NH₄⁺ from landfill leachate. However, in the leachate, the WTP sludge demonstrated a 20% removal of NH₄⁺ in 3 hours, surpassing the result of activated carbon (18.2%). COD removal followed a similar trend, although it was less efficient than N-NH₄⁺ removal among the three adsorbents under the different conditions analyzed, possibly due to the molecular complexity of the organic substances present in the leachate. The analyzed data suggest that residual WTP sludge is a promising alternative for the treatment of landfill leachate, requiring further studies to investigate all the characteristics that may influence the adsorption process, as well as offering a sustainable solution for the reuse of this residue, which is usually discharged into water bodies or landfills.

Keywords: adsorptive capacity; residual WTP sludge; point of zero charge; adsorption.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Corte transversal de um aterro sanitário	19
Figura 2 – Processo de adsorção.....	25
Figura 3 – Fluxograma descritivo das etapas experimentais desta pesquisa.....	35
Figura 4 – Ponto de Carga Zero (PCZ) do lodo residual de ETA.	44
Figura 5 – Cinética de adsorção de N-NH ₄ ⁺ com lodo residual de ETA.....	48
Figura 6 – Cinética de adsorção de DQO com lodo residual de ETA.....	48
Figura 7 – Capacidade adsortiva de N-NH ₄ ⁺ usando lodo de ETA em solução padrão composta.	55
Figura 8 – Capacidade adsortiva de DQO usando lodo de ETA em solução padrão composta.	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização físico-química do lixiviado de aterro sanitário.....	21
Tabela 2 - Caracterização de diferentes tipos de lixiviado de aterro.....	22
Tabela 3 – Vantagens e desvantagens dos processos comumente aplicados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.	23
Tabela 4 – Exemplos de aplicação de materiais adsorventes alternativos para remoção de contaminantes.	30
Tabela 5 – Variação da composição química de lodos residuais de ETAs.	32
Tabela 6 – Combinações de testes realizados.....	38
Tabela 7 – Condições experimentais consideradas no planejamento experimental.....	39
Tabela 8 – Remoção de N-NH ₄ ⁺ (%) e DQO (%) após 30 e 60 minutos para a solução simples.	43
Tabela 9 – Resultados do planejamento experimental.	45
Tabela 10 – Remoção de N-NH ₄ ⁺ (%) e capacidade adsortiva (q _e) do lodo de ETA em solução composta.....	49
Tabela 11 – Remoção de DQO (%) e capacidade adsortiva (q _e) do lodo de ETA em solução composta.....	50
Tabela 12 – Remoção de N-NH ₄ ⁺ (%) e DQO usando carvão ativado em solução composta.	51
Tabela 13 – Remoção de N-NH ₄ ⁺ (%) e DQO usando lodo de ETA em solução composta....	52
Tabela 14 – Remoção de N-NH ₄ ⁺ (%) e DQO (%) usando carvão ativado em lixiviado de aterro sanitário.	53
Tabela 15 – Remoção de N-NH ₄ ⁺ (%) e DQO (%) após 30 e 60 minutos usando argila em lixiviado de aterro sanitário.	53
Tabela 16 – Remoção de NH ₄ ⁺ e DQO (%) usando lodo de ETA em lixiviado de aterro sanitário.	54

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

COVs - Compostos orgânicos voláteis

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETA - Estação de tratamento de água

ODS - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

ONU – Organização das Nações Unidas

PCZ - Ponto de carga zero

pH - Potencial hidrogeniônico

PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos

q_e – Capacidade adsortiva

RSU - Resíduos sólidos urbanos

TNT - Tecido não tecido

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 ATERROS SANITÁRIOS E A DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS	18
3.1.1 A problemática do lixiviado de aterro sanitário e suas alternativas de tratamento	21
3.2 PRINCÍPIOS DA ADSORÇÃO	24
3.2.1 Fatores que influenciam a adsorção	26
3.2.2 Cinética de adsorção	27
3.2.3 Modelos de adsorção	28
3.3 ADSORÇÃO COM MATERIAIS ALTERNATIVOS	29
3.4 LODO RESIDUAL DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	32
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	35
4.1 MATERIAIS	35
4.2 PROTOCOLO EXPERIMENTAL	36
4.2.1 Condições iniciais do lixiviado de aterro sanitário	36
4.2.2 Curva de calibração N-amoniacoal – Método de Nessler.....	36
4.2.3 Preparo das soluções e materiais adsorventes envolvidos nas etapas experimentais	36
4.2.3.1 Soluções.....	36
4.2.3.2 Materiais adsorventes.....	37
4.2.4 Ensaios de Adsorção – Etapa 1.....	37
4.2.5 Planejamento Experimental – Etapa 2.....	39
4.2.6 Ensaios Cinéticos – Etapas 3 e 4.....	40
4.2.6.1 Condições Experimentais	40
4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	41
4.3.1 Determinação de N-NH₄⁺	41

4.3.2 Demanda Química de Oxigênio.....	41
4.4 CÁLCULOS	42
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	43
5.1 ETAPA 1 - ANÁLISE DO POTENCIAL DE ADSORÇÃO DE N-NH ₄ ⁺ E DQO PELOS ADSORVENTES TESTADOS EM SOLUÇÃO SIMPLES E ANÁLISE DO PCZ DO LODO RESIDUAL DE ETA	43
5.2 ETAPA 2 - POTENCIAL DE ADSORÇÃO DE N-NH ₄ ⁺ E DQO DO LODO RESIDUAL DE ETA POR MEIO DE PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	45
5.3 ETAPA 3 – ANÁLISE CINÉTICA DA ADSORÇÃO DE N-NH ₄ ⁺ E DQO OBTIDA COM O LODO RESIDUAL DE ETA	47
5.4 ETAPA 4 – COMPARAÇÃO ENTRE ADSORÇÃO DE N-NH ₄ ⁺ E DQO DO LODO RESIDUAL DE ETA E DO CARVÃO ATIVADO CONSIDERANDO A MELHOR CONDIÇÃO EXPERIMENTAL DEFINIDA NO PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL ..	51
5.5 ETAPA 5 – ANÁLISE DO POTENCIAL DE ADSORÇÃO DE N-NH ₄ ⁺ E DQO PELOS ADSORVENTES EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	52
6. CONCLUSÕES	57
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
ANEXO A – Curva de calibração de N-amoniacoal	63
ANEXO B – Curva de calibração de DQO	64

1. INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil é um dos maiores desafios ambientais enfrentados pelo país. Com o crescimento populacional e a urbanização acelerada, a quantidade de resíduos gerados nas áreas urbanas tem aumentado significativamente, exigindo soluções eficazes para o manejo, tratamento e disposição final desses materiais (JACOBI; BESEN, 2011). A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, estabelece diretrizes para a gestão integrada de resíduos, promovendo a redução da geração, bem como a reciclagem e o reaproveitamento de materiais (BRASIL, 2010). No entanto, a destinação inadequada dos RSU ainda é uma realidade em muitas regiões, onde aterros controlados e lixões continuam a ser utilizados, em detrimento dos aterros sanitários que atendem às normas técnicas e ambientais vigentes (ABRELPE, 2020).

Os aterros sanitários, quando operados corretamente, constituem uma solução mais segura para a disposição final de RSU. Contudo, não estão isentos de problemas ambientais, pois um dos principais subprodutos da decomposição dos resíduos em aterros é o lixiviado, um líquido altamente contaminante resultante da percolação da água (proveniente de chuvas, umidade dos resíduos e processos de degradação) através da massa de resíduos (CETESB, 2017). O lixiviado contém uma mistura complexa de substâncias químicas, incluindo matéria orgânica, sais inorgânicos, metais pesados e compostos tóxicos, cuja composição varia de acordo com a natureza dos resíduos depositados e a fase de decomposição do aterro (VON SPERLING, 2014). A geração de lixiviado e sua gestão eficaz representam uma preocupação central para a sustentabilidade dos aterros sanitários, uma vez que o manejo inadequado desse líquido pode resultar em contaminação do solo e dos recursos hídricos, gerando impactos ambientais severos (PEARCE; TURNER, 1994).

Considerando os impactos ambientais pelas ações antropológicas no decorrer dos anos no mundo todo, a Organização das Nações Unidas (ONU) tomou a iniciativa, em 2015, de estabelecer os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que consistem em 17 metas universais que abrangem países desenvolvidos e em desenvolvimento. Uma característica fundamental dos ODS é reconhecer a interconexão entre as dimensões sociais, econômicas e ambientais do desenvolvimento, buscando uma abordagem integrada entre estas três dimensões (ONU, 2015). Dois objetivos que se destacam dentre as 17 ODS são: água potável e saneamento (ODS 6) e cidades sustentáveis (ODS 11). Para a materialização desses objetivos, foi proposto que até o ano de 2030 algumas metas deveriam ser alcançadas, como a melhora na qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos

químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas, em se tratando da primeira ODS. Quanto a segunda, espera-se que ocorra a redução do impacto ambiental negativo per capita das cidades, inclusive prestando especial atenção à qualidade do ar e gestão de resíduos municipais (ONU, 2015).

Com base no painel de destinação de RSU do Sistema Nacional de Informações sobre a gestão dos resíduos sólidos (SINIR) referente ao ano de 2019, o Brasil gerou, aproximadamente, 85 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, resultando em cerca de 232 mil toneladas diariamente (SINIR, 2019). Em 2020, a geração global de RSU foi de 2,1 bilhões de toneladas e considerando o crescimento econômico e populacional, prevê-se que, caso não sejam tomadas medidas urgentes, a geração de RSU em 2050 alcance 3,8 bilhões de toneladas (UNEP & ISWA, 2024). Os aterros sanitários são considerados uma alternativa de baixo custo para destinação de resíduos sólidos, especialmente quando comparados a outras opções como incineração ou sistemas avançados de tratamento. Entretanto apresentam algumas desvantagens, como a formação de lixiviados ricos em amônia, emissão de gases de efeito estufa e ocupação de grandes áreas de terreno.

O lixiviado de aterro é constituído por diversas substâncias químicas, incluindo matéria orgânica dissolvida, impurezas orgânicas, sais inorgânicos e metais pesados em diferentes concentrações. Tais componentes são formados em decorrência dos processos microbiológicos e físico-químicos inerentes à decomposição dos resíduos. A biodegradabilidade do lixiviado é avaliada por meio da razão entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e tende a decrescer conforme a idade do aterro, tornando o tratamento biológico ineficiente caso o tempo de vida do aterro sanitário seja elevado (ALVES, TESSARO e CASSINI, 2010). De acordo com Von Sperling (2014), aterros sanitários jovens (fase acidogênica predominante) apresentam lixiviado com relação DBO/DQO alta, geralmente na faixa de 0,4 a 0,7, devido à presença de ácidos orgânicos de cadeias curtas que são altamente biodegradáveis. À medida que os aterros se tornam maturados (fase metanogênica), a relação DBO/DQO do lixiviado tende a decrescer para valores entre 0,1 e 0,3, pois tais compostos são progressivamente convertidos em metano e dióxido de carbono, que requerem maior complexidade de tratamento. Nos aterros muito antigos (fase de estabilização), a relação DBO/DQO pode ser ainda mais baixa, se aproximando a zero, restando maior concentração de compostos orgânicos complexos que requerem metodologias de tratamento mais sofisticadas (VON SPERLING, 2014).

Ademais, Aliewi *et al* (2021) esclarecem que a toxicidade e o volume de poluentes de cada aterro, o tipo de rocha da formação geológica sob o aterro e as condições hidrogeológicas

da área influenciam diretamente no potencial poluidor do lixiviado. A percolação da água da chuva que ocorre nos aterros sanitários pode, eventualmente, penetrar nos sistemas de águas subterrâneas locais caso o haja alguma falha no sistema de impermeabilização do aterro, tornando possível que as plumas de poluição se espalhem por centenas de metros abaixo do local de deposição (ALIEWI et al., 2021). As consequências ambientais sobre o solo e águas subterrâneas podem perdurar por vários anos (AMJAF et al., 2021). Dessa forma, o potencial poluidor de um aterro sanitário pode ser minimizado a partir da coleta de águas pluviais e tratamento do lixiviado, além do funcionamento apropriado do aterro (PRZYDATEK; KANOWNIK, 2019).

No decorrer das últimas décadas, estudos vêm sendo desenvolvidos a fim de apresentar alternativas para o tratamento do lixiviado, como o *air stripping* da amônia (NH_4^+), a floculação/coagulação, a precipitação de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) em forma de estruvita, e o uso de biorreatores (por exemplo lodos ativados e lagoas de estabilização) (DANTAS et al., 2019). Levando em conta a alta toxicidade do lixiviado do aterro, os métodos convencionais de tratamento têm eficiência limitada, surgindo a necessidade de desenvolvimento de novas técnicas que sejam sustentáveis e eficientes no tratamento.

Neste contexto, a adsorção vem ganhando espaço nas pesquisas acadêmicas referentes ao tratamento de efluentes diversos e do lixiviado de aterro sanitário. A adsorção consiste na transferência de massa de determinados elementos existentes em fluidos líquidos ou gasosos para a superfície de um sólido (adsorvente), com a finalidade de separar os elementos dos fluidos (NASCIMENTO et al., 2020). Quanto maior a superfície de contato do adsorvente por unidade de massa sólida, mais favorável será o processo de adsorção. Em função disso, geralmente os materiais adsorventes são sólidos, porosos (NASCIMENTO et al., 2020) e podem ser de fonte biodegradável (biomassa) ou não.

Diversos estudos têm explorado a eficácia de diferentes tipos de biomassas e resíduos para adsorção de contaminantes aplicada ao tratamento de efluentes, tais como casca de arroz (RAYCHAUDHURI e BEHERA, 2020), cinzas de bagaço de cana (TEIXEIRA et al., 2014), resíduos de mármore (NUNES et al., 2020) e resíduos de tratamento de esgoto (LOPES et al., 2022). Outros ainda citam as argilas como materiais eficazes na remoção de poluentes através da adsorção, apresentam baixa solubilidade em água, facilidade em trocas catiônicas e alta estabilidade quando expostas a condições oxidantes e redutoras (IMAMA, RIZKA, ATTALLAHB, 2020).

O lodo residual gerado em estações de tratamento de água (ETA) também tem se mostrado um material promissor para a fabricação de membranas cerâmicas. Estudos indicam

que o lodo residual da ETA possui propriedades que permitem sua utilização na adsorção de contaminantes, além de apresentar um potencial significativo para a recuperação de recursos e a minimização de impactos ambientais (PEREIRA et al., 2023). Assim, a reutilização do lodo residual não apenas contribui para a redução de resíduos sólidos, mas também oferece uma alternativa sustentável e econômica para o tratamento de águas residuárias e lixiviados de aterros sanitários (OLIVEIRA et al., 2020).

O lodo residual de estações de tratamento de água (ETAs) possui características químicas similares ao coagulante aplicado no tratamento da água, podendo ter subprodutos de hidróxidos de alumínio e ferro (DI BERNARDO, 2005), além de alumina e sílica, presente na própria água bruta que é tratada (MOURATIB et al., 2020). No Brasil, os lodos residuais de ETAs são classificados como resíduos classe II-A (ABNT, 2004) e, portanto, devem ser encaminhados para disposição final em aterros sanitários. Entretanto, na prática, é lançado diretamente em corpos d'água, provocando impactos consideráveis sobre a microbiota aquática (ACHON et al., 2013; WASSERMAN et al., 2018). Essa problemática tem motivado a execução de pesquisas visando o melhor gerenciamento desses lodos. Mouratib et al. (2020) usaram o lodo residual de ETA no tratamento, via filtração em membranas, de efluente final de indústria têxtil. Os autores observaram altas eficiências de remoção de turbidez (96,5 a 98,6%) e redução da DQO do efluente (50 a 68%). Além disso, observaram também que as membranas fabricadas com o lodo residual de ETA apresentaram resistência química tanto em meios com pH ácido quanto em meios com pH básico (MOURATIB et al., 2020).

Portanto, o presente trabalho visa avaliar a capacidade adsortiva de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) e matéria orgânica (DQO) de lixiviado de aterro sanitário utilizando lodo residual de estações de tratamento de água (ETAs), argila e carvão ativado. A técnica vai ao encontro aos objetivos do desenvolvimento sustentável citados anteriormente, por promover um tratamento alternativo do lixiviado, evitando a contaminação das águas subterrâneas e contribuindo para uma melhor gestão dos resíduos sólidos urbanos.

2. OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a capacidade adsorviva de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e matéria orgânica (DQO) de lixiviado de aterro sanitário utilizando lodo residual de estações de tratamento de água (ETAs), argila e carvão ativado.

Os objetivos específicos delineados para este estudo foram:

- Avaliar as eficiências de remoção de amônia e de matéria orgânica de soluções simples destes contaminantes a partir de ensaios de adsorção considerando os três adsorventes;
- Estudar a influência de fatores como quantidade de biomassa, pH e concentração inicial de N-NH_4^+ e DQO em soluções simples para verificar a eficiência do processo de adsorção a partir de planejamento experimental;
- Aplicar modelos cinéticos na melhor condição encontrada no planejamento experimental, a fim de compreender a adsorção com lodo residual de ETA;
- Avaliar a remoção de amônia e de matéria orgânica no lixiviado de aterro sanitário e em soluções compostas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ATERROS SANITÁRIOS E A DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS

Conforme os dados apresentados no Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil de 2023 (ABREMA, 2023), estima-se que 93% dos RSU gerados no país em 2022 tenham sido devidamente coletados e cerca de 61% tenham sido encaminhados a aterros sanitários, sendo o Sul e Sudeste as regiões com melhores índices de destinação ambientalmente correta de RSU. Entretanto, a quantidade de resíduos que seguiu para disposições inadequadas, como lixões e aterros controlados foi de, aproximadamente, 29 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2020), contrariando a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2020). Esta lei obriga que a gestão municipal envie os RSU à unidade de disposição final que ambientalmente adequada, cumprindo com as normas operacionais a fim de evitar impactos ambientais negativos. A disposição final que se enquadra nessas exigências é o aterro sanitário. Atualmente estima-se que existam, aproximadamente, 1700 aterros sanitários em operação no Brasil, os quais atendem 2073 municípios da federação. Dada a alta despesa envolvida na criação e manutenção dos aterros sanitários, um número crescente de municípios tem reconhecido a importância e a eficiência de compartilhar essas instalações. Dessa forma, muitos municípios têm optado por utilizar aterros sanitários regionalizados, frequentemente organizados através de consórcios públicos (SINIR, 2019; CNM, 2023).

Os aterros sanitários são instalações projetadas para a disposição de RSU com recobrimento de terra, de forma controlada, com características e normativas específicas que os diferem de outras disposições de resíduos, como lixões e aterros controlados, que não atendem às normas ambientais vigentes (UNEP & ISWA, 2024). A norma regulamentadora nº 13.896 (1997), emitida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), estabelece os requisitos mínimos para o projeto, implantação e operação de aterros sanitários de resíduos não perigosos. Esta norma visa garantir a proteção adequada dos corpos d'água superficiais e subterrâneos nas proximidades, além de garantir a segurança dos operadores destas instalações e das comunidades próximas. Em sua redação, são estabelecidos pré-requisitos para a instalação de um aterro para que os impactos ambientais oriundos da operação da atividade sejam minimizados, para que a taxa de aceitação pela população seja maior, que esteja dentro do zoneamento urbano da região e que possa ser operado por um longo período, sendo necessárias o mínimo de obras possíveis.

Procedimentos técnicos de análise devem ser tomados para avaliação da adequabilidade do local, em que se avaliam a topografia, geologia e recursos hídricos que possam ser

influenciados. Após a definição do local, critérios para a instalação são estabelecidas, como a impermeabilização do solo para impedir a percolação de líquidos (lixiviado), drenagem superficial de águas, implementação de sistemas de monitoramento de gases, de monitoramento de águas subterrâneas e de vazamentos na camada impermeabilizante, como podem ser verificados na Figura 1 (ABNT, 1997).

Figura 1 - Corte transversal de um aterro sanitário



Fonte: Nunes (2018)

Os resíduos são depositados em células, que são unidades compartimentadas do aterro, e recobertos por uma camada de solo para minimizar odores e vetores de doenças. Sob as células de RSU, é instalada uma camada impermeabilizante (Figura 1) que visa conter o lixiviado gerado e evita a poluição do solo e do lençol freático. Para evitar a infiltração excessiva de água nas células, o aterro deve contar com a drenagem superficial (Figura 1) que é responsável por coletar e conduzir as águas pluviais ao sistema de escoamento, enquanto, internamente, os sistemas de drenagem coletam e conduzem o lixiviado até a estação de tratamento de efluentes. A drenagem de gás (Figura 1), por sua vez, captura e direciona para os queimadores o biogás gerado pela decomposição dos resíduos, reduzindo o risco de explosões e emissões descontroladas.

Embora os aterros sanitários sejam essenciais para a gestão adequada dos RSU, sua implementação e operação são influenciadas por fatores econômicos e sociais. O bom funcionamento da infraestrutura dos aterros, incluindo sistemas de drenagem de lixiviado, gases e águas pluviais, é essencial para evitar os impactos ambientais, mas também exige

investimentos. Isso cria uma desigualdade entre as regiões mais desenvolvidas, que possuem maior capacidade financeira e tecnológica para implementar aterros sanitários eficientes, e as regiões com menor estrutura econômica, onde a gestão inadequada dos resíduos ainda é prevalente. Assim, a capacidade de uma cidade ou região de gerenciar de forma sustentável seus resíduos está intrinsecamente ligada à sua situação econômica, refletindo a importância do desenvolvimento socioeconômico na adoção de práticas de manejo ambientalmente seguras. De acordo com Oliveira et al. (2019), a geração de RSU está diretamente ligada ao poder aquisitivo da sociedade, sendo que grupos com maior renda tendem a produzir maior quantidade de lixo. Em contrapartida, cidades com melhor estrutura econômica possuem mais capacidade de instalação e operação de aterros sanitários do que cidades menos estruturadas, que terão maior dificuldade em substituir os lixões e aterros controlados por aterros sanitários. O estudo revela que as regiões Sul e Sudeste possuem maior concentração de aterros sanitários, refletindo sua maior renda em relação às demais regiões do país.

Portella e Ribeiro (2014) explanam que, diante desse cenário, a Educação Ambiental torna-se essencial, pois é fundamental a conscientização de toda a sociedade sobre a utilização sustentável dos recursos naturais e a importância do consumo de produtos que possuam características recicláveis e causem o mínimo impacto ambiental. Essa responsabilidade também se estende ao Poder Público, que deve implementar ações e iniciativas visando proteger a vida, a saúde e o bem-estar da população.

Enquanto no Brasil a geração diária de RSU por cidadão é de 1,02 kg, de acordo com os dados do SINIR (2019), a cidade de Kitakyushu, no Japão, é um exemplo notável na redução de resíduos, gerando apenas 0,42 kg de resíduos sólidos urbanos (RSU) por pessoa diariamente. Sendo uma cidade industrial com histórico de poluição significativa, Kitakyushu decidiu adotar uma abordagem ambientalmente sustentável em vez de focar apenas no descarte de resíduos. Os principais fatores que impulsionam sua gestão eficiente de resíduos incluem a triagem na origem, a prática disseminada de compostagem doméstica, programas de reciclagem robustos e o forte engajamento da população local (UNEP & ISWA, 2024).

Tal exemplo deve ser disseminado ao mundo, para estimular a conscientização popular e governamental, a fim de reduzir a geração de RSU e consequentemente os impactos ambientais que podem ser causados inclusive pela ineficiência da gestão de aterros sanitários, seja por poluição atmosférica pelo biogás ou contaminação do solo e águas subterrâneas com lixiviado gerado.

3.1.1 A problemática do lixiviado de aterro sanitário e suas alternativas de tratamento

Considerando o uso de aterros sanitários para destinação de RSU, é necessária a inspeção regular de suas instalações tanto em funcionamento quanto após o seu fechamento, em função da ameaça que esse sistema representa ao meio ambiente, especialmente às águas subterrâneas (PRZYDATEK e KANOWNIK, 2019) devido a possibilidade de percolação de lixiviado no solo. O lixiviado é o subproduto gerado a partir da decomposição dos RSU depositados em aterros sanitários (ALIEWI *et al*, 2021) e é composto por matéria orgânica dissolvida, compostos de sulfetos, fosfatos, metais pesados e nitrogênio, que podem se apresentar em diversas concentrações, dependendo da composição dos resíduos descartados no aterro sanitário e dos processos físicos, químicos e microbiológicos que podem sofrer (PRZYDATEK e KANOWNIK, 2019). Na Tabela 1, observa-se um levantamento feito por Christensen et al. (2001), que demonstra uma caracterização média do lixiviado de aterro sanitário.

Tabela 1 - Caracterização físico-química do lixiviado de aterro sanitário.

Parâmetro	Faixa
pH	4,5 – 9,0
Sólidos totais (mg/L)	2000 – 60000
COT (mg/L)	30 – 29000
DQO (mg/L)	140 – 152000
DBO ₅ (mg/L)	20 – 57000
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	50 – 2200
Sulfatos (mg/L)	8 – 7750
Mercúrio (mg/L)	0,00005 – 0,16

Fonte: Christensen et al. (2001)

Dada as características apresentadas na Tabela 1, o lixiviado de aterro é definido como uma água residuária complexa, que requer métodos não-convencionais para que o seu tratamento. Pereira et al. (2023) explanam que apesar dos tratamentos biológicos serem comumente usados, por apresentarem menor custo em relação tratamentos físico-químicos, o tratamento biológico não é capaz de tratar completamente o efluente, o que dificulta o atendimento aos padrões ambientais de lançamento em corpos hídricos. Nakamura et al. (2014) explicam que áreas próximas aos aterros sanitários tem maior risco de contaminação da água

subterrânea devido ao lixiviado gerado pelos resíduos. Essa contaminação representa um perigo significativo para os moradores locais que dependem desse recurso hídrico e para o meio ambiente natural.

Um dos fatores que se deve levar em conta no tratamento de lixiviados é a biodegradabilidade, que pode ser avaliada por meio da razão entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e tende a decrescer de acordo com a idade do aterro (Tabela 2), tornando o tratamento biológico ineficiente caso o tempo de vida seja elevado (ALVES et al., 2010). Kurniawan (2006) fez uma comparação de características físico-químicas de lixiviados de acordo com a idade do aterro, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Caracterização de diferentes tipos de lixiviado de aterro.

Tipo de lixiviado	Jovem	Intermediário	Estabilizado
Idade do aterro (anos)	<1	1-5	>5
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
DBO/DQO	0,5-1,0	0,1-0,5	<0,1
DQO	>15	3-15	<3
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	<400	N/D	>400
COT/DQO	<0,3	0,3-0,5	>0,5
Metais pesados (mg/L)	>2	<2	<2

Fonte: Kurniawan et al. (2006)

A matéria orgânica, indicada por elevados valores de DBO e DQO, pode levar à redução de oxigênio dissolvido na água, quando uma água residuária é lançada em corpos hídricos, prejudicando os ecossistemas aquáticos (VON SPERLING, 2014). Metais pesados como chumbo e mercúrio são tóxicos e apresentam riscos de bioacumulação, o que pode afetar a saúde humana e a vida aquática (CHRISTENSEN et al., 2001). A presença de nitrogênio e fósforo pode desencadear processos de eutrofização, degradando a qualidade do corpo hídrico (KJELDSEN et al., 2002). Com relação à saúde humana, a presença de nitrato (produzido após oxidação do N-NH₄⁺) na água destinada ao abastecimento público está associada à ocorrência da metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e à formação de substâncias com potencial mutagênico e carcinogênico (ALMASRI, 2007). Logo, é importante que seja feita a remoção destes contaminantes a fim de evitar a contaminação do solo e dos recursos hídricos.

Na literatura é possível encontrar diferentes tratamentos para o lixiviado de aterro e uma comparação entre as vantagens e desvantagens deles é mostrada na Tabela 3.

- coagulação: possibilita a remoção de substâncias com maior massa molar e sólidos suspensos no lixiviado. O processo consiste na adição de agentes coagulantes e na separação do material coagulado do sobrenadante (ALVES et al, 2010);
- adsorção com carvão ativado: o tratamento usando carvão ativado tem se mostrado eficiente na redução de DQO, conforme Limaverde e Silva (2019) apresentam em seu estudo;
- tratamento biológico (anaeróbico ou aeróbico): se baseia no uso de material biológico em reatores para remoção de matéria orgânica e nitrogênio;
- *stripping* da amônia: visa a redução da concentração de amônia do efluente, por meio de agitação em reator com sistema de aeração (QUEIROZ et al, 2011);
- filtração com membranas: consiste na filtração por diferença de tamanho de partículas do lixiviado de aterro e apresenta um bom resultado para remoção de componentes com alta massa molecular (ALVES et al, 2010).

Tabela 3 – Vantagens e desvantagens dos processos comumente aplicados no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Tratamento	Vantagens	Desvantagens
Coagulação	Remoção de substâncias húmicas e melhoria na cor do efluente	Pouca influência na redução de material inorgânico
Adsorção com carvão ativado	Remoção de substâncias orgânicas e inorgânicas	Alto custo de matéria-prima
Tratamento biológico	Baixo custo de implantação	Baixa remoção de N-NH ₄ ⁺ e metais pesados, formação de espuma.
<i>Stripping</i> da amônia	Redução eficiente de N-NH ₃	Trata exclusivamente a concentração de N-NH ₃ do efluente
Filtração com membranas	Eficiência na de componentes com alta massa molecular	Rápida saturação da membrana ao realizar a filtração sem prévio tratamento

Fonte: Adaptado: WEBLER et al, 2018; QUEIROZ et al, 2011; ALVES et al, 2010.

Os diversos métodos de tratamento de lixiviado de aterro oferecem alternativas eficazes para a remoção de diferentes contaminantes do efluente. No entanto, conforme a idade do aterro aumenta, o coeficiente de biodegradabilidade diminui e os tratamentos biológicos convencionais apresentam baixa eficiência na remoção de amônia, matéria orgânica e metais pesados. Dessa forma, a adsorção mostra-se uma alternativa ao tratamento do lixiviado de aterro sanitário proveniente de aterros com idade elevada.

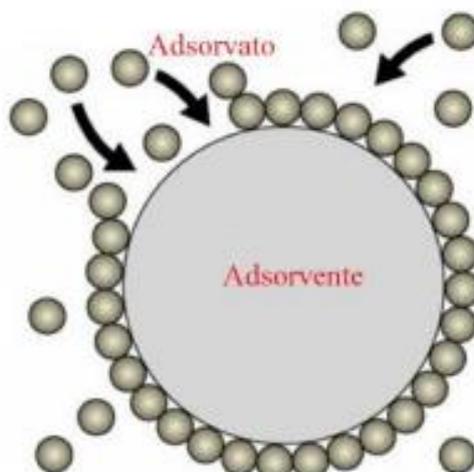
3.2 PRINCÍPIOS DA ADSORÇÃO

Dentre as técnicas físico-químicas de tratamento de efluentes líquidos e gasosos a adsorção se destaca por sua eficácia na separação e purificação de fluidos. Para entender melhor como esse método contribui para a remoção de poluentes, é importante explorar o conceito de adsorção e como ele se aplica na prática. Nascimento et al. (2020) define a adsorção como um processo de transferência de matéria no qual determinados sólidos podem atrair e reter substâncias presentes em líquidos ou gases em sua superfície, permitindo separar os componentes desses fluidos, como representado na Figura 2. Este processo de separação é seletivo, acarretando a necessidade de afinidade do sólido pelos componentes a serem removidos da solução.

Além disso, quanto maior a área superficial por unidade de massa sólida do sólido, tende-se a uma maior eficiência na adsorção, já que uma maior quantidade de substância pode ser concentrada na superfície externa. A área superficial de um adsorvente pode ser significativamente aumentada através do processo de pirólise, que envolve a decomposição térmica do material em um ambiente sem oxigênio. Durante a pirólise, ocorre a volatilização de componentes orgânicos e a remoção de substâncias não carbonosas, o que resulta na formação de uma estrutura mais porosa. Essa porosidade adicional contribui para o aumento da área superficial disponível para adsorção, o que melhora a eficiência do material em processos de remoção de contaminantes. Estudos demonstram que o tratamento térmico, como a pirólise, pode incrementar a capacidade adsorvente de materiais como o carvão ativado e outros adsorventes derivados de biomassa (MOHAN et al., 2014).

As substâncias aderidas à superfície externa são chamadas adsorvatos, enquanto o material que as retém é chamado adsorvente.

Figura 2 – Processo de adsorção



Fonte: Carvalho e Sampaio (2010)

Gonçalves e Figueiredo (2020) explicam que existem dois tipos principais de adsorção: física e química. Na primeira, predominam as forças de van der Waals, resultando em uma interação mais fraca e reversível, com energias típicas entre 20 e 40 kJ/mol. Esse tipo de adsorção permite a formação de várias camadas de adsorvato sobre o adsorvente. Já a adsorção química envolve o compartilhamento ou transferência de elétrons, resultando em uma ligação mais forte entre o adsorvato e o adsorvente, com energias envolvidas geralmente entre 100 - 400 kJ/mol. Nesse caso, é comum a formação de apenas uma camada de adsorvato, que fica fortemente ligada à superfície do adsorvente, sem mobilidade significativa.

A capacidade adsorptiva de biossorventes pode variar amplamente, dependendo do material e das condições experimentais. Estudos mostram que biossorventes como folhas de chá, cascas de frutas e resíduos agrícolas podem alcançar capacidades adsorptivas entre 0,5 e 10 mg/g de adsorvatos. Contudo, esses valores podem ser maiores de acordo com as condições da solução (IGHALO e ADENIYI, 2020). Em comparação, o carvão ativado, também mostra uma ampla faixa de capacidade adsorptiva. Estudos indicam que o carvão ativado pode adsorver desde 0,5 mg/g até 200 mg/g, dependendo do tipo de contaminante e das condições de tratamento (NEMATOLLAHZADEH e VASEGHI, 2022).

O tamanho dos poros de um adsorvente também exerce influência na sua capacidade de adsorção, especialmente em relação ao tamanho do adsorvato. Adsorventes com poros maiores são mais eficazes para adsorver moléculas maiores, enquanto aqueles com poros menores são mais adequados para adsorvatos de menor dimensão. A correspondência entre o tamanho do

poro e o tamanho do adsorvato maximiza a eficiência da adsorção, facilitando a entrada e retenção das moléculas no interior do adsorvente (DABROWSKI, 2001).

Gupta et al. (2009) discutem a utilização de adsorventes no tratamento de águas residuais, com destaque para o carvão ativado, zeólitas, argilas, materiais à base de carbono e resíduos agrícolas, que são eficazes na remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos, incluindo metais pesados e compostos orgânicos voláteis (COVs). O carvão ativado é notável pela sua alta área superficial e ampla aplicação enquanto zeólitas e argilas são valorizadas pela sua capacidade de troca iônica e adsorção de cátions metálicos. Os autores esclarecem que a escolha do adsorvente depende do tipo de contaminante e da relação entre a disponibilidade e custo do material para tratamento do efluente a fim de proporcionar soluções mais sustentáveis e eficientes no processo.

Esse método se tornou um dos mais populares, desde o início do século, para o tratamento de efluentes contaminados, apresentando elevada importância biológica, tecnológica e ambiental (NASCIMENTO et al, 2020).

3.2.1 Fatores que influenciam a adsorção

Os processos de adsorção são influenciados por uma interação complexa entre as forças presentes na adsorção física e química, sendo diversos os fatores que afetam esse processo. Esses incluem a área superficial do material adsorvente, as propriedades tanto do adsorvente quanto do adsorvato, a temperatura do sistema, a natureza do solvente e o pH do meio (COONEY, 1999; RUTHVEN, 1984).

Nascimento et al. (2020) explicam que a área superficial do material adsorvente está ligada à intensidade da adsorção, uma vez que a adsorção ocorre na superfície dos materiais. Para partículas maiores, a resistência à difusão é menor, fazendo com que a superfície interna da partícula não esteja disponível para adsorver íons. Ou seja, um adsorvente com elevada área superficial proporciona mais locais de adsorção disponíveis, o que aumenta a capacidade de captura de íons.

Com relação à porosidade, Sekar et al. (2004) explicam que a alta porosidade, composta principalmente por microporos, proporciona uma grande área superficial específica, essencial para a adsorção eficiente de contaminantes. Os mesoporos e macroporos facilitam a difusão dos íons mais pesados, aumentando a acessibilidade aos microporos e, conseqüentemente, a capacidade de adsorção.

O pH exerce influência na adsorção ao determinar a distribuição das diferentes espécies químicas. Essa influência varia dependendo das características do adsorvente, incluindo sua composição e propriedades superficiais (OLIVEIRA et al., 2020). Um indicador útil com relação a capacidade de adsorção das espécies ionizadas em meios aquosos ou efluentes é o ponto de carga zero (PCZ), que é o pH no qual a carga líquida do adsorvente se torna nula. Em valores de pH inferiores ao pH_{PCZ} , a superfície se torna positivamente carregada, favorecendo a adsorção de ânions, enquanto em valores superiores ao pH_{PCZ} , a superfície se torna negativamente carregada, favorecendo a adsorção de cátions (APPEL et al., 2003). A determinação do pH_{PCZ} é baseada na teoria de que prótons (H^+) e grupamentos hidroxila (OH^-) são os íons determinantes em potencial na solução. A carga superficial de cada partícula de adsorvente varia de acordo com o pH da solução, resultando em uma superfície positivamente carregada em condições ácidas, quando os prótons são associados, e negativamente carregada em condições alcalinas, quando ocorre a perda de prótons para a solução (CEROVIC et al., 2007).

3.2.2 Cinética de adsorção

A cinética de adsorção é usada para avaliar a eficácia de um adsorvente para remover determinado contaminante de um fluido. Com isso, é possível controlar processos de tratamento de efluentes, otimizar o funcionamento do sistema e obter melhores resultados. Nascimento et al. (2020) explicam que a cinética de adsorção se refere à taxa com que o adsorvato é removido da fase fluida ao longo do tempo, envolvendo a transferência de massa de componentes na fase líquida externa para o interior da partícula adsorvente, onde se movimentam através dos macroporos até as regiões internas da partícula. A cinética de adsorção pode ser controlada por diversos processos distintos:

- Transferência de massa externa: consiste na movimentação de moléculas da fase fluida para a superfície externa da partícula adsorvente, passando por uma camada de fluido que envolve a partícula;
- Difusão no poro: envolve a difusão das moléculas no fluido para o interior dos poros do adsorvente;
- Difusão na superfície: trata-se da difusão das moléculas totalmente adsorvidas ao longo da superfície dos poros do adsorvente.

Os modelos cinéticos mais conhecidos, citados por Abdelfattah et al. (2022) são os de Thomas, Yoon-Nelson e Bohart-Adams. Thomas supõe que a taxa de adsorção é proporcional

à concentração de moléculas adsorvidas na superfície do adsorvente, com uma taxa constante de dessorção que pode variar dependendo das condições ambientais e das características da superfície. Já o modelo Yoon-Nelson é utilizado para estimar a diminuição potencial na taxa de adsorção, que é diretamente proporcional à quantidade de adsorvente presente. Enquanto o modelo Bohart-Adams leva em consideração não somente a quantidade de adsorvente no fluido, mas o poder de adsorção do material.

3.2.3 Modelos de adsorção

Segundo Massariol et al. (2018), no processo de adsorção, os íons do adsorvato tendem a se deslocar da solução aquosa em direção à superfície do adsorvente até que a concentração do soluto na fase líquida atinja um ponto de estabilidade. Nesse momento, o sistema terá alcançado o equilíbrio, estabelecendo a capacidade de adsorção do adsorvente. Portanto, a análise do equilíbrio de adsorção dessas moléculas é importante para entender os processos de separação por adsorção. O estudo do equilíbrio de adsorção pode ser feito por meio de diversos modelos de isothermas de adsorção. Os modelos mais influentes são os de Langmuir e Freundlich, que fornecem informações como a previsão da capacidade máxima de adsorção do material e a constante de equilíbrio de adsorção (NASCIMENTO et al., 2020).

Proposto por Irving Langmuir em 1918, o modelo de isoterma que leva o seu nome, caracteriza a adsorção em uma superfície homogênea do adsorvente, na qual todos os sítios de adsorção são idênticos e energeticamente equivalentes. Além disso, Irving Langmuir descreve que cada sítio pode acomodar somente uma molécula, formando uma única camada de moléculas adsorvidas e pressupõe que a adsorção em um sítio não influencia os sítios vizinhos (LANGMUIR, 1918). Um exemplo de aplicação da isoterma de Langmuir é no estudo de remoção de gases ou metais pesados em adsorventes bem estruturados, como carvão ativado ou zeólitas, os quais possuem área superficial significativa (MASSARIOL et al., 2018). Para calcular a capacidade adsorvativa (q_e) de um material, a Equação (1) foi desenvolvida por Langmuir:

$$q_e = \frac{q_m K C_e}{1 + K C_e} \quad (1)$$

Em que:

q_e é a quantidade de adsorvato adsorvida por unidade de massa de adsorvente no equilíbrio;

q_m é a capacidade máxima de adsorção correspondente à formação de uma monocamada completa;

K é a constante de equilíbrio de adsorção estabelecida pelo pesquisador;

C_e é a concentração de equilíbrio do adsorvato na solução.

Em contrapartida, o modelo de Freundlich (1906) descreve a adsorção em uma superfície heterogênea, que possui uma variedade de sítios adsorptivos com diferentes energias, apresentando um mecanismo que permite a formação de múltiplas camadas de adsorção. É uma boa escolha quando se trata de sistemas com variadas concentrações de adsorvato, como na adsorção de contaminantes orgânicos em solos ou materiais biológicos (NASCIMENTO et al., 2020). Freundlich (1906) propõe que a adsorção pode aumentar indefinidamente conforme a concentração de adsorvato, contudo, não prevê a saturação da superfície do adsorvente, contudo, a Equação (2) foi desenvolvida para calcular a capacidade adsorptiva (q_e) do material em estudo:

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (2)$$

Em que:

q_e é a quantidade de adsorvato adsorvida por unidade de massa de adsorvente no equilíbrio;

K_F é a constante de Freundlich, relacionada à capacidade de adsorção;

$1/n$ é um expoente que indica a intensidade da adsorção;

C_e é a concentração de equilíbrio do adsorvato na solução.

A escolha do modelo adequado para a descrição do processo de adsorção depende das características específicas do processo de adsorção em estudo. Enquanto o modelo de Langmuir é utilizado para superfícies homogêneas e processos que resultam em uma monocamada de adsorvato, o modelo de Freundlich oferece maior flexibilidade para superfícies heterogêneas, permitindo a consideração de múltiplas camadas de adsorção e diferentes energias de ligação.

3.3 ADSORÇÃO COM MATERIAIS ALTERNATIVOS

O processo de adsorção também pode ser realizado envolvendo o uso de materiais alternativos. Dentre estes materiais tem-se as biomassas naturais, como algas, fungos, bactérias e resíduos de plantas, e alguns RSU que seriam comumente direcionados aos aterros sanitários, mas que podem ser reutilizados como adsorventes. A adsorção mediada por materiais alternativos é considerada uma alternativa sustentável e econômica em comparação a adsorção

convencional (ABDELFATTAH et al, 2022). Estudos de adsorção empregando tais materiais estão cada vez mais frequentes e apontam inúmeros benefícios para a remoção de contaminantes em águas residuais. Na Tabela 4 estão elencados alguns materiais adsorventes alternativos já utilizados por outros autores e suas respectivas aplicações.

Tabela 4 – Exemplos de aplicação de materiais adsorventes alternativos para remoção de contaminantes.

Biossorvente	Aplicação	Referência
Bagaço de cana-de-açúcar	Remoção de cádmio e chumbo em efluentes de galvanoplastia e indústrias metalúrgicas	Silva et al. (2016)
Casca de banana	Remoção de cobre e zinco de efluentes de mineração e indústrias de baterias	Sugashini e Begum (2013)
Serragem de madeira	Remoção de corantes têxteis e metais pesados em efluentes de indústrias de tintas e papel	Davis et al. (2003)
Cascas de arroz	Remoção de corantes e compostos orgânicos de efluentes de indústrias têxteis e alimentícias	Gupta et al. (2011)
Algas marinhas	Remoção de metais pesados, nitratos e fosfatos de efluentes de indústrias alimentícias e farmacêuticas	Cruz et al. (2004)
Casca de coco	Remoção de compostos orgânicos voláteis e metais pesados em efluentes de indústrias químicas e petroquímicas	Tan et al. (2008)
Quitosana	Remoção de corantes e metais pesados em efluentes de indústrias têxteis e de curtumes	Vieira (2006)
Borra de café	Remoção de óleos e hidrocarbonetos em efluentes de indústrias alimentícias e de combustíveis	Sugashini e Begum (2013)
Cascas de amendoim	Remoção de corantes e metais pesados em efluentes de indústrias têxteis e de pintura	Hameed (2008)
Resíduos de chá verde	Remoção de metais pesados e compostos orgânicos em efluentes de indústrias de bebidas e farmacêuticas	Ku e Hsieh (2007)

Lama residual de calcita	Remoção de metais pesados de efluentes	Chen et al. (2013)
Lodo de estação de tratamento de água	Redução de DQO e turbidez em águas residuais de indústrias têxteis	Mouratib et al. (2020)

Fonte: Da Autora (2024).

Os adsorventes provenientes de biomassas são conhecidos por biossorventes e, de acordo com Vijayaraghavan e Yun (2008), se destacam por sua eficácia na remoção de diversos tipos de contaminantes, como exemplificado na Tabela 4. Especificamente no caso do tratamento do lixiviado de aterro sanitário, Chen et al. (2013) avaliaram o uso de precipitação química e adsorção do $N-NH_4^+$ usando cascas de banana modificadas como adsorvente. Sob condições ótimas, definidas através dos estudos realizados em laboratório, os autores obtiveram a eficiência média de remoção de $N-NH_4^+$ de 93,3% (CHEN et al., 2013).

Vijayaraghavan e Yun (2008) pontuam que tal eficiência é obtida mesmo em baixas concentrações de biomassa, o que é particularmente vantajoso para o tratamento de águas residuais. Os materiais adsorventes alternativos, no geral, apresentam baixo custo, tornando o processo de tratamento mais econômico se comparado à aquisição dos adsorventes convencionais, os quais são produzidos em empresas específicas. Além disso, ressaltam a sustentabilidade ambiental como uma vantagem relevante, já que muitos destes materiais alternativos são biodegradáveis e não geram subprodutos tóxicos. A possibilidade de regeneração e reutilização de alguns materiais, por meio da dessorção, aumenta a eficiência do processo, reduzindo os custos relacionados ao descarte. Ademais, também são versáteis na remoção de vários contaminantes, como metais pesados, corantes e compostos orgânicos (Tabela 4), evidenciando sua aplicabilidade em diversas situações de tratamento de águas residuais e efluentes.

Em contrapartida, pesquisas apontam desvantagens do uso de materiais adsorventes alternativos, como: a variação na eficácia de adsorção, que varia de acordo com a origem do material (GUPTA e SUHAS, 2009), necessidade de pré-tratamento para otimizar suas propriedades adsorventes (BABEL e KURNIAWAN, 2003) e os desafios tecnológicos e econômicos na implementação em larga escala, limitando sua aplicação em algumas indústrias (CHENG et al., 2016).

Em suma, a adoção de materiais adsorventes alternativos é uma possibilidade sustentável para a remoção de contaminantes em águas residuais via adsorção, oferecendo uma solução eficiente e econômica em comparação com métodos tradicionais. Os benefícios, como

a capacidade de adsorver diversos tipos de poluentes, o baixo custo operacional e a possibilidade de regeneração e reutilização dos adsorventes, reforçam seu potencial de aplicação em larga escala. No entanto, é essencial superar desafios, como a variabilidade na eficácia desses materiais e a necessidade de pré-tratamentos específicos, para que essa tecnologia possa ser amplamente adotada. O avanço contínuo em pesquisas e desenvolvimento tecnológico é crucial para otimizar o processo e expandir suas aplicações, contribuindo de forma significativa para a gestão sustentável dos recursos hídricos e a proteção ambiental.

3.4 LODO RESIDUAL DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

O lodo residual das ETAs é um subproduto do processo de purificação da água bruta para consumo humano, composto principalmente por matéria inorgânica e produtos químicos coagulantes. Roque, Montalvan e Boscov (2021) caracterizaram o lodo residual da ETA Taiapuêba (Suzano/SP) antes e após oxidação da matéria orgânica com peróxido de oxigênio (H_2O_2) e compararam com a caracterização de outras quatro referências da literatura, e o resultado na comparação é exemplificado na Tabela 5.

Tabela 5 – Variação da composição química de lodos residuais de ETAs.

Referência	Roque, Montalvan e Boscov (2021)		Muchimbane (2016)			Ramirez et al. (2018)	Montalvan (2016)
	1	2	3	4	5	6	7
Detalhamento	1	2	3	4	5	6	7
Al_2O_3	29,60	27,16	23,89	12,91	28,84	24,20	8,89
Fe_2O_3	12,30	11,51	20,60	4,05	9,92	17,50	46,00
SiO_2	4,87	7,77	8,02	74,62	54,10	27,30	18,30
MnO	0,31	0,50	0,69	0,03	0,37	0,10	0,21
MgO	<0,10	0,13	0,15	<0,01	0,64	0,20	0,44
CaO	0,49	0,66	0,49	2,00	3,10	0,20	1,59
Na_2O	<0,10	0,04	0,02	<0,02	0,30	0,10	0,10
K_2O	<0,10	0,18	0,18	0,40	0,75	0,10	1,00
TiO_2	0,17	0,23	0,24	0,80	1,28	2,35	0,42
P_2O_5	0,45	0,42	0,43	0,04	-	0,30	0,25

Fonte: Adaptado de Roque, Montalvan e Boscov (2021).

1: Lodo residual da ETA Taiapuêba antes da aplicação de H_2O_2 ;

- 2: Lodo residual da ETA Taiapuêba após da aplicação de H_2O_2 ;
- 3, 4 e 5: Lodo residual da ETA Taiapuêba coletados em três diferentes leiras de secagem;
- 6: lodo residual da ETA Tamanduá (Foz do Iguacu/PR)
- 7: lodo residual da ETA de Cubatão/SP

A partir da comparação mostrada na Tabela 5, Roque, Montalvan e Boscov (2021) concluíram que todos os lodos residuais contêm Al_2O_3 , Fe_2O_3 e SiO_2 como componentes principais, enquanto MnO , MgO , CaO , Na_2O , K_2O , TiO_2 e P_2O_5 apareceram em menores porcentagens (Tabela 5). Especificamente nas análises de Montalvan (2016), o teor de Fe_2O_3 foi superior ao de Al_2O_3 , diferindo dos outros estudos (Tabela 5), o que se explica pelo uso de cloreto férrico como coagulante na ETA Cubatão. Em termos gerais, os valores encontrados por Montalvan (2016) estão alinhados com as observações de Babatunde e Zhao (2007), que indicam que lodos de ETAs que são operadas com sais de alumínio apresentam teor de alumínio entre 16,4% e 43,0%, enquanto lodos oriundos de tratamento com sais de ferro têm teor de alumínio variando de 5,2% a 14,8%.

Com base na caracterização físico-química o lodo residual de ETA é classificado como resíduo sólido de classe II-B, considerado não perigoso e inerte, de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004). Por isso, é necessária uma destinação ambientalmente adequada, conforme pontuado na Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

Quando o lodo residual é lançado diretamente em cursos d'água, ele pode ser tóxico para os organismos aquáticos, provocar alterações na fauna e flora, além de contribuir para o assoreamento e transbordamento dos corpos d'água durante períodos de cheia. Esse lançamento também representa uma ameaça aos ecossistemas aquáticos, pois pode liberar patógenos no ambiente, com o potencial de transmitir doenças como cólera, amebíase, diarreia, febre tifoide e gastroenterite, colocando assim a saúde humana em risco. (TAFAREL, 2016; BERNEGOSSI et al., 2022).

Mouratib et al. (2020) usaram o lodo residual de ETA no tratamento, via filtração em membranas, de efluente final de indústria têxtil. Os autores observaram altas eficiências de remoção de turbidez (96,5 a 98,6%) e redução da DQO do efluente (50 a 68%). Além disso, observaram também que as membranas fabricadas com o lodo residual de ETA apresentaram resistência química tanto em meios com pH ácido quanto em meios com pH básico (MOURATIB et al., 2020). Além do uso do lodo residual de ETA na filtração por membranas, Machado e Villanova (2022) ressaltam a possibilidade do reúso deste material na agricultura como adubo, na fabricação de materiais de construção civil e na recuperação de solos

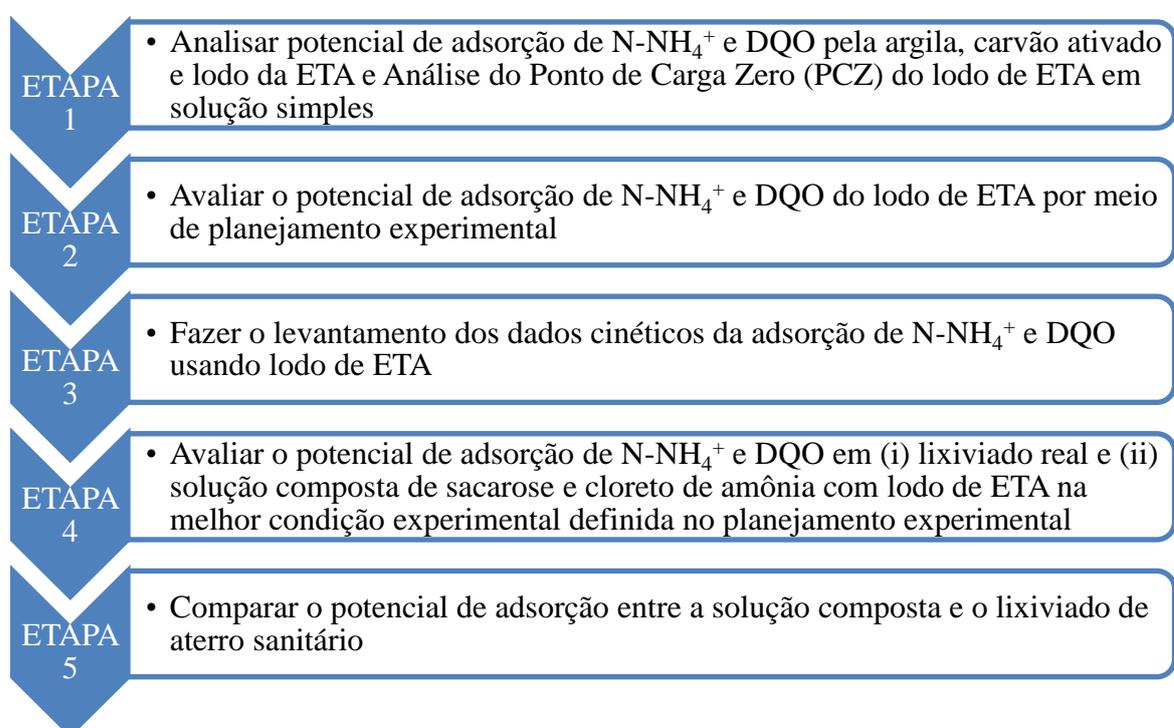
degradados. Os autores também pontuam os desafios técnicos e econômicos associados ao reuso do lodo, incluindo a necessidade de tratamentos prévios para remover contaminantes e a conformidade com normas ambientais.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados em etapas, conforme Figura 3 e as metodologias dispostas neste trabalho. Todos os testes foram realizados em laboratório climatizado a 25 °C.

A princípio foram analisadas as eficiências de adsorção pelos adsorventes em soluções simples, em seguida em solução composta de cloreto de amônia e sacarose e o PCZ. Somente após a avaliação dos resultados obtidos, os testes com amostra de lixiviado de aterro sanitário foram realizados na melhor condição definida pelo planejamento experimental.

Figura 3 – Fluxograma descritivo das etapas experimentais desta pesquisa



4.1 MATERIAIS

Os reagentes utilizados na pesquisa são de grau analítico, a fim de conferir uma maior confiabilidade aos resultados obtidos, como cloreto de amônia (Êxodo Científica), sacarose, reativo de Nessler (Dinâmica), ácido clorídrico (Qhemis) e hidróxido de sódio (Dinâmica).

Quanto aos materiais adsorventes, a argila foi adquirida em uma loja de artesanato da cidade de Uberaba/MG na forma de pasta. O lodo residual da ETA foi obtido, ainda na forma líquida, através de doação de uma empresa de saneamento do Triângulo Mineiro. O lixiviado utilizado foi coletado na empresa Soma Ambiental (Uberaba/MG) e está armazenado no

Laboratório de Processos Ambientais da Universidade Federal do Triângulo Mineiro. O carvão ativado granular foi comprado em uma loja em Uberaba/MG.

4.2 PROTOCOLO EXPERIMENTAL

4.2.1 Condições iniciais do lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado de aterro apresenta complexidade em sua composição, podendo conter matéria orgânica dissolvida, impurezas orgânicas, sais inorgânicos e metais pesados em diferentes concentrações. Para a caracterização da amostra coletada, com o objetivo de comparar a influência do ensaio de adsorção nas principais características do efluente, foram aplicados os métodos de DQO, N-NH₄⁺ e pH. As análises de DQO e pH foram desenvolvidas conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005; MAGALHÃES, 2014) e a análise de teor de NH₄ foi elaborada conforme adaptação de ensaios publicados por Mendes e Pedroza (2019) e Mendham (2002)

4.2.2 Curva de calibração N-amoniacoal – Método de Nessler

Para o preparo da solução padrão de amônia com concentração de 500 mg/L de N-NH₄⁺ diluiu-se 1,96 gramas do sal de cloreto de amônio (NH₄Cl) e avolumou-se com água destilada no balão volumétrico de 1L. Adicionou-se a um Erlenmeyer de 500 mL, 0,2 mL da solução padrão de cloreto de amônio preparada anteriormente e 100 mL de hidróxido de sódio padrão 0,1 M. A mistura foi aquecida em chapa aquecedora a 100 °C e a cada minuto foi mergulhado no vapor liberado durante o processo de aquecimento um pedaço de papel umedecido com solução de nitrato de mercúrio (I). A mistura foi retirada da chapa somente quando o pedaço de papel umedecido não ficasse negro. Em seguida, resfriou-se a solução, adicionou-se algumas gotas de vermelho de metila e titulou-se com solução padrão de ácido clorídrico 0,1 M até o ponto de viragem. A partir desse procedimento foi possível calcular o fator de correção da solução padrão, resultando em 0,9969.

4.2.3 Preparo das soluções e materiais adsorventes envolvidos nas etapas experimentais

4.2.3.1 Soluções

Soluções simples de amônia (concentração de 500 mg/L de N-NH₄⁺) e de sacarose (500 mg/L) foram preparadas de forma individualizada, com adição de 3,81 gramas do sal de cloreto de amônio (NH₄Cl) e 2,38 gramas de sacarose, respectivamente. Ambas as massas foram adicionadas em balões volumétricos de 2 L e avolumados com água destilada. Para os ensaios utilizando lixiviado (etapas 1, 2, 3 e 4), inicialmente, foi necessário filtrar 2 L do efluente utilizando papel de filtro qualitativo, visando a remoção de materiais suspensos. O material retido foi descartado, enquanto o filtrado seguiu para os ensaios de adsorção.

4.2.3.2 *Materiais adsorventes*

Os adsorventes utilizados na pesquisa, lodo de ETA, argila e carvão ativado foram previamente preparados, a fim obter o pó de cada um deles.

- **Lodo ETA:** O lodo de ETA foi seco em estufa (100° C) por 2 dias. Posteriormente foi moído com auxílio de almofariz e peneirado em peneiras com diferentes aberturas, resultando em partículas com diâmetro inferior a 150 µm em peneiras de abertura de 100 mesh.
- **Argila:** A pasta de argila foi exposta diretamente ao sol por 3 dias, recoberta com tecido não tecido (TNT) para evitar contaminação do material. Posteriormente, foi moída com almofariz e pistilo e peneirado em peneira com granulometria de 200 mesh (74 µm). Em seguida, o pó foi submetido à aquecimento em forno mufla pelo período de 2 horas a 400 °C para remoção de qualquer residual de umidade.
- **Carvão ativado:** Os grãos de carvão ativado comercial foram moídos com auxílio de almofariz e pistilo, posteriormente peneirados em peneiras com diferentes aberturas, resultando em partículas com diâmetro inferior a 250 µm em peneiras de abertura de 60 mesh.

4.2.4 **Ensaio de Adsorção – Etapa 1**

Para verificar a capacidade de adsorção de amônia (N-NH₄⁺) e DQO pelo lodo da ETA, argila e carvão ativado, foram realizados ensaios de adsorção com cada material e as soluções simples de amônia e sacarose descritas no item 4.2.3.1. Somente após análise dos dados obtidos, foi realizado o teste de adsorção utilizando o lixiviado de aterro. Para iniciar cada ensaio, pesou-se 0,25 gramas de adsorvente em um béquer de 100 mL, então colocou-se 50 mL da solução

padrão de cloreto de amônio e sacarose, e agitou-se a solução em agitador magnético a 190 rpm e por 1 hora em temperatura ambiente (25° C). O procedimento foi realizado em triplicata com todos os adsorventes.

Durante esta etapa, uma amostra da solução aquosa foi recolhida no intervalo de 30 minutos para verificar a adsorção de amônia e DQO em função do tempo. A separação do adsorvente da solução foi feita por meio de filtração com filtro de nylon diâmetro de 25 µm e poros com 0,45 µm acoplado a uma seringa *luer lock*. Após a amostragem, a alíquota foi colocada em *Eppendorf* e armazenada em geladeira por 2 dias até serem realizadas as análises de quantificação de amônia e DQO remanescentes. Outra alíquota foi retirada ao final do ensaio com o tempo de 60 minutos, a fim de comparar as eficiências de adsorção de N-NH₄⁺ e DQO da solução padrão entre os materiais adsorventes, uma vez que o carvão ativado é comumente utilizado para tratamento de efluentes e remoção de poluentes de meios aquosos. As condições dos testes realizados podem ser verificadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Combinações de testes realizados.

Testes						
Parâmetros	1	2	3	4	5	6
Analito	Solução padrão de amônia			Lixiviado de aterro		
Adsorvente	Lodo de ETA	Carvão ativado	Argila	Lodo de ETA	Carvão ativado	Argila
pH inicial	5,88	5,88	5,88	6,50	6,50	6,50
Massa de adsorvente	0,25g	0,25g	0,25g	0,25g	0,25g	0,25g

Fonte: Autora (2024).

Adicionalmente, foi realizado um ensaio de determinação do ponto de carga zero (PCZ) do lodo de ETA, com o objetivo de identificar o pH no qual a carga superficial líquida do material se torna nula. Essa análise é fundamental, pois o PCZ indica o pH em que o adsorvente passa de uma superfície carregada positivamente para uma carregada negativamente, ou vice-

versa. Ao conhecer esse ponto, é possível otimizar a adsorção de $N-NH_4^+$, já que a afinidade do adsorvente por cátions ou ânions pode variar significativamente conforme o pH. O ensaio foi realizado somente para o lodo de ETA.

Adicionou-se 50 ml de água em cada béquer e o pH foi ajustado para valores entre 2 e 12 com soluções de HCl 0,1 M e NaOH 0,1 M. Em seguida, adicionou-se 0,25 gramas de adsorvente e a mistura foi submetida à agitação constante para garantir um contato uniforme entre o adsorvente e a água. Após 24 horas de repouso, o pH foi aferido novamente para determinar a mudança resultante da interação entre o adsorvente e a solução. A diferença entre o pH inicial e final permitiu a identificação do PCZ, indicando a condição em que a superfície do adsorvente não exerce força eletrostática sobre íons na água, sendo esse o pH ideal para a adsorção de $N-NH_4^+$ em condições específicas.

4.2.5 Planejamento Experimental – Etapa 2

Considerando os resultados dos experimentos supracitados, foi realizado o planejamento experimental a fim de se obter a cinética de adsorção de amônia e DQO do lodo residual de ETA. Os parâmetros podem ser verificados na Tabela 7. Os ensaios foram feitos em béqueres de 100 mL contendo 50 mL de solução. Antes de iniciar os testes o pH inicial de cada experimento foi ajustado para o valor desejado a partir da adição de solução de HCl 0,1 M ou NaOH 0,1 M.

Tabela 7 – Condições experimentais consideradas no planejamento experimental.

Experimento	Variáveis Codificadas			Variáveis Reais		
	pH	% massa	Concentração teórica	pH	% massa	Concentração teórica (mg/L) DQO/ $N-NH_4^+$
1	1	1	1	8	0,75	500/500
2	-1	1	1	4	0,75	500/500
3	1	-1	1	8	0,25	500/500
4	-1	-1	1	4	0,25	500/500
5	1	1	-1	8	0,75	100/100
6	-1	1	-1	4	0,75	100/100

7	1	-1	-1	8	0,25	100/100
8	-1	-1	-1	4	0,25	100/100
9	0	0	0	6	0,5	300/300
10	0	0	0	6	0,5	300/300
11	0	0	0	6	0,5	300/300

Fonte: Autora (2024)

Ao final do teste, alíquotas de cada béquer foram retiradas e submetidas à filtração com filtro de nylon diâmetro de 25 μm e poros com 0,45 μm acoplado à seringa *luer lock*. Após a amostragem, cada alíquota foi colocada em *Eppendorf* e armazenada em geladeira até serem realizadas as análises de quantificação de amônia e DQO remanescentes.

4.2.5.1 Preparo das soluções

Foram preparadas soluções de N-NH₄⁺ e DQO com concentrações iniciais de 500 mg/L, 300 mg/L e 100 mg/L de cada componente, sendo:

- 500 mg/L: 1,9095 g de cloreto de amônia e 1,1875 g de sacarose em 1 litro de água destilada.
- 300 mg/L: 1,145 g de cloreto de amônia e 0,7125 g de sacarose em 1 litro de água destilada.
- 100 mg/L: 0,382 g de cloreto de amônia e 0,238 g de sacarose em 1 litro de água destilada.

4.2.6 Ensaios Cinéticos – Etapas 3 e 4

De acordo com os resultados obtidos no planejamento experimental, os ensaios cinéticos foram realizados em solução padrão de sacarose e N-NH₄⁺ com a melhor condição encontrada no planejamento experimental para cada adsorvato e posteriormente com lixiviado de aterro real, para avaliar a eficiência de adsorção de N-NH₄⁺ e DQO utilizando lodo gerado em uma estação de tratamento de água (ETA).

4.2.6.1 Condições Experimentais

A massa de adsorvente e o pH do meio foram ajustados, considerando a melhor condição encontrada no planejamento experimental. A mistura adsorvente/meio foi submetida à agitação

em agitador mecânico (*shaker*) a 190 rpm por 180 minutos e foram coletadas alíquotas nos intervalos de tempo 0, 1, 2, 3, 4, 5, 10, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 160 e 180 minutos, para obter dados suficientes para montar a cinética de adsorção. A separação do adsorvente da solução foi realizada através de filtração utilizando um filtro de nylon com diâmetro de 25 µm e porosidade de 0,45 µm, acoplado a uma seringa tipo *luer lock*. Após a amostragem, as alíquotas foram transferidas para tubos *Eppendorf* e armazenadas em geladeira até a realização das análises de quantificação da amônia e DQO remanescentes.

4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As concentrações de amônia e DQO na fração líquida (sobrenadante) foram determinadas em todos os experimentos realizados (Etapas 1 a 4) conforme descrição a seguir. As análises de pH foram realizadas com pHmetro Tecnal TEC-7.

4.3.1 Determinação de N-NH₄⁺

Para quantificação do teor de amônia das amostras filtradas, utilizou-se como referência o método de Nessler, que consiste na análise da reação do reagente de Nessler aplicado às amostras que possuam determinada concentração de amônia e sua quantificação por meio do modelo gerado na análise espectrofotométrica. O método utilizado foi uma adaptação de ensaios publicados por Mendes e Pedroza (2019) e Mendham (2002).

A partir da solução padrão, foram preparados os pontos da curva de calibração com concentrações de 2, 5, 10, 20, 35 e 50 mg N/L em balões volumétricos de 10 mL. A amostra correspondente ao ponto branco (0 mg N/L) não recebeu adição da solução padrão. Cada amostra foi diluída em água em uma proporção 1:10 mL. Dessa solução, uma alíquota de 0,2 mL foi adicionada em um balão volumétrico de 10 mL, em seguida 0,5 mL de reativo de Nessler foi adicionado e completou-se o volume com água destilada. Após 15 minutos, realizou-se a leitura das amostras no espectrofotômetro com comprimento de onda ajustado em 440 nm.

4.3.2 Demanda Química de Oxigênio

A análise de DQO envolve a oxidação da matéria orgânica da amostra em uma solução de ácido crômico e sulfúrico, utilizando um excesso determinado de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇), que age como oxidante. Após homogeneizar a amostra, transferiu-se 2,5 ml para um tubo com o auxílio de uma pipeta. Colocou-se 1,5 ml da solução digestora

((K₂Cr₂O₇/H₂SO₄/HgSO₄) e, cuidadosamente, adicionou-se 3,5 ml da solução composta por ácido sulfúrico e sulfato de prata. O tubo foi fechado e agitou-se para homogeneização da mistura. Em seguida, inseriu-se os tubos de todas as amostras em um bloco digestor ajustado para manter a temperatura de 150 ± 2 °C por duas horas. Após este período, os tubos foram resfriados à temperatura ambiente e feita a leitura de cada amostra em um espectrofotômetro a 600 nm e comparando-se os resultados de absorvância com a curva de calibração previamente preparada.

4.4 CÁLCULOS

O desempenho da adsorção nos ensaios realizadas nas Etapas de 1 a 4 foi avaliado em termos de eficiência de remoção e capacidade adsortiva (q_e) de N-NH₄⁺ e DQO, conforme Equações de 3 a 6.

$$\text{Remoção de N - NH}_4(\%) = \frac{\text{Concentração inicial (mg}\frac{\text{N}}{\text{L}}) - \text{Concentração final (mg}\frac{\text{N}}{\text{L}})}{\text{Concentração inicial (mg}\frac{\text{N}}{\text{L}})} \cdot 100 \quad (3)$$

$$\text{Remoção de DQO}(\%) = \frac{\text{Concentração inicial (mg}\frac{\text{DQO}}{\text{L}}) - \text{Concentração final (mg}\frac{\text{DQO}}{\text{L}})}{\text{Concentração inicial (mg}\frac{\text{DQO}}{\text{L}})} \cdot 100 \quad (4)$$

$$\text{Capac. adsortiva DQO (}\frac{\text{mg}_{\text{DQO}}}{\text{g}_{\text{ads seco}}}\text{)} = \frac{\text{Conc inicial (mg}\frac{\text{DQO}}{\text{L}}) - \text{Conc final (mg}\frac{\text{DQO}}{\text{L}})}{m} \cdot V \quad (5)$$

$$\text{Capac. adsortiva N - NH}_4^+ \left(\frac{\text{mg}_{\text{N-NH}_4^+}}{\text{g}_{\text{ads seco}}}\right) = \frac{\text{Conc inicial (mg}\frac{\text{N-NH}_4^+}{\text{L}}) - \text{Conc final (mg}\frac{\text{N-NH}_4^+}{\text{L}})}{m} \cdot V \quad (6)$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 ETAPA 1 - ANÁLISE DO POTENCIAL DE ADSORÇÃO DE N-NH₄⁺ E DQO PELOS ADSORVENTES TESTADOS EM SOLUÇÃO SIMPLES E ANÁLISE DO PCZ DO LODO RESIDUAL DE ETA

As soluções simples de cloreto de amônio e de sacarose sanitário foram utilizadas para ensaios de adsorção com cada um dos três adsorventes testados (lodo residual de ETA, argila e pó de carvão ativado). Cada um desses ensaios teve duração total de 60 minutos. Alíquotas da fração líquida foram retiradas em 30 e 60 minutos, as quais foram encaminhadas para medição de N-NH₄⁺ e DQO, visando obtenção das eficiências médias de remoção de cada adsorvente. Inicialmente avaliou-se o comportamento da remoção de N-amoniacal (Equação 3) e posteriormente a remoção de DQO (Equação 4), conforme resultados indicados na Tabela 8.

Tabela 8 – Remoção de N-NH₄⁺ (%) e DQO (%) após 30 e 60 minutos para a solução simples.

		Lodo	Argila	Carvão ativado
NH ₄ ⁺	30	9,87	17,45	74,45
	60	26,86	33,75	98,21
DQO	30	9,84	5,37	10,74
	60	16,11	25,95	23,26

Fonte: Autora, 2024.

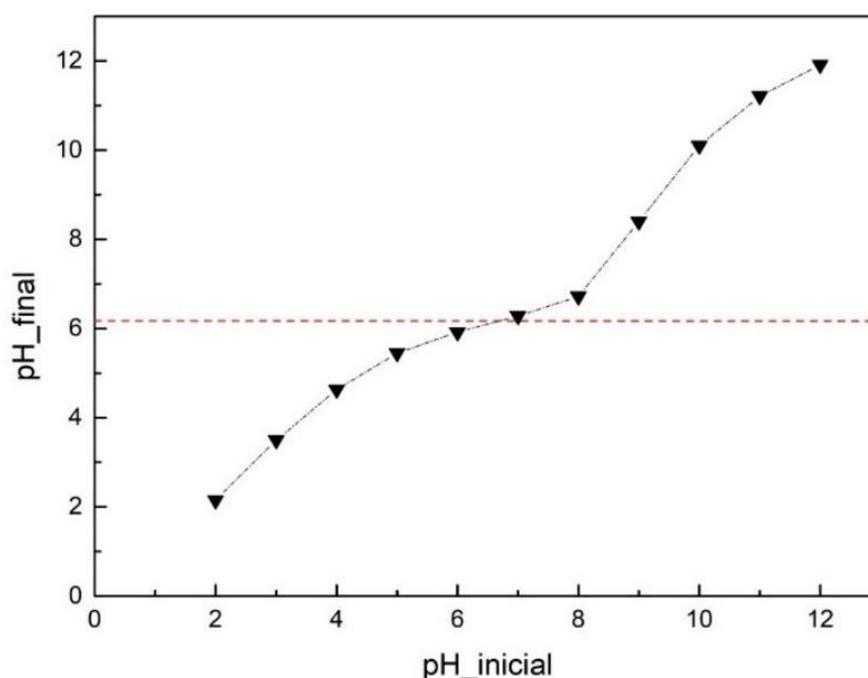
Com relação à remoção de N-amoniacal, os resultados da Tabela 8 mostram que tanto o lodo residual de ETA quanto a argila têm a capacidade de adsorver amônia em meio líquido, com uma redução do íon ao longo do tempo de agitação na solução simples de cloreto de amônio. Além disso, o carvão ativado mostrou remoção significativa de N-amoniacal da solução, em torno de 98%, o que confirma sua conhecida capacidade de adsorção (Tabela 8). Com relação à DQO, os valores de remoção de matéria orgânica pela argila e pelo carvão ativado foram semelhantes ao final dos 60 minutos de ensaio, indicando que a argila apresenta potencial para aplicação no tratamento de efluentes com DQO elevada.

Nascimento et al. (2020) explicam que a cinética de adsorção é a taxa com que o adsorvato é removido da fase fluida ao longo do tempo e o experimento realizado indicou que quanto maior o tempo de contato entre o adsorvente e a solução, melhor foi a remoção dos adsorvatos em estudo. Outro fator que influencia a cinética de adsorção, é o pH e conforme

explicam Oliveira et al. (2020) e Appel et al. (2003), o pH_{PCZ} corresponde ao valor no qual a superfície do adsorvente possui uma carga líquida zero, ou seja, é o pH no qual a quantidade de cargas positivas na superfície do adsorvente é igual à quantidade de cargas negativas, não havendo forças eletrostáticas significativas atraindo ou repelindo as moléculas do adsorvato.

De acordo com as análises realizadas, o pH_{PCZ} do lodo residual de ETA foi de 6,1 (Figura 4). Portanto, quando o pH da solução for abaixo desse valor, a superfície do adsorvente tende a ser carregada positivamente repulsando a amônia, que existe principalmente em sua forma de cátion (NH_4^+) em soluções aquosas, o que diminui a eficiência da adsorção. Em contrapartida, quando o pH é maior que 6,1, a superfície do lodo tende a ser carregada negativamente, o que atrai o íon amônio, aumentando a eficiência da adsorção devido à atração eletrostática.

Figura 4 – Ponto de Carga Zero (PCZ) do lodo residual de ETA.



Fonte: Autora (2024)

A realização do teste de PCZ foi importante para definir o pH da melhor condição de testes de adsorção, bem como na definição dos demais parâmetros do planejamento experimental.

5.2 ETAPA 2 - POTENCIAL DE ADSORÇÃO DE N-NH₄⁺ E DQO DO LODO RESIDUAL DE ETA POR MEIO DE PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

O planejamento experimental foi realizado para verificar a melhor condição de adsorção de N-NH₄⁺ e DQO usando lodo residual de ETA em solução composta com concentração de 500 mg/L de N-NH₄⁺ e DQO. Uma vez que o processo de adsorção é influenciado pelo tempo de contato entre adsorvente e adsorvato, pH, quantidade de adsorvente e concentração de adsorvato na solução (COONEY, 1999; RUTHVEN, 1984; NASCIMENTO et al., 2020; OLIVEIRA et al. 2020), esses parâmetros foram variados conforme Planejamento Fatorial 2³, conforme a Tabela 9 e os resultados analisados.

Tabela 9 – Resultados do planejamento experimental.

Experimento	Variáveis Reais				Resultados		
	pH	% massa	Conc. (mg/L) (DQO/N-NH ₄ ⁺)	Remoção DQO (%)	Remoção Amônia (%)	Capacidade adsortiva DQO (mg/g)	Capacidade adsortiva NH ₄ ⁺ (mg/g)
1	8	0,75	552,5/523,4	7,21	23,75	1,33	4,14
2	4	0,75	552,5/523,5	0,00	22,17	0,00	3,87
3	8	0,25	552,5/523,6	6,45	22,17	1,19	3,87
4	4	0,25	552,5/523,7	1,44	13,88	0,27	2,42
5	8	0,75	126,3/96,6	24,51	1,55	1,03	0,05
6	4	0,75	126,3/96,7	28,61	0,00	1,20	0,00
7	8	0,25	126,3/96,8	30,18	0,00	1,27	0,00
8	4	0,25	126,3/96,9	23,25	0,00	0,98	0,00
9	6	0,5	341,9/290,7	16,35	0,00	1,86	0,00
10	6	0,5	341,9/290,8	5,86	0,00	0,67	0,00
11	6	0,5	341,9/290,9	19,80	0,00	2,26	0,00

Fonte: Autora (2024)

Verificou-se que as melhores condições para remoção de N-NH_4^+ foram obtidas no Experimento 1. As justificativas para tal escolha estão listadas abaixo:

- **pH 8 superior ao pH_{PCZ} de 6,1 (Figura 6):** Como é sabido, quando o pH da solução é superior ao pH_{PCZ} do adsorvente, a eficiência de adsorção de cátions (NH_4^+) é favorecida devido à atração eletrostática, que é decisiva para eficiência do processo de adsorção, como descreveu Appel et al. (2003). Essa interação eletrostática é um dos principais mecanismos que governam a adsorção de cátions em superfícies adsorventes, especialmente em sistemas onde a carga da superfície é ajustável via controle do pH. Em muitos processos de tratamento de águas residuais, por exemplo, ajustar o pH da solução para ficar acima do PCZ do adsorvente é uma estratégia comum para maximizar a remoção de cátions, garantindo que a superfície do adsorvente tenha uma carga negativa suficiente para atrair e reter os íons alvo.
- **Massa de adsorvente de 0,75%:** Nematollahzadeh e Vaseghi (2022) destacam que, à medida que a quantidade de adsorvente na solução aumenta, a quantidade de adsorvato removido também tende a crescer. Esse comportamento pode ser explicado pelo aumento na disponibilidade de sítios de adsorção, que ocorre com o aumento da massa do adsorvente. Mais sítios ativos resultam em uma maior capacidade de captura dos íons ou moléculas do adsorvato presentes na solução, levando a uma remoção mais eficiente.
- **Concentração inicial de adsorvato (N-NH_4^+) de 523,4 mgN/L:** De acordo com Abbin-Bazaine et al. (2022), o equilíbrio da reação de adsorção tende a ser favorável quando a existe disponibilidade de adsorvatos no meio líquido, contudo, cada experimento deve ser avaliado e o balanço de massa realizado para aferição dos demais fatores que possam interferir na adsorção.

Além das características comentadas anteriormente, observou-se que a capacidade adsortiva de N-NH_4^+ no Experimento 1 foi de 4,14 mg/g que é bastante positiva, considerando que a média entre biossorventes é de 5 mg/g, conforme Ighalo e Adeniyi (2020).

Com relação à remoção de DQO observou-se que as maiores eficiências (média de 29,4%) foram registradas nos experimentos 5, 6, 7 e 8 os quais foram realizados com as menores concentrações iniciais de analitos (Tabela 9). Contudo, a melhor capacidade adsortiva (2,26mg/g) foi observada na concentração média de 300 mg/L de adsorvatos.

Com relação à remoção de N-NH_4^+ , o experimento 5 (Tabela 9) apesar de ter o pH da solução adequado (8) e da maior massa de adsorvente (0,75%), a baixa concentração de adsorvato (96,6 mgN/L) limitou a eficiência de remoção de N-NH_4^+ , ressaltando a teoria de Abbin-Bazaine et al. (2022), sobre a disponibilidade de adsorvatos na solução pode aumentar a capacidade adsortiva, devido a disponibilidade dos íons.

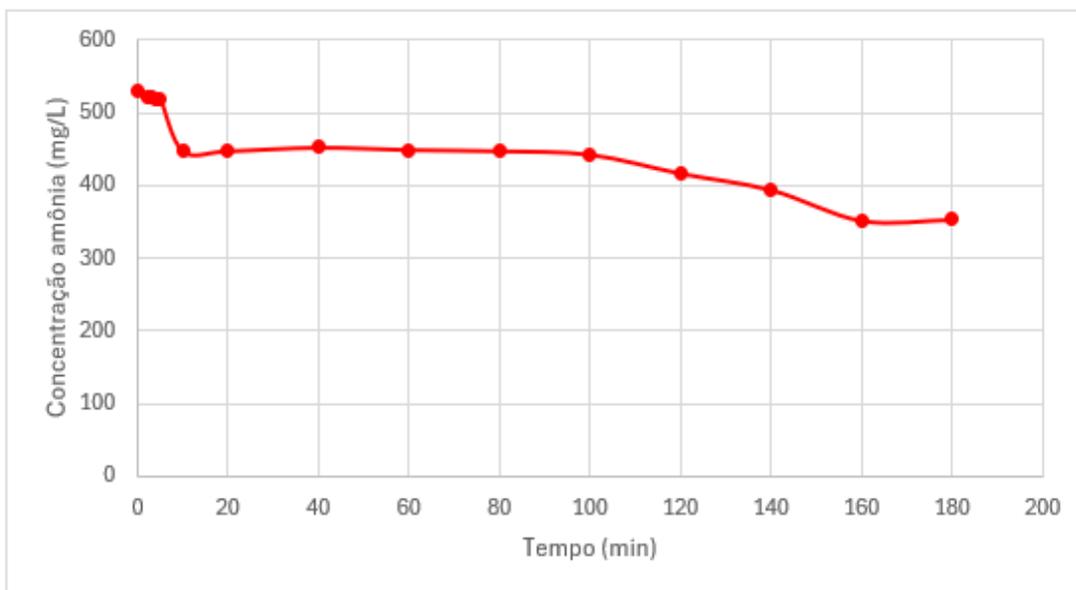
O experimento 4 (Tabela 9) foi conduzido com solução em pH baixo (4) e menor massa de adsorvente (0,25%), o que resultou em menor eficiência de remoção de DQO, como explicam Appel et al., (2003) e Nematollahzadeh e Vaseghi (2022). Esses resultados reforçam a importância de otimizar o pH, a massa de adsorvente e a concentração de adsorvato para maximizar a eficiência de adsorção e a capacidade adsortiva e assegurar a eficácia do tratamento do lixiviado de aterro.

5.3 ETAPA 3 – ANÁLISE CINÉTICA DA ADSORÇÃO DE N-NH₄⁺ E DQO OBTIDA COM O LODO RESIDUAL DE ETA

Os resultados da cinética de adsorção de N-NH₄⁺ e DQO em solução composta (sacarose e cloreto de amônio) são apresentados nas Figuras 5 e 6. As Tabelas 10 e 11 sintetizam as eficiências de remoção e capacidades adsortivas ao longo do ensaio cinético para adsorção de N-amoniaco e DQO, respectivamente.

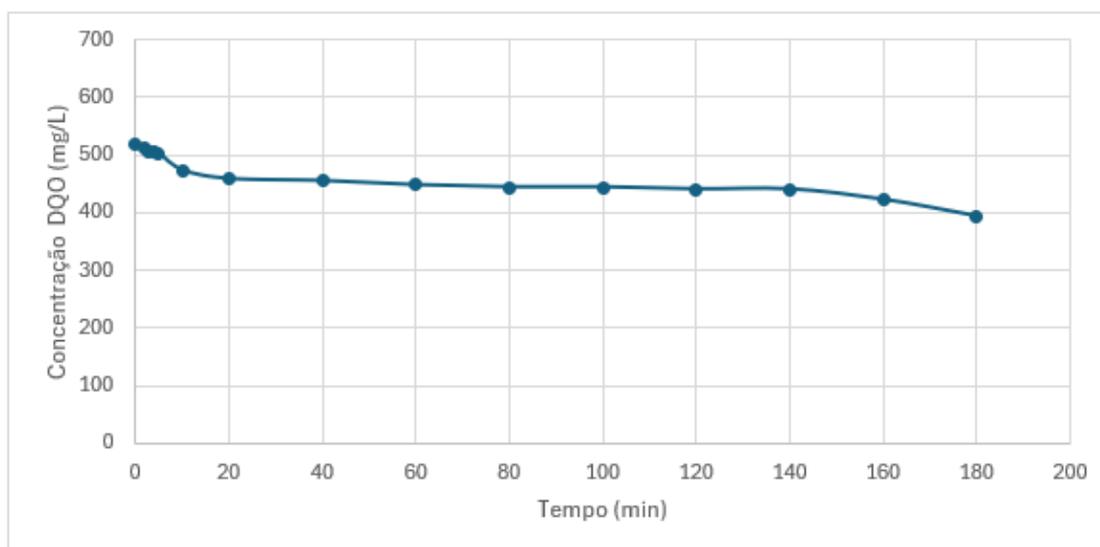
Observa-se na Figura 5 uma rápida taxa de remoção de N-NH₄⁺ nos primeiros 10 minutos de teste. Ao comparar a remoção final de N-NH₄⁺ após 180 minutos de teste com a remoção obtida nos primeiros 10 minutos, notou-se que quase metade do N-amoniaco foi removido neste início (15,54% de remoção em 10 minutos, comparando-se com a remoção total de N-NH₄⁺ de 33,21% removidos em 180 minutos). A agilidade na adsorção nos minutos iniciais de teste sugere a presença de grande disponibilidade de sítios ativos do adsorvente (NASCIMENTO et al., 2020). Nascimento et al. (2020) explicam que um adsorvente com elevada área superficial proporciona mais locais de adsorção disponíveis, podendo contribuir com alta capacidade adsortiva nos macroporos do sorvente. Este comportamento inicial rápido é comum em processos adsortivos, pois a adsorção ocorre primeiramente nos sítios mais acessíveis e energeticamente favoráveis (NASCIMENTO et al. 2020).

Figura 5 – Cinética de adsorção de N-NH_4^+ com lodo residual de ETA.



Fonte: Autora (2024)

Figura 6 – Cinética de adsorção de DQO com lodo residual de ETA.



Fonte: Autora (2024).

No caso da adsorção de matéria orgânica em solução padrão (Figura 6), houve uma elevada taxa de adsorção nos primeiros 20 minutos, correspondente a 11,70%. Já a remoção global de DQO foi de 24,15% em 180 minutos de experimento, evoluindo para um equilíbrio que reduziu a concentração do analito gradualmente até 140 minutos, com posterior aumento da adsorção do material até sua melhor condição no tempo final de 180 minutos. Esse comportamento sugere uma adsorção inicial em locais facilmente acessíveis, seguida pela

difusão em poros internos do adsorvente, conforme discutido por Nascimento et al. (2020). Outros estudos com lixiviado de aterro sanitário, retratam que a remoção de DQO também apresentou uma rápida fase inicial de adsorção seguida de uma fase mais lenta, indicando a importância da difusão em poros menores para a eficiência do processo (ALI e YUE, 2020).

Tabela 10 – Remoção de N-NH_4^+ (%) e capacidade adsortiva (q_e) do lodo de ETA em solução composta.

Tempo (min)	Concentração ($\text{mg}_\text{N}/\text{L}$)	Eficiência de remoção (%)	q_e ($\text{mg}_\text{N}/\text{g}_{\text{lodo}}$)
0	529,6	0,00	0,00
2,5	521,5	1,5	1,08
3,5	521,5	1,5	1,08
4,5	519,9	1,8	1,29
5,5	519,9	1,8	1,29
10	447,3	15,5	10,98
20	447,3	15,5	10,98
40	452,1	14,6	10,33
60	448,9	15,2	10,76
80	447,3	15,5	10,98
100	442,4	16,5	11,62
120	416,6	21,3	15,06
140	394,0	25,6	18,08
180	353,7	33,2	23,46

Fonte: Autora, 2024.

A maior capacidade adsortiva de nitrogênio (23,46 $\text{mg}_\text{N}/\text{g}_{\text{lodo}}$) foi obtida em 180 minutos de teste (Tabela 10), o que reforça o explicado por Nascimento et al. (2020) a respeito da influência do tempo de contato entre adsorvato e adsorvente para promoção da adsorção. Dada et al. (2012) também explicam que a taxa de adsorção tende a ser rápida devido à alta disponibilidade de sítios ativos na superfície do adsorvente no início da reação. À medida que esses sítios vão sendo ocupados, a taxa de adsorção diminui até que o sistema atinja o equilíbrio, onde a quantidade de íons adsorvidos se estabiliza. Esse comportamento demonstra que o tempo de contato adequado é essencial para maximizar a eficiência de remoção de contaminantes em processos de adsorção

Já com relação à capacidade adsortiva de DQO os resultados iniciais (entre 0 e 5,5 minutos) são irrelevantes do ponto de vista analítico (Tabela 11), sendo que a partir de 10 minutos de ensaio notou-se aumento considerável na capacidade adsortiva, até atingir o melhor resultado (16,72 mg DQO/g lodo) em 180 minutos (Tabela 11).

Tabela 11 – Remoção de DQO (%) e capacidade adsortiva (q_e) do lodo de ETA em solução composta.

Tempo (min)	Concentração (mg/L)	Eficiência de remoção (%)	q_e (mg DQO/g lodo)
0	519,2	0,0	0,00
2,5	512,1	1,4	0,96
3,5	504,9	2,8	1,91
4,5	504,9	2,8	1,91
5,5	501,3	3,5	2,39
10	472,7	9,0	6,21
20	458,3	11,7	8,12
40	454,7	12,4	8,60
60	447,6	13,8	9,56
80	444,0	14,5	10,03
100	444,0	14,5	10,03
120	440,4	15,2	10,51
140	440,4	15,2	10,51
180	393,8	24,2	16,72

Fonte: Autora, 2024.

A eficiência de remoção de DQO (Figura 8) foi menor em comparação com a remoção de $N-NH_4^+$ (Figura 5), o que pode ser atribuído à natureza mais complexa dos compostos orgânicos compreendidos na medida analítica de DQO. Estes compostos podem ter tamanhos e formas variadas, afetando sua capacidade de difusão e adsorção nos poros do lodo residual de ETA. Resultados semelhantes foram reportados por Crini (2006), que observou que a complexidade molecular dos contaminantes orgânicos pode influenciar significativamente a eficiência de adsorção em diferentes biossorventes. Além disso, a comparação entre as eficiências de remoção de $N-NH_4^+$ e DQO e as respectivas capacidades adsortivas do lodo residual de ETA sugerem que este biossorvente possui uma afinidade preferencial por cátions

(NH₄⁺), possivelmente devido à maior facilidade de interação eletrostática. Estes resultados destacam a importância de considerar tanto as propriedades do adsorvente quanto às características dos contaminantes ao avaliar a eficiência de processos adsorptivos em diferentes condições experimentais.

5.4 ETAPA 4 – COMPARAÇÃO ENTRE ADSORÇÃO DE N-NH₄⁺ E DQO DO LODO RESIDUAL DE ETA E DO CARVÃO ATIVADO CONSIDERANDO A MELHOR CONDIÇÃO EXPERIMENTAL DEFINIDA NO PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Ensaio de adsorção com carvão ativado em pó e lodo residual de ETA foram realizados aplicando-se a melhor condição experimental observada no Planejamento Fatorial 2³ realizado na Etapa 2. Sendo assim as condições experimentais aplicadas foram: pH 8, massa de adsorvente de 0,75% e concentrações iniciais de N-NH₄⁺ e DQO variando entre 529,6 e 687,8 mg N/L, e 519,2 e 953,2 mg DQO/L, respectivamente. Considerando a solução padrão composta (sacarose e cloreto de amônio) o carvão ativado apresentou eficiência total de remoção de N-NH₄⁺ de 36,6 % em 180 minutos (Tabela 12). Em relação à DQO, a remoção foi de 21,4% (Tabela 12).

Tabela 12 – Remoção de N-NH₄⁺ (%) e DQO usando carvão ativado em solução composta.

	Tempo (min)	Concentração (mg/L)	Eficiência de remoção (%)	q_e (mg/g_{carvão})
N-NH ₄ ⁺	0	529,6	0	0
	60	392,4	25,9	18,3
	180	335,9	36,6	25,8
DQO	0	519,2	0	0
	60	479,8	7,6	5,3
	180	408,2	21,4	14,8

Fonte: Autora, 2024.

De fato, o carvão ativado é amplamente reconhecido por sua alta área superficial e estrutura porosa, que facilitam a adsorção de íons amônio e compostos orgânicos (GUPTA et al., 2009). De forma similar, o lodo de ETA, que apresentou uma eficiência de 33,2% para N-NH₄⁺ e 24,2% para DQO (Tabela 13), também mostra potencial comparável ao carvão ativado, especialmente em termos de remoção de matéria orgânica e amônio, corroborando com outros

estudos que indicam o uso de materiais residuais como adsorventes viáveis em tratamentos de águas (BARROS et al., 2013).

Tabela 13 – Remoção de N-NH_4^+ (%) e DQO usando lodo de ETA em solução composta.

	Tempo (min)	Concentração (mg/L)	Eficiência de remoção (%)	q_e (mg/g_{carvão})
N- NH_4^+	0	529,6	0	0
	60	448,9	15,2	10,8
	180	353,7	33,2	23,5
DQO	0	519,2	0	0
	60	447,6	13,8	9,6
	180	393,8	24,2	16,7

Fonte: Autora, 2024.

Esses resultados demonstram a viabilidade de diferentes materiais como adsorventes em tratamentos de efluentes, evidenciando que tanto o carvão ativado quanto o lodo de ETA possuem capacidades adsorptivas significativas para a remoção de poluentes como N-NH_4^+ e DQO. A eficiência semelhante entre os dois materiais ressalta o potencial do lodo de ETA como uma alternativa econômica e sustentável ao carvão ativado, especialmente considerando a disponibilidade e o baixo custo associado ao uso de resíduos industriais em processos de tratamento (WANG e CHEN, 2016).

Dessa forma, o emprego de materiais como o lodo de ETA não só contribui para a redução de poluentes, mas também promove a valorização de resíduos, alinhando-se com práticas de economia circular e sustentabilidade ambiental.

5.5 ETAPA 5 – ANÁLISE DO POTENCIAL DE ADSORÇÃO DE N-NH_4^+ E DQO PELOS ADSORVENTES EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O potencial de adsorção de N-NH_4^+ e DQO por carvão ativado em lixiviado de aterro sanitário foi analisado por meio dos mesmos procedimentos analíticos realizados nas soluções simples e compostas. O teste realizado com carvão ativado em lixiviado de aterro teve duração total de 3 horas (180 minutos) e apresentou eficiência de remoção de N-NH_4^+ e DQO semelhantes, 18,2 e 18,6%, respectivamente (Tabela 14).

Tabela 14 – Remoção de N-NH₄⁺ (%) e DQO (%) usando carvão ativado em lixiviado de aterro sanitário.

	Tempo (min)	Concentração (mg/L)	Eficiência de remoção (%)	q_e (mg/g_{carvão})
N-NH ₄ ⁺	0	797,5	0	0
	60	687,8	13,8	14,6
	120	676,5	15,2	16,1
	180	652,3	18,2	19,4
DQO	0	953,2	0	0
	60	829,6	13,0	16,5
	120	793,7	16,7	21,3
	180	775,8	18,6	23,7

Fonte: Autora, 2024.

Ao comparar as eficiências de remoção de N-NH₄⁺ e DQO do carvão ativado em lixiviado de aterro sanitário e na solução composta, observou-se que as maiores remoções, para ambos os analitos foram obtidas nos ensaios com solução composta (Tabela 12). Tal resultado justifica-se pelo fato de que o lixiviado possui uma composição altamente complexa, a qual pode influenciar na disponibilidade dos sítios ativos do adsorvente. Em outras palavras, outros analitos, os quais não foram estudados nesse trabalho, podem ter sido adsorvidos pelo carvão ativado, ocupando poros e microporos que deixaram de adsorver o N-NH₄⁺ e matéria orgânica.

Com relação à argila, a remoção de DQO do lixiviado de aterro sanitário foi expressiva em 60 minutos (57,77% - Tabela 15) e espera-se que, futuramente, a análise de microscopia eletrônica de varredura e difração de raios X com os materiais adsorventes antes e após tratamento poderão esclarecer a atividade de adsorção desse material com maior precisão.

Tabela 15 – Remoção de N-NH₄⁺ (%) e DQO (%) após 30 e 60 minutos usando argila em lixiviado de aterro sanitário.

	Tempo (minutos)	Eficiência de remoção (%)	q_e (mg/g_{argila})
N-NH ₄ ⁺	30	17,45	5,16
	60	33,75	17,75

DQO	30	30,26	26,28
	60	57,77	50,17

Fonte: Autora, 2024

A Tabela 16 sintetiza os resultados dos ensaios de adsorção de N-NH₄⁺ e DQO com lodo residual de ETA, respetivamente. A eficiência total de adsorção de N-NH₄⁺ do lixiviado de aterro sanitário foi de 20% (Tabela 16), resultado superior à eficiência obtida com o carvão ativado (Tabela 14). Tal resultado indica que o lodo de ETA pode ser um adsorvente mais eficaz para NH₄⁺ em certas condições, possivelmente devido à presença de superfícies ativas específicas e características físico-químicas que favorecem a adsorção desse íon.

A remoção de DQO pelo lodo residual de ETA (Tabela 16) seguiu a mesma tendência que a remoção de DQO registrada no ensaio com carvão ativado (Tabela 14), resultando em uma fração menor de DQO adsorvida ao final do teste, se comparado com a fração adsorvida de N-NH₄⁺. Evidentemente, a capacidade adsortiva (q_e) do material foi maior para os íons NH₄⁺ do que para a DQO. Como comentado anteriormente, isso pode ser explicado pela complexidade molecular das substâncias orgânicas presentes no lixiviado, que podem apresentar dificuldades maiores para serem adsorvidas em comparação com íons simples como a amônia. Estudos como os de Kurniawan et al. (2006) e Nascimento et al. (2020) reforçam que a estrutura molecular dos compostos orgânicos interfere significativamente na eficiência de remoção por adsorventes.

Tais resultados corroboram com estudos que destacam a influência da complexidade da composição do lixiviado na eficiência de adsorção de analitos específicos. Por exemplo, Foo e Hameed (2010) demonstraram que a presença de substâncias húmicas e outros compostos orgânicos complexos no lixiviado pode competir pelos mesmos sítios ativos de adsorção que os poluentes alvo, reduzindo a eficiência global do processo.

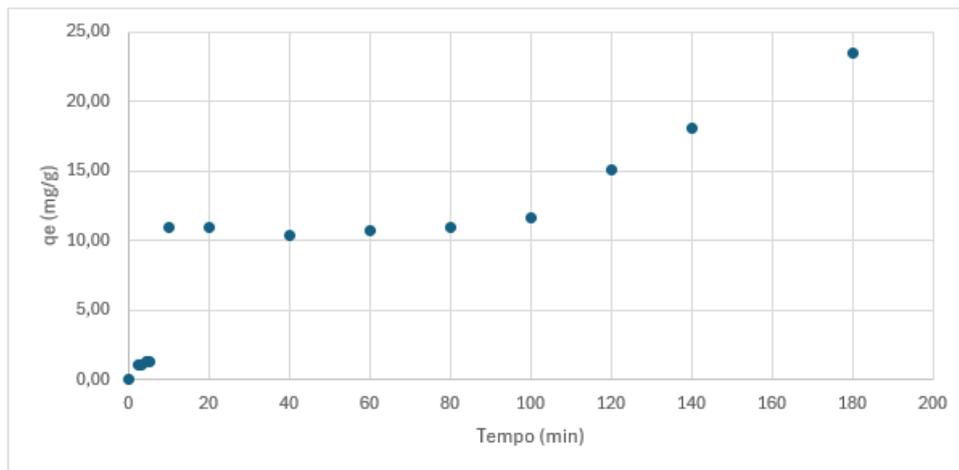
Tabela 16 – Remoção de NH₄⁺ e DQO (%) usando lodo de ETA em lixiviado de aterro sanitário.

	Tempo (min)	Concentração (mg/L)	Eficiência de remoção (%)	q_e (mg/g_{lodo})
N-NH ₄ ⁺	0	797,5	0	0
	60	747,5	6,3	6,7
	120	716,8	10,1	10,8
	180	637,7	20,0	21,3

	0	953,2	0	0
DQO	60	871,4	8,6	10,9
	120	853,5	10,5	13,3
	180	835,5	12,3	15,7

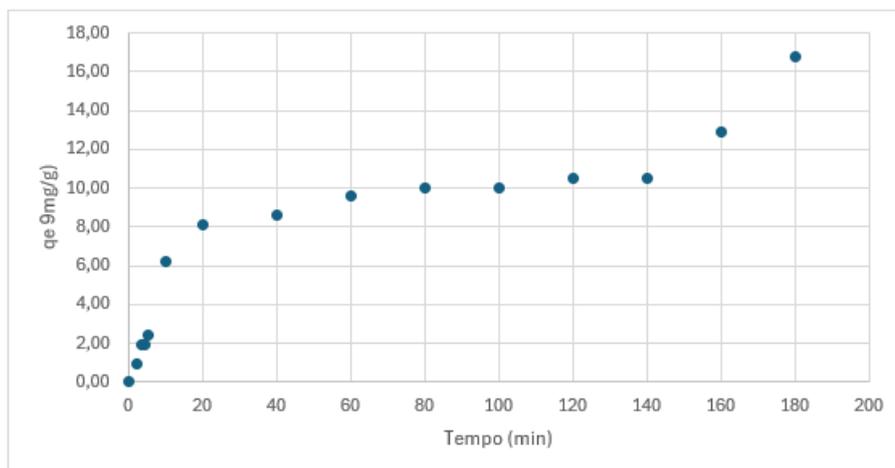
Fonte: Autora, 2024.

Figura 7 – Capacidade adsortiva de N-NH₄⁺ usando lodo de ETA em solução padrão composta.



Fonte: Autora, 2024.

Figura 8 – Capacidade adsortiva de DQO usando lodo de ETA em solução padrão composta.



Fonte: Autora, 2024.

Os resultados obtidos no presente estudo mostraram uma eficiência de remoção de N-NH₄⁺ utilizando lodo de ETA de até 33,2% em um período de 180 minutos e uma capacidade adsortiva q_e de aproximadamente 23,46 mg/g (Figura 7) e nas mesmas condições, uma remoção de 24,2% de DQO e uma capacidade adsortiva q_e de aproximadamente 16,72 mg/g. Ao

comparar esses resultados com o estudo feito por Mouratib et al. (2020), que relataram uma eficiência de remoção de contaminantes orgânicos e inorgânicos em torno de 50-60%, utilizando um tempo de filtração comparável, observou-se que, embora a eficiência de remoção do íon no presente estudo seja ligeiramente inferior, deve-se considerar que o material adsorvente utilizado por Mouratib et al. (2020) é uma membrana cerâmica, que apresenta uma estrutura e propriedades físico-químicas possivelmente mais adequadas para a remoção de contaminantes. Entretanto, a utilização do lodo de ETA como adsorvente ainda mostra potencial significativo, até mesmo para composição de outros materiais que possam ser usados no tratamento de efluentes e águas residuais.

6. CONCLUSÕES

Os aterros sanitários, embora sejam considerados uma alternativa de baixo custo para a destinação de RSU, em comparação a outra destinação como a incineração, apresentam a desvantagem de gerar lixiviados ricos em amônia e matéria orgânica, que podem ter efeitos negativos nos corpos d'água e na saúde humana. Neste estudo, foi investigada a eficiência do carvão ativado, do pó de argila e do lodo residual de ETA na remoção de NH_4^+ e DQO do lixiviado de aterro sanitário e soluções simples e composta desses analitos.

Os resultados indicaram potencial de adsorção de todos os materiais adsorventes e os melhores resultados foram obtidos em soluções preparadas (simples e composta), sugerindo que os demais compostos do lixiviado, não estudados nessa pesquisa, podem ter ocupado os sítios ativos dos adsorventes.

Por meio do planejamento experimental, pode-se observar a influência dos fatores pH, quantidade de adsorvente e concentração de adsorvato na eficiência do processo adsorptivo, indicando que para obter-se os melhores resultados os parâmetros devem ser estudados e controlados.

A pesquisa ainda sugere que o lodo de ETA pode ser uma alternativa viável e eficiente para a adsorção de NH_4^+ e DQO em lixiviado de aterro, possivelmente devido à sua disponibilidade de sítios ativos para adsorção de íons, ainda mais considerando a possibilidade de realizar o tratamento em várias lagoas em série.

Este estudo corrobora a necessidade de explorar alternativas sustentáveis e eficientes para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, especialmente considerando a limitação dos métodos convencionais. Portanto, a utilização do lodo residual de ETA não só representa uma alternativa viável para a adsorção de contaminantes como NH_4^+ e DQO em lixiviados de aterro, mas também promove uma abordagem sustentável para a gestão de resíduos sólidos urbanos, alinhando-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU.

Estudos futuros devem focar em otimizar as condições de adsorção e explorar a viabilidade econômica e operacional do uso de lodo residual em larga escala, além de verificar a atuação do adsorvente alternativo na remoção de outros contaminantes que compõem o lixiviado de aterro sanitário, bem como combinar técnicas de pré-tratamento do efluente para melhorar a adsorção de componentes mais complexos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDELFATTAH, I., EL-SAIED, F., ALMEDOLAB, A. **Biosorption as a Perfect Technique for Purification of Wastewater Contaminated with Ammonia**. Applied Biochemistry Biotechnology, 2002. p. 194.
- ACHON L.C, BARROSO M.M, CORDEIRO J.S. **Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro**. Eng Sanit Ambient, 2013.
- ALI, M.; YUE, D. **Population dynamics of microbial species under high and low ammonia nitrogen in the alternate layer bioreactor landfill (ALBL) approach**. Bioresource Technology, 2020.
- ALIEWI, A., Hadi, K., BHANDARY, H. et al. **Investigation of landfill leachate pollution impact on shallow aquifers using numerical simulation**. Arabian Journal of Geosciences, 2021. Vol.14 p. 20.
- ALMASRI, M. N. Nitrate contamination of groundwater: A conceptual management framework. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 27, 2007. p. 220-242.
- ALVES, L.; TESSARO, I.; CASSINI, A. **Estudo do aumento da biodegradabilidade de chorume de aterro sanitário**. IX Oktoberforum – PPGEQ. Porto Alegre, 2010.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th Edition. American Public Health Association, Washington, DC, 2005.
- APPEL, C.; MA, L. Q.; RHUE, R. D; KENNELLEY, E. **Point of zero charge determination in soils and minerals via traditional methods and detection of electroacoustic mobility**. Geoderma, v. 113, n. 1-2, p. 77-93, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. ABRELPE, 2020.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NR 13.896**: Condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de resíduos não perigosos. Rio de Janeiro, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- BABEL, S.; KURNIAWAN, T. A. **Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review**. Journal of Hazardous Materials, 2003. 97(1-3), 219-243.
- BERNEGOSI, A. C., FREITAS, B. L. S., CASTRO, G. B., MARQUES, J. P., TRINDADE, L. F., LIMA e SILVA, M. R., FELIPE, M. C., OGURA, A. P. **A systematic review of the water treatment sludge toxicity to terrestrial and aquatic biota: state of the art and management challenges**. Journal of Environmental Science and Health, Part A. vol. 57, n. 4, p. 282-297, 2022.
- BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Diário Oficial da União, Brasília, DF. Seção 1, p. 3, 2010.
- CARVALHO, L. T.; SAMPAIO, S. F. M. **Adsorção**. USP, 2010.

CEROVIC, L. et al. **Point of zero charge of different carbides. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 297, n. 1-3, p. 1-6, 2007.

CHRISTENSEN, T. H., KJELDSSEN, P., BJERG, P. L., JENSEN, D. L., CHRISTENSEN, J. B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H. J., & HERON, G. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes**. Applied Geochemistry, 16(7-8), 659-718, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. CETESB. São Paulo, 2017.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS (CNM). **Meio ambiente e saneamento**. Disponível em: <https://cnm.org.br/comunicacao/noticias/13-anos-da-politica-nacional-de-residuos-solidos-cresce-municipios-com-aterros-sanitarios>. Acesso em 09 jun 2024.

COONEY, D. O. **Adsorption Design for Wastewater Treatment**. Florida: CRC Press, 1999.

CRINI, G. **Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review**. Bioresource Technology, [s.l.], v. 97, n. 9, p. 1061-1085, 2006.

DABROWSKI, A. **Adsorption: From theory to practice**. Advances in Colloid and Interface Science, 2001. 93(1-3), p. 135-224

DADA, A. O., OLALEKAN, A. P., OLATUNYA, A. M., DADA, O. **Langmuir, Freundlich, Temkin and Dubinin–Radushkevich isotherms studies of equilibrium sorption of Zn²⁺ unto phosphoric acid modified rice husk**. Journal of Applied Chemistry, 3(1), 38-45.2012

DANTAS, G.; COSTA, E.; CARTAXO, A.; SILVA, M.; LEITE, V. **Remoção de nitrogênio: uma revisão no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico**. CONAPESC. Campina Grande, 2019.

DI BERNARDO; L.; DANTAS, A. DI B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 1. ed. São Carlos, 2005. p. 792.

FOO, K. Y.; HAMEED, B. H. **Insights into the modeling of adsorption isotherm systems**. Chemical Engineering Journal, 2010, vol. 156(1), p. 2-10.

FREUNDLICH, H. **Over the adsorption in solution**. Zeitschrift für Physikalische Chemie, 57, 385-470, 1906.

GONÇALVES, B. J. A., FIGUEIREDO, K. C. S. **Acetic acid adsorption in activated carbon for adsorption teaching**. Journal of Engineering and Exact Sciences, 2020. 704–708.

GUPTA, V. K., CARROTT, P. J. M., RIBEIRO, M. M. L., SUHAS. **Low-Cost Adsorbents: Growing Approach to Wastewater Treatment—a Review**. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2009, 39(10), 783-842 p.

IMAM, D. M., S. E. RIZK; M. F. Attallah. **Adsorption Studies of Ce(III) and Zr(IV) from Aqueous Solution Using Clay and Humic Acid-clay Materials**. Particulate Science and Technology, 2020. 922-930p.

JAIN, T; KUMAR, S.; PARMAR, A.; ARORA, V.; ABDUL-ZAHRA, D.; NAGPAL, A. **Sustainable Materials for Water Treatment: A Comprehensive Review**. E3S Web of Conferences. 2023. 430.

KURNIAWAN, T. A; LO, W.; CHAN, G. **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, 2006. Vol. 129, 80-100 p.

LANGMUIR, I. **The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica, and platinum**. Journal of the American Chemical Society, 40, 1361-1403, 1918.

LIMAVERDE, A. M. F; SILVA, L. A. **Estudo de tratamentos aplicados a lixiviado de aterros sanitários**. Boletim do Observatório Ambiental. Essentia Editora, 2019.

LOPES, A. R., et al. **Reuse of sewage sludge in the production of ceramic membranes for wastewater treatment**. Waste Management & Research, 2022.

MACHADO, V. F.; VILLANOVA, D.L. **Lodo de Estação de Tratamento de Água: destinação e reciclagem**. Revista Liberato, 2022, vol. 23. 139–148 p.

MAGALHÃES, N. **Remoção e recuperação de amônia de lixiviado de aterro sanitário utilizando membranas contactoras e comparação com processos convencionais**. UFMG, Belo Horizonte, 2014.

MARCONATO, E.; SILVA, M. J.; OLIVEIRA, R. F.; SOUZA, P. R.; SANTOS, L. A. **Panorama da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil**. 2023. Relatório técnico. Instituto de Pesquisa em Resíduos Sólidos. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/380281212_Planejamento_das_rotas_de_coleta_de_residuos_solidos_domiciliares_especiais_por_meio_de_um_sistema_de_informacoes_geograficas_para_transporte/fulltext/6633a4567091b94e93eb2bc8/Planejamento-das-rotas-de-coleta-de-residuos-solidos-domiciliares-especiais-por-meio-de-um-sistema-de-informacoes-geograficas-para-transporte.pdf. Acesso em: 7 jun. 2024.

MASSARIOL, P. S.; BAZZARELLA, A. Z.; COURA, J. C.; DUARTE, E. B.; FERRAZ, B. R. L.; MARADINI, G. S.; MOTA, M. V. de C.; OLIVEIRA, L. G.; POLASTRELI, D. L.; SANTANA, D. F.; SANTOS, C. P.; NASCIMENTO, W.A.R.; Soares, C. O.; PROFETI, L. P. R.; PROFETI, D.. **Investigação do equilíbrio de adsorção de diferentes ácidos orgânicos em carvão ativado comercial**. São Paulo: Blucher, 2018. p. 95-100

MENDES, A.T.; PEDROZA, M. M. **Determinação da concentração de nitrogênio amoniacal pelo método de Nessler**. CONTECC, Palmas, 2019.

MENDHAM, J; et al. **VOGEL**, análise química quantitativa. 6. ed. Rio De Janeiro: LTC, 2002. 462 p.

MONTALVAN, E.L.T. **Investigação do comportamento geotécnico de misturas de solo arenoso com lodo da Estação de Tratamento de Água Cubatão**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2016.

MOHAN, D.; SARSWAT, A.; OK, Y. S.; PITTMAN Jr, C. U. **Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low-cost and sustainable adsorbent: a critical review**. Bioresource Technology, 2014. 160, p.191-202.

MOURATIB, R.; ACHIOU, B.; KRATI, M.; YOUNSSI, S. A.; TAHIRI, S. **Low-cost ceramic membrane made from alumina- and silica-rich water treatment sludge and its application to wastewater filtration.** Journal of the European Ceramic Society, 2020, Volume 40. 5942-5950 p.

MUCHIMBANE, A.B.D.A. **Avaliação da influência da disposição de lodo gerado por estação de tratamento de água sobre a qualidade do solo e da água subterrânea na área da Barragem Taiacupeba, Suzano, SP.** Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2016.

NAKAMURA, C. Y., et al. **Avaliação da qualidade da água subterrânea no entorno de um aterro sanitário.** São Paulo, Brasil 2014, vol. 28.

NASCIMENTO, R.; LIMA, A.; VIDAL, C.; MELO, D.; RAULINO, G. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais.** 2ª Edição. Imprensa Universitária, Fortaleza, 2020.

NUNES, L. C., et al. **Use of marble residues in the production of ceramic membranes: a sustainable approach.** Materials Science and Engineering: B, 2020.

NUNES, L.A.O. **Ganhos econômicos com créditos de carbono: uma estimativa para o aterro sanitário em Campina Grande-PB.** UFCG, 2018.

OLIVEIRA, C. N. M.; VELOSO, P. H. N.; MAXIMIANO, J. S.; RIBEIRO, E. N. **Análise da influência da teoria da escolha pública na criação de aterros sanitários em municípios.** Revista Meta: Avaliação, v. 11, n. 2, p. 145-160, 2019.

OLIVEIRA, F. F.; MOURA, K. O.; COSTA, L. S.; VIDAL, C.B.; LOIOLA, A.R.; NASCIMENTO, R.F. **Reactive Adsorption of Parabens on Synthesized Micro- and Mesoporous Silica from Coal Fly Ash: pH Effect on the Modification Process.** ACS Omega, Fortaleza, v. 5, n.7, 2020.

OLIVEIRA, F. S., et al. **Evaluation of water treatment sludge as a raw material for adsorbent production.** Environmental Science and Pollution Research, 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Transformando Nosso Mundo: Uma Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável.** 2015. Traduzido pelo Centro de Informação das Nações Unidas para o Brasil (UNIC Rio), 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf> . Acesso em: 30 abr, 2024.

PEREIRA, C.B; OLIVEIRA, J.L.; NASCENTES, A.L. **Discussões sobre as alternativas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário no Brasil diante do desafio dos contaminantes emergentes.** Revista Holos, Ano 39, v.6. Rio Grande do Norte, 2023.

PORTELLA, M. O.; RIBEIRO, J. C. J. **Aterros Sanitários: Aspectos Gerais e Destino Final dos Resíduos.** Revista Direito Ambiental e sociedade, v. 4, n. 1, p. 115-134, 2014.

PRZYDATEK, G., KANOWNIK, W. **Impact of small municipal solid waste landfill on groundwater quality.** Environ Monit Assess, 2019.

QUEIROZ, L.M, et al. **Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 16, 2011, 403–410 p.

RAMIREZ, K.G.; POSSAN, E.; BITTENCOURT, P.R.S.; CARNEIRO, C.; COLOMBO, M. (2018). **Physico-chemical characterization of centrifuged sludge from the Tamanduá water treatment plant.** Foz do Iguaçu, PR, 2018. Matéria, 23, nº 3.

RAYCHAUDHURI, A.; BEHERA, M. **Ceramic membrane modified with rice husk ash for application in microbial fuel cells,** Electrochimica Acta, vol. 363, 2020, 137261.

ROQUE, A., MONTALVAN, E.L.T, BOSCOV, M. E. G. **Caracterização mineralógica, química e geotécnica do lodo da estação de tratamento de água Taiaçupeba.** Geotecnia, 151, 33-52, 2021.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE A GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (SINIR). **Painel de Meio Ambiente,** 2019. Disponível em: <https://sinir.gov.br/paineis/destinacao/>. Acesso em 09 jun 2024.

TAFAREL, N. F., MACIOSKI, G., CARVALHO, K. Q., NAGALLI, A., FREITAS, D. C., PASSIG, F. H. **Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água.** Matéria: Rio de Janeiro, 2016. v. 21, n. 4, p. 974-986.

TEIXEIRA, S.R.; MAGALHÃES, R.S.; ARENALES, A.; SOUZA, A.E.; ROMERO, M.; RINCÓN, J.M. **Valorization of sugarcane bagasse ash: Producing glass-ceramic materials.** Journal of Environmental Management, Vol. 134, 2014, p.15-19.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, & INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (2024). **Global Waste Management Outlook 2024 - Beyond an age of waste: Turning Rubbish into a Resource.** Disponível em: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/44939>. Acesso em: 07 jun 2024.

VASEGHI, Z.; NEMATOLLAHZADEH, A. **Industrial Wastewater Treatment: Biosorbents in Industrial Wastewater Treatment.** Springer, 2022.

VIJAYARAGHAVAN, K.; YUN, Y.-S. **Bacterial biosorbents and biosorption.** Biotechnology Advances, 2008, 26(3), 266-291.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Princípios do tratamento biológico de águas residuárias 4. ed. Belo Horizonte, 2014.

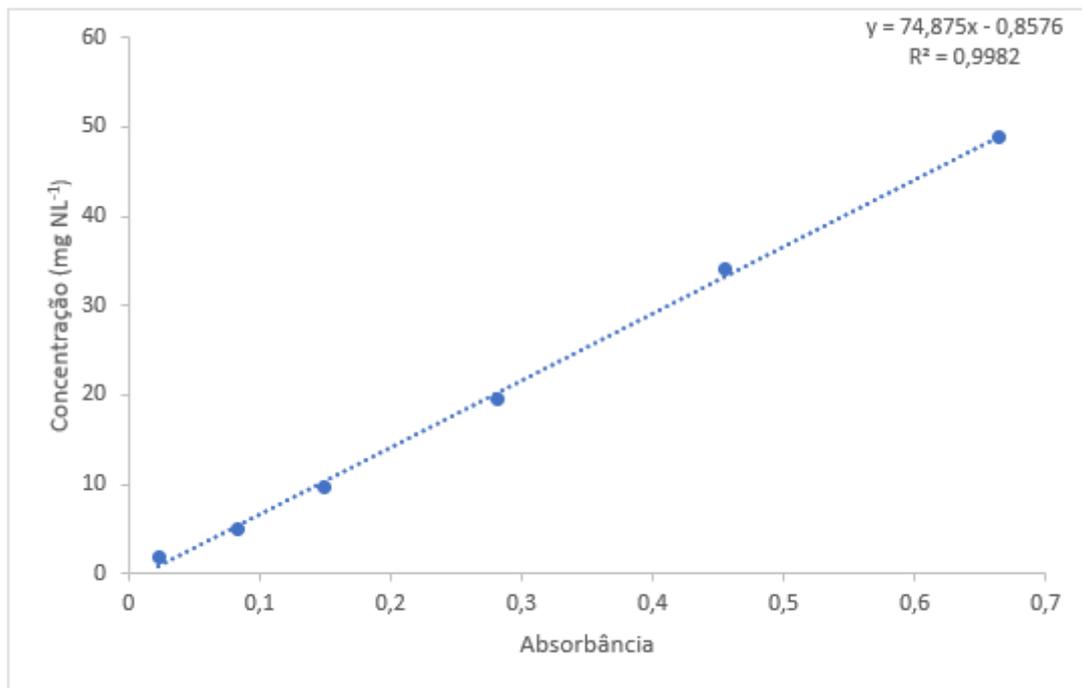
WASSERMAN, J.C., de OLIVEIRA, L.S, de PONTES, G.C. et al. **Mercury contamination in the sludge of drinking water treatment plants dumping into a reservoir in Rio de Janeiro, Brazil.** Environ Sci Pollut Res 25, 2018.

WEBLER, A.D.; MAHLER, C.F.; DEZOTTI, M. **Tratamento de lixiviado por processos combinados: coagulação/floculação, air stripping, ozonização e lodo ativado.** Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental., 2018, v.23 901-911 p.

ANEXO A – Curva de calibração de N-amoniaco

Com os resultados das absorvâncias da curva de calibração, foi possível plotar a Figura 9, para verificação da linearidade da curva e coeficiente de correlação. Considerando que o coeficiente de correlação (R^2) foi próximo a 1, o grau de confiança de relação da curva de calibração é elevado.

Figura 11 – Curva de calibração para nitrogênio amoniaco (mg N L^{-1}) a partir do método de Nessler.

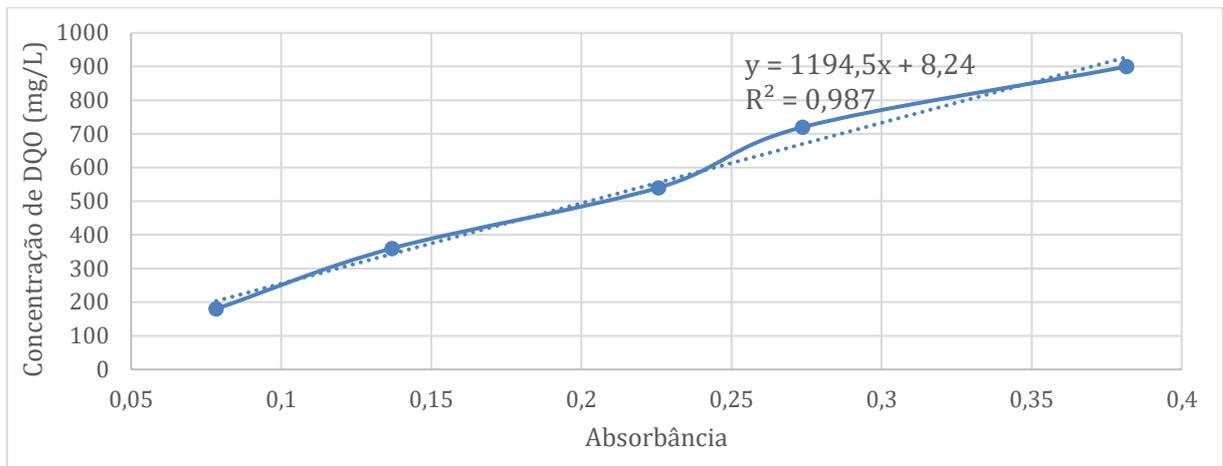


Fonte: Autora (2024).

ANEXO B – Curva de calibração de DQO

Com os resultados das absorvâncias da curva de calibração de DQO, foi possível plotar a Figura 10, para verificação da linearidade da curva e coeficiente de correlação. Considerando que o coeficiente de correlação (R^2) foi próximo a 1, o grau de confiança de relação da curva de calibração é elevado.

Figura 12 - Curva de calibração DQO



Fonte: Autora (2024).