



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I- CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CCT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - DESA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

MARCELA DE ALMEIDA COSTA

**ADSORÇÃO DE CONTAMINANTES DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
UTILIZANDO CARVÃO ATIVADO E BENTONITA**

**CAMPINA GRANDE
2024**

MARCELA DE ALMEIDA COSTA

**ADSORÇÃO DE CONTAMINANTES DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
UTILIZANDO CARVÃO ATIVADO E BENTONITA**

Trabalho de Conclusão de Curso o apresentado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos.

Coorientadora: Ma. Luisa Thaynara Muricy de Souza Silva

**CAMPINA GRANDE
2024**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto em versão impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que, na reprodução, figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

C837a Costa, Marcela de Almeida.

Adsorção de contaminantes em lixiviado de aterro sanitário utilizando carvão ativado e bentonita [manuscrito] / Marcela de Almeida Costa. - 2024.

52 f. : il. color.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia sanitária e ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2024.

"Orientação : Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT".

1. Cinética. 2. Isoterma. 3. Barreira Reativa Permeável. 4. Lixiviado. I. Título

21. ed. CDD 363.728 8

MARCELA DE ALMEIDA COSTA

ADSORÇÃO DE CONTAMINANTES EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO
UTILIZANDO CARVÃO ATIVADO E BENTONITA.

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Coordenação do Curso
de Engenharia Sanitária e Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba,
como requisito parcial à obtenção do
título de Bacharela em Engenharia
Sanitária e Ambiental

Aprovada em: 22/11/2024.

Documento assinado eletronicamente por:

- **Laércio Leal dos Santos** (***.451.154-**), em **01/12/2024 18:51:47** com chave **76a19d16b02e11efbf451a7cc27eb1f9**.
- **Whelton Brito dos Santos** (***.379.304-**), em **01/12/2024 21:20:10** com chave **30e2649eb04311efa9172618257239a1**.
- **Neyliane Costa de Souza** (***.245.113-**), em **02/12/2024 07:32:58** com chave **cc42bd08b09811ef9e191a1c3150b54b**.

Documento emitido pelo SUAP. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse https://suap.uepb.edu.br/comum/autenticar_documento/ e informe os dados a seguir.

Tipo de Documento: Termo de Aprovação de Projeto Final

Data da Emissão: 03/12/2024

Código de Autenticação: 7ce01f



A minha Família, pela dedicação, esforço e apoio

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por toda força, proteção e sabedoria que me sustentaram durante a trajetória acadêmica. Sem Ele, nada disso seria possível.

Aos meus pais, Antônio e Marta, que com muito esforço e trabalho árduo me proporcionaram a oportunidade de alcançar mais essa etapa da minha vida acadêmica. Vocês são exemplos de dedicação e perseverança, sempre acreditando no meu potencial e me incentivando a lutar pelos meus sonhos.

Ao meu irmão, Patricio, que é minha certeza na terra de que nunca estarei sozinha. Por todo cuidado, apoio e por cada conselho que guiou minhas decisões. Você é e sempre será minha maior inspiração como pessoa e como profissional.

Ao meu namorado, Claudio, por toda paciência, carinho e apoio incondicional ao longo de toda essa trajetória. Você trouxe paz nos momentos de maior dificuldade e foi um grande incentivador em cada etapa. Obrigada por ser meu porto seguro e acreditar em mim.

À minha prima e irmã de coração, Erica Melo, pela amizade de uma vida inteira. Sua presença foi um alicerce nos momentos mais difíceis, sempre me amparando, aconselhando e trazendo conforto. Sou imensamente grata por tê-la ao meu lado.

À Helen Thaynara e à Elen Sabrina, minha família do apartamento 303. Vocês trouxeram leveza, alegria ao meu dia a dia. Obrigada por compartilharem comigo momentos de felicidade, desafios e superações.

À minha amiga e dupla acadêmica, Ana Letícia. Ter você ao meu lado foi um privilégio. Sua parceria, amizade e cumplicidade tornaram essa jornada mais leve e significativa. Obrigada por cada conselho, risada e pelo apoio mútuo em todos os desafios do curso e do laboratório.

À minha orientadora Luisa Muricy, pela paciência, dedicação e orientação indispensáveis para a conclusão deste trabalho. Suas lições e suporte foram fundamentais para o meu crescimento acadêmico e pessoal.

Às minhas grandes inspirações acadêmicas, chefas e amigas, Daniela Machado e Jéssica Sasaki, que abriram as portas para o mundo da pesquisa e compartilharam conhecimentos que transcendem a vida acadêmica. Obrigada por acreditarem no meu potencial e por todo o aprendizado compartilhado.

Aos meus colegas e amigos de laboratório, Victor Bahia, Thiago Fernandes, Gabriel Freire e Jordan Carneiro, pela parceria, apoio e pelas conversas que tornaram os desafios mais leves. Vocês foram parte essencial desta jornada.

Aos meus primos, Thallys Ramon e Bianca Kelly, que tornaram as viagens para Cisplatina mais leves e significativas. Obrigada pelas conversas, desabafos e pela companhia que trouxe paz aos meus dias.

Ao professor Joab Nascimento, meu orientador no estágio e grande incentivador desde o início da graduação, por ter despertado meu interesse pelo curso e pela Engenharia Ambiental. Sua orientação e apoio foram fundamentais para meu desenvolvimento.

A Daywison Teles, pela atenção e dedicação em me orientar durante as atividades do estágio, permitindo que eu me desenvolvesse da melhor forma possível.

Ao professor Laércio Leal pela oportunidade de ser bolsista de Iniciação Científica, pelos trabalhos desenvolvidos e por me proporcionar experiências ricas em Laboratório.

À professora Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, coordenadora do Grupo de Geotecnia Ambiental da UFCG, por proporcionar um ambiente rico em aprendizado, pesquisa e desenvolvimento. Sua liderança foi inspiradora durante toda a minha formação.

ECOSOLO que através da parceria entre a empresa ECOSOLO e UFCG, por meio da intermediação do Parque tecnológico PaqTecPB possibilitaram essa pesquisa.

Por fim, a todos os professores, amigos e familiares que, de alguma forma, contribuíram para que eu pudesse chegar até aqui. Cada um de vocês foi peça fundamental na construção da minha trajetória acadêmica.

RESUMO

Apesar de os aterros sanitários serem uma alternativa ambientalmente correta para a destinação de resíduos sólidos urbanos, eles ainda podem gerar riscos à saúde e ao meio ambiente devido ao lixiviado, caso atinja o meio ambiente, que possui elevada carga de contaminantes e altos valores de NAT e DQO. Este estudo avalia a eficiência da mistura de carvão ativado granulado e bentonita como sorventes em barreiras reativas permeáveis para adsorção de DQO, NAT, cromo e níquel de lixiviado de aterro sanitário. Para isso, foi realizado ensaios de cinética e isoterma de adsorção nos ensaios cinéticos, foi realizada a agitação da mistura solo-solução em tempos variáveis de 0,25; 0,5; 1; 2; 4; 6; 8; 12; 16; 24; 32 e 40 horas, com concentração constante da solução. Para as isotermas, a mistura foi agitada por 24 horas com concentrações variáveis do lixiviado, diluído em 0:1 (C1), 1:9 (C2), 1:3 (C3), 1:1(C4), 3:1 (C5), 9:1 (C6) e 1:0 (C7). Os dados cinéticos foram ajustados aos modelos de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem, sendo este último o modelo que melhor se ajustou aos dados experimentais. As isotermas de Langmuir e Freundlich apresentaram bom ajuste, sendo Freundlich superior, exceto para o cromo, que foi melhor representado pelo modelo linear. A análise de MEV revelou uma superfície porosa e irregular, aumentando a capacidade de adsorção e retenção de contaminantes, o que reforça a viabilidade do uso da mistura em aplicações ambientais.

Palavras-Chave: cinética; isoterma; barreira reativa permeável; lixiviado.

ABSTRACT

Apesar de os aterros sanitários serem uma alternativa ambientalmente correta para a destinação de resíduos sólidos urbanos, eles ainda podem gerar riscos à saúde e ao meio ambiente devido ao lixiviado, caso atinja o meio ambiente, que possui elevada carga de contaminantes e altos valores de NAT e DQO. Este estudo avalia a eficiência da mistura de carvão ativado granulado e bentonita como sorventes em barreiras reativas permeáveis para adsorção de DQO, NAT, cromo e níquel de lixiviado de aterro sanitário. Para isso, foi realizado ensaios de cinética e isoterma de adsorção nos ensaios cinéticos, foi realizada a agitação da mistura solo-solução em tempos variáveis de 0,25; 0,5; 1; 2; 4; 6; 8; 12; 16; 24; 32 e 40 horas, com concentração constante da solução. Para as isotermas, a mistura foi agitada por 24 horas com concentrações variáveis do lixiviado, diluído em 0:1 (C1), 1:9 (C2), 1:3 (C3), 1:1(C4), 3:1 (C5), 9:1 (C6) e 1:0 (C7). The kinetic data were adjusted to the pseudo-first and pseudo-second models, the latter being the model that best fitted the experimental data. The Langmuir and Freundlich isoters showed good fit, with Freundlich being superior, except for chromium, which was better represented by the linear model. The SEM analysis revealed a porous and irregular surface, increasing the adsorption capacity and retention of contaminants, which reinforces the feasibility of using the mixture in environmental applications.

Keywords: kinetics; isotherm; permeable reactive barrier; leached.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Carvão ativado granulado (CAG).....	19
Figura 2 –	Argila Bentonita.....	20
Figura 3 –	Representação do processo de adsorção.....	23
Figura 4 –	Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa.....	27
Figura 5 –	Lagoas de acumulação de lixiviado do ASCG.....	30
Figura 6 –	Mistura de Carvão ativo Granulado e Bentonita.....	32
Figura 7 –	Fluxograma da análise cinética de sorção.....	33
Figura 8 –	Fluxograma da análise isoterma de sorção.....	33
Figura 9 –	Detalhes do ensaio de equilíbrio em lote.....	34
Figura 10 –	Detalhes da medição de pH e condutividade elétrica.....	34
Figura 11 –	Análise das concentrações dos metais no Agilent/AA240.....	35
Figura 12 –	DRX da bentonita.....	36
Figura 13 –	MEV da bentonita.....	37
Figura 14 –	DRX do carvão ativo granulado.....	38
Figura 15 –	MEV do carvão ativo granulado.....	38
Figura 16 –	Modelo de cinética de pseudo- primeira e pseudo-segunda ordem para ad- sorção de DQO.....	39
Figura 17 –	Modelo de cinética de pseudo- primeira e pseudo-segunda ordem para ad- sorção de NAT.....	40
Figura 18 –	– Modelo de cinética de pseudo- primeira e pseudo-segunda ordem para adsorção de Cromo.....	41
Figura 19 –	Modelo de cinética de pseudo- primeira e pseudo-segunda ordem para ad- sorção de Níquel.....	41
Figura 20 –	Modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich e Linear para adsorção de DQO.....	43
Figura 21 –	Modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich e Linear para adsorção de NAT.....	44
Figura 22 –	Modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich e Linear para adsorção de Cromo.....	45
Figura 23 –	Modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich e Linear para adsorção de Níquel.....	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Caracterização do lixiviado.....	33
Tabela 2 –	Parâmetros para cinética de sorção de DQO, NAT, Cromo e Níquel.....	40
Tabela 3 –	Parâmetros estatísticos dos ajustes do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear para a DQO.....	42
Tabela 4 –	Parâmetros estatísticos dos ajustes do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear para o NAT.	43
Tabela 5 –	Parâmetros estatísticos dos ajustes dos modelos de Langmuir, Freundlich e Linear para o Cromo.....	44
Tabela 6–	Parâmetros estatísticos dos ajustes do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear para o Níquel.....	45
Tabela 7 –	Parâmetros de adsorção do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear e valores de R^2	45

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo geral	13
2.2 Objetivos específicos	13
3 REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1 Poluição de águas e solos por lixiviado	14
3.2 Lixiviado	14
3.3 Metais Traço	15
3.3.1 <i>Cromo</i>	15
3.3.2 <i>Níquel</i>	16
3.4 Técnicas de Remediação de Solos Contaminados	16
3.4.1 <i>Barreiras Reativas permeáveis (BMP)</i>	17
3.4.2.1 <i>Carvão ativo granulado (CAG)</i>	18
3.4.2.2 <i>Argila bentonítica (AB)</i>	19
3.5 Adsorção	20
3.6 Isotermas de adsorção	21
3.6.1 Langmuir	22
3.6.2 Freundlich	22
3.6.3 Linear	23
3.7 Cinética de sorção	23
3.7.1 Modelo de pseudo-primeira ordem	23
3.7.2 Modelo de pseudo-segunda ordem	24
4 METODOLOGIA	25
4.1 Caracterização da área de estudo	25
4.2 Caracterização do Lixiviado	26
4.3 Caracterização dos Materiais Adsorventes	27
4.4 Ensaio de Equilíbrio em Lote	27
4.4.1. Cinética de sorção	28
4.4.2 Isoterma de sorção	29
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	32
5.1 Caracterização do Lixiviado	32
5.2 Caracterização dos materiais adsorventes	34
5.2.1 Bentonita	34
5.2.2 Carvão Ativado Granulado (CAG)	35
5.3.1 Cinética de Sorção	37
5.3.2. Isotermas de Sorção.	41
6 CONCLUSÃO	47
REFERÊNCIAS	48

1 INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos vem se tornando um dos maiores desafios para o desenvolvimento sustentável em todo o mundo. A alta taxa de urbanização, aliado ao consumo de bens descartáveis de vida útil reduzida, tem resultado no aumento do volume de resíduos com diferentes características, que exigem tratamentos cada vez mais específicos.

Esse cenário provoca a necessidade de uma infraestrutura de coleta, transporte, tratamento e disposição final cada vez mais robusta. No entanto, a implementação de soluções eficazes, especialmente em regiões com recursos limitados e municípios de pequeno porte, enfrentam obstáculos financeiros, técnicos e sociais.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010) propõe a disposição final dos resíduos urbanos em aterros sanitários. Atualmente, os aterros sanitários são amplamente considerados uma solução ambientalmente correta para a disposição final de resíduos. Apesar de serem construídos e monitorados com rigor, os aterros sanitários ainda podem apresentar perigos de contaminação devido à perda de funcionalidade ou falhas em seus componentes (Matias; Sobrinho, 2020).

Os resíduos sólidos urbanos depositados em células de aterros sanitários passam, naturalmente, por processos físicos, químicos e biológicos, resultando na formação de subprodutos líquidos e gasosos, os quais podem ter características nocivas à saúde pública e ao meio ambiente (Gomes *et al.*, 2018). A principal questão é a contaminação por lixiviado, que é causada pela decomposição biológica dos resíduos nas células dos aterros. O lixiviado tem uma composição variada, sendo comumente caracterizado por ter alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), um alto valor de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a presença de vários compostos potencialmente tóxicos, dentre eles os metais traço (Samadder *et al.*, 2016).

Conhecidos por seu grande potencial poluidor, os metais pesados afetam a saúde humana e o meio ambiente, especialmente solos e corpos d'água. Para remediar solos contaminados por esses metais, é essencial utilizar processos de purificação que sejam econômicos, bem-organizados e ecologicamente correto. Diversas técnicas são utilizadas na remoção de contaminantes no ambiente, como a extração de vapores, que consiste na formação de um gradiente de pressões no solo (Roehrig, 2024), a fitorremediação, que utiliza plantas para remover, extrair ou imobilizar contaminantes, e Barreiras Reativas Permeáveis (BRP), que são barreiras inseridas no ambiente e feitas com diferentes materiais para reter contaminantes (Jayasundara *et al.*, 2023).

Nesse contexto, reforça-se a necessidade de empregar métodos eficazes de tratamento em áreas degradadas.

A utilização de barreiras reativas permeáveis vem se mostrando uma técnica promissora para tratamento de áreas contaminadas, principalmente por permitir que sejam utilizados materiais de baixo custo e de fácil acesso, as barreiras são construídas seguindo o caminho do fluxo do contaminante, ao passar pelos materiais reativos ocorrem processos que transformam os contaminantes em materiais inertes ou provocam a sua remoção (USEPA, 2002). Os materiais utilizados para a remediação variam de acordo com as particularidades dos contaminantes que se deseja remover, a literatura cita vários materiais, como zeólitas, lodo de esgoto, cortiça, dentre outros (Viegas, 2024; Faisal *et al.*, 2021; Andrade, 2022). Dentre esses elementos, destacam-se o carvão ativo granulado e a argila bentonita, que são facilmente encontrados na região de estudo.

Nesse contexto, é relevante o desenvolvimento de estudos que avaliem a remediação de solos contaminados, processo essencial para a recuperação do solo e a minimização dos impactos ao meio ambiente e à saúde. Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a remoção de contaminantes em lixiviado de um aterro sanitário no semiárido paraibano, utilizando carvão ativado granulado comercial e bentonita.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a remoção de contaminantes presentes no lixiviado de um aterro sanitário no semiárido paraibano utilizando carvão ativado granulado comercial e bentonita.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o lixiviado por meio de análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amônico Total (NAT), Cloretos, Cromo e Níquel ao longo do tempo de monitoramento;
- Caracterizar o carvão ativo granulado e a bentonita quanto a sua morfologia, composição química e composição mineralógica;
- Avaliar a capacidade adsorptiva dos materiais por meio dos ensaios de cinética e isoterma de sorção;

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Poluição de águas e solos por lixiviado

A presença de contaminantes no solo e água têm impactos significativos nos ecossistemas, na produtividade agrícola, nas águas subterrâneas e na saúde humana (El-Nagar, Abdel-Halim, 2021). Entre os sistemas mais vulneráveis estão os aquáticos, que sofrem com a introdução de metais oriundos de diversas fontes, como efluentes domésticos e industriais, produtos agrícolas e resíduos da mineração. Esses contaminantes reduzem a qualidade da água, trazendo sérias consequências.

Devido a seu efeito bioacumulativo e à toxicidade, metais traço como cromo e níquel representam uma ameaça ecossistema e a saúde. A difícil decomposição desses elementos propicia a permanência por longos períodos no ambiente aquático, aumentando a chance de acúmulo em organismos, especialmente em peixes e moluscos. Esse acúmulo representa um grave risco para a saúde humana, visto que o consumo de peixes contaminados pode levar a intoxicações graves. Rocha et al. (2023) ressaltam que a presença de metais traço no organismo humano podem afetar o metabolismo, o funcionamento de órgãos vitais, e gerar sérios problemas de saúde.

3.2 Lixiviado

Nos aterros sanitários situados em regiões semiáridas, a produção de lixiviado é afetada pelas baixas precipitações e pelas altas taxas de evaporação. Essa dinâmica resulta em efluentes concentrados e de baixo volume, o que pode complicar a gestão do lixiviado gerado (Ghiasinejad *et al.*, 2020). O lixiviado, uma solução aquosa complexa, é notoriamente poluente devido à sua composição variável, originando-se da decomposição da matéria orgânica nos resíduos sólidos urbanos, e da infiltração de água da chuva que percola as células do aterro (Silva *et al.*, 2019)

Os principais compostos tóxicos encontrados no lixiviado são os metais pesados e o nitrogênio amoniacal total (NAT), que se apresenta sob a forma de amônia gasosa ou livre (NH_3) (Gomes *et al.*, 2018). A presença desses contaminantes é preocupante do ponto de vista ambiental, pois eles podem ter sérios impactos na saúde humana e nos ecossistemas

Adicionalmente, A natureza dos resíduos descartados apresenta influência na composição do lixiviado, especialmente quando não é realizada a separação dos materiais de forma efetiva. A presença de resíduos eletrônicos, por exemplo, contribui para a presença de metais traço, como cádmio, chumbo e níquel. Esses elementos, em altas concentrações, representam riscos significativos para a saúde pública e o meio ambiente, demandando atenção especial nas estratégias de gerenciamento de resíduos e lixiviados.

3.3 Metais Traço

Os Metais traço são elementos químicos que apresentam uma alta densidade e, em muitos casos, apresentam toxicidade tanto para o meio ambiente quanto para a saúde humana. Apesar de alguns metais traço realizarem funções fundamentais como micronutrientes no organismo, em altas concentrações podem se tornar prejudiciais, apresentando efeitos nocivos nos organismos vivos, incluindo interferência no metabolismo e efeitos mutagênicos (Mwalikenga; Vital, 2020).

A contaminação ambiental por metais traço são um desafio significativo devido à sua persistência no solo e na água, além dos efeitos nocivos para seres vivos.

Segundo Silva (2008), o termo "metal pesado" é amplamente associado a impactos ambientais negativos. Em quantidades excessivas, esses metais podem comprometer a saúde humana, afetando o funcionamento do cérebro, pulmões, rins, fígado, sangue e outros órgãos vitais, em função de sua alta toxicidade (Rocha *et al.*, 2023).

3.3.1 Cromo

A presença, especialmente do cromo no ambiente, pode ser oriunda de fontes antropogênicas ou geogênicas. A especiação desses elementos é determinante para compreender suas interações e comportamentos no meio ambiente. O cromo, está associado a diversas atividades humanas, incluindo a combustão de carvão betuminoso, além de ser utilizado na pigmentação e na fabricação de componentes eletrônicos (Gomes *et al.*, 2022; Louisiane *et al.*, 2018).

O cromo hexavalente (Cr (VI)), uma forma particularmente preocupante desse elemento, conhecido por ser altamente cancerígenas e tóxicas. Sua periculosidade é tal que foi classificado como o segundo anião mais significativo na Lista Prioritária de Substâncias Perigosas da CERCLA, perdendo apenas para o arsênico (Tang *et al.*, 2022). A transformação e a retenção

do cromo durante a combustão do carvão betuminoso revelam a influência dos minerais inorgânicos e das condições de temperatura de combustão, o que pode alterar sua especiação e, conseqüentemente, seu impacto ambiental.

Como um metal de transição localizado no grupo 6 da tabela periódica, o cromo se encontra em estado sólido sob condições normais de temperatura e pressão (CNTP), apresentando formas que podem ser tóxicas ou benéficas.

3.3.2 Níquel

O níquel é um metal de transição pertencente ao grupo 10 da tabela periódica, encontrado em condições normais de temperatura e pressão (CNTP) no estado sólido. Amplamente utilizado na indústria para a produção de ligas metálicas, baterias e revestimentos anticorrosivos, esse elemento também ocorre naturalmente em rochas, solos e águas, podendo contaminar ecossistemas e, conseqüentemente, impactar a saúde humana. No ambiente, o níquel pode se apresentar sob várias formas, com toxicidades distintas: alguns de seus compostos são altamente tóxicos, enquanto outros são menos prejudiciais ou até desempenham um papel essencial para organismos vivos, sendo, por exemplo, um micronutriente em pequenas quantidades para algumas espécies vegetais.

No entanto, o acúmulo de níquel no corpo humano está associado a graves riscos à saúde. Estudos apontam que a inalação, ingestão ou contato com o níquel podem causar uma série de efeitos patogênicos, especialmente quando em exposições a altos níveis. Entre os problemas mais conhecidos estão o desenvolvimento de fibrose pulmonar, doenças renais, lesões cardiovasculares e reações alérgicas na pele. Além disso, alguns compostos de níquel se classificam como carcinogênicos, elevando o risco de câncer no trato respiratório devido à sua capacidade de induzir alterações celulares e danos no DNA (Genchi *et al.*, 2020; Das *et al.*, 2008). Esses efeitos enfatizam a preocupação em relação a presença de níquel no meio ambiente, para a saúde pública quanto para a sustentabilidade dos ecossistemas.

3.4 Técnicas de Remediação de Solos Contaminados

A remediação é o conjunto de técnicas que visam neutralizar ou remover poluentes de ambientes contaminados, sendo largamente utilizada para solos e águas subterrâneas. Essas

técnicas são classificadas em biológicas, físicas, químicas e térmicas, dentro dessas classificações podemos citar o uso da fitorremediação, eletrocinética, oxidação química, e barreira reativa, (Quadro 1), que vem sendo estudadas ao longo dos anos para remediação de solos contaminados por diferentes contaminantes.

Quadro 1- Técnicas de Remediação

Técnica	Título do Trabalho	Autor
Fitorremediação	Aplicação do processo de fitorremediação utilizando vetiver (vetiveria zizanioides (L.) Nash.) Na descontaminação de solos tropicais contaminados por choroume.	Santos, E. A.; Mariano, T. L.; Barja, P. R.; Aquino-Silva, M. R (2020)
Eletrocinética	Remediação eletrocinética de elementos potencialmente tóxicos de sedimentos da lagoa de Camorim	Delgado Vallejo, A. D.; Araruna Junior, J. T.; Gonçalves, R. A.; Souza, R. F. M.; Liu, S.; Wang, H (2024)
Oxidação Química	Remediação de um solo contaminado com petróleo por oxidação química	Graciano, V. A.; Pires, c. S.; Teixeira, S. C. G.; Ziolli, R. L.; Pérez, D. V.(2012)
Barreira Reativa	Otimização das dimensões da barreira reativa permeável e localização na remediação de águas subterrâneas contaminadas pela poluição de aterros sanitários	Rahimi Rad & Fazlali, 2020 Jayasundara et al (2023); Kumarasinghe et a (2018)

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

3.4.1 Barreiras Reativas permeáveis (BMP)

A barreira reativa permeável (BMP) é uma técnica de remediação *in-situ* de baixo custo. Essa técnica consiste no uso de camadas de materiais reativos para imobilizar substâncias, reduzindo, assim o risco de poluição ambiental. O uso dessa tecnologia vem ganhando cada vez mais espaço, podendo ser utilizada de maneira individual ou em conjunto com outras técnicas, para melhores resultados.

A aplicação de BMP apresenta inúmeras vantagens, entre elas: (i) o seu funcionamento requer pouco mão-de-obra externa e insumos energéticos; (ii) é uma tecnologia de remediação

in situ; (iii) não há necessidade de transporte, armazenamento ou outro descarte ; (iv) podem ser aplicadas tanto para tratamento de remediação em solos quanto para águas (Gavaskar, 1999; Andrade e Santos 2020; Jiangmin *et al.*, 2021).

A remediação feita pela BMP é uma tecnologia promissora para a remoção de impurezas, baseada no processo de adsorção, que consiste no uso de materiais sólidos porosos que interagem físico e /ou quimicamente com os poluentes retirando-os da fase aquosa. (Brandão *et al.* , 2020).

3.4.2 Elementos Reativos

A eficiência do meio reativo depende do tipo de material reativo utilizado e da sua interação com os contaminantes, a camada de material deve ser suficientemente espessa para garantir a sua remediação, obtendo-se a transformação em espécies não tóxicas e estáveis ou a fixação no material reativo (Jiangmin *et al.*, 2021; Budania e Dangayach, 2023). Diversos materiais podem ser empregados em barreiras reativas, como carvão ativado, argila e cimento. A procura de materiais de baixo impacto e bom custo-benefício são cada vez mais estudados.

3.4.2.1 Carvão ativo granulado (CAG)

O carvão ativado é um material de base carbonácea que apresenta alta área superficial e uma estrutura interna de poros bem desenvolvida, dividida em micro, meso e macroporos, além de alta porosidade que possibilita uma adsorção eficaz.(Linhares *et al.*, 2016).

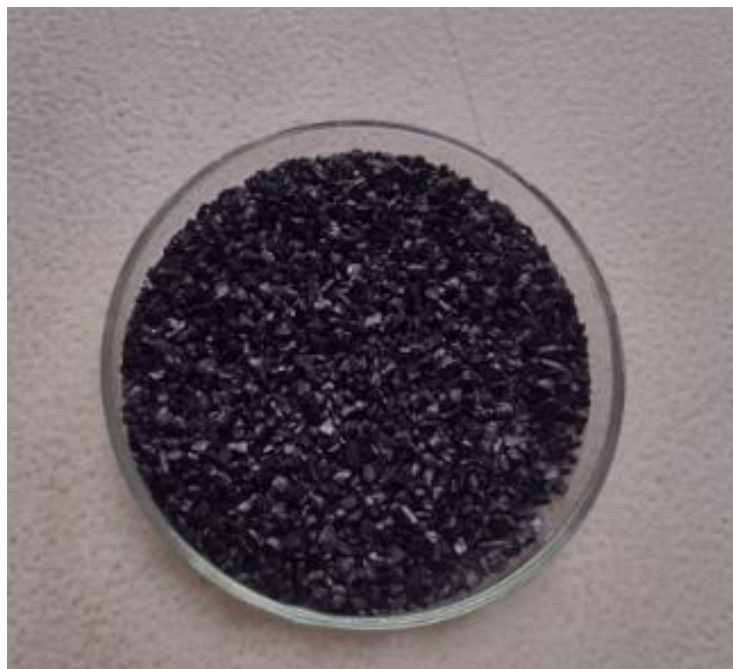
Esse material, é obtido a partir de duas etapas: carbonização e pirólise. A carbonização consiste no aquecimento da matéria-prima, em temperaturas que podem chegar à 700°C (Domingues *et al.*, 2021). A segunda etapa é a ativação do carbono, esse processo é realizado em altas temperaturas, entre 500 °C a 1000 °C, comumente em atmosfera inerte, com o intuito de remover o máximo de subsídios de oxigênio e hidrogênio (Santos *et al.*, 2020).

O carvão ativo pode ser fabricado a partir de diversas biomassas, como casca de pequi, casca de acácia negra e casca de coco (Brandão *et al.*, 2020; Linhares *et al.*, 2016). A busca por materiais alternativos e de baixo custo vem se mostrando uma área promissora, alinhada à sustentabilidade

Em relação a sua granulometria, o carvão ativado pode ser comercializado em Pó ou granulado (Figura 1), o carvão em pó apresenta granulometria fina e é utilizado quando se

deseja uma reação adsortiva rápida, já o carvão granulado é composto por partículas maiores, possibilitando um fluxo mais rápido e tem preço inferior ao carvão em pó.

Figura 1 – Carvão ativado granulado (CAG)



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

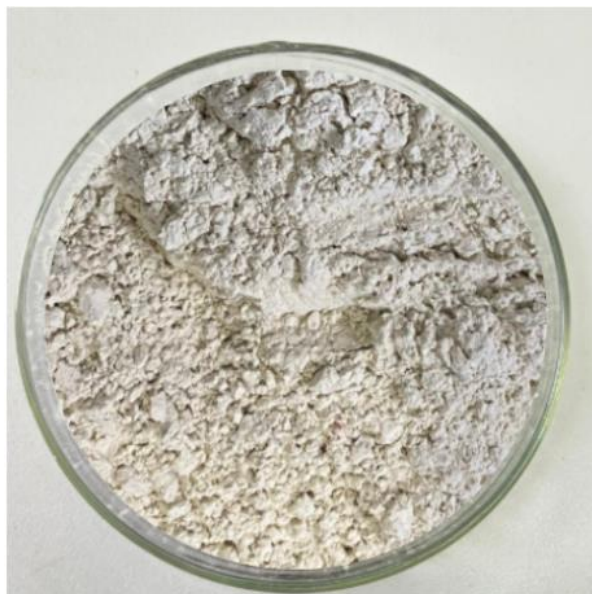
3.4.2.2 Argila bentonítico (AB)

A bentonita (Figura 2) é uma argila mineral amplamente empregado no setor industrial tal fato é decorrente de algumas características individuais como: aumento significativo de volume em presença de água, resistência a altas temperaturas e elevada capacidade de troca catiônica (Abilio, 2020) .

As bentonitas pertencem ao conjunto de argilas formadas por argilominerais do grupo da Esmectita, em sua pluralidade, contém a espécie mineralógica do argilomineral Montmorillonita com fórmula química igual a $(yM^+)(Al_{2-y}Mg_y)Si_4O_{10}(OH)_2.nH_2O$ (Murray, 2000).

Esse argilomineral apresenta alta área superficial e um bom potencial para retenção de cátions e ânions, tornando-a eficaz na adsorção de metais pesados e de poluentes orgânicos.

Figura 2 – Argila Bentonita



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

3.3 Adsorção

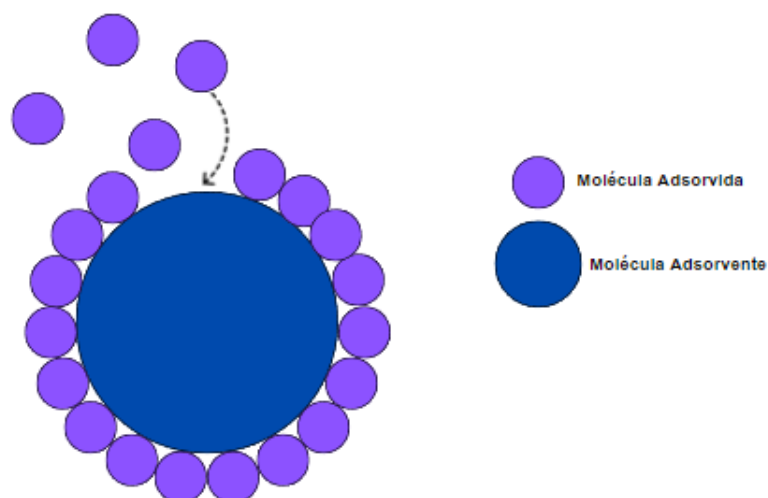
A adsorção é o processo em que uma molécula se torna adsorvida em uma superfície de outra fase (Figura 3). Este processo é largamente utilizado para remoção de poluentes em Estações de tratamento de águas residuárias tratamento de efluentes químicos para despejo e barreiras em aterros sanitários (Passos *et al.*, 2022; Silva, 2023).

De acordo com Oliveira *et al.*, (2023) a adsorção de poluente é comumente realizada com carvão ativado como adsorvente, devido à sua alta capacidade de retenção de contaminantes. No entanto, estudos têm explorado o potencial de materiais alternativos para uso em conjunto + 3 , para barreiras reativas.

De acordo com Oliveira *et al.* (2023), a adsorção de poluentes é comumente realizada utilizando carvão ativado como adsorvente, devido à sua alta capacidade de retenção de contaminantes. No entanto, estudos recentes têm explorado o potencial de materiais alternativos, com o objetivo de utilizá-los em barreiras reativas permeáveis e aumentar a eficiência do tratamento.

Este processo pode ser químico ou físico, dependendo da força motriz que rege o processo e fatores como área superficial, temperatura, agitação, pH e concentração são determinantes na eficiência da transferência de massa

Figura 3 - Representação do processo de adsorção



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

3.6 Isotermas de adsorção

As isotermas de adsorção são utilizadas na descrição de reações que ocorrem entre substâncias e soluções (adsorvato), mostrando a interação com a superfície do sólido (adsorvente), amplamente utilizadas na área ambiental e industrial, para prever cenários e auxiliar em tomadas de decisões. As Isotermas são definidas como uma curva que associa dados da massa inicial de adsorvente com a quantidade de material adsorvido por meio da concentração de adsorvato restante no equilíbrio, a capacidade de adsorção Q pode ser calculada pela equação 1.

Os modelos físico- químicos de adsorção mais utilizados são o de Langmuir, Freundlich e linear, esses modelos têm como objetivo avaliar a interação entre a superfície do adsorvente e adsorbato.

$$Q = \frac{(C_i - C_f) V}{M} \quad (1)$$

Onde:

Q = Concentração do contaminante sorvido no material (mg. kg^{-1});

C_i = Concentração do contaminante na condição inicial (mg. L^{-1});

C_f = Concentração do contaminante na condição final (mg. L^{-1});

V = Volume da solução (L);

M = Massa seca do material utilizado (kg).

3.6.1 Langmuir

A isoterma de Langmuir (Langmuir, 1918), considera o fenômeno de adsorção em superfície homogênea, assume que a adsorção ocorre em sítios específicos de uma superfície homogênea, formando uma monocamada de adsorbato. A equação da isoterma de Langmuir é dada por:

$$Q = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2)$$

Onde:

Q = é a quantidade de adsorbato adsorvido por unidade de massa do adsorvente (mg/kg);

q_m = é a capacidade máxima de adsorção correspondente à formação de uma monocamada (mg.Kg⁻¹);

C_e = é a concentração do adsorbato em solução no equilíbrio (mg.L⁻¹);

K_L = é a constante de Langmuir relacionada com a afinidade de ligação (L.Kg⁻¹).

3.6.2 Freundlich

A isoterma de adsorção de Freundlich (Freundlich, 1918) é um modelo empírico que equaciona a relação entre a quantidade de material adsorvido e a concentração do material da solução. Diferente de Langmuir, esse modelo não tem um limite de saturação, o que é útil para descrever sistemas onde a adsorção aumenta indefinidamente com a concentração do adsorbato

$$Q = K_f C_e^{\frac{1}{n}} \quad (3)$$

Onde:

Q = é a quantidade de adsorbato adsorvido por unidade de massa do adsorvente (mg/kg);

C_e = é a concentração do adsorbato em solução no equilíbrio (mg.L⁻¹);

K_f = coeficiente de adsorção de Freundlich (L.Kg⁻¹);

n = constante que indica a afinidade do material pelo soluto (adimensional).

3.6.3 Linear

A isoterma linear é o modelo mais simples para descrever a adsorção. Este modelo assume uma relação direta e proporcional entre a quantidade de adsorbato adsorvido e a concentração do adsorbato na solução em equilíbrio. A equação que descreve a isoterma linear é expressa como:

$$Q = k_d \cdot C_e \quad (4)$$

Onde:

Q = é a quantidade de adsorbato adsorvido por unidade de massa do adsorvente (mg/kg^{-1});

C_e = é a concentração do adsorbato em solução no equilíbrio (mg.L^{-1});

k_d = é a constante de distribuição ou coeficiente de partição, que representa a capacidade de adsorção (L/ Kg^{-1}).

3.7 Cinética de sorção

Diversos modelos matemáticos foram criados e empregados para descrever a cinética do processo de adsorção. Esses modelos podem ser tanto empíricos quanto teóricos e se baseiam na variação da concentração de adsorbato na fase sólida ao longo do tempo. Para este trabalho foram utilizados dois modelos de cinética de adsorção.

3.7.1 Modelo de pseudo-primeira ordem

A cinética de sorção pode ser demonstrada matematicamente pela equação 5 (LAGERGRÉN, S, 1898).

$$\log (Q_{e1} - Q_t) = \log Q_{e1} - \frac{k_1}{2,303} t \quad (5)$$

Onde:

Q_{e1} = Capacidade de sorção em equilíbrio (mg.kg^{-1});

Q_t = Capacidade de sorção no tempo t (mg.kg^{-1});

k_1 = Taxa constante de sorção de pseudo- primeira ordem ($\text{kg.h}^{-1}.\text{mg}^{-1}$);

t = Tempo (h).

3.7.2 Modelo de pseudo-segunda ordem

O modelo de segunda ordem é representado pela Equação 6 (Lagergren, s, 1898).

$$\frac{1}{Q_{e2}-Q_t} = \frac{1}{Q_{e2}} + k_2 t \quad (6)$$

Onde:

Q_{e2} = Capacidade de sorção em equilíbrio (mg.kg⁻¹);

Q_t = Capacidade de sorção no tempo t (mg.kg⁻¹);

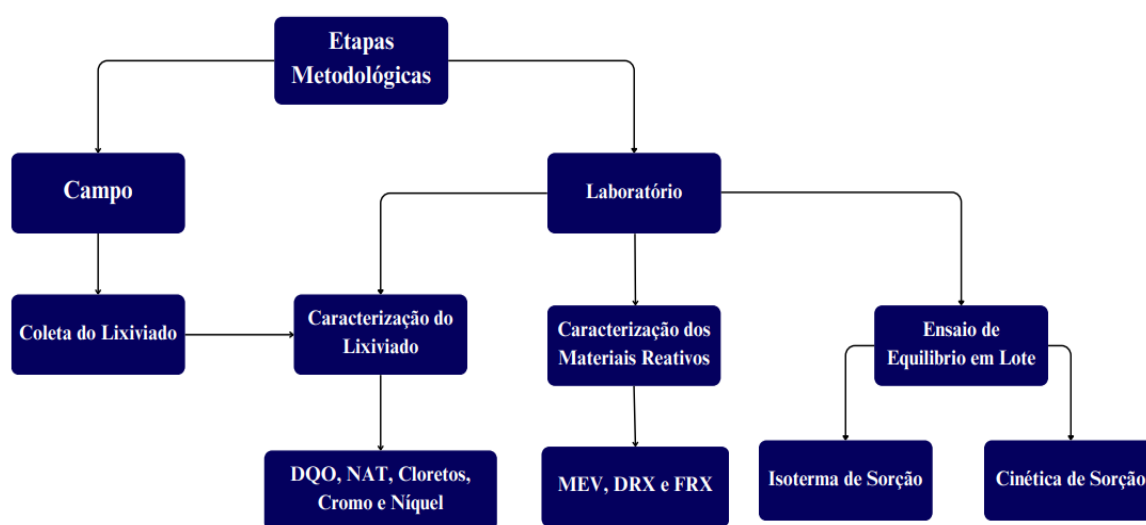
k_2 = Taxa constante de sorção de pseudo- primeira ordem (kg.h⁻¹.mg⁻¹);

t = Tempo (h).

4 METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos desta pesquisa, adotou-se uma abordagem metodológica dividida em duas etapas distintas, conforme ilustrado na Figura 4. Inicialmente, realizou-se a coleta do lixiviado em campo. Em seguida, foram realizadas as caracterizações do lixiviado, materiais reativos e o ensaio de equilíbrio em lote.

Figura 4- Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa



Fonte: Elaborada pelo autor.

4.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo consiste em um Aterro Sanitário do Semiárido Paraibano, localizado no distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande, Paraíba. O aterro iniciou a operação no ano de 2015 e possui uma extensão territorial de 64 ha, sendo 40 ha destinados à construção de células para o aterramento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Segundo o EIA/Rima do empreendimento (ECOTERRA AMBIENTAL, 2010), o aterro foi planejado para receber e dispor os RSU (Classe IIA) e os resíduos inertes (Classe IIB), segundo a classificação da NBR 10.004 (ABNT, 2004). Atualmente o aterro conta com duas Células de RSU encerradas e uma em operação, que recebe, em média, 774 t RSU.d⁻¹ provenientes de 63 municípios e 17 empresas privadas, sendo cidades do estado da Paraíba e do Rio Grande do Norte.

O sistema de drenagem do aterro consiste em sistema de drenagem vertical, para o transporte ascendente dos gases e descendente de lixiviado, e sistema de drenagem horizontal, do tipo espinha de peixe, que conduz o lixiviado até uma tubulação presente na Lagoa 1 (L1). Além da L1, o lixiviado gerado no aterro é acumulado em outras três lagoas de acumulação de

lixiviado (L2, L3, L4, L5 e L6) (Figura 5), a L5 e L6 tiveram a sua operação iniciada no mês de julho de 2024.

Figura 5- Lagoas de acumulação de lixiviado do aterro do semiárido paraibano



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

4.2 Caracterização do Lixiviado

As amostras de lixiviado foram coletadas na Lagoa de acumulação 4 (L4) do aterro sanitário no período de setembro de 2023 a setembro de 2024. O líquido desta lagoa representa a junção do lixiviado das demais lagoas. O processo de coleta, transporte e acondicionamento do líquido foi realizado seguindo as preconizações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). A caracterização físico-química do lixiviado foi realizada no Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biologia Molecular (LGAB/UFCG) e Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA I/UFCG) seguindo os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2023) (Quadro 2).

Quadro 2- Procedimentos utilizados para a caracterização do lixiviado

Parâmetro	Método
Cloretos (mg.L^{-1})	Destilação e Titulação
DQO ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$)	Diluição em frascos padrões com medidas de oxigênio dissolvido pelo método Winkler
Nitrogênio Amoniacal Total - NAT (mg.L^{-1})	Titulação potenciométrica

Potencial Hidrogeniônico - pH	Eletrométrico
Cromo (mg.L ⁻¹)	Espectrometria de absorção atômica
Níquel (mg.L ⁻¹)	

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

4.3 Caracterização dos Materiais Adsorventes

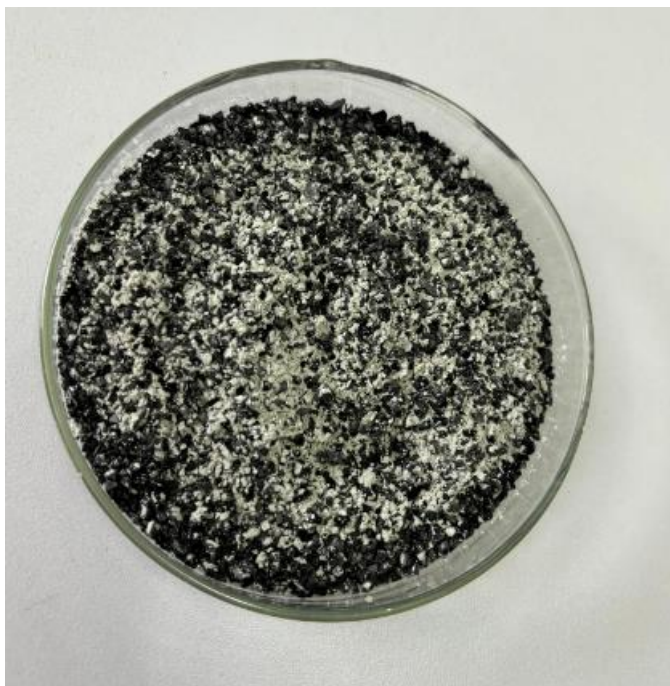
Os materiais utilizados nesta pesquisa foram a Bentonita Beneficiada (BT) e o Carvão Ativado Granular (CAG). A BT foi fornecida pela empresa Bentonit União Nordeste Indústria e Comércio LTDA, localizada no município de Boa Vista-PB. Enquanto o CAG foi adquirido comercialmente.

A caracterização da BT e do CAG foi realizada a partir da composição química, determinada por Fluorescência de raio-X (FRX), da composição mineralógica, por Difração de raios-X (DRX), e da morfologia por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), realizadas no Laboratório de Avaliação e Desenvolvimento de Biomateriais do Nordeste-CERTBIO. Além da análise de Capacidade de Troca Catiônica (CTC), realizada no Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS/UFCG).

4.4 Ensaio de Equilíbrio em Lote

A adsorção dos íons metálicos nas misturas foram verificados por meio do ensaio de equilíbrio em lote. O ensaio de equilíbrio em lote seguiu adaptações da ASTM D4646/16, utilizando soluções com proporção CAG+BT (Figura 6)-solução 1:10, foram pesados 5 g da mistura de CAG+BT em elermayer de 125 mL (Figura 9-A) e adicionados 50 mL das diluições. A mistura de CAG e BT foi definida a partir de ensaios preliminares que melhor apresentaram a adsorção dos contaminantes, sendo escolhida uma proporção de 30% de BT e 70% de CAG para os ensaios de adsorção.

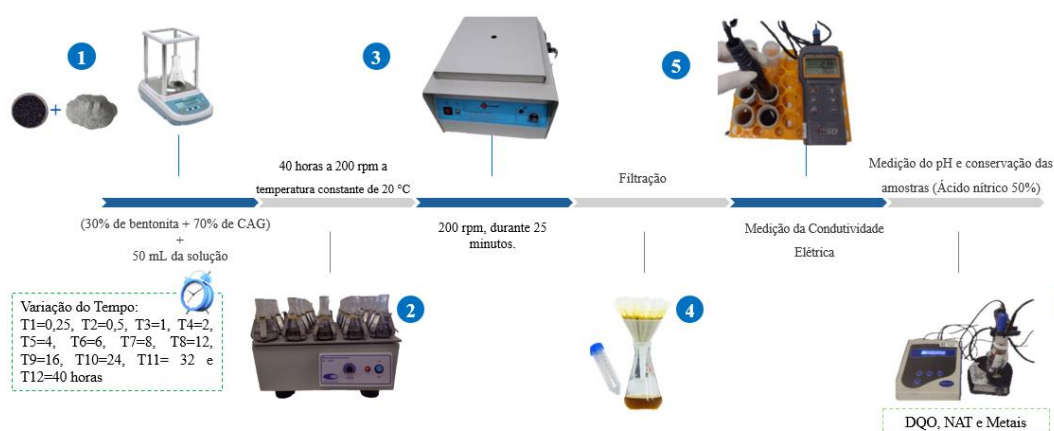
Figura 6- Mistura de Carvão ativo Granulado e Bentonita



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

4.4.1. Cinética de sorção

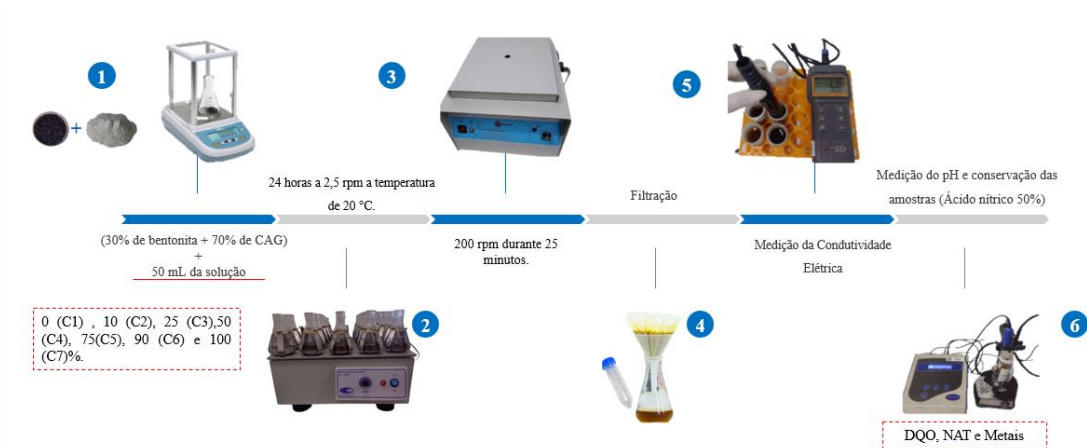
Os ensaios de cinética de sorção (Figura 7) consistem em agitar o material adsorvente com a solução em concentração constante, variando o tempo. Os ensaios foram realizados em temperatura constante de 20°C, com agitação constante de 200 rpm, utilizando a mesa agitadora orbital SL- 180/A (Figura 4-B). Os tempos de ensaios foram de T1=0,25, T2=0,5, T3=1, T4=2, T5=4, T6=6, T7=8, T8=12, T9=16, T10=24, T11= 32 e T12=40 horas. Após finalização de cada tempo, as amostras foram retiradas da mesa, centrifugadas e filtradas. O sobrenadante foi analisado quanto aos parâmetros pH, DQO, NAT, Ni e Cr. Os resultados obtidos foram ajustados para os modelos cinéticos de acordo com as equações 5 e 6, sendo gerados pelo Origin.

Figura 7- Fluxograma da análise cinética de sorção.

Fonte: Acervo Próprio, 2024.

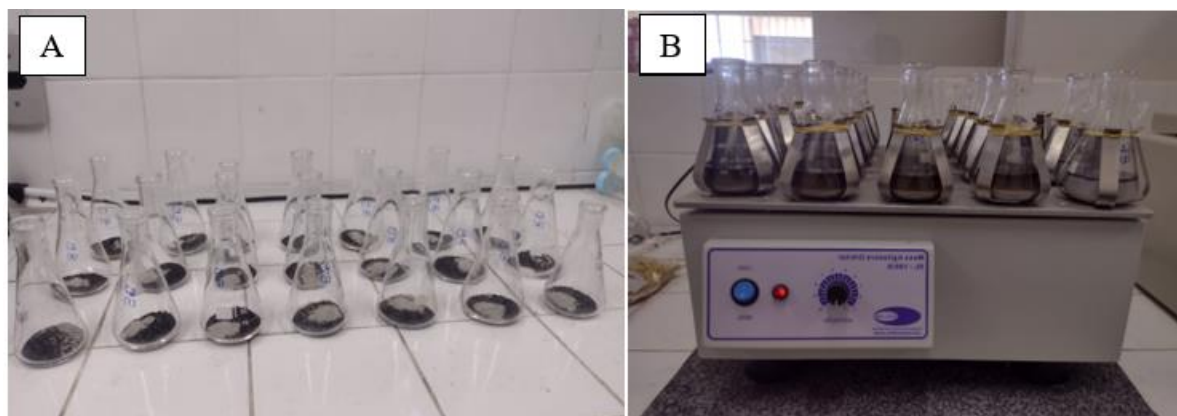
4.4.2 Isoterma de sorção

Os ensaios de isoterma (Figura 8) consistem em agitar o material adsorvente com a solução em diferentes concentrações. Neste estudo o lixiviado foi diluído nas seguintes concentrações 0:1 (C1), 1:9 (C2), 1:3 (C3), 1:1(C4), 3:1 (C5), 9:1 (C6) e 1:0 (C7). Os frascos foram dispostos na mesa agitadora orbital SL- 180/A (Figura 9-B) durante 24 horas a aproximadamente 2,5 rpm. Após 24 horas, as amostras foram transferidas para tubos Falcons de 50 mL e passaram pelo processo de centrifugação a 200 rpm, durante 25 minutos.

Figura 8- Fluxograma da análise isoterma de sorção.

Fonte: Acervo Próprio, 2024.

Figura 9- Detalhes do ensaio de equilíbrio em lote.

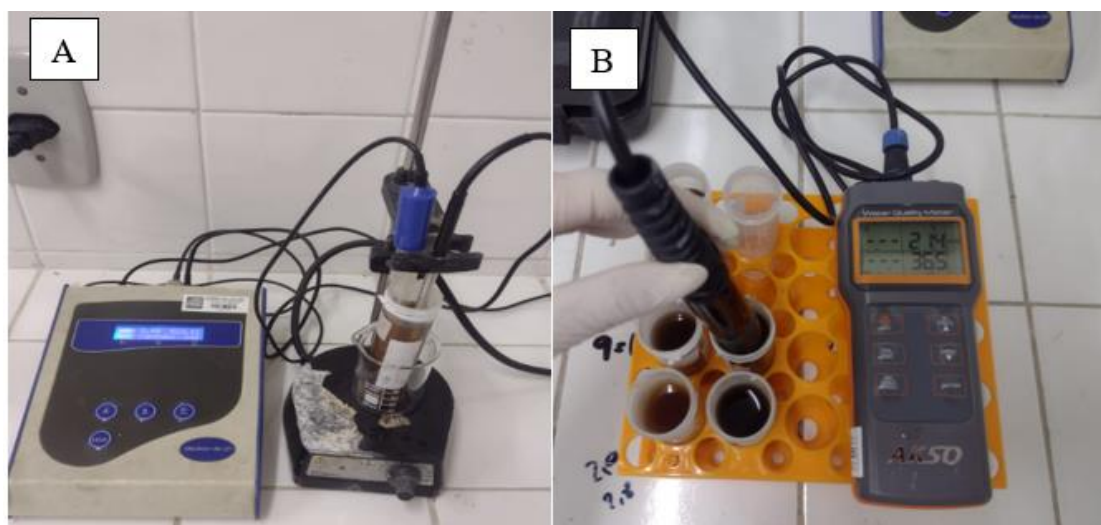


A) Separação do material sólido em Becker de 125 mL; B) Frascos Erlenmeyer fixados da mesa agitadora

Fonte: Acervo Próprio, 2024.

Após a centrifugação as amostras foram filtradas e transferidos para tubos Falcons, no qual foram medidos os valores de pH (Figura 10-A) com o equipamento LUCA-210 e Condutividade Elétrica (Figura 10-B) com o medidor multiparâmetros KSO de cada amostra. Após filtradas as amostras, referentes a cada concentração, foram analisadas quanto aos parâmetros pH, DQO e NAT. Para a análise de metais, foi adicionado ácido nítrico até $\text{pH} < 2$, conforme recomendações da ASTM D4646/16. Em caso de necessidade de correção do pH, foi adicionado ácido nítrico (HNO_3) a 0,1N até o valor desejado.

Figura 10- Detalhes da medição de pH e condutividade elétrica.



A) Medição do pH; B) Medição da condutividade elétrica

Fonte: Acervo Próprio, 2024.

Após corrigido o pH as amostras foram acondicionadas, posteriormente foram realizadas as medições de metais por meio da técnica da espectrometria de absorção atômica no LGA-UFCG, modelo Agilent/AA240 (Figura 11).

Figura 11: Análise das concentrações dos metais no Agilent/AA240



Fonte: Acervo próprio, 2022.

A partir das concentrações finais lidas, de cada parâmetro, foi calculado a capacidade de adsorção Q (Equação 1) para cada parâmetro. Com base nos dados experimentais, foi realizado o ajuste dos modelos pelas Equações 2, 3 e 4 utilizando o programa Origin e as equações .

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização do Lixiviado

Conforme a Tabela 1, foi verificado um pH médio de 8,2, com variação entre 7,95 e 8,55, o que indica uma leve tendência à alcalinidade, valores similares obtidos nesta pesquisa foram também encontrados por Silva *et al.* (2019). Essa característica alcalina pode ser atribuída à etapa metanogênica na decomposição dos resíduos sólidos urbanos. Nessa fase, a decomposição que ocorre na ausência de oxigênio resulta na produção de amônia, influenciando o aumento do pH (Faria *et al.*, 2020). A relação entre a produção de amônia e a elevação do pH serve como um importante indicativo do estágio avançado da decomposição, em que a produção de ácidos orgânicos diminui e os processos de metanogênese se tornam predominantes (Gomes *et al.*, 2018).

A alcalinidade total variou entre 4.250 e 11.012 mgCaCO₃/L⁻¹, evidenciando a percepção de um pH elevado. Nos lixiviados de aterros sanitários, a alcalinidade é amplamente afetada pela decomposição biológica da matéria orgânica, que resulta na formação de carbonatos e bicarbonatos. Esses compostos são continuamente liberados através da dissolução de minerais e da degradação de resíduos, contribuindo para a estabilização do pH em níveis alcalinos (Sasaki *et al.*, 2023). A presença de carbonatos e bicarbonatos é crucial para o efeito tampão do lixiviado, evitando alterações drásticas no pH que poderiam afetar negativamente a microbiologia associada à degradação.

Os valores de DQO, que variaram entre 6.527,25 e 22.870,00 mg/L, com uma média de 10.738,5 mg/L, revelam uma carga orgânica significativa no lixiviado. Esse elevado teor de matéria orgânica é comumente observado em lixiviados de aterros onde a decomposição anaeróbica é dominante. Os altos níveis de DQO indicam a presença de compostos orgânicos complexos, como ácidos húmicos e fúlvicos, que resultam da degradação lenta de resíduos orgânicos.

Tabela 1 – Caracterização do lixiviado

Parâmetros	Mín.	Máx.	Méd. $\pm$ DEP	CV
pH	7,95	8,55	8,2 $\pm$ 0,18	2,31
Alcalinidade Total	4250,00	1112,00	7375 $\pm$ 1590,00	21,56
DQO (mg/L)	6527,25	22870,00	10738 $\pm$ 51776	48,21
Cloretos (mg/L)	2549,21	9597,02	7275 $\pm$ 2059,50	28,31
NAT (mg/L)	203,00	1736,00	898,54 $\pm$ 396,89	44,17
Níquel (mg/L)	0,329	0,350	0,386 $\pm$ 0,042	13,40
Cromo (mg/L)	0,07	1,56	0,52 $\pm$ 0,43	82,87

pH- Potencial Hidrogeniônico; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NAT- Nitrogênio Amoniacal Total

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

Um estudo conduzido por Lindamulla (2022) reportou concentrações de cloretos variando entre 2.200 mg/L e 3.235 mg/L, enfatizando a preocupação com a alta carga orgânica e seus possíveis riscos ao meio ambiente. No presente trabalho, os valores medidos de cloretos mostraram uma ampla variação, de 2.549,21 mg/L a 9.597,02 mg/L, com uma média de 7.275 mg/L. Esses elevados índices de cloretos podem ser atribuídos à expressiva presença de sais solúveis oriundos de fontes antropogênicas, como restos alimentares gerados em lares, restaurantes e hotéis (Lindamulla, 2022).

O aterro sanitário em questão recebe uma diversidade considerável de resíduos, sendo que 45,3% deles é composto por matéria orgânica, conforme indicado por Bezerra (2020). Adicionalmente, os metais encontrados no lixiviado analisado apresentaram níveis médios de 0,329 mg/L para o níquel e 0,07 mg/L para o cromo, esses elementos representam riscos ambientais significativos devido à sua toxicidade e capacidade de bioacumulação.

Essa distribuição evidencia a complexidade do lixiviado, sublinhando a importância de uma análise minuciosa para avaliar os riscos ambientais e determinar estratégias de tratamento adequadas. As condições de alta temperatura no lixiviado podem estar ligadas aos valores de Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) ao aumentar a temperatura, ocorre uma diminuição no volume de água. As elevadas temperaturas favorecem a volatilização de compostos, especialmente da amônia, que é eliminada na atmosfera. A diminuição do volume do líquido e da volatilidade contribuem para a diminuição dos níveis de NAT no lixiviado, conforme descrito por Consoni *et al.* (2018), o processo de volatilização da amônia pode afetar a dinâmica dos compostos orgânicos voláteis presentes no lixiviado.

5.2 Caracterização dos materiais adsorventes

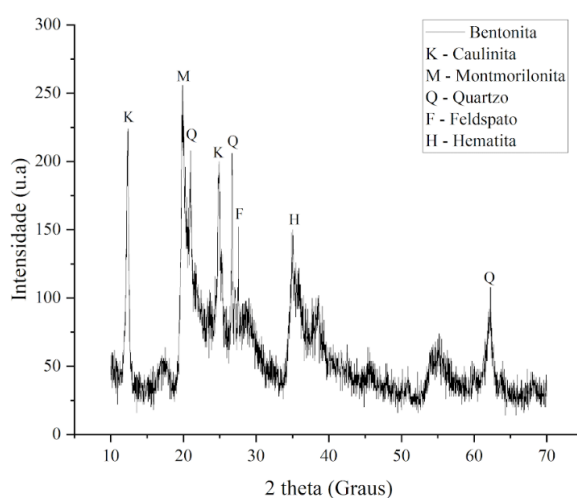
5.2.1 Bentonita

A capacidade de troca catiônica (CTC) é dada pela soma dos cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} , H^{+} e Al^{3+} , o que representa a quantidade total de cátions retidos à superfície das partículas em condição trocável.

A bentonita apresentou pH de 8,29 e elevada CTC de 55,21 cmol_c/kg, conferindo um grande potencial para adsorção de cátions, especialmente metais pesados. O pH alcalino favorece a retenção de íons metálicos, quanto mais alta a CTC da argila, maior o número de cátions que esta pode reter (BATISTA, 2009). Com baixo teor de matéria orgânica, cerca de 0,45 g/kg, é ideal para capturar contaminantes inorgânicos, desempenhando um papel eficaz na remediação.

A Figura 12 apresenta o gráfico de Difração de Raios-X (DRX), que exhibe os dados experimentais referentes à análise estrutural da bentonita. O difratograma da bentonita revela a presença de minerais como caulinita, montmorilonita, quartzo, feldspato e hematita, identificados pelos picos em diferentes ângulos de 2-theta, resultados semelhantes foram observados no trabalho de Oliveira et al, (2019). A montmorilonita, principal componente da bentonita, contribui para a alta capacidade de troca catiônica e a adsorção ((Sun *et al.*, 2009). Os picos de quartzo e caulinita indicam impurezas comuns na bentonita, enquanto feldspato e hematita podem influenciar nas propriedades físicas e químicas, como a densidade e a reatividade da amostra.

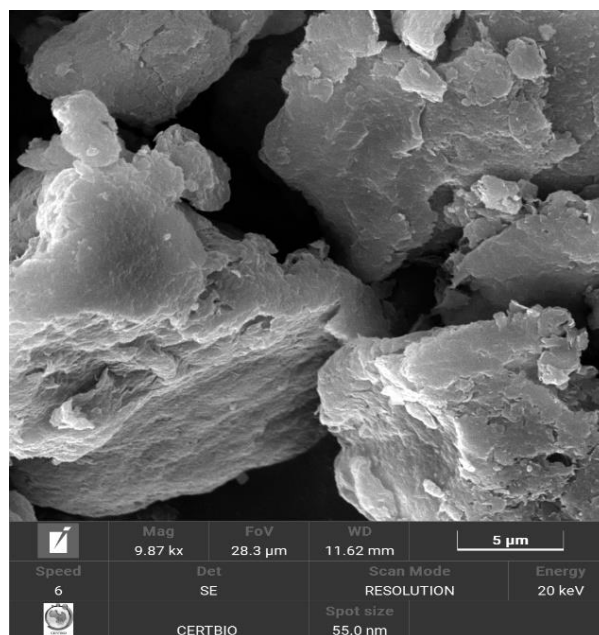
Figura12: DRX da Bentonita



Fonte: Acervo próprio, 2024.

A Figura 13 mostra a MEV da bentonita, mostrando a superfície do material em alta resolução. É possível observar uma estrutura lamelar, esta é uma característica crucial para sua aplicação em adsorção. As suas inúmeras camadas proporcionam uma grande área de superfície, permitindo que os contaminantes se alojem entre as camadas ou na superfície externa. Esse tipo de estrutura também facilita a troca iônica, onde cátions indesejados podem ser retidos e substituídos por outros cátions presentes na bentonita (Doff et al., 1988).

Figura 13: MEV da Bentonita

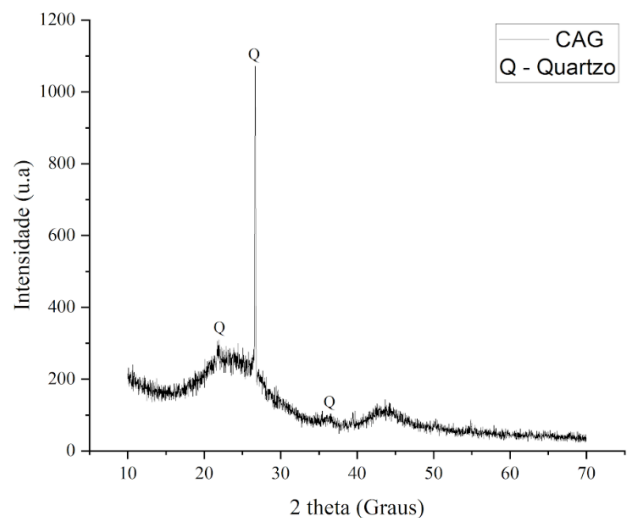


Fonte: Acervo Próprio, 2024.

5.2.2 Carvão Ativado Granulado (CAG)

A Figura 14 apresenta o gráfico de Difração de Raios-X (DRX), que exibe os dados experimentais referentes à análise estrutural do carvão ativo granulado. A análise indica a presença de quartzo (Q) como o principal componente mineral, com picos intensos em aproximadamente 20°, 26°, e 50° em 2-theta. A alta intensidade do pico em torno de 26° sugere uma quantidade significativa de quartzo, o que é comum como impureza em amostras de carvão ativado. Em geral, a presença de quartzo não afeta diretamente a capacidade de adsorção do carvão, mas pode interferir nas características físicas do material, como a densidade e a dureza.

Figura 14: DRX do carvão ativo granulado

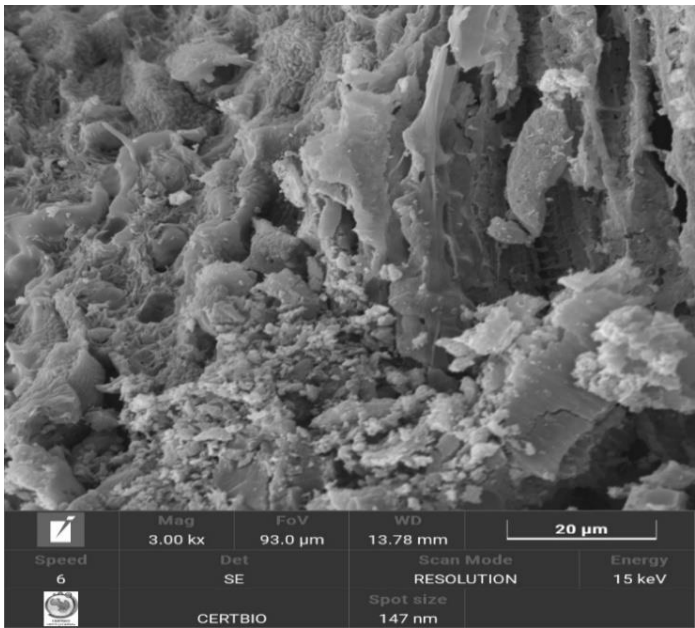


Fonte: Acervo próprio, 2024.

A Figura 15, apresenta a superfície de uma amostra de carvão ativado granulado, um material amplamente empregado em processos de adsorção devido à sua grande área superficial e estrutura porosa. A análise revela uma superfície irregular e muito porosa, características típicas de carvões ativados e fundamentais para o processo de adsorção de contaminantes.

A estrutura porosa visível indica uma grande capacidade de adsorção, uma vez que os poros e as fissuras aumentam a superfície de contato com os contaminantes presentes em soluções. O carvão ativo possui microporos e poros variados, o que indica que é ideal para adsorver moléculas de diferentes tamanhos, desde íons metálicos até compostos orgânicos.

Figura 15: Microscopia Eletrônica de Varredura da Carvão Ativado Granulado



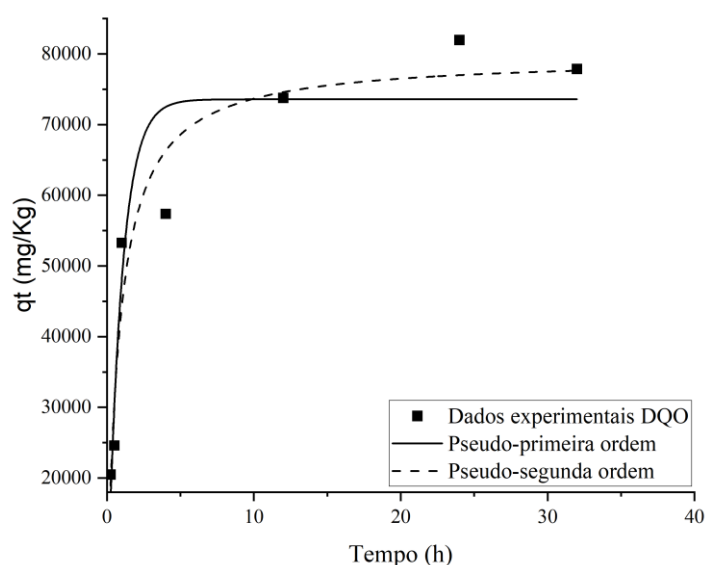
Fonte: Acervo Próprio, 2024.

5.3 Ensaio de Equilíbrio em Lote

5.3.1 Cinética de Sorção

O gráfico de cinética para adsorção DQO (Figura 16) mostra os dados experimentais obtidos para a adsorção de DQO utilizando a mistura CAG+BT, bem como as curvas obtidas pelos modelos de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem. De acordo com o gráfico apresentado, o sistema alcança o equilíbrio em aproximadamente 10 horas. Durante os primeiros 30 minutos, nota-se que uma quantidade significativa de DQO é adsorvida rapidamente, o que sugere uma taxa elevada de adsorção inicial.

Figura 16– Modelo de cinética de pseudo- primeira e pseudo-segunda ordem para adsorção de DQO



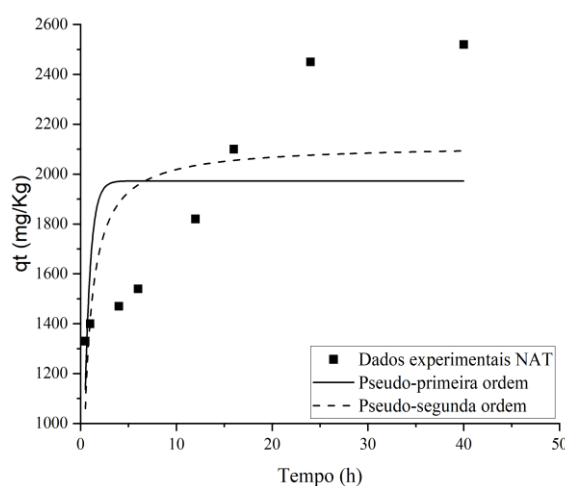
Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

A Figura 11 apresenta o modelo de pseudo primeira ordem (linha contínua) não se ajusta tão bem aos dados experimentais, já o modelo de pseudo-segunda ordem (linha tracejada) se ajusta próximo aos pontos experimentais ao longo do tempo.

Analisando os parâmetros estatísticos (Tabela 3) é possível observar um valor de R^2 de 0,89 para pseudo-primeira ordem e de 0,93 para pseudo-segunda ordem, o que indica o melhor ajuste do modelo de pseudo-segunda ordem. Halim *et al.* (2010) também observou bons ajustes aos modelos de pseudo-primeira ordem para a DQO.

O gráfico de cinética para adsorção NAT (Figura 17) mostra os dados experimentais obtidos para a adsorção de NAT bem como as curvas obtidas pelos modelos de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem. É possível observar que ao modelo de pseudo-segunda se alinha melhor com os dados experimentais. Os modelos de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem apresentaram valores de R^2 de 0,31 e 0,502, respectivamente (Tabela 3), é possível observar que ambos os modelos não se adequaram bem aos valores obtidos em laboratório, tal fato pode ser explicado pela variação dos valores.

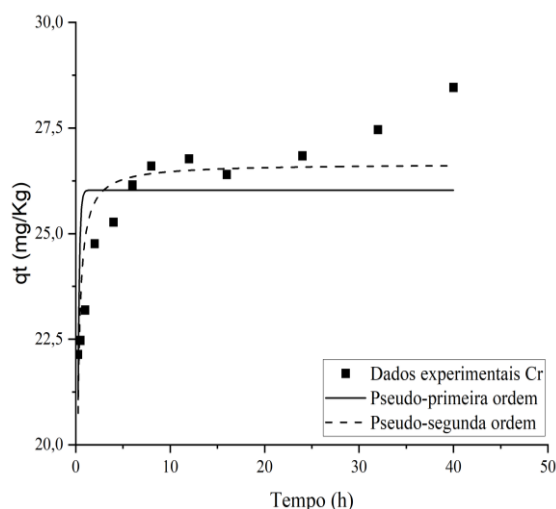
Figura 17 – Modelo de cinética de pseudo- primeira e pseudo-segunda ordem para adsorção de NAT



Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

Para o gráfico de adsorção de Cromo (Figura 18) é possível observar que o sistema entra em equilíbrio entre 10 e 24 horas, após esse período pode ter ocorrido a sorção, analisando a dispersão dos dados é visto que o modelo de pseudo-segunda ordem é o que melhor representa o sistema, isso pode ser comprovado pelo valor de R^2 igual a 0,73, já o de primeira ordem apresentou R^2 igual a 0,38 o que demonstra que o pseudo-segunda ordem é o que melhor representa os dados de Cromo.

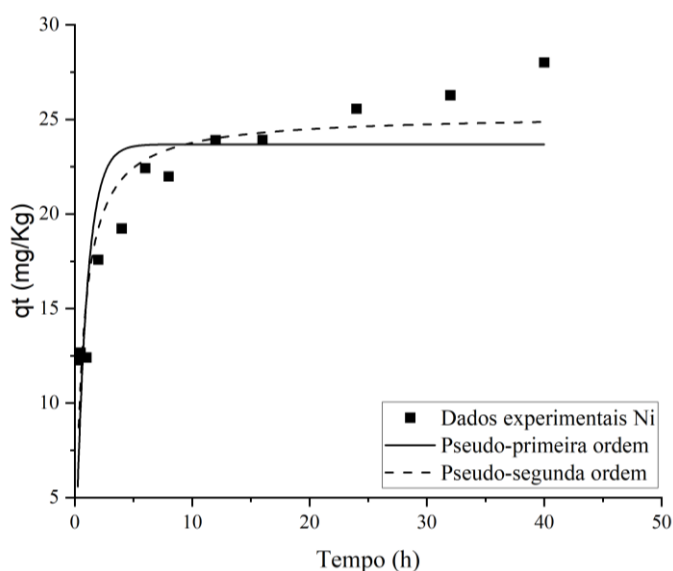
Figura 18 – Modelo de cinética de pseudo- primeira e pseudo-segunda ordem para adsorção de Cromo



Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

Para o gráfico de adsorção do Níquel (Figura 19) é possível observar que o sistema entra em equilíbrio próximo 24 h. Analisando a dispersão dos dados é possível observar que o modelo de pseudo-segunda ordem é o que melhor representa o sistema, isso pode ser comprovado pelo valor de R^2 igual a 0,82.

Figura 19 – Modelo de cinética de pseudo- primeira e pseudo-segunda ordem para adsorção de Níquel



Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

A Tabela 2 apresenta os Parâmetros para cinética de sorção de DQO, NAT, Cromo e Níquel

Tabela 2– Parâmetros para cinética de sorção de DQO, NAT, Cromo e Níquel

Modelo	Parâmetro	DQO	NAT	Cromo	Níquel
Pseudo-primeira ordem	K_1 (h^{-1})	1,05	1,71	6,63	1,07
	Q_{e1} (mg. kg^{-1})	73577,86	1972,75	26,02	23,67
	R^2	0,89	0,31	0,64	0,38
Pseudo-Segunda ordem	K_2 ($\text{kg.h}^{-1}.\text{mg}^{-1}$)	$1,56 \times 10^{-5}$	$9,44 \times 10^{-4}$	0,06	0,52
	Q_{e2} (mg. kg^{-1})	79571,91	2119,19	26,65	25,25
	R^2	0,93	0,50	0,82	0,73

Q e Q_{e2} : Valores de sorção em equilíbrio; K_1 e K_2 = Taxas de sorção; R^2 =Coeficiente de determinação

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

O modelo de pseudo-segunda ordem foi o mais adequado para a adsorção na DQO com um ótimo coeficiente de determinação $R^2 = 0,93$, indicando que as interações químicas têm um papel fundamental no processo. O valor elevado de $Q=79.571,91 \text{ mg.kg}^{-1}$ indica uma grande capacidade de adsorção, enquanto o coeficiente cinético $K_2 1,56 \times 10^{-5} \text{ kg.h}^{-1}.\text{mg}^{-1}$ indica que a cinética é relativamente lenta, provavelmente limitada por fatores como a difusão nos poros do adsorvente.

Na adsorção do NAT, o modelo de pseudo-segunda ordem apresentou um ajuste maior, com $R^2 = 0,50$, embora ainda seja baixo. O valor de $Q=2.119,19 \text{ mg.kg}^{-1}$ é mais próximo do experimental do que da primeira ordem, sugerindo uma descrição mais precisa da habilidade de adsorção. O coeficiente $K_2= 9,44 \times 10^{-4} \text{ kg.h}^{-1}.\text{mg}^{-1}$ indica uma velocidade moderada no processo de adsorção, no entanto, a dispersão dos dados pode comprometer a confiabilidade do modelo.

Na adsorção do Cromo o modelo de pseudo-segunda ordem foi mais eficiente, apresentando $R^2 = 0,82$, o que sugere uma boa correlação com os dados experimentais. O valor de $Q= 26,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ está de acordo com os dados, enquanto o coeficiente $K_2=0,06 \text{ kg.h}^{-1}.\text{mg}^{-1}$ mostra uma cinética relativamente rápida, tal fato pode estar associado a uma interação específica e favorável entre os íons de Cromo e os sítios de adsorção disponíveis no material.

O modelo de pseudo-segunda ordem também foi o mais adequado para a adsorção do Níquel, com $R^2 = 0,73$, demonstrando que as interações químicas são predominantes na sorção. O número de $Q=25,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ indica uma boa capacidade de absorção, ligeiramente superior à ajustada pela pseudo-primeira ordem. O coeficiente cinético $K_2=0,52 \text{ kg.h}^{-1}.\text{mg}^{-1}$ indica uma

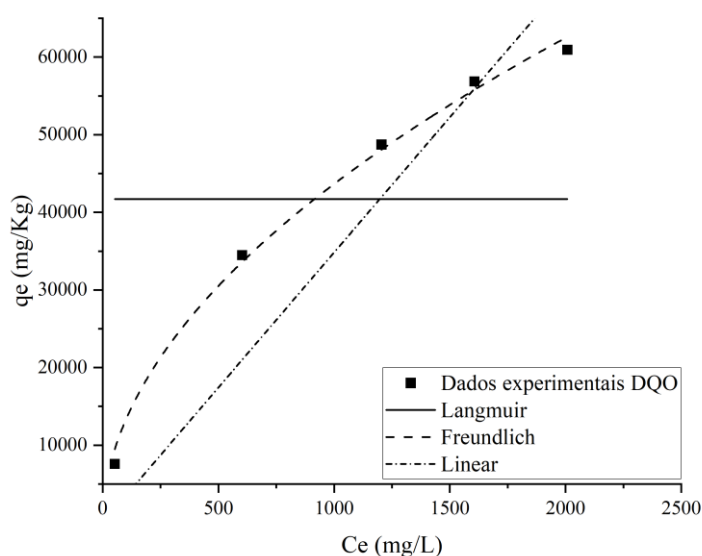
aceleração maior no processo de sorção em comparação com outros parâmetros avaliados, destacando a eficácia do material adsorvente na remoção de Níquel.

5.3.2. Isotermas de Sorção.

As Figuras 15,16,17 e 18 apresentam as isotermas de adsorção da DQO, NAT, Cromo e Níquel, respectivamente, utilizando a mistura CAG+BT. As isotermas apresentam a relação entre o volume de contaminante absorvido pelo adsorvente e a concentração de equilíbrio do contaminante no líquido (C_e , expressa em mg/L). Elas demonstram como a quantidade de poluente adsorvido muda à medida que a concentração do poluente no meio líquido alcança o equilíbrio, proporcionando uma visão aprofundada do processo de adsorção para cada parâmetro examinado. Os modelos ajustados foram Langmuir, Freundlich e linear.

A Figura 20 apresenta a isoterma de adsorção da DQO pela bentonita e o carvão ativado granulado. Com a isoterma pode-se observar a relação entre as quantidades de DQO adsorvido no equilíbrio em função da concentração da solução no equilíbrio.

Figura 20 – Modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich e Linear para adsorção de DQO



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

A isoterma de Freundlich apresenta uma melhor correlação com os dados experimentais do sistema possui uma capacidade máxima de adsorção. Com base nos valores de EQM e R^2 (Tabela 3), o modelo de Freundlich se destaca como o que mais adequadamente representa o processo de adsorção analisado. O modelo de Freundlich apresenta $R^2 = 0,99$, o que demonstra um excelente ajuste aos dados experimentais. Isso indica uma adsorção em uma superfície heterogênea, caracterizada por diferentes intensidades de adsorção. O modelo linear fornece um ajuste aceitável, com $R^2 = 0,81$, embora ainda inferior ao de Freundlich. Por outro lado, o modelo de Langmuir mostra um ajuste inadequado, apresentando um EQM e R^2 negativo, indicando sua incapacidade de descrever adequadamente o sistema.

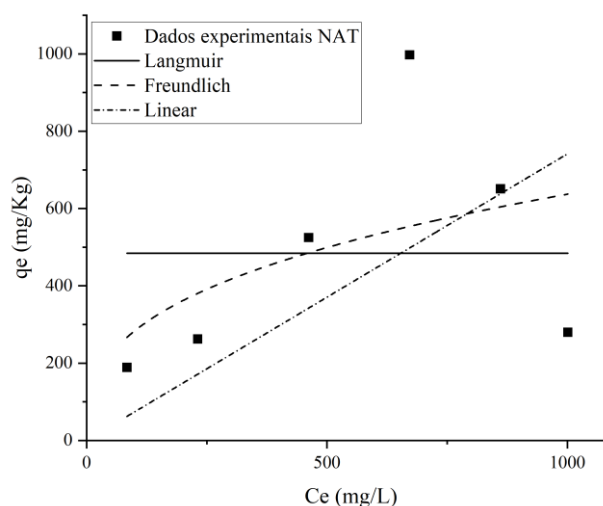
Tabela 3 – Parâmetros estatísticos dos ajustes do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear para a DQO

Modelo	EQM	R^2
Langmuir	$1,24 \times 10^8$	$-5,54 \times 10^{-8}$
Freundlich	584233,8	0,99
Linear	$1,72 \times 10^7$	0,81

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

A Figura 21 apresenta a isoterma de adsorção do NAT pela bentonita e o carvão ativado granulado. Com a isoterma pode-se observar a relação entre as quantidades de NAT adsorvido no equilíbrio em função da concentração da solução no equilíbrio

Figura 21 – Modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich e Linear para adsorção de NAT



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

É possível observar um melhor ajuste do modelo de Freundlich. Com base nos valores de EQM e R^2 (Tabela 4), o modelo de Freundlich é o que melhor representa os dados experimentais de adsorção, tal resultado também pode ser visto no trabalho de Gomes et. al (2022), que analisou o uso de carvão ativo granulado e bentonita. Ele apresenta o menor EQM=14502,84, mas ainda assim, os valores de $R^2=0,26$ é baixo, indicando que o ajuste não é perfeito. O modelo linear possui um EQM intermediário de 17356,46 e $R^2 = -0,10$, sugerindo um ajuste insatisfatório. O modelo de Langmuir apresenta o maior EQM=19623,14 e o pior valor de R^2 , indicando que não descreve bem o processo de adsorção.

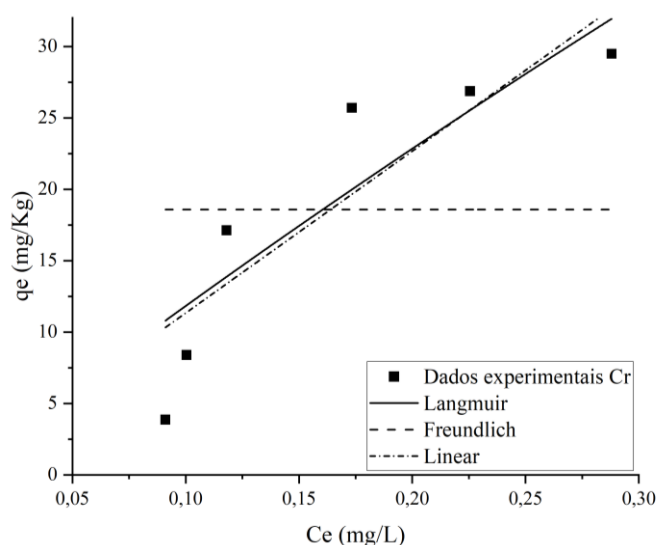
Tabela 4– Parâmetros estatísticos dos ajustes do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear para o NAT

Parâmetro	Modelo	EQM	R^2
NAT	Langmuir	19623,14	$-3,78 \times 10^{-9}$
	Freundlich	14502,84	0,26
	Linear	17356,46	-0,10

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

A Figura 22 apresenta a isoterma de adsorção do Cromo pela bentonita e o carvão ativado granulado. Com a isoterma pode-se observar a relação entre as quantidades de Cromo adsorvido no equilíbrio em função da concentração da solução no equilíbrio

Figura 22 – Modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich e Linear para adsorção de Cromo



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

Os modelos Linear e de Langmuir apresentam boas correlações com os valores experimentais, no entanto, o modelo que melhor se ajusta é o Linear. Com base nos valores de EQM, e R^2 (Tabela 5), o modelo linear é o que melhor representa os dados experimentais de adsorção, com o menor EQM=3,76 e valor elevado de $R^2 = 0,79$, indicando um bom ajuste. O modelo de Langmuir também apresenta um ajuste satisfatório, com EQM= 4,63 e $R^2 = 0,80$, sendo comparável ao modelo linear. Já o modelo de Freundlich possui o maior EQM=23,36 um baixo R^2 , indicando que não é adequado para descrever o processo de adsorção neste caso. Silva et al (2023) observou um bom ajuste no modelo Linear para descrever a adsorção do Cromo utilizando bentonita.

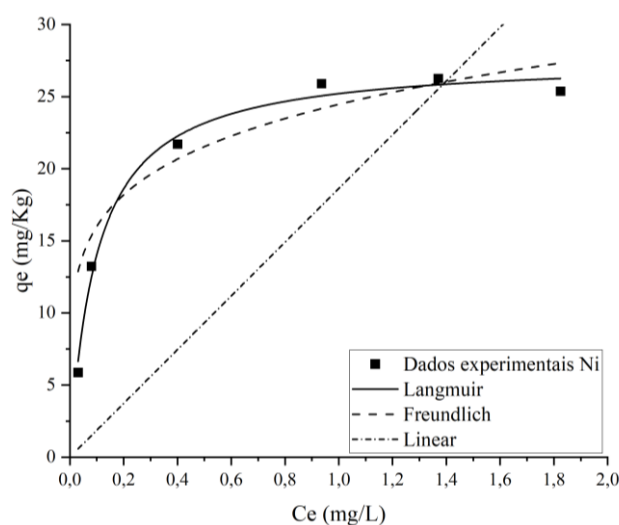
Tabela 5 – Parâmetros estatísticos dos ajustes do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear para o Cromo

Modelo	EQM	R^2
Langmuir	4,63	0,80
Freundlich	23,36	0
Linear	3,76	0,79

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

A Figura 23 apresenta a isoterma de adsorção do Níquel pela bentonita e o carvão ativado granulado. Com a isoterma pode-se observar a relação entre as quantidades de Níquel adsorvido no equilíbrio em função da concentração da solução no equilíbrio.

Figura 23 – Modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich e Linear para adsorção de Níquel



Fonte: Acervo Próprio, 2024.

Os modelos Freundlich e de Langmuir apresentam bons ajustes com os valores experimentais, no entanto, o modelo que melhor se ajusta é o Freundlich. Com base nos valores de EQM e R^2 (Tabela 6), o modelo de Freundlich é o que melhor representa os dados experimentais de adsorção, com o menor EQM=0,02 e elevado $R^2= 0,99$, indicando um bom ajuste. O modelo de Langmuir também apresenta um ajuste satisfatório, com EQM= 0,12 e $R^2 =0,99$. Já o modelo Linear possui o maior EQM=17,16 e R^2 negativo, indicando que não é adequado para descrever o processo de adsorção neste caso, foi observado por Silva (2023) que o modelo de Langmuir e o de Freundlich apresentam bom comportamento para apresentar a sorção do Níquel.

Tabela 6 – Parâmetros estatísticos dos ajustes do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear para o Níquel

Modelo	EQM	R^2
Langmuir	0,12	0,99
Freundlich	0,02	0,99
Linear	17,16	-0,46

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024.

A Tabela 7 apresenta os parâmetros obtidos para os ajustes dos modelos de Langmuir, Freundlich e Linear, com seus respectivos coeficientes.

Tabela 7 - Parâmetros de adsorção do modelo de Langmuir, Freundlich e Linear e valores de R^2

Modelo	Parâmetro	DQO	NAT	Cromo	Níquel
Langmuir	qmáx (mg.kg ⁻¹)	41724,75	485,18	335,10	27,65
	Kl (L. kg ⁻¹)	-1,20 x 10 ⁻⁴⁶	4,37 x 10 ⁻⁴⁵	0,36	10,30
	R^2	-5,54 x 10 ⁻⁸	-3,78 x 10 ⁻⁹	0,80	0,99
Freundlich	Kf (L.kg ⁻¹)	1225,66	56,08	18,57	24,46
	n	1,93	2,84	-3,64 x10 ⁻²⁵	0,13
	R^2	0,99	0,26	0	0,99
Linear	Kd (L.kg ⁻¹)	34,84	0,74	113,33	18,62

R^2	0,81	-0,10	0,79	-0,46
-------	------	-------	------	-------

Fonte: Elaborada pelo autor, 2024

O modelo de Freundlich demonstrou um excelente ajuste aos dados de DQO, apresentando um coeficiente de determinação $R^2 = 0,99$, o que indica elevada precisão na descrição do sistema de adsorção. O elevado valor de $K_f = 1225,66 \text{ L.kg}^{-1}$ sugere uma significativa capacidade de adsorção, enquanto o fator $n = 1,93$ aponta para um processo que ocorre de maneira favorável, com características típicas de adsorção heterogênea.

No caso do NAT, o modelo de Freundlich foi selecionado, mas apresenta um coeficiente de determinação baixo, $R^2 = 0,26$, sugerindo uma confiabilidade limitada no ajuste do modelo aos dados. Os valores encontrados para $K_f = 56,08 \text{ L.kg}^{-1}$ e $n = 2,84$ indicam uma adsorção que pode ser eficiente, embora a dispersão dos dados experimentais possa comprometer a capacidade do modelo de descrever o sistema de forma precisa.

Para o Níquel, o modelo de Freundlich também se revelou o mais apropriado, evidenciando um bom ajuste $R^2 = 0,99$. O coeficiente $K_f = 24,46 \text{ L.kg}^{-1}$ demonstra uma capacidade moderada de adsorção, enquanto o fator $n = 0,13$, próximo de zero, sugere um comportamento de adsorção que é complexo e desfavorável, possivelmente devido à competição por sítios ativos ou limitações inerentes ao material utilizado para adsorção.

Em relação ao Cromo, o modelo Langmuir apresentou um ajuste satisfatório, com um coeficiente de determinação $R^2 = 0,80$, sinalizando uma boa correlação entre os dados experimentais e o modelo. O coeficiente de distribuição $K_d = 113,33 \text{ L.kg}^{-1}$ indica uma adsorção considerável, que pode ser influenciada pela interação química entre o adsorvato e o material adsorvente. Esse comportamento pode indicar que, nas adsorções pela mistura de carvão e bentonita, ocorre adsorção em monocamada (Sing *et al.*, 1985)

6 CONCLUSÃO

Entre os dois modelos cinéticos utilizados, o de pseudo-segunda ordem apresentou os melhores coeficientes de coeficiente de determinação linear nas concentrações avaliadas, atingindo valores que mais se aproximaram de 1. A análise cinética indicou também que a mistura de carvão e bentonita possui uma elevada taxa de adsorção inicial.

Os dois modelos de isotermas de adsorção, Langmuir e Freundlich, mostraram um bom ajuste aos dados experimentais, já o modelo linear obteve bons resultado para a adsorção do cromo.

O modelo Freundlich revelou um coeficiente de correlação linear superior, o que indica uma descrição mais precisa do equilíbrio de adsorção, excerto para a adsorção do Cromo que foi melhor representado pelo modelo linear.

Os materiais analisados apresentaram uma superfície porosa e irregular, favorecendo a adsorção de contaminantes. Essas características aumentam a área de contato e a capacidade de retenção dos contaminantes, reforçando a eficiência da mistura de carvão ativado granulado e bentonita na adsorção de NAT, DQO, Níquel e Cromo, e sua viabilidade para uso em barreiras reativas na remediação de áreas contaminadas por lixiviado.

Sugere-se a utilização de outros modelos de isoterma para avaliar os seus ajustes, bem como o uso de concentrações distintas de carvão e bentonita.

REFERÊNCIAS

- ABILIO, Monica Cristina de Assis. **Remoção de fósforo em efluente por meio de adsorção em bentonita modificada**, TECHPHOS®. 2020. Dissertação de mestrado (Mestrado profissional em Química)- Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP.
- AGERGREN, S. On the theory of so-called adsorption dissolved substances. Handlingar Band, v. 24, p. 1-39. 1898.
- ANDRADE, Deborah Cordeiro de. **Estudo da remediação de solo contaminado com diesel ou cromo (VI) aplicando eletrocinética e barreira reativa permeável de cortiça**. Orientadora: Elisama Vieira dos Santos. 2022. 140f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2022.
- ANTUNES, P. A.; NETO, J. R. O.; MURRO, N. C.; NASCIMENTO, C. V.; ULIANA, M. R. Extração de metais tóxicos em solos contaminados utilizando o milho como possível fitorremediador . (2022). *Colloquium Exactarum*. ISSN: 2178-8332, 13(3), p.59-69.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 24 edition. Washington: APHA, 2023. 1496.
- BATISTA, A.P. et al. Caracterização de argilas bentoníticas de Cubati-PB. Revista Eletrônica de Materiais e Processos, v.4 p.64-7, 2009.
- BEZERRA, Daniel Epifânio. **Evolução do comportamento dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário sob aspectos mecânicos**. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.
- BRANDÃO, A. C. T.; QUEIROZ, V; SILVA, R. G. C. Síntese e caracterização de carvão ativado quimicamente com H₃PO₄ e NaOH à partir da casca de pequi (Caryocar brasiliense). **Braz. J. of Develop.**, Curitiba, v.6, n.8, p. 60945-60962, aug.2020.
- BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 3 ago. 2010.
- BUDANIA, J.; DANGAYACH, S. A. Comprehensive review on permeable reactive barrier for the remediation of groundwater contaminatio. **Journal of Environmental Management**.v. 332, abr. 2023.
- CETESB - **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Normas e Procedimentos para Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Lixiviados**. São Paulo: CETESB, 2011.
- CONSONI, Â. J. et al. Disposição final de lixo & Legislação e Licenciamento Ambiental. [S.l: s.n.], 2018.
- DAS, K. K., REDDY, R. C., BAGOJI, I. B., DAS, S., BAGALI, S., MULLUR, L., KHODNAPUR, J. P., & Biradar, M. S. Nickel, its adverse health effects & oxidative stress. **Indian Journal of Medical Research**, v. 128, n.4, p. 412–425, 2008.

Doff, D. H.; Gangas, N. H. J.; Allan, J. E. M.; Coey, J. M. D.; *Clay Miner.* **1988**, 23, 367

DOMINGUES, L. F.; CRUZ, G. Q. N.; ARCHIOLI, I. A.; LOPES, C.L; CASTRO, I. P.; OLIVEIRA, M. R. M. Produção de carvão a partir da casca de laranja ativado com cloreto de cálcio (CaCl₂) e sua aplicação em tratamento de água contaminada com nitrato (NO₃-). EL-NAGAR, D. A.; ABDEL-HALIM, K. Y. Remediação de metais pesados em solo contaminado usando nanobentonita, nano-hidroxiapatita e nano-compósito. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 16, 2021.

FAISAL, A. A. H. et al. Journal of Environmental Chemical Engineering Cost-effective composite prepared from sewage sludge waste and cement kiln dust as permeable reactive barrier to remediate simulated groundwater polluted with tetracycline. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 3, p. 105194, 2021.

FARIAS, A. P.; MALVEZZI, L. B.; JUNIOR, F. Q. F. M.; ABREU, J. L. S.; RIBEIRO, L. S. Avaliação do pH, alcalinidade total e ácidos graxos voláteis no lixiviado bruto de um aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XIX, 2020. Anais [...]. p. 1-7.

FREUNDLICH, H. Adsorptionstechnik. By Franz Krzil. **The Journal of Physical Chemistry**, v. 40, n. 6, p. 857-858, 1936.

GENCHI, G.; SINICROPI, M. S.; LAURIA, G.; CAROCCI, A.; CATALANO, A. Nickel: Human health and environmental toxicology. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 3, p. 679, 2020.

GHIASINEJAD, H.; GHASEMI, M.; SHARIATMADARI, N.; PAZOKI, M. Prediction of landfill leachate quantity in arid and semiarid climate: a case study of Aradkouh, Tehran. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 18, n. 3, p. 589-600, 2020.

Göçer, S; Zaimoğlu, B. Z; Cırık, k. Remoção de poluentes do lixiviado de aterro por adsorção com partículas de ferro nano zero-valentes: isotermas de adsorção e estudos cinéticos. **Prática e Tecnologia Hídrica**, v. 19, n. 2, pg.401–418.2024

GOMES, L. M. S.; ARAÚJO, A. L. S.; LAVORANTE, A. F.; SILVA, W. E.; BELIAN, M. F. Aspectos ambientais, toxicológicos e tecnológicos quanto à utilidade contemporânea do cromo. **Revista Virtual de Química**. Recife, p. 1-29, out. 2024.

GOMES, N. A.; ALMEIDA, M. V. A.; M. C.; MONTEIRO, V. E. D.; OLIVEIRA, Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. **Matéria**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 3, 2018.

GRACIANO, V. A.; PIRES, C. S.; TEIXEIRA, S. C. G.; ZIOLLI, R. L.; PÉREZ, D. V. Remediação de um solo contaminado com petróleo por oxidação química. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1511-1520, 2012.

HALIM, A. A. et al. Comparison study of ammonia and COD adsorption on zeolite, activated carbon and composite materials in landfill leachate treatment. *Desalination*, v. 262, n. 1-3, p. 31-35, 2010.

HO, Y.; MCKAY, G. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process biochemistry*, v. 34, n. 5, p. 451-465, 1999.

Jayasundara, R. B. C. D., Udayagee, K. P. P., Karunarathna, A. K., Manage, P. M., Nugara, R. N., & Abhayapala, K. M. R. D. Permeable reactive barriers as an in situ groundwater remediation technique for open solid waste dumpsites: a review and prospect. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 1, p. 50, 2023.

Jayasundara, R. B. C. D.; Udayagee, K. P. P.; Karunarathna, A. K.; Manage, P. M.; Nugara, R. N.; Abhayapala, K. M. R. D. Permeable reactive barriers as an in situ groundwater remediation technique for open solid waste dumpsites: a review and prospect. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 1, p. 50, 2023.

JIANGMIN, C., HUANG, G., HAN, D., HOU, Q., GAN, L., & ZHANG, M. Uma revisão de meios reativos dentro de barreiras reativas permeáveis para a remoção de metais pesados (loid) em águas subterrâneas: status atual e perspectivas futuras. **Journal of Cleaner Production**, v. 31, 2021.

Kumarasinghe, U.; Kawamoto, K.; Saito, T.; Sakamoto, Y.; Mowjood, M. I. M. Evaluation of applicability of filling materials in permeable reactive barrier (PRB) system to remediate groundwater contaminated with Cd and Pb at open solid waste dump sites. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 120, p. 118-127, 2018.

LAGERGREN, S. On the theory of so-called adsorption dissolved substances. *Handlingar Band*, v. 24, p. 1-39. 1898.

LANGMUIR, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *J. Am. Chem. Soc.* 40, 1361-1463. 1918.

LINDAMULLA, L.; NANAYAKKARA, N.; OTHMAN, M.; JINADASA, S.; HERATH, G.; JEGATHEESAN, V. Municipal solid waste landfill leachate characteristics and their treatment options in tropical countries. **Current Pollution Reports**, v. 8, p. 273-287, 2022.

LINHARES, F.A. ; MARCÍLIO, N. R.; MELO, P. J.; Estudo da produção de carvão ativado a partir do resíduo de casca da acácia negra com e sem ativação química. **SCIENTIA CUM INDUSTRIA (SCI. CUM IND.)**, v.4, n. 2, p. 74-79, 2016.

LOUISIANE. V.; OLIVIER. D.; GWENAËLLE. R.; LAURENT. C. Reactivity of chromium-based pigments in a porcelain glaze. **Comptes Rendus. Physique**, v. 19, n.7, p. 589-598. set.2018.

Matias, G. A.; Sobrinho, M. A. M. Tratamento e refuncionalização de solo contaminado por lixiviado de aterro sanitário. **Eng. Sanit. Ambient.** v.25, n.5, set, 2020.

MURRAY, H. H. Traditional and new applications for kaolin, smectite, and palygorskite: A general overview. **Applied Clay Science**, v.17, n. 5-6, p. 207-221, 2020.

MWALIKENGA, M. K.; VITAL, F. A. C. Perfil de contaminação das águas e peixes por metais pesados e suas consequências para a saúde humana. **Revista Brasileira de Ciências Biomédicas**, v. 1, n. 1, p. 16-23, abr. 2020.

OLIVEIRA, A. R.; BARBOSA, T. A.; MENDONÇA, L. C. Adsorption of pollutants in wastewater using biochar: a systematic review. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 12, n. 4, p.1-21, e23712441228, 2023.

OLIVEIRA, C. I. R. de; ROCHA, M. C. G.; SILVA, A. L. N. da; BERTOLINO, L. C. Caracterização de argilas bentoníticas de Cubati, Paraíba - nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*, 2019.

PASSOS, E. S.; CARVALHO, R. S.; FACCIOLI, G. G.; ARGUELHO, M. L. P. M.; OLIVEIRA, R. A. Tratamento Terciário de Águas Residuárias: Análise Microbiológica após filtração com Biochar do bagaço da Laranja. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 1, n. 3, p. 60-74. 2021.

RAD, R. P.; FAZLALI, A. Optimization of permeable reactive barrier dimensions and location in groundwater remediation contaminated by landfill pollution. **Journal of Water Process Engineering**, v. 35, 2020.

ROCHA, J. S.; GIRÃO, F. A. L.; MENDES, L. S. A. S.; GIRÃO, D. C.; MAGALHÃES, G. V.V.S; LIMA, A.C. A. ; BARROSO, P. M. Bioacumulação de metais pesados em peixes: impactos sobre a saúde humana e meio ambiente. **Ciência Animal**, v. 33, n. 1, p. 40-43, 2023.

ROEHRIG, Jackson. **Remediação de sítios contaminados através da extração de vapores do solo**. 1991. [157]f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, SP.

SAMADDER, S. R., PRABHAKAR, R., KHAN, D., et al., “Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: a case study”, *Science of The Total Environment*, v. 580, pp. 593 601, 2016.

SANTOS, E. A.; MARIANO, T. L.; BARJA, P. R.; AQUINO-SILVA, M. R. Aplicação do processo de fitorremediação utilizando vetiver (vetiveria zizanioides (L.) Nash.) Na descontaminação de solos tropicais contaminados por chorume. **Revista Univap**, v. 26, n. 51, p. 43–55, 2020.

SANTOS, SILVA. J. S.; BARROS, R. S.; CRUZ, L. O.; CRUZ, L. O.; ANI, F. N.; SALGADO, M. F. PRODUÇÃO DE CARVÃO ATIVADO DA CASCA DO BABAÇU E SUA EFICIÊNCIA NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA O CONSUMO HUMANO, IN: . **Engenharia florestal: desafios, limites e potencialidade**, 2020. p. 654-685.

SILVA, D. L. M, BOSCOV, M. E. G, ALMEIDA, M. A, MONTEIRO, V. E. D. MELO, M. C.; SANTOS, L. L.; Adsorção de Metais Pesados em Solo Bentonítico para Uso em Revestimentos de Aterros. **Ciência e Tecnologia de Adsorção**. 2023.

SILVA, Daniela Lima de Machado. **Mecanismos de Transporte de Metais traço metálicos em Misturas de Solos Utilizados como Camada de Base em Aterro Sanitário**.2023. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental)- Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

SILVA, M. C. C. P.; ALBUQUERQUE, M. V. C.; CARTAXO, A. S. B.; CANTO, C. S. A.; PEARSON, H. W.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D. CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO

AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE - CONGESTAS, 7., 2019, João Pessoa. Anais [...]. João Pessoa: Ecogestão Brasil, 2019. Eixo Temático ET-02-010 - Saneamento Ambiental. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO METROPOLITANO DE JOÃO PESSOA-PB.

SING, K.S.W.; EVERETT, D.H.; HAUL, R.A.W.; MOSCOU, L.; PIEROTTI, R.A.; ROUQUÉROL, J.; SIEMIENIEWSKA, T. (1985) Reporting physisorption data for gas/soils systems with special reference to the determination of surface area and porosity. Commission on Colloid and Surface Chemistry Including Catalysis, Physical Chemistry Division, International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC). Pure Applied Chemistry, v. 57, n. 4, p. 603-619.

TANG, Q.; DU, C.; LIU, J.; FAN, L.; NIU, J.; MIAO, C.; LI, W.; FU, B. Os mecanismos de transformação de retenção e especiação do cromo durante a combustão do carvão betuminoso: Efeitos dos minerais inorgânicos e da temperatura de combustão. **Fuel Processing Technology**, v. 232, 2022.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Batch – Type Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals**. EPA/530/R87/006-75-86, 1992.

VALLEJO, A. D. D.; ARARUNA JUNIOR, J. T.; GONÇALVES, R. A.; SOUZA, R. F. M.; LIU, S.; WANG, H. Enhance electrokinetic remediation of potentially toxic elements in the dredged sediment of Camorim Lagoon. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 29, n. 202405, p. 1-9, 2024.

VIEGAS, Rayanne Macêdo Aranha. **Argilas organofílicas aplicadas à remoção de carbamazepina visando a remediação de águas subterrâneas contaminadas**. Orientador: Dr. Osvaldo Chiavone Filho. 2024. 145f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2024.