

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA

DANIELE MOREIRA

BIOSSORÇÃO DE ÍONS METÁLICOS UTILIZANDO A BIOMASSA DO FUNGO
Fusarium sp

Ilha Solteira - SP

2024

DANIELE MOREIRA

BIOSSORÇÃO DE ÍONS METÁLICOS UTILIZANDO A BIOMASSA DO FUNGO

Fusarium sp

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – Unesp como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre (Engenharia Civil). Especialidade: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Profa. Dra. Rosane Freire Boina
Orientador

Profa. Dra. Ana Flora Dalberto Vasconcelos
Coorientador

FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

Moreira, Daniele.
M838b Biossorção de íons metálicos utilizando a biomassa do fungo *Fusarium sp* /
Daniele Moreira. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2024
123 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de
Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e
Tecnologias Ambientais, 2024

Orientador: Rosane Freire Boina
Co-orientador: Ana Flora Dalberto Vasconcelos
Inclui bibliografia

1. Fungos filamentosos. 2. Efluentes industriais. 3. Modelo cinético. 4.
Modelo isotérmico. 5. Modelo termodinâmico.

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

Espera-se que o presente trabalho sobre a biossorção de íons metálicos utilizando a biomassa do fungo *Fusarium* sp. forneça informações valiosas que podem orientar esforços em diversas áreas, como remediação ambiental, recuperação de metais, biotecnologia e eficiência industrial. O impacto potencial desse trabalho se estende a várias áreas alinhadas com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 da ONU, com destaque para: ODS 6 - Água Potável e Saneamento - os dados encontrados no decorrer desse trabalho pode contribuir para a remoção eficaz de íons metálicos em solução, promovendo a disponibilidade de água limpa e a preservação dos ecossistemas aquáticos; ODS 9 - Indústria, Inovação e Infraestrutura - os resultados da pesquisa podem inspirar inovações na recuperação de metais, fomentando práticas industriais mais sustentáveis e eficientes; ODS 12 - Consumo e Produção Responsáveis - ao reduzir a necessidade de explorar novos recursos naturais, a pesquisa está alinhada com o objetivo de promover o consumo e a produção responsáveis, contribuindo para a conservação dos recursos. Portanto, o presente trabalho sobre a biossorção de íons metálicos utilizando a biomassa fúngica, como *Fusarium* sp, desempenha um papel relevante na abordagem de várias questões globais, promovendo o desenvolvimento sustentável e a conservação ambiental em consonância com os ODS estabelecidos pela comunidade internacional.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

It is expected that the present work on the biosorption of metal ions using the biomass of the fungus *Fusarium* sp. provides valuable information that can guide efforts in diverse areas, such as environmental remediation, metal recovery, biotechnology, and industrial efficiency. The potential impact of this work extends to several areas approved with the Sustainable Development Goals (SDGs) of the ONU 2030 Agenda, with emphasis on SDG 6 - Drinking Water and Sanitation: the data found during this work can contribute to the effective removal of metallic ions in solution, promoting the availability of clean water and the preservation of aquatic ecosystems; SDG 9 - Industry, Innovation, and Infrastructure: research results can inspire innovations in metal recovery, fostering more sustainable and efficient industrial practices; SDG 12 - Responsible Consumption and Production: by reducing the need for new natural resources, research is aligned to promote responsible consumption and production, contributing to the conservation of resources. Therefore, the present work on the biosorption of metal ions using fungal biomass, such as *Fusarium* sp, plays a relevant role in addressing several global issues, promoting sustainable development and environmental conservation in line with the SDGs established by the international community.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: BIODISSORÇÃO DE ÍONS METÁLICOS UTILIZANDO A BIOMASSA DO FUNGO *Fusarium* sp.

AUTORA: DANIELE MOREIRA

ORIENTADORA: ROSANE FREIRE BOINA

COORDENADORA: ANA FLORA DALBERTO VASCONCELOS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Engenharia Civil, área: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. ROSANE FREIRE BOINA (Participação Presencial)
Departamento de Química e Bioquímica / Faculdade de Ciências e Tecnologia - UNESP



Profa. Dra. JULIANA HELOISA PINÊ AMÉRICO PINHEIRO (Participação Virtual)
Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrômicas - UNESP

Profa. Dra. CASSIANA MARIA REGANHAN CONEGLIAN (Participação Virtual)
Faculdade de Tecnologia / Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP

Ilha Solteira, 07 de junho de 2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço e dedico este trabalho primeiramente à Deus. Sem ele nada seria possível.

Quero agradecer imensamente aos meus pais, José Moreira e Soledade Aparecida C. Moreira, por ter me dado todo o suporte e ensinamentos necessários para a vida, por ter me mostrado desde pequena que a educação é o melhor caminho, tenho certeza de que se não fosse por vocês eu não teria chegado aonde cheguei.

Ao meu irmão Cleiton Moreira, que sempre me apoiou e incentivou nas minhas escolhas. Ao meu namorado por ter paciência, entendimento, companheirismo, por ter me auxiliado e ajudado a passar os dias de desânimo, muito obrigado por estar ao meu lado nesse processo tão importante.

As minhas amigas de graduação Gabriela Souza Alves e Andréa Ribeiro Braga, por terem me acompanhado nessa caminhada e me ajudado nos momentos de dificuldade, tornando esse processo mais leve. Aos meus queridos amigos e parceiros do laboratório LAARR, pelas conversas, ideias, momentos de descontração e muitas risadas.

A minha orientadora, Profa. Dra. Rosane Freire Boina, por todo suporte, dedicação, compreensão e paciência durante todos os momentos. Sem ela, essa jornada teria sido mais ardorosa. Um exemplo de profissional que um dia almejo ser. Muito obrigada Ro! Gostaria de agradecer a minha coorientadora Profa. Dra. Ana Flora Dalberto Vasconcelos pelos conhecimentos adquiridos, apoio e compressão; Profa. Dra. Adriana Knob e Prof. Dr. André Rodrigues por terem cedido e identificado a cepa do fungo utilizado no trabalho.

Por fim gostaria de agradecer à Faculdade de Engenharia (UNESP), especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela oportunidade de realização do curso. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“O Senhor é o meu pastor e nada me faltará (Salmos, 23:1).”

RESUMO

Os íons metálicos têm gerado grande preocupação ambiental devido sua toxicidade à saúde humana e ao ecossistema, principalmente por tratamento e descarte inadequados de efluentes industriais. Dentre os métodos aplicados, a bioissorção tem se mostrado uma alternativa eficaz para o tratamento desses poluentes, principalmente por utilizar materiais de baixo custo e por ser um método sustentável, no qual o adsorvente e o adsorbato podem ser recuperados. Entre os possíveis bioissorventes, a biomassa fúngica apresenta potencial para aplicação em diferentes processos, como por exemplo para a remoção ou redução de íons metálicos em ambientes, visando à recuperação da qualidade ambiental. A utilização de fungos se torna vantajosa em razão à sua tolerância a poluentes, sua capacidade de adentrar no meio por micélios e rápida colonização de diferentes substratos. Neste contexto, esse trabalho teve como objetivo produzir quantidades significativas de biomassa fúngica, aplicando a cepa do fungo ascomiceto *Fusarium* sp, em meio de cultivo submerso *in vitro*, para bioissorção de íons metálicos (Ni^{2+} e Pb^{2+}). Inicialmente foi realizado a produção da biomassa fúngica. Em seguida, foram realizadas análises de caracterização. O material foi caracterizado pelas técnicas: pH - PCZ, FT-IR, TGA, FRX, BET, MEV e PZ. Os efeitos dos parâmetros dependentes, como pH, dosagem do bioissorvente e temperatura foram investigados. A biomassa fúngica apresentou superfície neutra em pH 6,48 e formadora de dispersões estáveis em pH 7. As imagens de MEV indicaram que a superfície do material apresenta uma estrutura rugosa e com a presença de filamentos. A análise de área superficial (BET) mostrou que a biomassa possui uma área superficial relativamente pequena ($0,823 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) comparado com os adsorventes de engenharia. O FT-IR indicou a presença de grupos funcionais amino, amida e ácidos carboxílicos, presentes na estrutura de proteínas e polissacarídeos. Esses grupos foram significativos para remoção dos íons metálicos. A análise de comportamento térmico mostrou que o material analisado apresenta três fases de degradação, sendo a primeira entre 25°C e 200°C , relacionada a eliminação de água, a segunda entre 200°C e 350°C , devido a degradação de lipídeos totais e, o último estágio, em 350°C e 500°C que corresponde a decomposição da estrutura de polissacarídeos. A FRX apontou que os elementos predominantes na biomassa são cálcio, potássio e enxofre, sendo que, a presença desses elementos pode estar associada ao metabolismo, genética e estrutura do *Fusarium* sp. As condições ótimas de estudos foram alcançadas utilizando $0,05 \text{ g}$ de bioissorvente em concentrações iniciais entre $0,5$ a $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$, a 25°C e pH $4,5$, para íons níquel e chumbo. Os dados experimentais foram melhor ajustados ao modelo de pseudo-segunda-ordem para Ni^{2+} e Elovich para Pb^{2+} , com capacidade adsorção no equilíbrio (q_{te}) de $0,458 \text{ mg.g}^{-1}$ aos 240 minutos e de $0,843 \text{ mg.g}^{-1}$ aos 1440 minutos, respectivamente. As isotermas de adsorção sugerem que a adsorção ocorre em mono e multicamada para Ni^{2+} e Pb^{2+} . Os parâmetros termodinâmicos foram estimados indicando um processo termodinamicamente viável e espontâneo, com eficiências de remoção de mais de 85%. Os resultados mostram que a biomassa inativa do fungo *Fusarium* sp apresentou características físico-químicas favoráveis ao processo de bioissorção, se mostrando um bom material bioadsorvente para adsorção de íons metálicos em baixas concentrações.

Palavras-chave: fungos filamentosos; efluentes industriais; modelo cinético; modelo isotérmico; modelo termodinâmico.

ABSTRACT

Metal ions have generated great environmental concern due to their toxicity to human health and the ecosystem, mainly due to inadequate treatment and disposal of industrial effluents. Among the methods applied, biosorption has proven to be an effective alternative for the treatment of these pollutants, mainly because it uses low-cost materials and is a sustainable method in which the adsorbent and adsorbate can be recovered. Among the possible biosorbents, fungal biomass has the potential for application in different processes, such as for the removal or reduction of metal ions in environments, aiming at the recovery of environmental quality. The use of fungi becomes advantageous due to their tolerance to pollutants, their ability to enter the environment through mycelia, and rapid colonization of different substrates. In this context, this work aimed to produce significant amounts of fungal biomass by applying the ascomycete fungus strain *Fusarium* sp, in a submerged in vitro culture medium, for biosorption of metal ions (Ni^{2+} and Pb^{2+}). Initially, the fungal biomass was produced. Then, characterization analyses were performed. The material was characterized by the following techniques: pH - PCZ, FT-IR, TGA, FRX, BET, SEM, and PZ. The effects of dependent parameters, such as pH, biosorbent dosage, and temperature were investigated. The fungal biomass presented a neutral surface at pH 6.48 and formed stable dispersions at pH 7. The SEM images indicated that the surface of the material presents a rough structure with the presence of filaments. The surface area analysis (BET) showed that the biomass has a relatively small surface area ($0.823 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) compared to engineering adsorbents. FT-IR indicated the presence of amino, amide, and carboxylic acid functional groups in the structure of proteins and polysaccharides. These groups were significant for the removal of metal ions. Thermal behavior analysis showed that the analyzed material presents three degradation phases, the first between $25 \text{ }^\circ\text{C}$ and $200 \text{ }^\circ\text{C}$, related to the elimination of water, the second between $200 \text{ }^\circ\text{C}$ and $350 \text{ }^\circ\text{C}$, due to the degradation of total lipids and, the last stage, at $350 \text{ }^\circ\text{C}$ and 500°C , which corresponds to the decomposition of the polysaccharide structure. XRF indicated that the predominant elements in the biomass are calcium, potassium, and sulfur, and the presence of these elements may be associated with the metabolism, genetics, and structure of *Fusarium* sp. The optimal study conditions were achieved using 0.05 g of biosorbent in initial concentrations between 0.5 and $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, at $25 \text{ }^\circ\text{C}$ and pH 4.5, for nickel and lead ions. The experimental data were best fitted to the pseudo-second-order model for Ni^{2+} and Elovich for Pb^{2+} , with equilibrium adsorption capacity (q_e) of $0.458 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ at 240 minutes and $0.843 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ at 1440 minutes, respectively. The adsorption isotherms suggest that adsorption occurs in mono and multilayer for Ni^{2+} and Pb^{2+} . The thermodynamic parameters were estimated indicating a thermodynamically viable and spontaneous process, with removal efficiencies of over 85%. The results show that the inactive biomass of the fungus *Fusarium* sp presented favorable physicochemical characteristics for the biosorption process, proving to be a good adsorbent material for the adsorption of metal ions at low concentrations.

Keywords: filamentous fungi; industrial effluents; kinetic model; isothermal model; thermodynamic model.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processo de adsorção	32
Figura 2 – Adsorção química e física	33
Figura 3 – Classificação e subgrupos das isotermas de adsorção	35
Figura 4 – Tipos de isotermas de adsorção	36
Figura 5 – Representação da estrutura da parede celular fúngica	47
Figura 6 – Fungo filamentososo <i>Fusarium</i> sp, cultivado em meio sólido de sais de Vogel.....	53
Figura 7 – Cultivo do fungo <i>Fusarium</i> sp em placas com meio sólido de sais de Vogel.....	55
Figura 8 – Produção das células fúngicas em meio líquido	56
Figura 9 – Produção da biomassa em meio mínimo de sais de Vogel	57
Figura 10 – Biomassa seca fungo <i>Fusarium</i> sp	57
Figura 12 – Processo de filtração da biomassa.....	58
Figura 11 – Biomassa em suspensão	58
Figura 14 – Análise pH-PCZ.....	60
Figura 15 – Microscopias da biomassa fúngica seca em estufa com ampliação de 500X (a), 1000K X (b), 5000K X (c) e 10000K X (d), antes do processo de biossorção dos íons metálicos	66
Figura 16 – Espectro de infravermelho da biomassa seca do fungo <i>Fusarium</i> sp.....	67
Figura 17 – Isoterma de adsorção/dessorção de N ₂ para a biomassa do fungo <i>Fusarium</i> sp. 71	71
Figura 18 – Curva de aquecimento térmico para biomassa fúngica seca (<i>Fusarium</i> sp)	72
Figura 19 – Curva de aquecimento térmico em função da derivada do fluxo de calor	74
Figura 20 – pH-PCZ da biomassa fúngica (<i>Fusarium</i> sp)	76
Figura 21 – Especificação química para Níquel (II).....	77
Figura 22 – Especificação química para Chumbo (II).....	78
Figura 23 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção de íons chumbo em diferentes pHs (4,5; 5,5 e 6,5). Experimento realizado a 25 °C, em concentrações iniciais de 0,5, 1,0 e 2,0 m.L ⁻¹ , aplicando 0,05 g de biosorvente, com tempo de contato de 1440 min	80
Figura 24 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção de íons níquel em diferentes pHs (4,5; 5,5 e 6,5). Experimento realizado a 25 °C, em concentrações iniciais de 0,5, 1,0 e 2,0 m.L ⁻¹ , aplicando 0,05 g de biosorvente, com tempo de contato de 1440 min	81
Figura 25 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção de íons níquel em diferentes temperaturas (20, 25 e 30 °C) e condição de pH 4,5. Experimento realizado em	

concentrações iniciais de 0,5, 1,0 e 2,0 m.L ⁻¹ , aplicando 0,05 g de biosorvente, com tempo de contato de 1440 min	84
Figura 26 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção de íons chumbo em diferentes temperaturas (20, 25 e 30 °C) e condição de pH 4,5. Experimento realizado em concentrações iniciais de 0,5; 1,0 e 2,0 mg.L ⁻¹ , aplicando 0,05 g de biosorvente, com tempo de contato de 1440 min	85
Figura 27 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção do metal níquel em diferentes massas do biosorvente (0,01 e 0,05 g) e condição de pH 4,5. Experimento realizado a 25 °C, aplicando concentração inicial de 0,5 – 2,0 mg. L ⁻¹ com tempo de contato de 1440 min	87
Figura 28 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção do metal chumbo em diferentes massas do biosorvente (0,01 e 0,05 g) e condição de pH 4,5. Experimento realizado a 25 °C, aplicando concentração inicial de 0,5 – 2,0 mg.L ⁻¹ com tempo de 1440 min	88
Figura 29 – Microscopia Eletrônica de Varredura da biomassa fúngica seca carregada com Pb ²⁺ (a e b) e Ni ²⁺ (c e d), após o processo de biossorção em temperatura de 25 °C, massa 0,05 g, pH 4,5 e tempo de contato 1440 min e 240 min para chumbo e níquel.	90
Figura 30 – Espectros de FT-IR da biomassa fúngica seca (c) e após os ensaios de biossorção para Ni ²⁺ (a) e Pb ²⁺ (b)	91
Figura 31 – Isotermas de adsorção de Langmuir, Freundlich e Redlich-Petterson para íon níquel na biomassa de Fusarium (0,05 g). Experimentos realizados à 25 °C, pH 4,5, e tempo de contato 240 minutos	96
Figura 32 – Ajustes dos dados experimentais nos modelos de Langmuir, Freundlich e Redlich-Petterson para íon chumbo frente a biomassa do fungo Fusarium sp. Experimentos realizados à 25 °C, pH 4,5, e tempo de contato 1440 minutos	97

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Classificação dos resíduos.....	22
Quadro 2 – Propriedades químicas do Chumbo (Pb).....	25
Quadro 3 – Propriedades químicas do Níquel (Ni).....	27
Quadro 4 – Bandas de absorção presentes na biomassa seca do fungo <i>Fusarium</i> sp;.....	69
Quadro 5 – Área superficial, volume dos microporos e volume total dos poros da biomassa do <i>Fusarium</i> sp.	70
Quadro 6 – Resultados análise Potencial Zeta	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Biomassas fúngicas utilizadas para a remoção de íons metálicos	50
Tabela 2 – Condições de operação da espectroscopia de absorção atômica para detecção de íons Níquel e Chumbo	62
Tabela 3 – Processos termoquímicos para biomassa do <i>Fusarium</i> sp em diferentes intervalos de temperatura	74
Tabela 4 – Composição química (%) da biomassa do <i>Fusarium</i> sp.	75
Tabela 5 – Melhores condições (pH e concentração do efluente) para bioissorção de íons níquel (II) e chumbo (II) a 25°C e suas respectivas capacidades de adsorção e eficiência de remoção	81
Tabela 6 – Melhores condições (temperatura e concentração do efluente) para bioissorção de íons níquel (II) e chumbo (II) e suas respectivas capacidades de adsorção e eficiência de remoção	85
Tabela 7 – Melhores condições (massa e concentração do efluente) para bioissorção de íons Níquel (II) e Chumbo (II) e suas respectivas capacidades de adsorção e eficiência de remoção	88
Tabela 8 – Parâmetros cinéticos de adsorção de Níquel (II) e Chumbo (II) para <i>Fusarium</i> sp. Destaque em negrito para o coeficiente de determinação (R^2) que representa o melhor ajuste	94
Tabela 9 – Parâmetros de equilíbrio obtidos para isotermas de Langmuir, Freundlich para remoção de íons Ni (II) e Pb (II)	97
Tabela 10 – Parâmetros termodinâmicos da bioissorção de íons Ni (II) e Pb (II).....	98

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo geral	17
2.2	Objetivo específico.....	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1	Efluentes industriais.....	18
3.2	Íons metálicos.....	21
3.2.1	Chumbo (Pb).....	24
3.2.2	Níquel (Ni)	26
3.3	Tratamento físico-químico de efluentes industriais	29
3.4	Tratamentos biológicos de efluentes industriais.....	30
3.5	Adsorção.....	31
3.5.1	Isotermas de adsorção.....	34
3.5.2	Isoterma de Langmuir	37
3.5.3	Isoterma de Freundlich.....	38
3.5.4	Isoterma de Redlich-Peterson	39
3.5.5	Cinética de Adsorção.....	40
3.5.6	Cinética de pseudo-primeira-ordem (PPO)	41
3.5.7	Cinética de pseudo-segunda-ordem (PSO).....	42
3.5.8	Cinética de Elovich.....	42
3.5.9	Estudo Termodinâmico.....	43
3.6	Tratamento de efluente industrial por Biorremediação: a Biossorção	44
3.6.1	<i>Fusarium</i> sp.....	52
4	METODOLOGIA	54
4.1	Produção da biomassa.....	54

4.1.1	Reativação e Manutenção dos Microrganismos	54
4.1.2	Cultivo dos microrganismos em meio sólido.....	54
4.1.3	Cultivo dos microrganismos para obtenção de biomassa.....	55
4.1.4	Tratamento da biomassa fúngica.....	57
4.2	Caracterização da biomassa fúngica tratada.....	58
4.2.1	Microscopia de varredura (MEV)	58
4.2.2	Termogravimetria (TGA).....	59
4.2.3	Espectrofotômetro de Fluorescência de Raio-X (FRX)	59
4.2.4	Espectroscopia de infravermelho com Transformada de Fourier (FT-IR)	59
4.2.5	Determinação da área superficial (BET).....	59
4.2.6	pH-PCz – Ponto de carga zero.....	60
4.2.7	Potencial Zeta	61
4.3	Ensaio de adsorção.....	61
4.3.1	Preparo das soluções aquosas.....	61
4.3.2	Tratamento de adsorção preliminar.....	61
4.3.3	Ajuste dos dados experimentais aos modelos de equilíbrio.....	63
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
5.1	Produção da biomassa.....	65
5.2	Caracterização do material	65
5.2.1	Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).....	65
5.2.2	Espectroscopia de infravermelho com Transformada de Fourier (FT-IR)	67
5.2.3	Determinação da superfície específica: Método BET	70
5.2.4	Termogravimetria (TGA).....	71
5.2.5	Espectrofotômetro de Fluorescência de Raio-X (FRX)	75
5.2.6	Potencial de Carga Zero (pH-PCZ) e Potencial Zeta (PZ).....	76
5.3	Tratamento preliminar	79
5.3.1	Efeito do pH - Níquel e Chumbo.....	79

5.3.2	Efeito da temperatura	83
5.3.3	Efeito da massa do adsorvente	86
5.3.3.1	<i>Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) após a biossorção</i>	89
5.3.3.2	<i>FT-IR após a biossorção de íons Pb (II) e Ni (II)</i>	91
5.4	Ajuste dos dados experimentais aos modelos de equilíbrio	93
5.4.1	Ensaio cinéticos	93
5.4.2	Ajuste aos modelos de isothermas	95
5.4.3	Ensaio termodinâmicos	98
6	CONCLUSÃO	100
	REFERÊNCIAS	101

1 INTRODUÇÃO

O crescimento industrial tem causado aumento na emissão de resíduos sólidos, líquidos e gasosos no ecossistema e, como consequência, o agravamento dos problemas ambientais (Cardoso *et al.*, 2020). Efluentes líquidos industriais são definidos como toda a água que é utilizada em inúmeros processos industriais e, posteriormente, descartada. Esses efluentes podem conter uma variedade de substâncias, incluindo produtos químicos, íons metálicos, compostos orgânicos e materiais suspensos (Sultana *et al.*, 2022).

Segundo Zonato *et al.* (2022), os resíduos e efluentes de indústrias são os principais responsáveis pelas agressões ao meio ambiente, uma vez que têm sido depositados de forma inadequada. Um dos tipos de contaminantes presente nesses resíduos e efluentes são os íons metálicos, que apresentam alta toxicidade (Abdel-Galil *et al.*, 2018). Ambientalmente, os íons metálicos são classificados como elementos que em concentrações específicas podem apresentar riscos à saúde humana e ao meio ambiente, causando sérios problemas à atividade dos seres vivos (Allaoui *et al.*, 2021). Esse contaminante é proveniente de diversas operações industriais, como fundição, têxtil, curtume, microeletrônica, fertilizante, pesticida e mineração (Lira, 2021).

A problemática dos íons metálicos presentes no ambiente está associada à sua capacidade de bioacumulação, caracterizada pelo processo de absorção de contaminantes, e à biomagnificação, definida como o acúmulo progressivo de substância tóxica a partir de um nível trófico para o outro ao longo da cadeia alimentar, causando alterações em seus processos metabólicos (Lemos *et al.*, 2019; Nascimento *et al.*, 2020). Essa situação ocorre devido à sua alta toxicidade e ação no meio ambiente. Na literatura, existem diferentes metodologias de tratamento de efluentes visando a remoção de poluentes específicos, que podem ser divididos em três grandes grupos (Azevedo; Valverde; Mesquita, 2020; Abdelfattah *et al.*, 2023): tratamentos físicos, que utilizam a aplicação de forças físicas para a separação de contaminantes; o método químico, a partir da adição de produtos químicos no meio ou reações químicas e, por fim, o tratamento biológico que consiste na aplicação de biomassa microbiana morta ou viva para biorremediação de poluentes tóxicos por meio de processos ativos, ou passivos (Ayele *et al.*, 2021).

Normalmente, o tratamento de íons metálicos tóxicos em efluentes aquosos é realizado através de processos químicos como precipitação, floculação, extração por solvente, filtração por membrana e troca iônica (Coelho *et al.*, 2020). No entanto, esses tratamentos podem ser onerosos, ineficazes em uma determinada faixa de concentração e, também, ter a capacidade de

gerar resíduos com maior potencial poluidor (Sultana *et al.*, 2022). Um dos métodos alternativos de baixo custo e que tem demonstrado potencial para remoção de íons metálicos é a biossorção em biomassa fúngica (Soares *et al.*, 2020). Nesse tratamento, o poluente fica aderido à superfície das células do microrganismo, removendo-o do meio. O mecanismo de remoção depende da afinidade do material (biossorvente) com o contaminante, que pode interagir através de fenômenos químicos ou físicos (Tiquia-Arashiro, 2018).

A biomassa fúngica tem recebido grande atenção como biossorvente pois, consegue se adaptar em ambientes extremos, tolerar uma faixa de concentração de contaminante e apresenta boa eficiência de remoção para íons metálicos (Tiquia-Arashiro, 2018). Além disso, os fungos filamentosos possuem uma estrutura celular complexa com diversas enzimas capazes de remover ou converter diferentes poluentes em compostos menos tóxicos (Ferreira *et al.*, 2020). Tais características destacam sua aplicação sobre bactérias, microalgas e leveduras. Algumas espécies como *Rhizopus arrhizus*, *Aspergillus niger* e *Penicillium oxalicum* apresentaram uma clara tolerância aos íons tório e chumbo, podendo sobreviver à sua toxicidade por meio de mecanismos em resposta ao íon metálico (Policarpo, 2016; Tian *et al.*, 2019).

Diante dos problemas causados pela presença de íons metálicos em ambientes aquáticos e na vida humana é necessário encontrar um tratamento sustentável e com bom potencial de remoção de íons metálicos. Sendo assim, este trabalho busca produzir e aplicar a biomassa fúngica inativa produzida pelo fungo *Fusarium* sp para a biossorção de íons Níquel (II) e do Chumbo (II). Para isso foi realizada a produção e caracterização físico-química da biomassa e biossorção de íons metálicos. Ainda, foi avaliada a influência de parâmetros dependentes do processo. Para a compreensão dos fenômenos envolvidos na adsorção foram feitos estudos isotérmicos, termodinâmicos e cinéticos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Promover a biossorção de íons metálicos em soluções aquosas utilizando a biomassa do fungo *Fusarium* sp.

2.2 Objetivo específico

Para atender o objetivo principal, é necessário atender os seguintes objetivos específicos:

- Cultivar o fungo em meio sólido simples para reativação celular e utilização do material celular nos cultivos submerso *in vitro*, para a produção de quantidades significativas de biomassa fúngica e posteriormente análises de biossorção de íons Níquel e Chumbo;
- Analisar os efeitos dos parâmetros dependentes (caracterização da superfície, pH, massa dos adsorventes) na capacidade de remoção dos íons do efluente sintético, preparado a diferentes concentrações a partir do uso da biomassa;
- Verificar a performance da biomassa para tratamento das soluções aquosas contendo Pb^{+2} e Ni^{+2} , verificando os parâmetros de trabalho e processo, elucidando o fenômeno ocorrido por meio do ajuste dos dados experimentais aos modelos clássicos cinéticos, isotérmicos e termodinâmicos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Efluentes industriais

A água é um recurso natural de suma importância para sobrevivência de diferentes formas de vida e responsável por formar os ecossistemas aquáticos. A cada ano, a demanda de água aumenta significativamente, principalmente no setor industrial, resultando em maior exploração dos corpos hídricos afim de atender as necessidades crescentes. Além da demanda, outro problema relacionado disponibilidade de água é a descarga inadequada de efluentes industriais (Rawat *et al.*, 2023).

Os efluentes industriais ou águas residuais industriais são classificados como toda a água que é utilizada nos inúmeros processos industriais e, posteriormente, descartada. Segundo a norma brasileira da (ABNT, 1987), efluentes industriais são:

Despejos líquidos provenientes das áreas de processamento industrial, incluindo os originados nos processos de produção, as águas de lavagem de operação de limpeza e outras fontes, que comprovadamente apresentem poluição por produtos utilizados ou produzidos no estabelecimento industrial (ABNT, 1987, p. 1).

No contexto industrial, a área de alimentos apresenta um dos mais elevados índices de consumo de água e destaca-se como um dos principais geradores de águas residuais por unidade de produção (Brião e Tavares, 2007). Destaca-se nesse setor as indústrias de laticínios, na qual necessitam de aproximadamente 1 a 10 m³ de água para produzir 1 m³ de leite. Durante o tratamento biológico do efluente dessas indústrias, há também a produção de altas quantidades de lodo (Boguniewicz; Klosok; Naddeo, 2019).

Em países como China e Índia, as indústrias de ferro e aço são fundamentais para o desenvolvimento econômico (Rawat *et al.*, 2023). No entanto, esse setor é um dos maiores consumidores de água e energia. A demanda de água está principalmente associada ao processo de resfriamento, com consumo médio de 28,6 m³ por tonelada de aço produzida (Das *et al.*, 2021). O efluente gerado durante esse processo totaliza 25,3 m³/tonelada de aço produzida e necessita de tratamentos adequados para o uso industrial devido à presença de diversas substâncias e produtos químicos dissolvidos (Deepti; Bora; Purkait, 2021).

As indústrias têxteis também apresentam uma demanda expressiva de água, em média 200 m³ de água por tonelada de materiais têxteis. As substâncias e insumos aplicados no processo faz com que os efluentes oriundos dessas empresas apresentem altas concentrações de poluentes complexos, que podem variar de acordo com condições e fases do processo e diferentes matérias primas (Rodrigues; Külzer, 2016; Ramos *et al.*, 2021).

Os resíduos industriais produzidos em todos os setores são muito diversos em termos de composição química, variando de resíduos inorgânicos a orgânicos (Florêncio e Malpass, 2015). As substâncias presentes em efluentes industriais que devem ser tratadas ou eliminadas são, principalmente, nutrientes, patógenos, sólidos e íons metálicos (Bhatt, Bhandari, Bilal, 2022), haja vista que, poluentes como íons metálicos, mesmo em baixas concentrações podem levar a degradação do meio ambiente, devido a sua toxicidade. Além de apresentar potencial cancerígeno e mutagênico (Ramos *et al.*, 2021).

Em relação ao tratamento da variável ambiental no contexto dos sistemas produtivos, antigamente apresentava-se como uma medida corretiva, com a finalidade de dar destino e tratamento adequado aos resíduos gerados. E transpassou para uma medida preventiva, na qual o objetivo é não gerar esses resíduos, através de projetos limpos de produção. As medidas corretivas são em geral onerosas e muitas vezes de difícil implementação. Já as preventivas dependem de custos financeiros menores e são mais eficazes se tomadas antes da ocorrência de degradação ambiental (Rodrigues; Külzer, 2016).

Por meio dessas modificações, diversas organizações governamentais e internacionais têm trabalhado no desenvolvimento de diretrizes para o reuso de efluentes domésticos e industriais, tal como, a Organização Mundial da Saúde (OMS); as diretrizes da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA); a Agência Europeia do Ambiente (EPA) (Araújo *et al.*, 2016). O desenvolvimento dessas diretrizes proporcionaram a criação de mais de 100 leis, decretos, portarias e resoluções utilizadas para regular as ações judiciais de estabelecimentos, indústrias e empresas em relação ao meio ambiente e recursos naturais (Florêncio; Malpass, 2015).

No Brasil, o tratamento de efluentes industriais deve ser realizado a fim de atender as regulamentações estabelecidas pelo governo federal e órgãos ambientais estaduais. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é o principal órgão de proteção ambiental que, busca reduzir o lançamento de efluentes contaminados em diversas áreas ambientais. A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, estabelece que:

Os efluentes de qualquer natureza poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis (Brasil, 2005, p. 19).

A Resolução CONAMA 430/2011 foi estabelecida com o propósito de complementar e fazer alterações parciais na Resolução CONAMA 357/2005, visando estabelecer critérios e padrões de qualidade ambiental para o lançamento de efluentes em corpos de água. Essa normativa define os parâmetros de qualidade da água que devem ser cumpridos pelos efluentes líquidos descarregados em águas superficiais e corpos de água doce, como rios, lagos, lagoas e represas (Brasil, 2011). No entanto, é importante destacar que, apesar das alterações realizadas, os valores estabelecidos não foram atualizados em conformidade com as novas resoluções adotadas na Europa e na América do Norte (Leonel, 2016).

Em relação ao saneamento básico, embora existam parâmetros e diretrizes estabelecidos pelo CONAMA para a gestão do lançamento de efluentes, o Brasil enfrenta sérios problemas em todo o seu território. Essa situação se estende ao lançamento de efluentes industriais, refletindo a falta de fiscalização adequada pelos órgãos públicos responsáveis pela regulamentação, o que contribui para a persistência desses desafios ambientais e de saúde pública (Dias *et al.*, 2019).

Segundo dados do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS) de 2021, cerca de 55,8 % da população brasileira possui acesso à coleta de esgoto. No entanto, ainda existem disparidades regionais significativas, com áreas urbanas com maior cobertura enquanto regiões rurais e menos desenvolvidas permanecem enfrentando dificuldades no acesso ao saneamento básico (SNIS, 2021).

Os dados mais recentes do Trata Brasil de 2024 destacam que os 20 municípios com os melhores índices de saneamento básico estão localizados principalmente nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil. Enquanto, os piores índices são encontrados principalmente no Norte e Nordeste, áreas menos desenvolvidas do país. Esses resultados estão diretamente relacionados aos níveis de investimento per capita. Os 20 melhores municípios investiram em média R\$ 201,47 por habitante anualmente de 2018 a 2022, enquanto os 20 piores investiram apenas R\$ 73,85 por habitante no mesmo período (Trata Brasil, 2024).

Essa disparidade de investimento não apenas dificulta o cumprimento das metas estabelecidas pelas resoluções e diretrizes nacionais de saneamento básico, mas também contribui

para altos índices de doenças relacionadas à falta de saneamento e impactos ambientais adversos. Sendo assim, torna-se crucial o desenvolvimento e implementação de sistemas de tratamentos para os efluentes industriais, afim de minimizar tais problemáticas.

3.2 Íons metálicos

O íon metálico é um átomo de metal carregado positivamente, resultante da perda de elétrons durante uma reação química, visando alcançar uma configuração eletrônica estável. Essa perda de elétrons leva à formação de um cátion metálico. A carga do íon metálico pode variar dependendo do número de elétrons perdidos. Por exemplo, o íon ferro pode existir como Fe^{2+} (ferro com carga 2+) ou Fe^{3+} (ferro com carga 3+), dependendo da quantidade de elétrons perdidos (Atkins; Jones; Laverman, 2018).

Os íons metálicos podem ser encontrados em vários tipos de resíduos. De acordo com a norma NBR 10.004:2004 os resíduos são definidos como uma classe de materiais que possuem estado físico sólido ou semissólido oriundo de processamentos industriais, domésticos, hospitalares, agrícolas, entre outros (ABNT, 2004). Os resíduos produzidos através dos variados processos existentes, apresentam algumas classificações, como ilustrados no Quadro 1.

Quadro 1 – Classificação dos resíduos

Classes	Substâncias
Orgânicos não-tóxicos	Açúcares, amido, aminoácidos, ácido cítrico, ácido láctico
Soluções ácidas de ânions não tóxicos	HCl, H ₂ SO ₄ , HNO ₃ , H ₃ PO ₄ , H ₂ CO ₃ , CH ₃ COOH, H ₃ BO ₃ , HI
Soluções alcalinas de cátions não tóxicos	NaOH, KOH, Ca(OH) ₂ , Mg(OH) ₂ , NH ₄ OH
Soluções neutras de íons inorgânicos não tóxicos	Ânios: Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ⁻² , SO ₃ ⁻² , PO ₄ ⁻³ , CH ₃ COO ⁻ , HCO ⁻³ , BO ₃ ⁻³ , I ⁻ , OH ⁻ Cátions: Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺
Soluções de cátions tóxicos	As ³⁺ , As ⁵⁺ , Ba ²⁺ , Cd ²⁺ , Cu ²⁺ , Pb ²⁺ , Mn ²⁺ , Mn ⁴⁺ , Mn ⁷⁺ , Hg ⁺ , Hg ²⁺ , Mo ⁶⁺ , Se ⁴⁺ , Se ⁶⁺ , Ag ⁺ , Zn ²⁺ , Al ³⁺
Soluções de ânions tóxicos	S ⁻² , CN ⁻
Solventes orgânicos	Álcoois, cetonas, éteres, ésteres, hexano, benzeno, tolueno, etc.
Solventes orgânicos halogenados	Clorofórmio, diclorometano, dibromometano, tetracloreto de carbono etc.

Fonte: Adaptado de Ambrósio *et al.* (2021).

No Quadro 1, os íons de metais pesados estão presentes em várias classes de resíduos. A União Internacional de Química Pura e Aplicada, IUPAC, não traz uma definição específica para os metais pesados e as principais definições encontradas na literatura estão relacionadas com as suas propriedades físico-químicas (Cabral, 2020). A denominação do termo “Metal Pesado” não é conveniente quando se trata de agregar elementos químicos considerando apenas suas propriedades.

Atualmente, existe uma definição mais responsável e moderna que engloba perspectivas ambientais e toxicológicas; armazenamento, manuseio, transporte e descarte inadequado (Machado, 2017). Ainda, segundo o autor supracitado, uma definição mais detalhada para os metais pesados é aquela que incorpora dados de várias áreas, bem como atributos adicionais como densidade, força catiônica, mobilidade, bioacumulação, biodisponibilidade e especiação etc.

Quimicamente, os metais pesados são denominados como todos os elementos químicos que apresenta elevada massa atômica, acima de 5 g cm^{-3} ; elevado número atômico, superior a 20; nível de toxicidade alto para o ser vivo, principalmente se estiver na forma catiônica e associado a cadeias carbônicas; capacidade de formar sais, hidróxidos e sulfetos. Esses metais são classificados como “elementos traços” por serem localizados naturalmente em partes por milhão (ppm) (Mattiazzo, 1994; Sultana *et al.*, 2022).

Da perspectiva ambiental os metais pesados são classificados como os elementos que em concentrações específicas podem apresentar riscos à saúde humana e ao meio ambiente, causando sérios danos à atividade dos seres vivos (Alsuhaibani *et al.*, 2024). O nível de toxicidade varia de acordo com o grau de oxidação dos íons e da maneira na qual estão presentes no ambiente, uma vez que a configuração iônica do metal é a que apresenta maior risco de toxicidade (Tiquira-Arashiro, 2018; Collin *et al.*, 2022).

A presença de íons metálicos em efluentes industriais é um problema antigo que gera algumas preocupações em relação a poluição dos ambientes terrestres e aquáticos principalmente. Tais compostos em baixas concentrações apresentam papel fundamental no metabolismo dos seres vivos, entretanto em quantidades elevadas podem apresentar grandes problemas (Ye *et al.*, 2017; Long *et al.*, 2019).

Os problemas decorrentes da exposição a esse poluente estão vinculados à sua não degradabilidade, irreversibilidade, durabilidade, invisibilidade e alta toxicidade. A contaminação por íons metálicos, resulta em sérios problemas na saúde humana, incluindo danos em órgãos como pulmões, fígado e rins (Badhe *et al.*, 2021; Ramos *et al.*, 2022). A longo prazo, essa exposição pode resultar em doenças mais graves, como câncer ou distúrbios neurológicos e musculares degenerativos (Allaoui *et al.*, 2022). Além disso, esse poluente compromete severamente as funções do solo, acelerando sua degradação e impactando a qualidade e produtividade das culturas (Badhe *et al.*, 2021).

Segundo Minatti (2020), os metais que têm recebido mais atenção devido a sua característica de acumulação são: chumbo (Pb), cádmio (Cd), cobre (Cu), zinco (Zn), níquel (Ni), cromo (Cr) e mercúrio (Hg). Esses elementos podem estar presentes na forma de íons, comple-

xos organo-minerais solúveis ou até mesmo adsorvidos em fragmentos sólidos. Dentre os elementos citados, o arsênio, cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, níquel e zinco são também metais classificados como contaminantes prioritários pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – EPA (Yoong e Jo-Shu, 2020).

Os íons metálicos são lançados ao meio através de diversas fontes como erosão do solo, atividades agrícolas, mineração, lançamento de efluentes domésticos e principalmente os efluentes industriais (Saravanan *et al.*, 2023). Essas empresas têm a consciência que há necessidade de tratar corretamente os contaminantes presentes nas águas residuais oriundo dos processos, devido as normas que regulamenta o descarte de efluente nos corpos hídricos. No entanto, várias empresas não se alinham com as normas associada a vários motivos como alto custo envolvido no processo de tratamento, falta de fiscalização e complexidade técnica para implementar sistemas eficientes (Oliveira *et al.*, 2024).

3.2.1 Chumbo (Pb)

O chumbo (Pb) é um elemento de coloração cinza-azulado, na Tabela Periódica está localizado no período 6, família (IV-A). Na natureza pode ser encontrado em sua forma livre e isotrópicas, com 43 isótopos, sendo que apenas quatro deles apresentam estabilidade (208Pb, 206Pb, 207 Pb e 204Pb). Esses compostos são produtos estáveis de elementos como urânio, tório e actínio, com exceção do 204Pb (Ahmad *et al.*, 2022; Russel, 1996). O número de massa, fórmula molecular e densidade do Pb juntamente com outras propriedades químicas estão apresentados no Quadro 2. Em relação as características físicas, o chumbo é um elemento que apresenta baixo ponto de fusão (327,46°C) e elevado ponto de ebulição (1740,0°C), propriedades que justificam a sua ductibilidade e facilidade em gerar ligas (Atkins; Jones; Laverman, 2018).

Os íons mais comuns são Pb^{2+} e Pb^{4+} , sendo Pb (II) o mais comum, em virtude da sua estabilidade. Na atmosfera o chumbo forma sulfatos, carbonatos e óxidos. Em meio contendo ácido nítrico diluído, o chumbo apresenta rápida dissolução, formando $Pb(NO_3)_2$, mas na presença de ácido clorídrico e ácido sulfúrico concentrado é insolúvel (Russel, 1996; Collin *et al.*, 2022). A capacidade de não se dissolver nessas substâncias está associada a formação de um filme protetor, composto por seus respectivos sais ($PbCl_2$ e $PbSO_4$). Em contato com o oxigênio ou água ocorre a formação do PbO e em meio básico a formação de hidróxido de chumbo ($Pb(OH)_2$) (Atkins; Jones; Laverman, 2018).

Quadro 2 – Propriedades químicas do Chumbo (Pb)

Critério	Chumbo
Fórmula molecular	Pb
Família	Metal
Número atômico	82
Massa atômica	207.2 g/mol
Densidade	11.340 kg/m ³
Configuração eletrônica	[Xe] 4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ² 6p ²
Estados de oxidação	+2 e +4
Hidróxidos	Pb (OH) ₄ e (Pb(OH) ₂)
Sulfetos	PbSO ₄ ·PbO; PbSO ₄ ·2PbO; PbSO ₄ ·3PbO; PbSO ₄ ·4PbO.

Fonte: Adaptado de Russel (1996).

O sulfeto de chumbo, encontrado no mineral galena, é a mais importante e a principal fonte comercial e primária de chumbo. Em razão de suas características, esse elemento pode ser aplicado de forma elementar, ligado a outros elementos metálicos, ou como compostos químicos (Russel, 1996). O chumbo é um metal amplamente utilizado nas indústrias de construção e química, como material de lâminas, armas, adornos, solda e revestimentos. A presença de chumbo na atmosfera é oriunda de várias atividades naturais (processos geológicos) e fontes antropogênicas (indústrias) (Collin *et al.*, 2022). A atividade humanas como mineração, aditivos de Pb na gasolina, lodo de esgotos, fertilizantes e baterias são algumas das principais responsáveis pelo aumento de chumbo no ecossistema (Ranjbar *et al.*, 2023).

O Pb pode chegar ao solo por meio de processos como: intemperismo de rochas, deposições atmosféricas, processos sedimentares, erupções vulcânicas e principalmente por atividades inerentes a vida humana, podendo ser encontrado e uma concentração natural de 12 a 20 ppm. O chumbo, entra em contato com o ecossistema aquático quando as partículas presentes no solo são arrastadas pelas chuvas. Na água corrente e água do mar as concentrações variam em 0,03 µg.L⁻¹ e 1,0 µg.L⁻¹, respectivamente (Collin *et al.*, 2022; Ren *et al.*, 2022). Parâmetros como umidade, mobilidade, radiação solar, biodisponibilidade e temperatura contribuem para o aumento de chumbo no ambiente (Khan *et al.*, 2015).

Atualmente, o chumbo tem recebido grande destaque no âmbito ambiental, pois tornou-se a principal forma de contaminação do ecossistema aquático, atingindo cerca de cem mil mortes por ano. Tal problema está associado a toxicidade do chumbo (10 µg/dL) e sua natureza não biodegradável, que possui a propriedade de bioacumular no ambiente (Tiquia-Arashiro,

2018; Ranjbar *et al.*, 2023). A Organização Mundial da Saúde (OMS) descreve que o chumbo é um grande problema para a saúde humana, pois mesmo em concentrações baixas pode causar danos irreparáveis (Ranjbar *et al.*, 2023). Os efeitos gerados na saúde podem variar de hipertensão, anemia, retardo mental, condução nervosa, insuficiência renal, câncer, disfunção grave dos rins, fígado, sistema nervoso central e periférico, encefalopatia e até morte (Vetriselvi; Jaya Santhi, 2015).

Visando mitigar os danos causados pelo chumbo, foram estabelecidas regulamentações para garantir a qualidade da água. No Brasil, a Portaria MS 888/21 aborda a potabilidade da água destinada ao consumo humano, estipulando um limite permitido de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ de chumbo em água potável (Brasil, 2021). A Resolução CONAMA 357/2005, por sua vez, estabelece para águas doces Classe 1, limite máximo de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ de chumbo. É importante ressaltar que essa resolução classifica as águas em diferentes categorias, cada uma com seus próprios padrões de qualidade, baseados na finalidade de uso e no ambiente aquático em questão (Brasil, 2005).

Além disso, a Resolução CONAMA 430/11 complementa essa regulamentação ao definir que a concentração de chumbo em efluentes lançados deve ser inferior a $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Por fim, a Agência de Proteção Ambiental (EPA) e a Organização Mundial da Saúde definem que o limite máximo para chumbo (Pb^{2+}) em água potável é de $0,015$ e $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$. Conclui-se que os valores mais restritivos da concentração de chumbo são destinados a água de consumo imediatos, sendo esses próximos as regulamentações internacionais. Enquanto, os valores para lançamento de efluentes são menos restritivos (Brasil, 2011).

3.2.2 Níquel (Ni)

O níquel (Ni) é classificado como metal de transição, localizado no quarto período da Tabela Periódica. Em sua forma elementar é levemente duro, maleável, de coloração branco-prateado e apresenta boa resistência a corrosão e oxidação, mas se dissolve em contato com ácidos oxidantes (Russel, 1996). Quimicamente esse elemento possui ponto de fusão igual a 1.455°C e ponto de ebulição em 2.913°C . Normalmente, é encontrado como rede cristalina cúbica de face centrada com propriedades ferromagnéticas à 25°C , e na forma hexagonal (não ferromagnética) (Kumar e Dwivedi, 2021a). Na crosta terrestre sua concentração está na ordem de $0,008\%$ (Santos, 2015). No Quadro 3 está ilustrado algumas características químicas do níquel.

Quadro 3 – Propriedades químicas do Níquel (Ni)

Critério	Níquel
Fórmula molecular	Ni
Família	Metal de transição
Número atômico	28
Massa atômica	58.71 g/mol
Densidade	8,5 g/cm ³
Configuração eletrônica	[Ar] 3d ⁸ 4s ²
Estados de oxidação	-1 a +4
Hidróxidos	Hidróxido de Níquel – Ni(OH) ₂
Sulfetos	Sulfeto de Níquel – NiS
Sais	Cloreto de Níquel – NiCl ₂

Fonte: Adaptado de Russel (1996).

Na natureza, o Ni pode ser encontrado na forma de sulfeto (NiS), e com estado de oxidação entre -1 a +4, entretanto, o mais estável é o +2 - Ni (II) – divalente. Esse íons quando em contato com uma base forte, precipita formando o hidróxido níqueloso (Ni(OH)₂) de coloração verde (Russel, 1996). Em meio aquoso, a forma dominante de níquel é o Ni (II) solúvel, mas também pode ser encontrado em outras formas, como complexos com sulfatos e cloreto. Na presença haletos ou persulfato forma o óxido insolúvel de Ni (III) (NiO (OH)), e sua oxidação com persulfato gera óxido de Ni (IV) (NiO₂) (Kumar; Dwivedi, 2021b). Ainda, segundo os autores, a especiação de níquel em águas doces depende de alguns parâmetros como: temperatura, dureza, pH, força iônica, carbono dissolvido, concentração do ligante e presença de outros cátions no meio.

O níquel é um elemento fundamental para a infraestrutura e tecnologia devido à sua aplicação em ligas (aço inoxidável), catalisadores, galvanização, baterias, moedas, fundição e eletrodos, bem como, em acabamentos decorativos, para fins de um efeito brilhante (Costa *et al.*, 2022). Sua maior aplicação está na produção de aço inoxidável, devido a sua resistência a corrosão de muitos ácidos, sais e álcalis. Suas ligas são utilizadas em máquinas industriais e eletrônicas (Neta, 2022). Além disso, o Ni é considerado um micronutriente fundamental que, em concentrações ideais, contribui para vários mecanismos biológicos como assimilação de nitrogênio e síntese de fitoalexina (Kumar *et al.*, 2021).

Apesar da sua importância industrial e tecnológica, o níquel gera grande preocupação no contexto ambiental e na saúde humana devido as suas características tóxica, mutagênica e

cancerígena. A sua principal via de exposição ocorre por meio de vias respiratórias na forma de poeira. As atividades mais comuns que acarretam a exposição ao níquel metálico são: operações metalúrgicas, incluindo fabricação aço inoxidável, ligas de níquel e mineração (Gonzalez, 2016). No ambiente, esse elemento é introduzido através de processos naturais (erosão de rocha, intemperismo e erupção vulcânica) e atividade humanas (agrícolas, aterros sanitários, lodo de esgoto e industriais). Geralmente, as atividades industriais contribuem diretamente para contaminação de solos e águas. Haja vista que, produzem grande quantidade de efluentes contendo metais e esses são lançados nos corpos d'águas sem tratamento adequado (Kumar; Dwivedi, 2021a).

Em relação às normativas relacionadas à concentração de níquel em águas, existem diretrizes estabelecidas para garantir a qualidade e a proteção ambiental. A Portaria MS n. 888/21 define que a concentração de níquel na água deve ser inferior a $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$ (Brasil, 2011). Além disso, a Resolução CONAMA nº 357/2005, estipula que o lançamento de efluentes contendo níquel total deve conter concentração inferior a $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Para águas doces Classe 1, essa concentração é fixada em $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$. A Resolução CONAMA nº 430/2011 complementa essas regulamentações, indicando que a concentração máxima de níquel presente em efluentes deve ser de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (Brasil, 2005; Brasil 2011).

Observa-se que, assim como no caso do chumbo, também ocorre com o níquel: os níveis de concentração de níquel para água potável são mais restritos em comparação com os limites permitidos para o lançamento de efluentes industriais. A Organização Mundial da Saúde (OMS) determina que o limite permitido de níquel em águas para consumo humano não deve ultrapassar $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ (Water, 2004). De acordo com a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), o níquel metálico foi reconhecido como um possível cancerígeno para o ser humano (Grupo 2B) e os compostos de níquel como cancerígenos para o ser humano (Grupo 1) (Kumar; Dwivedi, 2021a).

Em organismos vivos, o níquel pode gerar efeitos graves como bronquite e câncer no pulmão, garganta e seios nasais (CETESB, 2017). Além disso, o consumo de água contaminada com Ni pode levar ainda a doenças respiratórias, reais, dermatite e fibrose pulmonar (Banerjee *et al.*, 2022). Nas plantas, quando em altas concentrações inibe o crescimento das mudas, gera encurtamento do sistema radicular e parte aérea, reduz a produção de biomassa e inibi a germinação (Kumar *et al.*, 2021). Apesar dos graves problemas causados por níquel, ainda não há instrumentos de avaliação de riscos específicos para esse metal (Binet *et al.*, 2018).

3.3 Tratamento físico-químico de efluentes industriais

Atualmente, vários métodos têm sido aplicados para o tratamento de efluentes industriais contaminados por poluentes tóxicos. Várias técnicas apresentam potenciais significativos de remoção, esses podem ser divididos em três classes (químicos, físicos e biológico (Gallindo, 2021). Para o tratamento de efluentes contaminados por íons metálicos, os sistemas físico-químico são os mais utilizados. Os processos físico-químicos incluem adsorção, filtração por membrana, processos oxidativos avançados, coagulação-floculação e troca iônica (Long *et al.*, 2019).

O método de coagulação/floculação é utilizado para tratar efluentes industriais e domésticos, removendo substâncias insolúveis em água e partículas em suspensão (Montaño-Medina *et al.*, 2023). O processo de coagulação envolve a adição de um coagulante para neutralizar a carga negativa nas partículas coloidais e aglomerá-las. A floculação ocorre quando as partículas se agregam para formar flocos. (Silva, 2017). O sistema de coagulação/floculação pode ser aplicado como pré-tratamento, pós-tratamento ou tratamento principal de efluentes. Nos últimos anos esse processo tem recebido grande interesse em nível industrial, devido à sua operação simples, alta eficiência e baixo custo relacionados aos equipamentos e materiais, baixo consumo de energia, e fácil manutenção e operação (Zhang *et al.*, 2021). A eficiência de remoção dos contaminantes irá depender de alguns fatores como: pH, concentração do coagulante, agitação e o tempo de sedimentação (Nascimento *et al.*, 2020).

O processo por membrana utiliza uma barreira de membrana para reter ou filtrar partículas, microrganismos, íons e sais dissolvidos na água (Bodzek; Konieczny, 2018). Existem diferentes tipos de membranas, como microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, que possuem poros de diferentes tamanhos e são usados para separar diversos compostos (Bhatt; Bhandari; Bilal, 2022). O tratamento por membrana é considerado sustentável e eficaz na remoção de partículas menores e compostos de maior peso molecular, no entanto, é um tratamento caro, o que dificulta a sua implementação em plantas municipais (Araújo *et al.*, 2021).

A troca iônica é uma técnica, na qual ocorre a substituição de íons dissolvidos indesejados por outros de carga semelhante. O mecanismo de troca iônica envolve a difusão do íon na resina e na solução, seguido pela reação de troca (Gallindo, 2021). Resinas sintéticas ou naturais, assim como zeólitas, são utilizadas nesse processo (Bhatt; Bhandari; Bilal, 2022). A troca iônica possui vantagens, como sua versatilidade de aplicação em diversos setores, porém,

também apresenta limitações, como custo operacional e produção de lodo residual (Bilal *et al.*, 2013).

Os processos oxidativos avançados são outra técnica utilizada no tratamento de efluentes, envolvendo a geração de oxidantes e radicais altamente reativos, como o radical hidroxila (Bodzek; Konieczny, 2018). Esse sistema apresenta algumas vantagens para remoção de micropoluentes, devido às altas taxas de degradação e não seletividade (Bhatt; Bhandari; Bilal, 2022). Além disso, essa tecnologia é caracterizada por taxas de reação rápidas, tempos de retenção mais curtos do que outras tecnologias de processamento e não requer grandes áreas para processar as taxas de fluxo exigidas pelo sistema. No entanto, várias desvantagens também se destacam, incluindo seus altos custos de operação e manutenção (Saleh; Zouari; Al-Ghouti, 2020).

Em suma, nota-se que cada sistema possui características distintas e oferece vantagens e desafios específicos. A escolha do método de tratamento depende das características do efluente e das substâncias a serem removidas. Nesse contexto, tanto os métodos físicos quanto químicos têm sido amplamente utilizados devido à sua eficiência para o tratamento de poluente tóxicos presentes nos efluentes industriais.

3.4 Tratamentos biológicos de efluentes industriais

Os sistemas biológicos de tratamento de efluentes industriais são uma abordagem eficaz para remover principalmente contaminantes orgânicos presentes nos efluentes gerados pelas indústrias. Esse processo utiliza microrganismos, como algas, bactérias e fungos, para degradar e metabolizar os compostos orgânicos e contaminantes presentes no efluente, transformando-os em produtos mais estáveis e menos prejudiciais ao meio ambiente (Saidulu *et al.*, 2021). Dentre os métodos mais aplicados estão: sistemas de biofilmes, lodo ativado, sistema por lagoas e reatores aeróbios e anaeróbios.

O biofilme é denominado como a comunidade microbiana aderida a superfície do material que pode ser sintético ou natural. Esse sistema é utilizado no tratamento de efluentes devido às suas contribuições ambientais e baixo custo operacional (Paździor; Bilińska, Ledakowicz, 2019). Os biofilmes podem formar camadas de espessura variável e permitem a ocorrência de diferentes zonas com condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas, facilitando processos de nitrificação, desnitrificação e degradação de poluentes (Freddi, 2019; Saidulu *et al.*, 2021).

Os sistemas de lodo ativado ocorrem em tanques de aeração aeróbia, onde processo de aeração fornece oxigênio e promove a mistura do lodo com o efluente (Grandclément *et al.*,

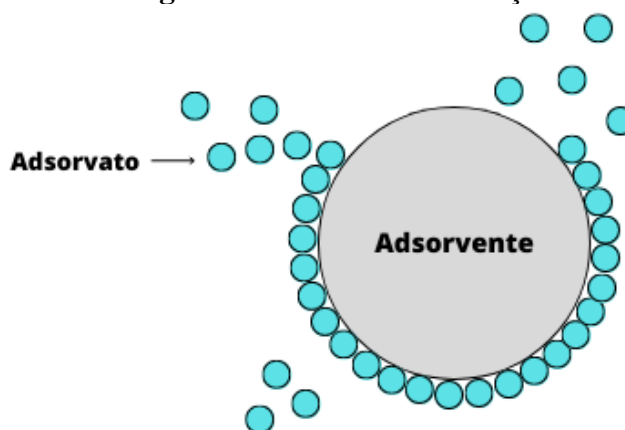
2017). Os microrganismos presentes no lodo ativado são principalmente bactérias aeróbias, fungos e protozoários, responsáveis pela remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e poluentes tóxicos (Bhatt; Bhandari; Bilal, 2022). O tratamento ocorre com base em parâmetros como relação alimentos/microrganismos, tempo de retenção hidráulica e tempo de retenção do lodo (Saidulu *et al.*, 2021).

Um dos reatores utilizados para o tratamento de efluentes industriais é o reator anaeróbico, reconhecido por seu design simples, baixo custo operacional e eficiência na remoção de matéria orgânica, além de conseguir resistir a oscilações de temperatura e pH (Dutta; Davies; Ikumi, 2018). Os microrganismos presentes no reator degradam a matéria orgânica e separam materiais sólidos, líquidos e gasosos (Rani *et al.*, 2022). No entanto, geralmente nesse sistema é necessário um pós-tratamento, afim de melhorar a qualidade do efluente (Vassalle *et al.*, 2020). Em relação aos reatores Upflow Anaerobic Sludge Blanket – Reatores anaeróbico de fluxo ascendente (UASB), estudos apontam que essa metodologia tem se revelado ineficaz para micropoluentes, apresentando remoções baixas (Brandt *et al.*, 2013).

Dessa forma, é possível verificar que existem diferentes métodos de tratamento biológico que podem ser aplicados, dependendo das características específicas do efluente industrial e dos objetivos de tratamento. Ainda, observa-se que o sistema biológico é uma alternativa eficaz e ambientalmente sustentável para reduzir a carga de poluentes orgânicos nos efluentes gerados pelas indústrias. No entanto, a degradação dos poluentes inorgânicos em sistemas biológicos é normalmente menor do que nos sistemas físico-químicos.

3.5 Adsorção

A adsorção é denominada como um processo de separação espontâneo que ocorre na superfície de um sólido exposto na presença de um gás ou líquido. É aplicável a tratamento de águas residuárias, no qual os elementos presentes na fase fluida são transferidos para a superfície do sólido (Figura 1), onde acontece a extração ou separação da espécie desejada (Nascimento *et al.*, 2020). A substância líquida ou gasosa que se deposita na superfície do sólido é classificada de adsorvato ou adsorbato, e o material sólido que é responsável pela retenção das espécies chama-se adsorvente ou adsorbente (Ramos *et al.*, 2021).

Figura 1 – Processo de adsorção

Fonte: própria autora.

O processo de adsorção apresenta grande importância no ponto de vista biotecnológico, devido à sua simplicidade, custo e eficiência energética, e alta eficiência de tratamento (Cheng *et al.*, 2021), além de considerado um método eficiente para o tratamento de efluentes, por conseguir diminuir os níveis de contaminantes orgânicos e inorgânicos, resultando-o em uma ferramenta favorável em diversos setores (Azevedo; Valverde; Mesquita, 2020).

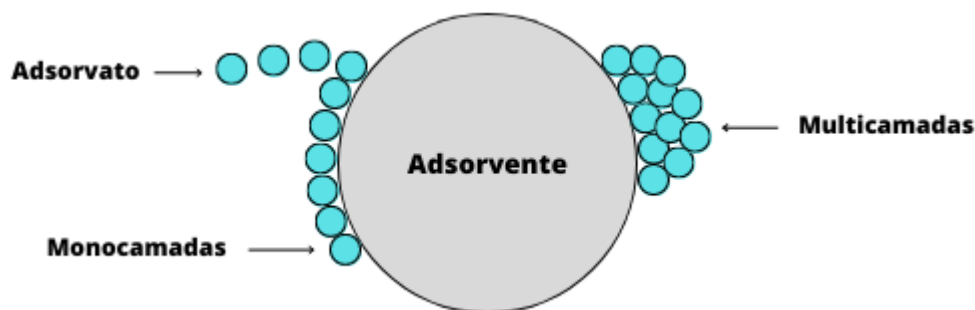
Na adsorção, os acontecimentos ocorridos são atribuídos às interações que ocorrem entre o adsorbato e a superfície do adsorvente, sendo assim, esse processo pode ser identificado de acordo com a natureza das forças envolvidas, que pode apresentar comportamento irreversível ou reversível e classificados de acordo com a sua intensidade em adsorção química e física (Pourrahim *et al.*, 2020).

Na adsorção física, a interação entre o adsorbato e a superfície do adsorvente ocorre por meio de forças de Van der Waals (dipolo-dipolo ou dipolo-induzido), que são ligações intermoleculares de amplo espectro, porém muito fracas sem a transferência de elétrons, incapazes de formar ligações químicas. Dessa forma, a adsorção é denominada um processo reversível (Lima *et al.*, 2015). O fato de as moléculas não serem adsorvidas por sítios ativos específicos, faz com que essas se movam na superfície do adsorvente formando multicamadas, sem alterar a natureza química do adsorbato (Ramos *et al.*, 2021).

A quimiossorção ou adsorção química, o processo de interação acontece através das forças de natureza química. Esse processo envolve a troca de elétrons entre as moléculas e a superfície do sólido, devido a formação de ligações químicas com interações eletrostáticas covalente (Vieira *et al.*, 2020). As ligações resultantes apresentam especificidade elevadas, dessa maneira, forma apenas uma única camada (monocamada) de moléculas adsorvidas (Figura 2).

Sendo assim, as interações são classificadas como irreversíveis e com baixa energia de ativação (Nascimento *et al.*, 2020).

Figura 2 – Adsorção química e física



Fonte: própria autora.

A eficiência do processo de adsorção está diretamente interligada a dois fatores: a área superficial do adsorvente e as características químicas do adsorbato. De modo que quanto maior a superfície de contato, maior o número de sítios ativos disponíveis para ocorra a formação de ligações químicas. Além desta, carga superficial, estrutura e tamanho dos poros também são parâmetros importantes que interferem na adsorção (Martins *et al.*, 2022).

As características do adsorvente e adsorbato é outro ponto importante na eficiência do processo de adsorção. Um dos parâmetros é o tamanho da partícula do adsorvente, pois as quantidades de íons adsorvidos são dependentes do deslocamento intrapartícula. A polaridade é outro fator que também influencia o fenômeno, visto que substâncias polares terão mais afinidades para o adsorvente, de acordo com a polaridade (Nascimento *et al.*, 2020). A temperatura é outra condição que afeta principalmente a taxa de adsorção, resultando em um aumento da energia cinética, mobilidade do adsorbato, taxa de difusão intrapartícula e interfere no potencial químico e solubilidade do adsorbato. A velocidade dos processos físico-químicos pode aumentar significativamente com a temperatura, sendo verificado pela taxa de adsorção e tempo de análise (Vieira *et al.*, 2020).

O potencial hidrogeniônico (pH) da solução também é outro fator que interfere na adsorção, pois estabelece o grau de distribuição das espécies químicas e conduz as interações eletrostáticas. A força dessa interação varia de acordo com o adsorvente utilizado, pois as cargas da superfície do adsorvente dependem da sua composição química e propriedades superficiais (Ramos *et al.*, 2022). A distribuição de carga sobre a superfície pode ser analisada por meio do ponto de carga zero (pH_{PCZ}), que é o valor necessário para que a carga líquida da superfície do adsorvente seja nula. Assim, para pH inferiores ao pH_{PCZ} a carga da superfície é positiva, e a

deposição de ânions é favorecida; enquanto para pH acima desse valor, a carga superficial é negativa e favorece a adsorção de cátions (Boina *et al.*, 2024; Nascimento *et al.*, 2020).

3.5.1 Isotermas de adsorção

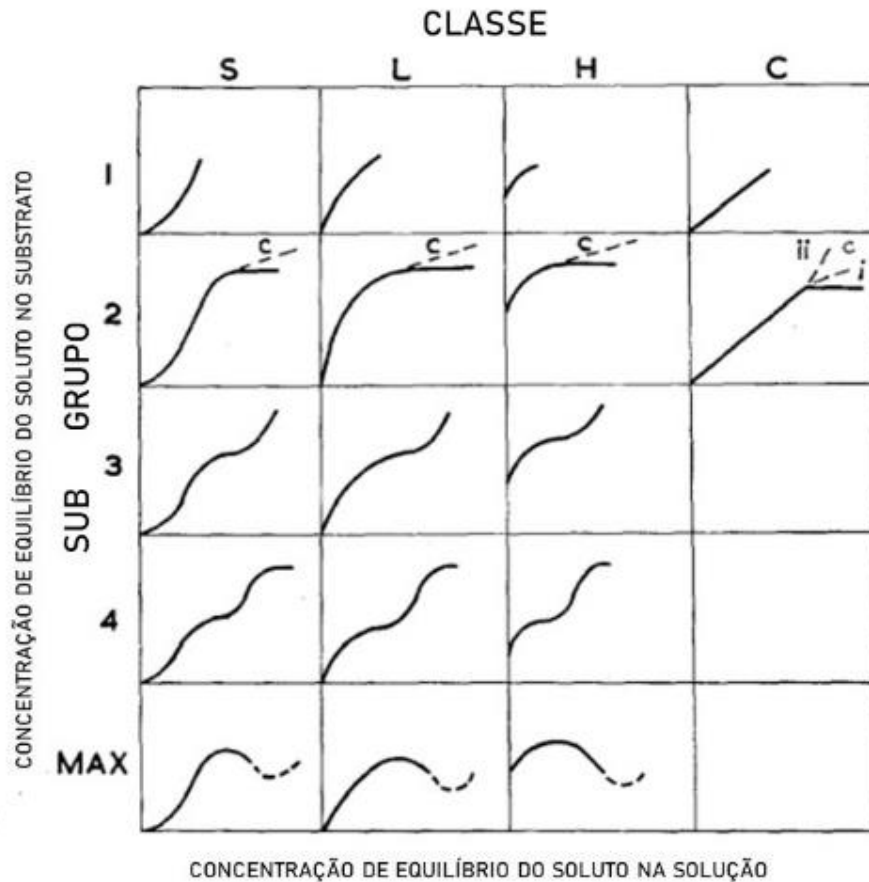
A isoterma de adsorção são curvas que descrevem o fenômeno de adsorção, na qual ocorre a interação adsorvente-adsorvato a temperaturas constantes (Hu *et al.*, 2023). As curvas indicam a forma como o adsorvente adsorverá o adsorvato, além de fornecer uma estimativa da quantidade máxima de soluto adsorvido e, conseqüentemente, o desempenho do processo (Malamis; Katsou, 2013).

As relações de equilíbrio são expressas em formas de modelos que relacionam matematicamente as quantidades adsorvidas em equilíbrio com o meio, cujos parâmetros estão vinculados as características de superfície e afinidades entre adsorvente e adsorvato a um pH e temperatura fixos (Malamis e Katsou, 2013; Nascimento *et al.*, 2020). Normalmente, a concentração de equilíbrio do adsorvato é representado como “ q_e ” e a concentração do adsorvato adsorvido na superfície do adsorvente é representada por “ C_e ” (Nirmala *et al.*, 2022).

Modelos isotérmicos foram criados para delinear a adsorção competitiva. Segundo Giles; Smith; Huitson, (1974), isotermas de adsorção são classificadas em quatro classes de acordo com sua natureza, inclinação inicial e curvatura (Figura 3): curvas em forma de S (sigomodal) e L (Isotermas do tipo Langmuir), H (alta afinidade) e C (constante de partição) e 4 subgrupos.

As isotermas do tipo S possuem uma curvatura voltada para cima, isso pois as interações adsorvente-adsorvato são mais fracas que as interações adsorvato-adsorvato e solvente-adsorvente. As isotermas do tipo L apresentam inclinação não linear com curvatura voltada para baixo, devido à baixa disponibilidade de sítios ativos vagos. Tal curvatura não se intensifica com o aumento da concentração do soluto na solução, o que indica uma forte afinidade entre o adsorvato e o adsorvente. A isoterma do tipo H aparece devido alta afinidade do soluto que é completamente adsorvido pela superfície do adsorvente. Em razão da alta afinidade a quantidade inicial adsorvida também é alta e rapidamente o equilíbrio é alcançado. Por fim a isoterma do tipo C apresenta início linear, apontando que a presença de sítios ativos é constante (Giles; Smith; Huitson, 1974).

Figura 3 – Classificação e subgrupos das isotermas de adsorção



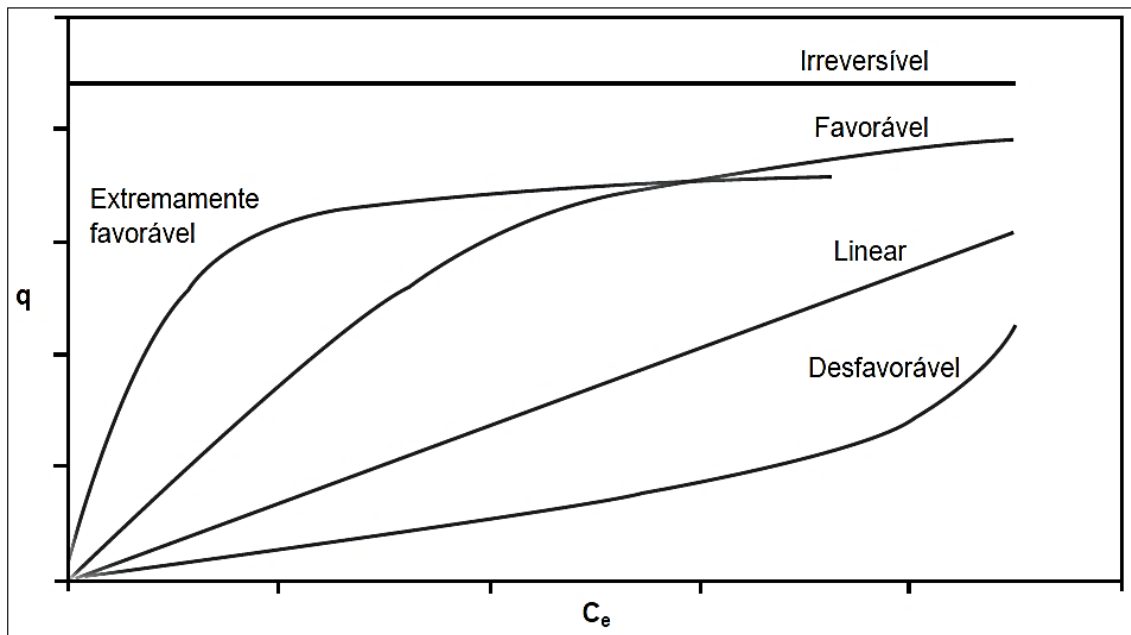
Fonte: Adaptado de Giles *et al.* (1974).

Os subgrupos são caracterizados pelo seu comportamento em concentrações elevadas. O subgrupo I: não apresenta platô. Subgrupo II: apresenta 1 platô e sinaliza a saturação da superfície. Subgrupo III: caracterizada por uma elevação após um ponto de inflexão. Subgrupo IV: indica a formação de múltiplas camadas de adsorbato adsorvido. Por fim, o subgrupo max: A isoterma exibe um máximo em concentrações elevadas. Este é um caso incomum e sugere que, em altas concentrações do adsorbato, as interações adsorbato-adsorbato aumentam significativamente mais rapidamente do que as interações adsorbato-adsorvente (Giles; Smith; Huitson, 1974).

McCabe; Smith; Harriot, (1993) classificam as curvas isotérmicas em cinco casos: linear, favorável, extremamente favorável, irreversível e desfavorável (Figura 4). A isoterma linear indica que a quantidade de soluto adsorvido é proporcional a concentração do adsorbato na fase líquida, mas não indica a capacidade máxima adsorvida. A isoterma favorável informa que a massa do adsorvente por unidade de massa do sólido é alta, mesmo em baixas concentra-

ções de adsorvato na fase líquida. As isotermas desfavoráveis e irreversível possuem baixa capacidade de remoção em baixas concentrações, mesmo em alta concentração de equilíbrio do adsorvato no fluido. Isotermas desfavoráveis são raras, mas muito importantes para compreender o mecanismo de regeneração (Nascimento *et al.*, 2020).

Figura 4 – Tipos de isotermas de adsorção



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

Na literatura vários modelos de isotermas foram desenvolvidos com dois ou mais parâmetros para ajustar os dados experimentais sobre os valores de q_e versus C_e . Dentre elas: equações de Freundlich, Langmuir, Temkin, Redlich-Peterson e Dubinin-Radushkevich (Malamis e Katsou, 2013). O modelo de Temkin é empregado para descrever a adsorção em superfícies sólidas, considerando interações entre moléculas adsorvidas e uma diminuição linear da energia de adsorção com a cobertura da superfície. Já o modelo de Redlich-Peterson, uma extensão das isotermas de Langmuir e Freundlich, é utilizado para sistemas com superfícies de adsorção heterogêneas (Davi *et al.*, 2020).

O modelo de Dubinin-Radushkevich, por sua vez, é aplicado em superfícies porosas como carvão ativado e zeólitas, assumindo uma adsorção em poros de diferentes tamanhos e energias. Em geral, os modelos de Langmuir e Freundlich são os mais aplicados (Malamis; Katsou, 2013; Nascimento *et al.*, 2020). Tal aplicação é devido ao fato de se a prever a capacidade máxima de adsorção (modelo de Langmuir) e delinear o desempenho de dados experimentais. Ainda, o fato de terem apenas dois parâmetros os torna mais fáceis de usar, haja vista

que equações isotérmicas com três ou mais parâmetros dificilmente são usados porque requerem métodos não lineares para serem desenvolvidos (Nascimento *et al.*, 2020).

3.5.2 Isoterma de Langmuir

Langmuir propôs um modelo simples para descrever o grau de adsorção da fase líquida em uma superfície não definida e uniforme, inicialmente, desenvolvido para quantificar e verificar o desempenho do processo de adsorção de gás em superfície sólida (Langmuir, 1918). O modelo considera que as superfícies do adsorvente são homogêneas e que a adsorção ocorre em monocamada, baseada em uma reação química (quimiossorção), em que as velocidades de desorção e adsorção são iguais no equilíbrio. Além disso, considera-se que as partículas adsorvidas são distribuídas de maneira uniforme nos sítios ativos até que todos sejam totalmente ocupados, não ocorrendo interação entre as partículas adsorvidas e o meio (Davi *et al.*, 2022).

O modelo de Langmuir consiste em quatro suposições: (I) O mecanismo de adsorção é restrito a monocamadas; (II) A superfície do material apresenta um número definido de sítios ativos; (III) As espécies adsorvidas interagem apenas com um sítio ativo; (IV) A energia das partículas adsorvidas é igual e independente do sítio próximo estar livre ou não (Hu *et al.*, 2023; Langmuir, 1918). Ressalta-se que é necessário compreender as propriedades da curva da isoterma, pois elas interferem diretamente no comportamento de rompimento em uma coluna de leito fixo. Ainda, segundo os Hu *et al.* (2023) a isoterma de Langmuir é marcada por um platô de alta concentração, momento em que se atinge a saturação do sistema e não ocorre adsorção em fase líquida.

A isoterma de Langmuir é expressa pela equação 1.

$$q_e = \frac{q_{max} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (1)$$

No qual:

q: quantidade do soluto adsorvido por unidade de massa do adsorvente no equilíbrio (mg g⁻¹)

q_{max}: capacidade máxima de adsorção (mg g⁻¹);

K_L: constante de interação adsorvato/adsorvente (L mg⁻¹);

C_e: concentração do adsorvato no equilíbrio (mg L⁻¹).

Outra medida importante é o fator de separação (R_L), no qual é calculado a partir dos resultados obtidos de K_L. O valor R_L pode ser calculado por meio da equação 2:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (2)$$

O fator de separação indica se o processo de adsorção é ou não favorável. A adsorção é dita como desfavorável se o $R_L > 1$, linear se o $R_L = 1$, favorável se $0 < R_L < 1$ e irreversível se o $R_L = 0$ (Neta, 2022). Além disso, é possível explorar se a adsorção ocorreu por meio de fenômenos químicos ou físicos.

3.5.3 Isoterma de Freundlich

O modelo desenvolvido por Freundlich foi uma das primeiras equações proposta a partir de dados experimentais e a mais popular conhecida. Nessa isoterma, se relaciona a quantidade de material adsorvido e a concentração do material na solução em um modelo totalmente empírico. Tal modelo normalmente se refere a adsorção em superfície heterogênea devido a diferença nos sítios ativos, com uma distribuição heterogênea de calor de adsorção e afinidade sobre a superfície; adsorção em multicamadas e sistemas não ideais (Freundlich; Helle, 1939; Nascimento *et al.*, 2020).

A capacidade de adsorção na isoterma de Freundlich é definida como a somatória das capacidades de adsorção de todos os sítios. Os sítios de ligação mais fortes são tomados primeiro, até que a energia de adsorção diminua exponencialmente no final do processo de adsorção (Tokula *et al.*, 2023). Este modelo admite adsorção em multicamadas, pois prevê cobertura de superfície infinita com o aumento da concentração inicial do soluto, e não a saturação da superfície do adsorvente (Arampatzidou; Deliyanni, 2016; Boina *et al.*, 2024). Os parâmetros experimentais desse modelo são constantes e depende de alguns parâmetros empíricos como: área superficial do sólido e do sistema e temperatura. Tais constantes se associam com a disposição dos sítios de ligação e a capacidade de adsorção (Freundlich e Helle, 1939; Davi *et al.*, 2022). A equação da isoterma de Freundlich segue a equação 3.

$$q_e = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad (3)$$

Em que:

q_e : quantidade de adsorbato por unidade de adsorvente ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$);

C_e : concentração do adsorbato no equilíbrio (mg L^{-1});

K_F : constante de Freundlich ($(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1})(\text{L} \cdot \text{mg}^{-1})^{1/n}$);

1/n: constante relacionada à heterogeneidade da superfície.

A expressão 1/n indica se a isoterma é desfavorável, favorável ou linear. Normalmente, uma adsorção favorável o valor de n está entre 1 e 10. Quanto maior o valor de n, maior a interação adsorvente-adsorbato. Para n igual a 1, isso prediz que a adsorção é linear, em outras palavras, as energias são iguais para todos os sítios de ligação. No caso em que o resultado de 1/n for maior do que a unidade, indica que o adsorvente possui maior afinidade pelo adsorbato, propondo uma forte atração intermolecular entre os dois (Freundlich; Helle, 1939).

A equação e os pressupostos sugeridos por Freundlich apresentam duas considerações importantes: esse modelo não estabelece que a cobertura da superfície deve se aproximar de um valor constante, equivalente à construção de uma monocamada completa, ao passo que C_e aumenta; ainda, equação apresenta que o valor de “q” pode aumentar conforme “ C_e ” aumenta, porém, ao analisar a adsorção, nota-se que isso é fisicamente irreal, concluindo que dados empíricos que possuem maiores valores de C_e não são bem ajustados à equação proposta (Nascimento *et al.*, 2020).

3.5.4 Isoterma de Redlich-Peterson

A isoterma de Redlich-Peterson é um modelo matemático utilizado para descrever a adsorção em sistemas homogêneos e heterogêneos, em amplas faixas de concentração. Esse modelo é uma combinação da isoterma de Langmuir e da isoterma de Freundlich. Dessa forma, é considerada uma isoterma com mecanismos híbridos, constituídos por três variáveis (K_R , α_R e β) (Redlich e Peterson, 1959; Davi *et al.*, 2020). Sua equação (4) geral é dada por:

$$q_e = \frac{K_R C_e}{1 + \alpha_R C_e^\beta} \quad (4)$$

Em que:

q_e : quantidade adsorvida no equilíbrio (mg.g^{-1});

C_e : concentração do adsorbato na fase líquida em equilíbrio (mg.L^{-1});

K_R : constante de adsorção de Redlich-Peterson (L.mg^{-1});

α_R : coeficiente de afinidade (L.mg^{-1});

β : parâmetro de heterogeneidade da superfície do adsorvente.

A isoterma de Redlich-Peterson é interpretada a partir do valor de β . À medida que β se aproxima de 1, em concentrações baixas, o modelo exibe um comportamento semelhante à isoterma de Langmuir, sugerindo uma adsorção em monocamada. Quando β tende a 0, em concentrações mais elevadas, o modelo se assemelha à isoterma de Freundlich, indicando uma adsorção em multicamadas (Boina *et al.*, 2024; Redlich; Peterson, 1959).

3.5.5 Cinética de Adsorção

Estudos da cinética de adsorção são importantes, pois fornecem dados valiosos sobre o mecanismo e caminho da reação (Tokula *et al.*, 2023), além de ser um parâmetro que controla a eficiência do processo. A cinética descreve a velocidade em que ocorre a retenção do adsorvato na superfície do material em relação ao tempo, ou seja, o quanto de contaminante foi removido do meio em um tempo específico (Davi *et al.*, 2020). Esse processo envolve a transferência de massa da fase líquida para o interior da partícula do sólido, no qual se migram por meio dos macroporos até as regiões mais distante dessa partícula (Nascimento *et al.*, 2020). Os resultados da cinética de adsorção são essenciais para escolher as melhores condições de processo a nível industrial.

Algumas propriedades físico-química como porosidade, tamanho da partícula, área superficial do material, concentração do adsorvato e interações entre adsorvente-adsorvato influencia a cinética do processo de adsorção (Long *et al.*, 2019). A princípio, a cinética de adsorção pode ser administrada por três diferentes etapas: (I) Difusão externa – que corresponde ao processo de transferência de massa da fase fluida para a superfície externa do sólido; (II) Difusão interna – transferência de massa no fluido para estrutura interna do poro do sólido, até o sítio de ligação; e (III) Difusão na superfície - momento a qual ocorre a ligação do adsorvato ao sítio de ligação disponível (Neta, 2022).

A etapa de difusão interna pode ser influenciada pela concentração do adsorvato e agitação, desta forma, o aumento da concentração pode intensificar o processo de transferência de massa até a superfície do material. A etapa de difusão interna depende da natureza das moléculas do adsorvato e por fim, a difusão na superfície é normalmente denominada como a etapa determinante do processo, principalmente para materiais que apresentam microporos (Hussain *et al.*, 2021; Boina *et al.*, 2024). Em todo o processo cinético, a etapa mais lenta da adsorção é a responsável por determinar a velocidade da reação. A cinética de adsorção também é aplicada para definir a eficiência do processo e taxa de adsorção (Nascimento *et al.*, 2021; Neta, 2022). Para isso, pode ser aplicado vários modelos cinéticos que foram desenvolvidos no decorrer dos

anos, sendo eles: Weber e Morris, Avrami, Elovich, pseudo-primeira-ordem, pseudo-segunda-ordem (Inglezakis; Fyrrillas; Park, 2019).

O modelo de Weber e Morris aborda a taxa de adsorção, considerando tanto a difusão intra-partícula quanto a transferência de massa sólido-líquido, expresso por uma equação diferencial de segunda ordem (Werber; Morris, 1963). O Modelo de Avrami, originalmente para reações em sólidos, foi adaptado para descrever a adsorção em sistemas sólidos-líquidos, considerando a taxa de adsorção proporcional à área de superfície disponível (Freundlich; Helle, 1939). O Modelo de Elovich descreve a cinética de adsorção, com uma velocidade inicial de adsorção que diminui exponencialmente com o tempo, sendo aplicado em sistemas com reações químicas ou mudanças na superfície do adsorvente durante o processo (Elovich e Larinov, 1962). Entre os modelos, os mais utilizados são o de pseudo-primeira-ordem, pseudo-segunda-ordem (Nascimento *et al.*, 2020).

3.5.6 Cinética de pseudo-primeira-ordem (PPO)

O modelo cinético de pseudo-primeira-ordem é um dos mais aplicados para compreensão do processo de adsorção do soluto em uma fase fluida, para isso leva em consideração a capacidade de adsorção do sólido. Segundo Oliveira *et al.* (2024), a velocidade de remoção do adsorvato é diretamente proporcional à diferença de concentração de saturação e a quantidade de sítios de ligação do sólido. A cinética de adsorção realizada pela equação de (Lagergren, 1898) é a mais aplicada para avaliar a adsorção de sistema sólido/líquido. A mesma é dada pela equação (5):

$$q_t = q_e(1 - e^{-k.t}) \quad (5)$$

Em que,

q_e é a quantidade máxima adsorvida na fase sólida no equilíbrio;

q_t é quantidade de adsorvato adsorvido no equilíbrio mg.g^{-1} em um tempo t ;

k é a constante da taxa de adsorção do modelo de pseudo-primeira ordem, em min^{-1} e

t é o tempo (min).

3.5.7 Cinética de pseudo-segunda-ordem (PSO)

O modelo de pseudo-segunda-ordem foi desenvolvido por (Helfferich, 1985; Ho e McKay, 1998). Nesse modelo, a velocidade da reação é dependente da quantidade soluto aderida na superfície do material e da quantidade adsorvida no equilíbrio (Equação 6). O modelo também é embasado na capacidade de adsorção da fase sólida, por meio da quimiossorção e descreve o mecanismo de muitos compostos em todo o tempo de contato (Equação 6).

$$q_t = \frac{k \cdot q_e^2 \cdot t}{1 + k \cdot q_e \cdot t} \quad (6)$$

Em que:

q_e é a quantidade máxima adsorvida na fase sólida no equilíbrio;

q_t é quantidade de adsorvato adsorvido no equilíbrio $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ em um tempo t ;

k é a constante da taxa de adsorção do modelo de pseudo-segunda-ordem, em min^{-1} e

t é o tempo (min).

Os modelos cinéticos de primeira e segunda ordem foram elaborados por meio de dados empíricos e não são capazes de interpretar os mecanismos de adsorção, pois ignoram a difusão, sendo considerada uma limitação importante. Logo, são adequados como uma ferramenta descritiva, mas não preditiva.

3.5.8 Cinética de Elovich

A equação de Elovich é aplicada para sistema em que a superfície é heterogênea e considera que a velocidade de adsorção inicial diminui com o tempo. Essa diminuição reflete a diminuição gradual na disponibilidade de sítios ativos, conforma a superfície do adsorvente se satura com o adsorvato (Elovich e Larinov, 1962). O modelo de Elovich é particularmente aplicável em sistemas nos quais ocorrem reações químicas ou mudanças na superfície do adsorvente durante o processo de adsorção (Davi *et al.*, 2022; Inglezakis; Fyrrillas; Park, 2019). A equação (7) geral é dada por:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(1 + \alpha\beta t) \quad (7)$$

Em que:

q_t : quantidade de adsorvato adsorvida no tempo t ;

α : velocidade inicial de adsorção;

β : constante relacionada à taxa de adsorção;

t : tempo decorrido desde o início de adsorção.

3.5.9 Estudo Termodinâmico

A compreensão termodinâmica do processo de adsorção permite determinar e analisar a espontaneidade, variação do calor envolvido no sistema, mecanismo de adsorção e estimativa da capacidade máxima de adsorção do sólido, além de proporcionar informações relacionada a heterogeneidade da superfície do material e indicar a natureza do processo (Hussain *et al.*, 2021).

No estudo termodinâmico, três grandezas são analisadas: (I) variação da energia livre de Gibbs (ΔG°) que determina o total de energia disponível para realização de trabalho em temperatura e pressão constante; (II) variação da entalpia (ΔH°) refere-se a quantidade de calor liberado ou absorvido pelo sistema; e (III) variação de entropia (ΔS°) corresponde ao grau de aleatoriedade das partículas em um sistema (Cardosos *et al.*, 2020). Esses parâmetros podem ser calculados por meio da equações 8, 9 e 10:

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_L \quad (8)$$

$$\ln K_L = \frac{\Delta G^\circ}{R \cdot T} - \frac{\Delta H^\circ}{R \cdot T} \quad (9)$$

$$\Delta G^\circ = T \Delta S^\circ - \Delta H^\circ \quad (10)$$

Em que:

K_L : constante de equilíbrio;

ΔG° : variação energia livre de Gibbs ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$);

ΔH° : variação de entalpia ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$);

ΔS° : variação de entropia ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$);

T : temperatura em Kelvin;

R : constante dos gases ideais ($8.314 \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$).

Por meio da equação de Vant't Hoff (Equação 9) é possível gerar uma representação gráfica de $\ln K_L$ versus $1/T$, com os dados empíricos da constante de equilíbrio e temperatura (K).

O gráfico permite encontrar os valores de ΔH° através do coeficiente angular ($\Delta H^\circ/R$) e ΔS° por meio do coeficiente linear ($\Delta S^\circ/R$) (Boina *et al.*, 2020; Hussain *et al.*, 2021). Dessa forma, a equação 8 pode determinar a espontaneidade do processo adsorptivo. Para ΔG° maior que zero, o processo é classificado como não espontâneo, menor que zero, a adsorção é dita como espontânea (Mondal; Majumder, 2019).

Os dados de ΔH° determina se o processo é exotérmico ou endotérmico. Em casos que a entalpia é negativa, o processo é exotérmico, em que há liberação de calor. Para valores de entalpia positivo, é denominado como endotérmico, para ocorrer precisou absorver energia da vizinhança (Mondal; Majumder, 2019; Cardoso *et al.*, 2020). Por fim, a entropia avalia o grau de desordem do sistema, valores positivos indicam aumento de desordem do processo, e o inverso descreve a diminuição da aleatoriedade. Durante o processo de adsorção, a temperatura tem grande influência, pois é responsável por agitar as moléculas do sistema e perturbar as forças atrativas e repulsivas entre as espécies em solução e o adsorvente (Nascimento *et al.*, 2020; Allaoui *et al.*, 2021).

3.6 Tratamento de efluente industrial por Biorremediação: a Biossorção

A biorremediação é um método popular, ecologicamente correto e eficiente de recuperar ambientes contaminados, por meio de mecanismos biológicos inerentes de microrganismos e plantas (Soares *et al.*, 2020). Neste método, existe a possibilidade de remover um ou mais poluentes do meio ambiente, com baixo custo, e os produtos remanescentes não têm efeitos prejudiciais ao ecossistema dos locais contaminados (Andrade e Galhardo, 2021). Os microrganismos aplicados no processo possuem a capacidade de alterar, decompor ou modificar determinadas substâncias, transformando compostos tóxicos em outros menos nocivos que integram os ciclos biogeoquímicos locais (Lima *et al.*, 2015). No entanto, é válido ressaltar que dependendo da situação pode ocorrer a biotransformação em composto de igual ou maior toxicidade

Os microrganismos aplicados no processo de biorremediação são fungos, bactérias, plantas e algas (Jabbar *et al.*, 2022). Dentre esses, as bactérias e fungos são os mais aplicados, pois são biodegradadores que apresentam ampla variedade de espécies, abundância, versatibilidade para sobreviver em ambientes com condições extremas e também devido as suas características físicas e biológicas (Ayele *et al.*, 2021; Chaudhary; Kim, 2019). No processo de biorremediação, os microrganismos utilizam os contaminantes (sintéticos e naturais) como fonte de nutrientes e energia e aplicando-os no seu crescimento e processo metabólico (Soares *et al.*,

2020). Para implementação dessa tecnologia deve-se considerar alguns parâmetros como temperatura, pH, população microbiana, umidade, nível de oxigênio e disponibilidade de nutrientes, pois interferem diretamente na eficácia do tratamento (Chaudhary; Kim, 2019).

Vale destacar que os microrganismos aplicados no processo de tratamento conseguem biorremediar poluente por meio de três principais mecanismos biossorção, bioacumulação e biodegradação (Tiquia-Arachiro, 2018). A biossorção é classificada como um fenômeno de superfície, na qual o poluente a ser biossorado é capturado por grupos funcionais presentes na estrutura celular dos microrganismos e permanece aderido a biomassa (Abdel-Galil *et al.*, 2018). Segundo Tiquia-Arashiro (2018), todo o processo depende da afinidade entre o biossorbente e o contaminante. Bioacumulação é um processo em que há um acúmulo progressivo de substâncias tóxicas nos organismos vivos ao longo do tempo. Essa ação ocorre em menor escala, comparado com a biossorção, pois requer energia celular e é consideravelmente mais lenta (Abdelfattah *et al.*, 2023). Biodegradação é um fenômeno que também depende das vias metabólicas dos microrganismos, pois essas são as responsáveis por degradar compostos tóxicos em outros menos ou não tóxicos (Morsi *et al.*, 2020).

Entre os organismos empregados para biorremediação destaca-se os fungos filamentosos. Estes são organismos pluricelulares, devido a suas células alongadas, que se organizam em filamentos e que podem ou não ser ramificados. Essa característica serve para diferenciá-los das leveduras, que são unicelulares (Takahashi *et al.*, 2017). Os fungos filamentosos são organismos quimiotróficos, em sua grande maioria aeróbios, capazes de degradar os mais variados tipos de substratos para a obtenção de compostos orgânicos como fonte de carbono e energia necessários para o seu crescimento celular (Madigan *et al.*, 2016).

Os fungos possuem uma notável capacidade de adaptação, muitas espécies podem crescer em ambientes extremos com baixo pH e altas temperaturas (Jabbar *et al.*, 2022; Madigan *et al.*, 2016). Esses microrganismos podem ser encontrados em ambientes aquáticos (águas doces e marinha) e terrestre, em processo de decomposição da matéria orgânica ou como parasitas de animais e vegetais (Takahashi *et al.*, 2017). A grande parte da diversidade fúngica está localizada em regiões tropicais, com clima quente e úmido, que beneficia sua multiplicação (Dominato, 2017).

As espécies de fungos existente na natureza apresenta um valor estimado de cerca de 3,8 milhões de espécies, entretanto, apenas 120 mil espécies são descritas, o que representa 3% da diversidade total dos fungos (Hawksworth; Lücking, 2017). Quando se fala da biodiversidade fúngica no Brasil, encontra-se valores referente a 5.719 espécies de fungos, que equivale 4,8% em relação às espécies já descritas mundialmente (Maia *et al.*, 2015). Os fungos exibem

um histórico de serem conhecidos como agentes causadores de doenças, contudo, apenas 200 espécies são consideradas patogênicas para o ser humano e outros animais (Tortora; Funke; Case, 2012).

A maioria das espécies fúngicas são responsáveis por várias atividades importantes, como por exemplo, a obtenção de produtos fermentados e/ou bebidas alcoólicas, sendo esta uma prática milenar, da época em que não havia conhecimento aprofundado sobre os fungos e suas características. Além disso, a importância química, farmacológica, ecológica, ambiental e agrícola é surpreendente, apresentando grande potencial biotecnológico (Takashi *et al.*, 2017).

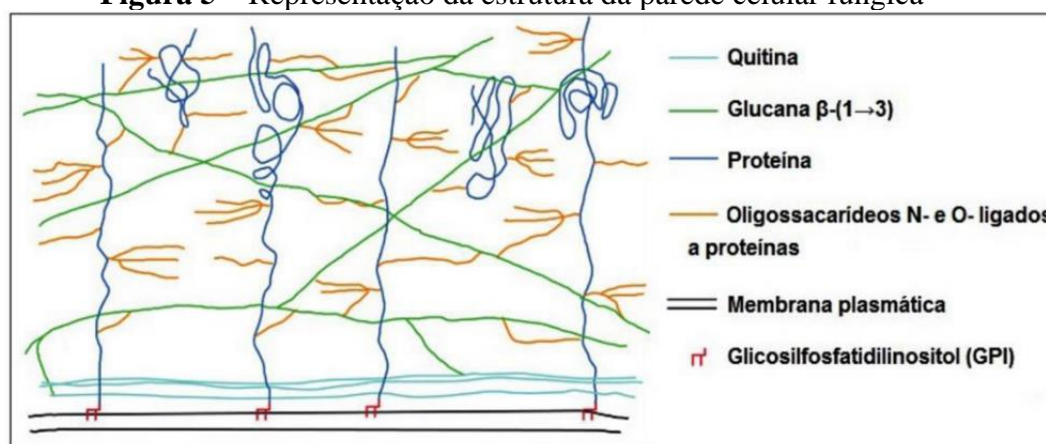
De acordo com Fukuda *et al.* (2009), o material celular fúngico ou biomassa é constituído por citossol, membrana plasmática e parede celular, sendo esta última uma estrutura rígida que confere o formato da célula, dando-lhe proteção contra mudanças climáticas, tais como calor e frio, ações mecânicas, variação da pressão osmótica, dissecação e/ou ataque de microrganismos. A parede celular fúngica é formada principalmente por polissacarídeos (70 - 90 %) e glicoproteínas (30 - 10 %). Além das proteínas, os polissacarídeos podem estar ligados a lipídeos, polifosfatos e íons inorgânicos formando a matriz de cimentação da parede, podendo variar de acordo com as condições de crescimento do microrganismo (Madigan *et al.*, 2016). Tais compostos contêm grupos químicos como: aminas, carboxilas, hidroxilas e fosfatos acetamido, amino, fosfato, amina, sulfidril, carboxila e hidroxila (Volesky; Holan, 1995).

No âmbito ambiental os fungos filamentosos possuem a capacidade de se adaptar e desenvolver em ambientes contaminados por compostos tóxicos, como no caso dos íons metálicos (Soares *et al.*, 2020). Essa aptidão está associada ao seu crescimento em ambientes extremos, produção de enzimas, tolerância a poluentes, defesa ao estresse oxidativo, metabolismo de reparo de danos e alta quantidade de material de parede celular em relação a outros agentes de biossorção, resultando em excelentes propriedades de ligação de metais (Ayele *et al.*, 2021; Morsi *et al.*, 2020). Devido a essas características, e à fácil recuperação da biomassa do meio, maior biodisponibilidade de substrato e menor especificidade de substrato os fungos filamentosos levam vantagem sobre bactérias, leveduras e algas (Leong; Chang, 2020).

O mecanismo de remoção dos íons metálicos por meio dos fungos filamentosos pode ocorrer através de dois processos: adsorção, que consiste em um fenômeno extracelular, que ocorre de forma passiva sem a contribuição metabólica, onde os contaminantes são capturados e ficam retidos na superfície do adsorvente. O segundo processo é a absorção caracterizado como um fenômeno intracelular mediado metabolicamente, na qual o organismo absorve e acumula substâncias tóxicas, nesse caso toda a atividade é dependente de gasto energético (Tortora; Funke; Case, 2012; Lemos; Moreira; Lemos, 2019).

Além do processo metabólico, a parede celular (Figura. 5) se apresenta como uma das principais características de interação entre o microrganismo e o poluente, essa consiste em uma estrutura complexa e diversificada, composta por diversos componentes, como glicoproteínas, polissacarídeos e moléculas menores, que podem variar de acordo com as espécies de fungos (Dominato, 2017; Polido, 2019). Os polissacarídeos são os principais constituintes da parede celular, ocupando mais de 90 % de sua composição. Entre os polissacarídeos predominantes, destacam-se as glucanas e a quitina (Valasques *et al.*, 2020).

Figura 5 – Representação da estrutura da parede celular fúngica



Fonte: Polido (2019).

A estrutura complexa das células dos fungos permite diferentes formas pelas quais os contaminantes podem ser sequestrados pelas células fúngicas, nomeadamente: forças de van der Waals, ligações iônicas, precipitação extracelular, complexação e cristalização, transformação de substâncias por oxidação, redução, metilação, desalquilação, energia- acumulação/compartimentalização intracelular dependente e absorção ativa e remoção de adsorção passiva por células vivas. Esses mecanismos podem operar individualmente ou em combinação (Tortora; Funke; Case, 2012; Ayele *et al.*, 2021). O grau de remoção do íon metálico varia de acordo com alguns parâmetros como: espécies de fungos, composição da parede celular, pH e concentração do íon metálico (Takahashi *et al.*, 2017).

A Tabela 1 apresenta uma síntese de alguns trabalhos que utilizaram fungos filamentosos para a biorremediação de íons metálicos. Entre os trabalhos pode-se observar que diversas espécies de fungos filamentosos permite a remoção de uma variedade de íons metálicos, como Pb, Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Hg.

Long *et al.* (2019) investigaram a remoção de chumbo (II) em solução aquosa, por meio da biomassa inativa do fungo *Fusarium*, isolados de solos contaminados. Resultados cinéticos

e isotérmicos mostraram que a remoção de íons Pb (II) foram bem ajustados com os modelos de pseudo-segunda-ordem e de isoterma de Langmuir. A capacidade máxima de sorção monocamada de íons Pb (II) foi estimada em 232,56 mg.g⁻¹ e 263,16 mg.g⁻¹.

Espinoza-Sánchez *et al.* (2019) utilizaram a biomassa fúngica inativa de *Rhizopus sp* para remoção de íons crômio (VI) em soluções aquosas variando três parâmetros, temperatura, pH e tempo de agitação, a fim de encontrar as melhores condições experimentais para os ensaios de adsorção. Os resultados apontam que a maior capacidade de remoção de Cr (VI) ocorreu em pH 2,0. Em relação aos estudos cinéticos e isotérmicos os dados indicam que o melhor ajuste foi a equação linear de pseudo-segunda-ordem e o modelo de Elovich em sua forma não linear, sugerindo a quimissorção como a etapa controladora da adsorção. Os resultados seguiram a equação da isoterma de Langmuir, com capacidade máxima de adsorção igual a 9,95 mg.g⁻¹, isso pode ser justificado pois a adsorção de superfície ocorre em locais homogêneos específicos.

Kumar e Dwivedi, (2021b) isolaram a espécie *Trichoderma lixii* de efluentes de galvanoplastia para remoção de Cu (II) em solução aquosa e na presença de contaminantes concorrentes. Os resultados apresentaram que essa espécie foi capaz de remover 84,6 % de Cu²⁺ na concentração de 10 mg.L⁻¹ de Cu²⁺ em 120 h após a incubação e a quantidade de Cu acumulada e adsorvida na superfície foi de 0,51 e 0,47 mg.g⁻¹ de biomassa seca. A tolerância do microrganismo ao íon Cu²⁺ está diretamente relacionado com metabolismo celular, que desempenha um papel importante como metaloenzima, sendo um cofator de algumas enzimas relacionadas ao estresse (incluindo catalase, superóxido dismutase). Entretanto, concentrações muito elevadas do íon (acima de 100 mg.L⁻¹) podem ser significativamente tóxicas para *T. lixii* CR700, inibindo severamente seu crescimento.

Tian *et al.* (2019) estudaram os mecanismos de tolerância ao Pb (II) de duas espécies de fungos filamentosos, *Penicillium oxalicum* e *Aspergillus niger*. Os resultados apresentam que a espécie *A. niger* possui maior tolerância ao Pb (até 1500 mg/L nível de Pb) em comparação com *P. oxalicum* (até 1000 mg.L⁻¹). Em níveis de Pb inferior a 1000 mg.L⁻¹ estimula-se parcialmente a bioatividade de *A. niger*, confirmado por seu metabolismo aeróbio elevado. Isso justifica a melhor resistência dessa espécie ao Pb. Os autores apontam que há três vias principais para os dois fungos reduzirem a toxicidade do chumbo. O ácido oxálico secretado pode reagir com Pb (II) para formar minerais de Pb insolúveis. Assim, o aumento da biossorção através da formação de novos limites da parede celular impede o transporte de Pb (II) para as hifas. Ainda, a atividade fúngica pode ser mantida mesmo em altas concentrações de Pb devido ao acúmulo intracelular.

Chen *et al.* (2019) investigaram o processo de biorremediação para os íons Cr, Pb, Cu, Cd e Zn utilizando a espécie *Penicillium simplicissimum*. Segundo os resultados encontrados, nota-se que a remoção dos íons metálicos ocorreu através do processo tanto de bioacumulação quanto de biossorção. As análises de caracterização físico-química revelaram que a tolerância do fungo era dependente dos metais presentes e envolvia diversos mecanismos de desintoxicação. Esses mecanismos incluíam adsorção na parede celular, precipitação extracelular e intracelular, bem como a compartimentalização vacuolar. A capacidade de tolerância para esse microrganismo foi de 1000 mg.L⁻¹ para Cu e 500 mg.L⁻¹ para Zn, mas foi inibido por Cd (100 mg.L⁻¹). Os autores ainda ressaltam que a biomassa ativa apresentou melhor eficiência na remoção de Zn (28,3 %), Pb (73,7 %), Cr (88,6 %), Cd (33,1 %) e Cu (63,8 %) comparado a biomassa inativa (5,3 – 61,7 %).

Banerjee *et al.* (2022) conseguiram desenvolver uma variante da levedura *S. cerevisiae*, denominada AJ208, que demonstrou resistência a concentrações de até 5000 mg/L de Ni (II), partindo da cepa nativa de *S. cerevisiae*. O estudo revela que essa cepa modificada exibiu uma taxa máxima de remoção de níquel (II) de 70 %. Além disso, os dados experimentais foram notavelmente ajustados ao modelo da isoterma de Langmuir e ao modelo de pseudo-segunda ordem, indicando que o processo de remoção do Ni (II) ocorre em uma única camada e envolve quimissorção. Conforme o modelo de Langmuir, a capacidade máxima de adsorção foi determinada como 170,06 mg.g⁻¹.

Tabela 1 – Biomassas fúngicas utilizadas para a remoção de íons metálicos

Espécie fúngica	Forma de cultivo	Metal	pH	T°C	Massa (g)	Tempo de contato	Faixa de concentração (mg/L)	Capacidade máxima de adsorção	Modelo Cinético	Modelo isotérmico	Estudo Termodinâmico	Referência
<i>Fusarium sp</i>	Biomassa inativa	Th (IV)	4,5	-	0,3	5 – 120 min	20 – 50	75,47mg/g	Pseudo-segunda-ordem	Langmuir	-	Yang <i>et al.</i> (2013)
<i>Fusarium</i>	Biomassa inativa	Pb (II g)	6,0	30	1,0	0 – 120 min	10 – 400	232.56-263.16 mg/	Pseudo-segunda-ordem	Langmuir	-	Long <i>et al.</i> (2019)
<i>Rhizopus microsporus</i>	Biomassa inativa	Cu (II)	6,0	25	2,5	5 – 1440 min	25 – 350	33,12 mg/g	Pseudo-primeira e segunda-ordem	Langmuir e Freundlich	-	Policarpo, (2016)
<i>Rhizopus sp</i>	Biomassa inativa	Cr (VI)	2,0	25	0,05	15 – 450 min	-	9,5 mg/g	Pseudo-segunda-ordem e Modelo Elovich	Langmuir	Espontânea	Espinoza-Sánchez <i>et al.</i> (2019)
<i>Trichoderma virens</i>	Biomassa ativa	Zn, Ni, Cu, Cr e Pb	7,0	30	-	0 – 7 dias	200 - 1000	1000 mg/g	-	-	-	Tansengo <i>et al.</i> (2018)
<i>Trichoderma lixii</i>	Biomassa ativa	Pb(II), Cd(II) e Cu(II)	7,0	28	-	0 – 6 dias	10 – 100	1,72 mg/g	-	-	-	Kumar e Dwivedi, (2021b)
<i>Aspergillus niger</i> BSC-1	Biomassa inativa	Cr (VI)	3,0	40	3	0 – 60 min	50 – 1000	30 mg/g	Pseudo-segunda-ordem	Langmuir	Adsorção química e endotérmica	Chatterjee <i>et al.</i> (2022)
<i>Aspergillus Nigiger</i>	Biomassa ativa	Pb (II)	6,5	-	1,0	0 – 5 dias	1000 – 1500	1500 mg/g	-	-	-	Tian <i>et al.</i> (2019)

<i>Aspergillus flavus</i>	Biomassa inativa	Cd(II), Hg(II), and Pb(II)	7,0 – 6,0	-	0,005	1 – 60 min	0,02 – 0,2	333,33; 151,51 e 303,03 mg/g	Pseudo-primeira e segunda-ordem	Langmuir e Freundlich	-	Mahmoud <i>et al.</i> (2017)
<i>Penicillium chrysogemum</i>	Biomassa ativa	U	3,5	25	-	0 – 7 dias	0 – 8000	800 mg/g	-	-	-	Coelho <i>et al.</i> (2020)
<i>Penicillium simplicissimum</i>	Biomassa ativa	Cr, Pb, Cu, Cd e Zn	3,5	25	0,10	0 – 21 dias	100 – 3500	10,14; 7,59; 6,61; 3,45 e 2,87 mg/g				Chen <i>et al.</i> (2019)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Biomassa ativa	Ni (II)	5,0	25	-	0-2 dias	500 – 6000	170,06 mg/g	Pseudo-segunda-ordem	Langmuir	Espontâneo e endotérmico	Banerjee <i>et al.</i> (2022)

Fonte: própria autora.

3.6.1 *Fusarium* sp

O gênero *Fusarium* (Figura 6) pertence ao filo *Ascomycota* (anamorfo) e família *Nectriaceae*. São classificados como fungos filamentosos, devido a presença de células como longos filamentos (Dominato, 2017). Espécies desse gênero podem ser encontradas em ambientes diversos como ar, solo, matéria orgânica, vegetais e associados a alimentos *in natura*, e insetos (Crous *et al.*, 2021). Na literatura estimam-se que já foram descritas em torno de 200 a 300 espécies reconhecidas e 20 espécies distintas do gênero *Fusarium* (Sharma; Marques, 2018).

Sendo o gênero predominante em regiões que possuem clima subtropicais e tropicais ou ambientes de clima frio das regiões temperadas (Ploetz, 2015). As espécies de *Fusarium* podem ser caracterizadas por meio das propriedades morfológicas dos esporos sexuais, sendo classificadas em três classes de estruturas: macroconídios, microconídios e clamidósporos. As características secundárias podem incluir pigmentação, detecção de odor e produção de metabólitos secundários (Dominato, 2017).

No Brasil, o *Fusarium* é comumente encontrado em árvores de espécies *Trixis vauthieri*, *Caesalpinia echinata* Lam, *Ageratum myriadenia*, *Paepalanthus chiquitensis* e *Myrcia guianensis* localizadas na região Norte e Sudeste (Batista, 2022). Ainda, esse gênero pode ser isolado de diversos produtos agrícolas, como arroz, milho, cevada e trigo. O *Fusarium* é um gênero conhecido na agricultura e medicina por causar problemas em plantas e na saúde humana. As pesquisas apontam que esse gênero é responsável por causar infecções em seres humanos, com menor alcance, e no ambiente por levar a destruição do tecido vegetal, através da doença conhecida como murcha de fusário ou ferrugem da cabeça de *Fusarium* (Ploetz, 2015; Li *et al.*, 2020).

No âmbito da biotecnologia esse gênero fúngico é mais estudado em relação a sua fitopatogenicidade e contaminação de alimentos, devido a sua capacidade de secretar metabólitos secundários, como por exemplo micotoxinas (Degreve *et al.*, 2016). Apesar disso, também são biotecnologicamente interessantes porque apresentam a capacidade de produzir enzimas como lipases, celulasas, xilanases e pectinaes, utilizadas em várias áreas industriais, inclusive na alimentícia (Dominato, 2017). Como os estudos citados na Tabela 1 apontam que algumas espécies desse gênero conseguem biorremediar áreas contaminadas com íons metálicos, removendo/degradando em outras substâncias menos tóxicas utilizando sua biomassa (Yang *et al.*, 2013).

Figura 6 – Fungo filamentoso *Fusarium* sp, cultivado em meio sólido de sais de Vogel



Fonte: própria autora.

4 METODOLOGIA

4.1 Produção da biomassa

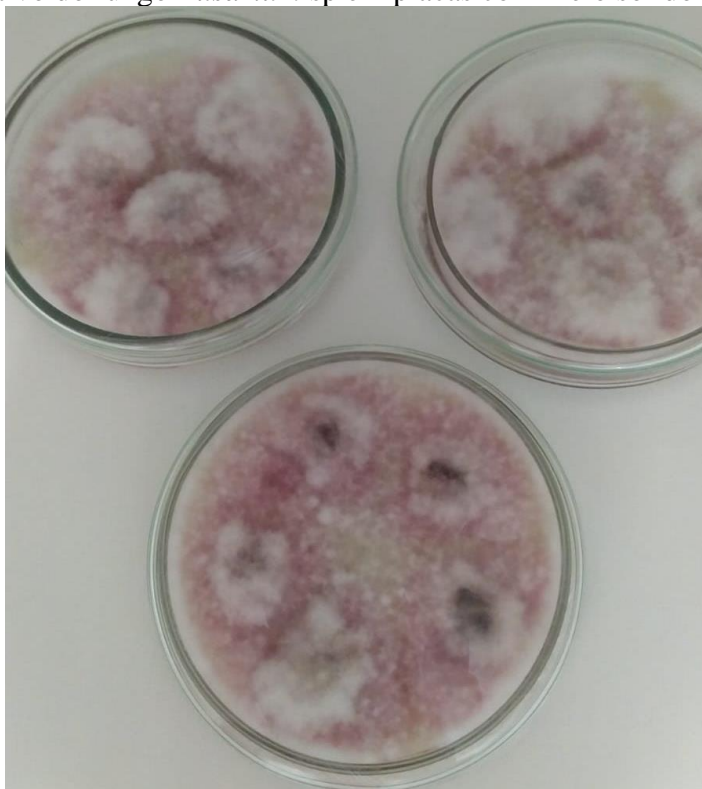
4.1.1 Reativação e Manutenção dos Microrganismos

O fungo *Fusarium* sp utilizado neste trabalho foi isolado de espinheira santa (*Maytenus aquifolia*), gentilmente cedido pela Profa. Dra. Adriana Knob (UNICENTRO – Guarapuava - PR) e identificado pelo Prof. Dr. André Rodrigues (UNESP - Rio Claro - SP). O fungo foi cultivado inicialmente em tubos de ensaio contendo 10 mL de meio líquido batata-dextrose (BD) acrescido de 0,5 % (m/v) de extrato de levedura, incubados por 7 dias a 28 ± 2 °C em estufa bacteriológica. As cepas obtidas foram inoculadas em placas de Petri contendo meio batata-ágar-dextrose (BDA) acrescido de 0,5% (m/v) de extrato de levedura e armazenados por 5 dias em estufa a 28 ± 2 °C. Após a reativação, o fungo foi mantido em placas de Petri com meio BDA a 4 °C e replicados mensalmente, visando a manutenção celular.

4.1.2 Cultivo dos microrganismos em meio sólido

Após a reativação, os fungos foram cultivados em placas de Petri com meio sólido, contendo meio mínimo de sais (Vogel, 1956) acrescido de glucose 1 % (m/v) como fonte de carbono, 0,5 % de extrato de levedura como fonte de nitrogênio (m/v) e 2 % de ágar (m/v). As placas foram incubadas durante 5 dias a 28 ± 2 °C em estufa bacteriológica (Figura 7).

Figura 7 – Cultivo do fungo *Fusarium* sp em placas com meio sólido de sais de Vogel

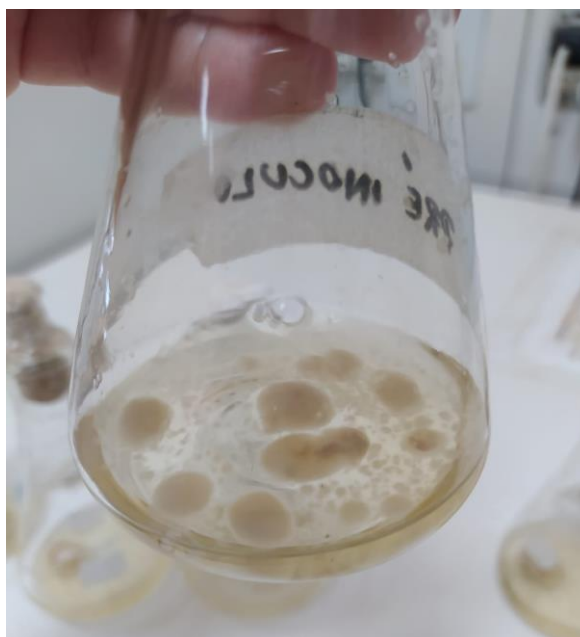


Fonte: própria autora.

4.1.3 Cultivo dos microrganismos para obtenção de biomassa

Para a obtenção da biomassa, os cultivos foram desenvolvidos de acordo com os protocolos estabelecidos por Dominato (2017). Após o crescimento nas placas, o fungo foi transferido para erlenmeyers de 125 mL contendo 25 mL de meio mínimo de sais (Vogel, 1956) acrescido de glucose 1% (m/v) como fonte de carbono e 0,5% de extrato de levedura (m/v) como fonte de nitrogênio. Os frascos foram agitados em incubadora orbital tipo shaker por 48 horas (28 ± 2 °C) (Figura 8).

Figura 8 – Produção das células fúngicas em meio líquido



Fonte: própria autora.

Ao final do tempo estabelecido, os micélios fúngicos foram transferidos para um homogeneizador de células (blender) previamente autoclavado e, então, as células foram trituradas por cerca de 30 segundos em velocidade máxima. O material obtido foi centrifugado a 4° C, por 40 minutos à 6000 x g, descartado o sobrenadante. A massa celular precipitada foi ressuspensa em aproximadamente 10 mL de solução salina 0,9 % fisiológica estéril. A suspensão de células homogeneizada foi diluída em solução salina 0,9 % fisiológica estéril na solução até se obter um valor de absorbância entre 0,2 a 0,4 em 400 nm em curva previamente estabelecida (Steluti *et al.*, 2004; Vasconcelos *et al.*, 2008).

As soluções de células obtidas foram inoculadas em frascos erlenmeyer de 500 mL contendo 100 mL de meio mínimo de Vogel acrescido de glucose 5 % (m/v). Nos frascos referentes ao cultivo do *Fusarium sp* foram utilizados 8 mL de inóculo (2 mL de solução de células para cada 25 mL de meio). Os cultivos foram mantidos sob agitação constante (180 rpm) por 72 horas a 28 +/-2 °C, e por 120 horas sob as mesmas condições (Figura 9). Foram realizados vários cultivos para obtenção de valor necessário de biomassa para as análises.

Figura 9 – Produção da biomassa em meio mínimo de sais de Vogel



Fonte: própria autora.

Após o tempo estipulado em cada experimento, os cultivos foram filtrados em papel de filtro Whatmann nº 1 e a biomassa obtida lavada exaustivamente em água destilada para retirada de excesso de sais e fontes nutricionais. A biomassa foi quantificada por gravimetria através da secagem em estufa a 80 °C até peso constante (Figura 10). Em seguida, foram armazenadas no freezer até a obtenção total de biomassa fúngica.

Figura 10 – Biomassa seca fungo *Fusarium* sp



Fonte: própria autora.

4.1.4 Tratamento da biomassa fúngica

A biomassa foi retirada do freezer e permaneceu em temperatura ambiente ($25^{\circ}\text{C} \pm 3^{\circ}\text{C}$) por 24h. Após esse período o material foi fragmentada em pedaços pequenos, colocado em um

béquer com água destilada, lavado sucessivamente durante 8h. A suspensão de biomassa homogeneizada foi filtrada e o sobrenadante descartado. O material foi encaminhado para estufa a 50°C, onde permaneceu por 48h. Após o processo de secagem, a biomassa foi macerada em um cadinho com auxílio de um pistilo, e passou por uma peneira com espessura de 0,1 cm. O material grosseiro foi triturado no Blender e posteriormente peneirado em malha 0,1cm. A biomassa foi homogeneizada manualmente para serem utilizadas nas análises subsequentes.

Figura 12 – Biomassa em suspensão



Fonte: própria autora.

Figura 112 – Processo de filtração da biomassa



Fonte: própria autora.

Figura 3 – Biomassa seca pós-tratamento



Fonte: própria autora.

4.2 Caracterização da biomassa fúngica tratada

A morfologia do material foi caracterizada utilizando a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV). O comportamento térmico (TGA) foi estudado em Equipamento de Análise Térmica. Para identificação de possíveis grupos funcionais, foi realizada análise por Espectroscopia no Infravermelho por transformada de Fourier (FTIR). A composição química da biomassa foi determinada por Fluorescência de Raio X. Para os ensaios de adsorção, faz-se importante conhecer propriedades de superfície, tais como, área superficial e carga de superfície. A área superficial foi verificada por análise BET (Brunauer-Emmer-Teller), e a carga superficial por Potencial Zeta em analisador de partículas e pH-PCz, conforme recomendações de Regalbutto e Robles (2004).

4.2.1 Microscopia de varredura (MEV)

As características morfológicas da superfície da biomassa seca antes do processo de biossorção foram obtidas por meio de Microscopia Eletrônica de Varredura - MEV (Carl Zeiss

NTS EVO LS-15) localizado no laboratório Multiusuário de Microscopia Eletrônica de Varredura (LabMMEV) do Departamento de Física da Faculdade de Ciências e Tecnologia UNESP - Presidente Prudente. O material foi fixado em fita condutora de carbono no stub, seguido de metalização com ouro. Os aumentos utilizados no imageamento foram de 500X, 1000K X, 5000K X e 10000K X. Outros autores adotaram a mesma metodologia empregada no presente estudo (Abdel-Galil *et al.*, 2018; Long *et al.*, 2019).

4.2.2 Termogravimetria (TGA)

O comportamento térmico foi realizado no equipamento de Análise Térmica simultâneo (TA Instruments, SDTQ600), com rampa de aquecimento de 5°C/min até 600°C/min, sob vazão de ar sintético de 100 mL/minuto. As amostras foram acondicionadas em porta amostra aberto de alumina, sendo submetidas à ~15 mg de calcário.

4.2.3 Espectrofotômetro de Fluorescência de Raio-X (FRX)

A composição química geral foi determinada por Fluorescência de Raio X (FRX) (Shimadzu, XRF-700). As amostras pulverizadas foram acomodadas em cápsula de material polimérico, retida por um *myler*. A fonte de radiação primária utilizada foi um cátodo de Ródio (Rh) incidida em colimador de 5mm de diâmetro, com capacidade de varredura de Sódio (Na) a Urânio (U), operando em atmosfera controlada e temperatura ambiente (25 °C ± 2 °C).

4.2.4 Espectroscopia de infravermelho com Transformada de Fourier (FT-IR)

A determinação dos grupos funcionais presentes na biomassa foi realizada por meio da análise de espectroscopia na região do infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR), localizado no Laboratório de Catálise Organometálicas e Materiais da FCT-UNESP Câmpus Presidente Prudente. As medidas foram administradas em um intervalo de comprimento de onda de 200 a 4.000 cm⁻¹, com resolução de 0,5 cm⁻¹.

4.2.5 Determinação da área superficial (BET)

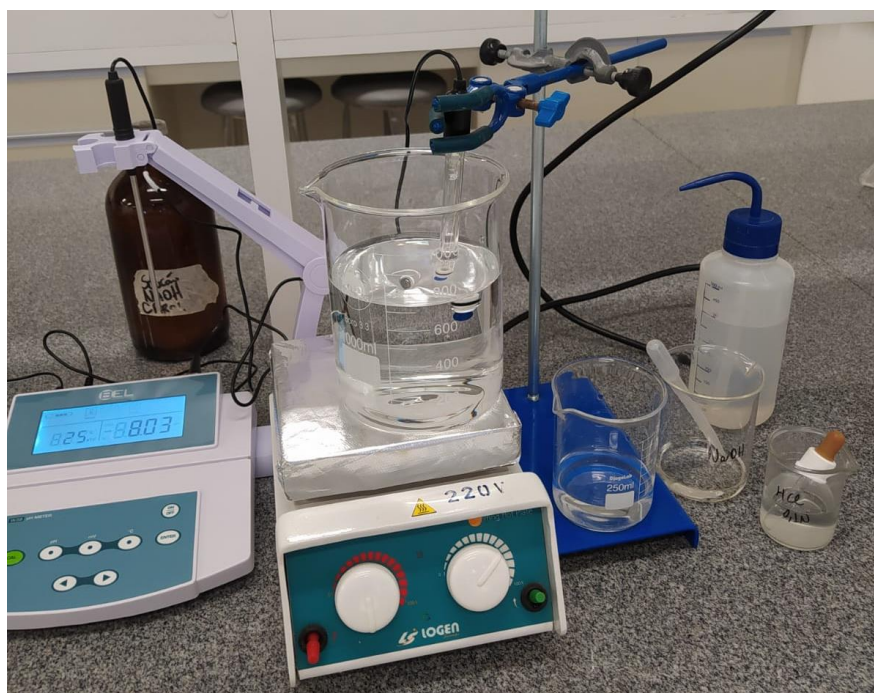
As propriedades superficiais das amostras foram avaliadas por isotermas de adsorção de nitrogênio à -195,5 °C usando um instrumento de fisissorção automático ASAP2020 Plus

(Micromeritics, Norcross, GA, EUA) na faixa de pressões relativas (P/P_0) de 0 a 0,995. Antes das medidas, todas as amostras foram submetidas a pré-tratamento a 300 °C por 12 h para eliminação de voláteis, até obtenção de vácuo de 10 μm Torr no frasco porta-amostra. A área superficial específica (S_{BET}) foi determinada pelo método BET (Brunauer-Emmett-Teller) usando dados de adsorção na faixa P/P_0 de 0,05 a 0,30. O diâmetro médio de poros (d_p) foi calculado método BJH (Barrett-Joyner-Halenda) ($d_p = 4V_p/S_{\text{BET}}$, onde V_p é o volume total de poros). O volume total de poros foi calculado pela conversão da quantidade de gás N_2 adsorvido a P/P_0 de 0,995 para o volume do adsorvato líquido.

4.2.6 pH-PCZ – Ponto de carga zero

A fim de analisar a carga da superfície da biomassa seca, inicialmente 0,05 g do material seco foi inserido em aproximadamente 50 mL de solução aquosa sob diferentes condições de pH inicial, variando de 2 a 12. Verificou-se o pH inicial e após o equilíbrio da solução identificou-se o pH final. As soluções com pH em ácidos foram realizadas partindo de diluições de HCl 1 mol L^{-1} e as de pH alcalinos, por meio de diluições da solução de NaOH 1 mol L^{-1} .

Figura 13 – Análise pH-PCZ



Fonte: própria autora.

4.2.7 Potencial Zeta

A carga da superfície da biomassa fúngica também foi analisada por potencial zeta em analisador Malvern Panalytical (DLS ZP, nano ZS90). Antes da medição a biomassa foi dispersada em água, mantendo o material em suspensão. A análise foi conduzida a temperatura ambiente (25 °C) e em pH 7.

4.3 Ensaios de adsorção

4.3.1 Preparo das soluções aquosas

Os efluentes foram preparados conforme necessidade, em volume apropriado, partindo de solução padronizada (Specsol[®]) de cada poluente. Os efluentes tiveram pH corrigidos para o valor determinado em ensaio pH-PCz e avaliação usando o *software* Hidrya Medusa, para verificação da formação de precipitado de níquel e chumbo. E por fim, definindo três condições de pH para tratamento.

Para execução dos ensaios experimentais foram utilizadas diferentes dosagens partindo de solução padrão 1.000 mg. L⁻¹ de níquel e chumbo para o estudo desses íons. As soluções aquosas foram preparadas nas seguintes concentrações: 0,5; 1,0 e 2,0 mg.L⁻¹. Os ensaios de adsorção ocorreram em batelada e em duplicata visando obter informações importantes sobre os fenômenos adsorptivos para níquel e chumbo e obter perspectivas para escalonamento do processo.

4.3.2 Tratamento de adsorção preliminar

Os testes de adsorção preliminar foram realizados em duplicatas, com 50 mL de solução aquosa contendo Ni²⁺ ou Pb²⁺. As amostras foram agitadas em estufa Shaker a 180 rpm por 24h, em três concentrações diferentes 0,5; 1,0 e 2,0 mg. L⁻¹. Durante os testes, foram avaliados três parâmetros: pH, temperatura e massa do adsorvente. Inicialmente, o efeito do pH foi avaliado determinando a capacidade de adsorção (Equação 11) e a eficiência de remoção (Equação 12) da biomassa, durante o tratamento das soluções de íons em pH 4,5, 5,5 e 6,5, a uma temperatura 25 °C, utilizando 0,05 g de material. Em seguida, a massa do biossorvente foi investigada, variando entre 0,01 g e 0,05 g, mantendo em temperatura ambiente e pH constante. Por fim, o

efeito da temperatura foi avaliado, variando de 20 °C, 25 °C e 30 °C, nas melhores condições de pH e massa da biomassa fúngica.

Após os tratamentos as amostras foram filtradas e digeridas em solução nitro-perclórica (3:1) e novamente filtradas em filtro qualitativo, conforme recomendações de APHA (1998) Para determinação da concentração final após o tratamento, as amostras foram analisadas no Espectrofotômetro de Absorção Atômica (PerkinElmer – AA200), operando com acetileno (95 kPa) e ar (495 kPa) e taxa de fluxo de injeção de 3–5 mL min⁻¹. A garantia e controle de qualidade foram mantidos de acordo com as condições exigidas e com a precisão do método descrito no manual do equipamento para a determinação dos metais de interesse, apresentado na Tabela 2. O zero foi acertado com prova em branco (água destilada) e a curva de calibração foi determinada conforme a sensibilidade de cada método.

Tabela 2 – Condições de operação da espectroscopia de absorção atômica para detecção de íons Níquel e Chumbo

Íon metálico	Comprimento de onda (nm)	Variação da curva linear (ppm)	Coefficiente de correlação
Ni ²⁺	232.0	0.14 – 7.00	0.98 – 0.99
Pb ²⁺	283.3	0.45 – 20.00	0,98 – 0.99

Fonte: própria autora.

A quantidade máxima adsorvida (q – mg/g), também chamada de taxa de adsorção ou capacidade de adsorção, foi calculada de acordo com a Equação 10. A eficiência do tratamento (E %) foi determinada pela Equação 11.

$$q \left(\frac{mg}{g} \right) = \frac{(C_0 - C_e)}{m} \cdot V \quad (11)$$

$$E(\%) = \frac{(C_0 - C_f)}{C_0} \cdot 100 \quad (12)$$

Em que:

C_0 : concentração inicial do soluto (mg.L⁻¹);

C_e : concentração final do soluto no equilíbrio (mg.L⁻¹);

C_f : concentração final na solução tratada (mg.g⁻¹);

q : quantidade adsorvida por massa de adsorvente (mg.g⁻¹);

V : volume da solução (L);

m : massa do adsorvente seco (g);

E: Eficiência de remoção (%).

Os resultados dos ensaios foram avaliados à luz dos limites estabelecidos pela normativa nacional para lançamento de efluentes em corpos receptores (CONAMA 430/2011), com observação para as diretrizes estaduais para limites mais restritivos, estabelecida pela CETESB, por meio da Decisão de Diretoria (DD) n° 195/2005/P.

4.3.3 Ajuste dos dados experimentais aos modelos de equilíbrio

4.3.3.1 Cinética de adsorção

A cinética de adsorção descreve a taxa de absorção do soluto na interface sólido-solução e fornece informações valiosas sobre as vias e mecanismos de reação. Os ensaios cinéticos foram realizados de acordo com os resultados obtidos nos ensaios de adsorção preliminar para os efluentes contendo Níquel e Chumbo.

Os ensaios cinéticos seguiram os parâmetros descritos na seção 4.3.2, utilizando 0,05 g de biomassa fúngica, e solução aquosas de íons Ni^{2+} e Pb^{2+} em concentração inicial $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ variando seu tempo de contato de 5 a 1.440 minutos. Para não ocorrer variação de volume durante o tratamento, os ensaios foram realizados de forma individual e em duplicata. Após o período pré-estabelecidos as amostras foram filtradas e digeridas em solução nitro-perclórica (3:1) e novamente filtradas em filtro qualitativo, conforme recomendações de APHA (1998). Para determinação da concentração final após o tratamento, as amostras foram analisadas no Espectrofotômetro de Absorção Atômica (PerkinElmer – AA200) nas condições exigidas para a determinação dos metais de interesse. Os testes cinéticos, estabeleceu o tempo de equilíbrio de bioadsorção para cada íon metálico. Ainda, os ajustes dos modelos cinéticos aos dados experimentais foram avaliados usando o software OriginPro® 8.5, aplicando os modelos de Langergren (pseudo-primeira-ordem) (Equação 5) e o modelo de Ho-Mckay (pseudo-segunda-ordem) (Equação 6) e modelo de Zeldowitsh (Elovich) (Equação 7).

4.3.3.2 Isotermas de adsorção

A isoterma de adsorção foi avaliada realizando experimentos de adsorção em bateladas a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ utilizando 0,05 g de biomassa fúngica, volume de soluções 50 mL e concentrações iniciais de íons Ni^{2+} e Pb^{2+} variando de 0,1 a 50 mg.L^{-1} . A obtenção das isotermas indicaram a capacidade máxima de adsorção dos poluentes pelos adsorventes em diferentes concentrações

do poluente, permitindo comparação. A identificação entre os dados experimentais e os valores do modelo calculado foi expressa pelo valor do coeficiente de determinação (R^2). O valor relativamente elevado R^2 indicou o modelo que segue com sucesso a cinética ou isoterma de adsorção para os efluentes em estudo. Para determinação dos ajustes isotérmicos foram utilizados o *software* OriginPro 8.5. O ajuste dos modelos de isoterma aos dados experimentais foi realizado considerando as equações de Langmuir (Equação 1), Freundlich (Equação 3) e Redlich-Peterson (Equação 4).

4.3.3.3 Estudo termodinâmico

A partir do teste termodinâmicos foi possível identificar informações sobre a espontaneidade do processo adsorptivo e a quantidade mínima de energia cinética necessária para a reação ocorrer. Por meio da equação linearizada de Arrhenius foi realizado a interpretação da relação existente entre a constante de velocidade de reação e a temperatura (Equação 8). A variação de energia de Gibbs (ΔG°), entalpia (ΔH°) e entropia (ΔS°) foram determinadas a partir dos dados de equilíbrio, considerando as temperaturas de 20 °C, 25 °C e 30 °C. A relação entre a constante de adsorção (K) e a temperatura (T) foi determinada pela equação de Van't Hoff (Equação 9). A inclinação e a interceptação de $\ln K$ versus $1/T$ foi usada para determinar os valores de ΔH° e ΔS° e então, ΔG° foi calculado pela Equação 9.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Produção da biomassa

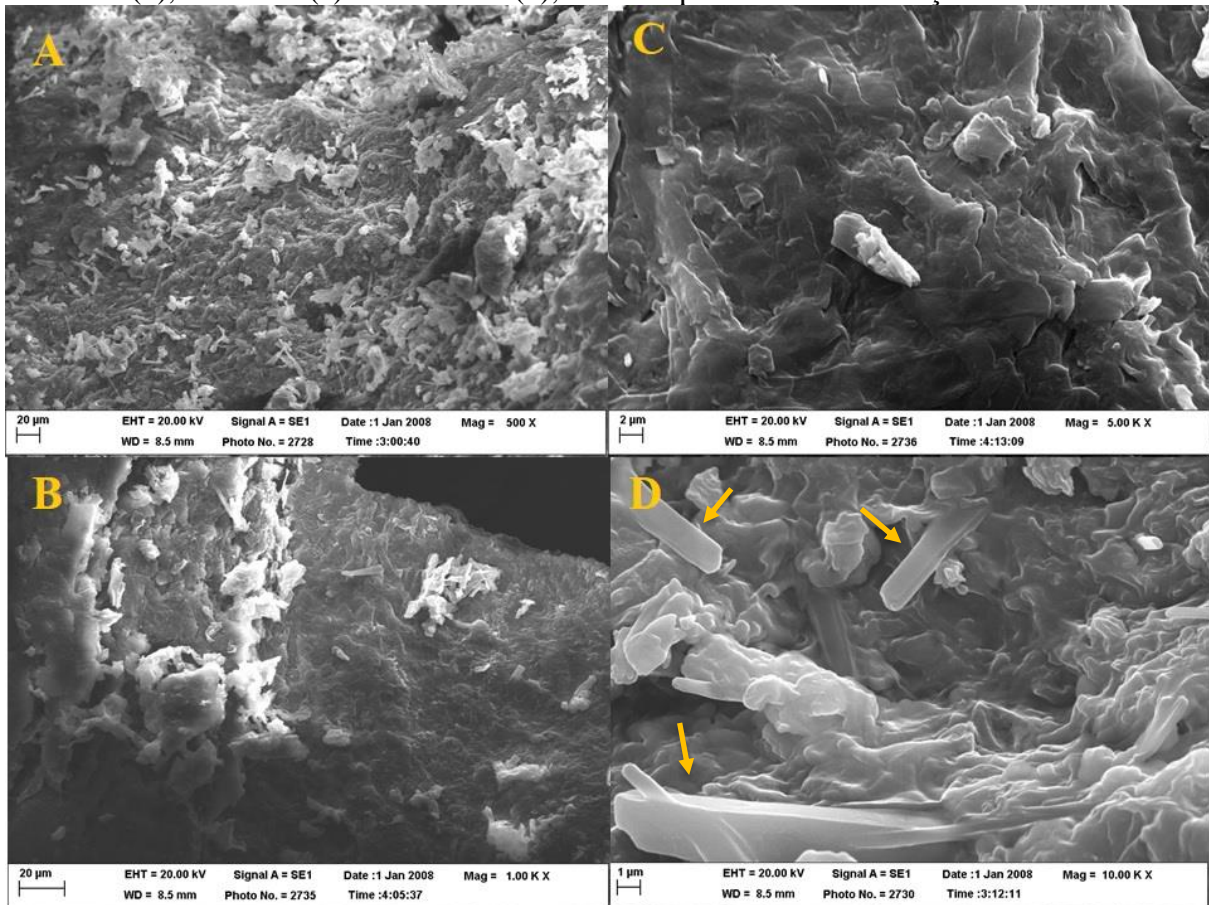
Após sucessivos cultivos submersos do fungo *Fusarium* sp., foram obtidos 110 g de biomassa fúngica seca para serem utilizados na caracterização físico-química do material, realização de ensaios preliminares de adsorção e estudos cinéticos, isotérmicos e termodinâmicos. Essa quantidade significativa de biomassa fúngica permite uma ampla análise e investigação das propriedades e capacidades de adsorção do material, visando compreender melhor seu potencial e aplicação em processos de remoção de íons metálicos.

5.2 Caracterização do material

5.2.1 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A morfologia da superfície da biomassa seca do fungo *Fusarium* sp., estudada por microscopia eletrônica de varredura, está apresentada na Figura 15.

Figura 14 – Microscopias da biomassa fúngica seca em estufa com ampliação de 500X (a), 1000K X (b), 5000K X (c) e 10000K X (d), antes do processo de bioissorção dos íons metálicos



Fonte: própria autora.

Nota: Rompimento das hifas do fungo *Fusarium* sp.

De modo geral, ao verificar as imagens (Figura 15 a e b) com ampliação de 500x e 1000x respectivamente, percebe-se a natureza assimétrica do material, superfície rugosa, contendo espaços e reentrâncias. Essas propriedades são essenciais e desejáveis para proporcionar maior área superficial e facilitar a ligação do metal a superfície do adsorvente. (Xie *et al.*, 2013). Abdel-Gail *et al.* (2018) analisaram por microscopia eletrônica a biomassa de uma cepa de *Fusarium oxysporium* para bioissorção de cobre e chumbo, e observaram a presença de rachaduras e reentrâncias na superfície do material, mostrando a possibilidade de sorção dos metais.

Na Figura 15 (c) nota-se que o material possui uma estrutura de superfície pequena. Enquanto a, Figura 15 (d) apresenta alta rugosidade e presença de pequenas hifas rompidas, possivelmente quebradas durante o processo de inativação da biomassa (secagem). O trabalho realizado por Akinkunmi *et al.* (2015) descreveu a superfície da biomassa seca de *Fusarium equiset* como rugosa e indicou que esse material fúngico consegue adsorver chumbo de soluções aquosas, formando precipitados insolúveis na parede celular, dentro da matriz do micélio do fungo. Portanto, a partir dos resultados de microscopia encontrado e comparados com a

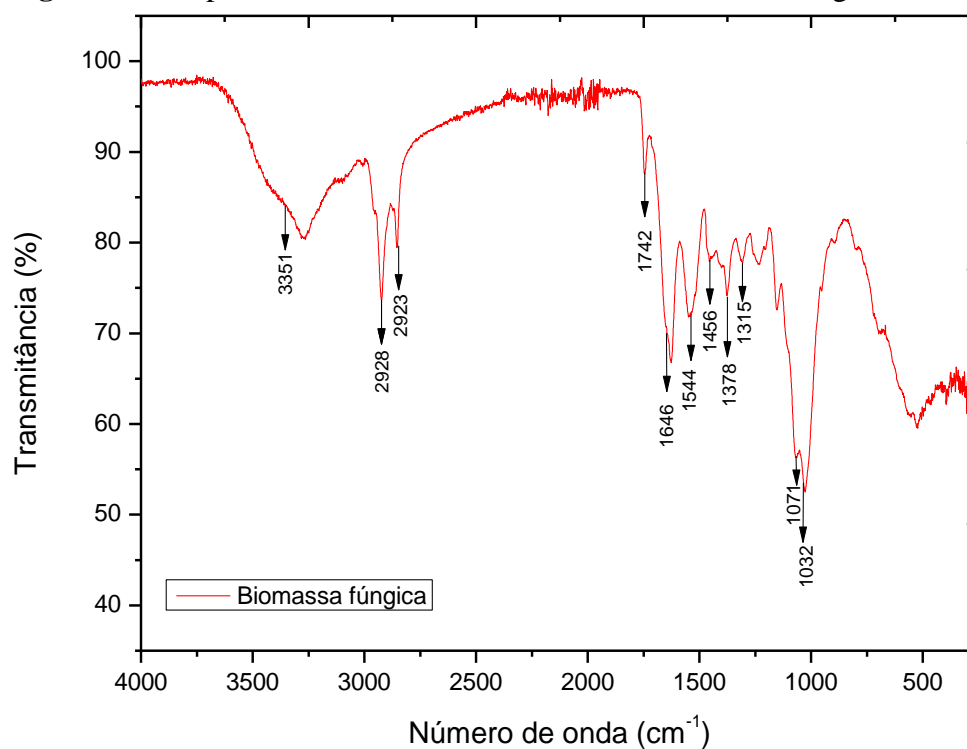
literatura, pode-se dizer que a cepa de *Fusarium* sp também possui um perfil morfológico favorável para adsorção de íons metálicos.

5.2.2 Espectroscopia de infravermelho com Transformada de Fourier (FT-IR)

A análise realizada por FT-IR realizada com a biomassa fúngica obtida nos cultivos *in vitro* apresentou uma composição complexa (Figura 16), constituídas por vários tipos de macromoléculas, incluindo quitina, mananas, proteínas, glucanas, lipídios e pigmentos, o que demonstra principalmente a presença de parede celular no material.

Os polissacarídeos são os principais componentes dessa estrutura, representando cerca de 90% da constituição total da parede. Esses compostos orgânicos possuem vários sítios ionizáveis, que influenciam na capacidade de adsorção de metais pelas paredes celulares fúngicas incluindo grupos carboxila (COOH) e hidroxila (OH) em ácidos urônicos e proteínas, grupos sulfidríla (SH) e ligantes contendo nitrogênio em proteínas, quitina e quitosana, e grupos de fosfato (PO₄)³⁻ (El-Sayed e El-Sayed, 2020a; Shamim, 2018).

Figura 15 – Espectro de infravermelho da biomassa seca do fungo *Fusarium* sp.



Fonte: própria autora.

No Quadro 4 estão apresentados os principais grupos funcionais identificados na análise de FT-IR para a biomassa do *Fusarium* sp. A partir da Figura 16 e o Quadro 4 nota-se que os

picos identificados são característicos da parede celular fúngica, em virtude da presença de bandas de grupos funcionais como: polissacarídeos, grupos hidroxilados, carboxilados e amidados responsáveis pela biossorção de metais pesados em solução (Costa Sá; Orlanda, 2015).

A banda extensa e forte em 3.351 cm^{-1} é atribuída ao estiramento simétrico da ligação N-H. Long *et al.* (2019), associaram esse resultado às vibrações de estiramento simétrico OH e/ou NH_2 dos grupos hidroxila ou amino livres. A presença desse grupo funcional pode estar associada à estrutura da quitina. Ainda, Xiangliang; Jianlong; Daoyong, (2005) relatam que o intervalo de 3.000 a 3.700 cm^{-1} indica à ligação $-\text{OH}$ da glicose e alongamento de $-\text{NH}$ de proteínas presente na parede celular.

A banda de 2.928 cm^{-1} é referente ao alongamento vibracional da ligação C-H de ácidos graxos contidos nos fosfolipídios da membrana de fungos filamentosos (Gu *et al.*, 2015; Hipólito *et al.*, 2020; Xie *et al.*, 2013). O pico em 1.743 cm^{-1} está associado ao estiramento da ligação C=O dos ácidos carboxílicos. A banda em 1.646 pode ser associado a uma vibração de alongamento do grupo carboxila. El-Sayed e El-Sayed, (2020b) justificam esse resultado ao modo de estiramento C=O de grupos carbonila em ésteres, álcool, éteres e ácidos carboxílicos. Os picos 1.071 e 1.315 cm^{-1} refere-se ao estiramento da ligação C-N, de frações de proteínas. A banda em 1.032 cm^{-1} indica a presença de P-O alquil (compostos de fósforo) de polissacarídeos (Gu *et al.*, 2015). Por fim, as bandas em 1.646 e 1.544 cm^{-1} corresponde aos resultados encontrados por Gu *et al.* (2015) para o grupo funcional amida I e II. Como previsto, a técnica de inativação da biomassa fúngica (secagem) não influenciou nos grupos funcionais da parede celular microbiana.

Quadro 4 – Bandas de absorção presentes na biomassa seca do fungo *Fusarium* sp;

Amostra	Molécula	Grupo Funcional	Intervalo da banda (cm ⁻¹) da biomassa seca do <i>Fusarium</i> sp	Tipo de ligação	Intervalo da banda (cm ⁻¹) nas Referência		
					Gu <i>et al.</i> , (2015)	Long <i>et al.</i> , (2019)	El-Sayed e El-Sayed (2020a)
Biomassa fúngica	Polissacarídeo		1.032	Estiramento P-O	1.035		1.031
	Proteínas		1.071 e 1.315	Estiramento -CN	1.074 e 1.313		1.075 e 1.318
	Ácidos carboxílicos		1.646	Alongamento (-C=O)		1.645	1.641
			2.928	Alongamento C-H	2.298	2.924	2.924
			1.743	Estiramento C=O	1.740	-	1.745
		Amino	3.351	Estiramento simétrico N-H	3.359	3.352	
		Amida	1.539	Deformação	1.647 e 1.546		1.547

Fonte: própria autora.

5.2.3 Determinação da superfície específica: Método BET

Em termos de área superficial, o diâmetro médio do poro e volume total do poro estão apresentados no Quadro 5. Pode-se observar pelos dados obtidos que o material analisado possui uma área superficial (S_{BET}) de $0,823 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, volume total de poro (V_p) de $0,00779 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ e diâmetro de poro (d_p) de $37,86 \text{ nm}$.

Quadro 5 – Área superficial, volume dos microporos e volume total dos poros da biomassa do *Fusarium sp.*

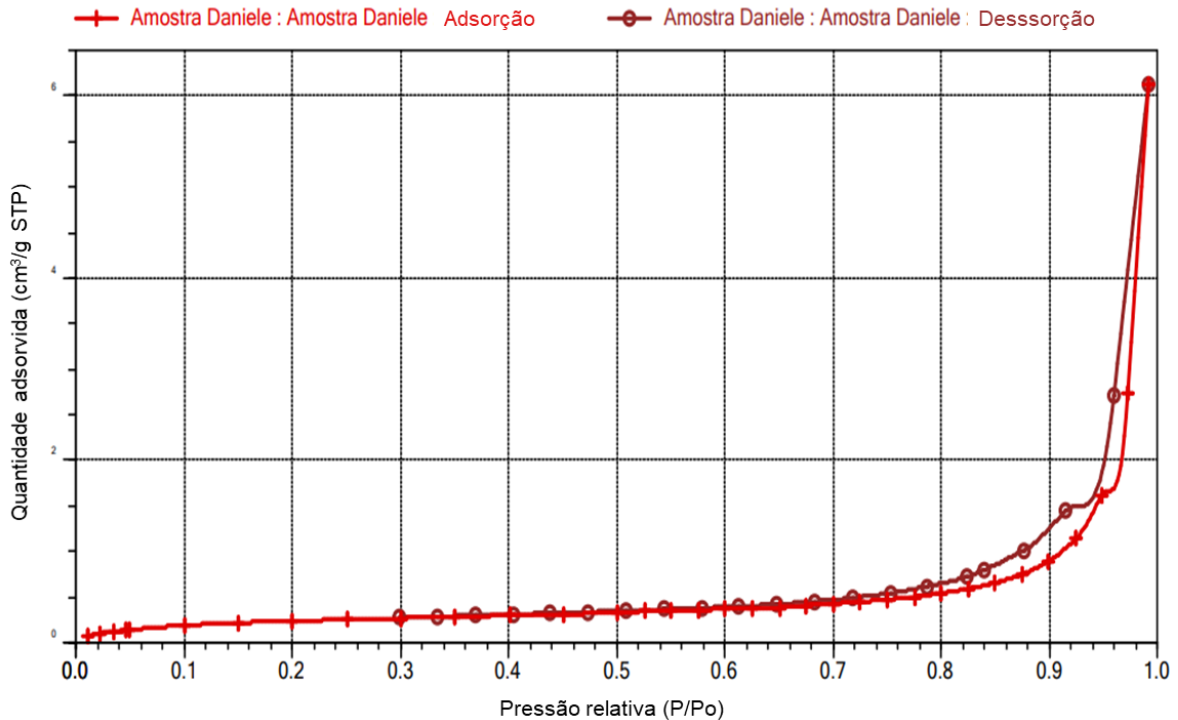
Amostras	$S_{BET} (\text{m}^2 \text{ g}^{-1})^a$	$V_p (\text{cm}^3 \text{ g}^{-1})^b$	$d_p (\text{nm})$
Biomassa <i>Fusarium sp</i>	0,823	0,00779	37,86

Fonte: própria autora.

O estudo desenvolvido por Rozman *et al.* (2020), com biomassa do fungo *Ganoderma lucidum* para bioissorção de íons metálicos, encontrou valores de área superficial igual a $0,84 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$. Nota-se que o resultado encontrado é numericamente próximo em relação ao resultado encontrado no presente estudo. Drumm *et al.* (2019) obtiveram valores $0,24 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$. Segundo Worch, (2012), a área encontrada para esse tipo de material é relativamente pequena comparado com adsorventes de engenharia, que apresentam alta porosidade e, conseqüentemente, maior área superficial.

A isoterma de adsorção e dessorção do gás nitrogênio (N_2) em temperatura constante estão apresentadas na Figura 17. O gráfico obtido pela análise BET proporciona dados específicos da caracterização, além de fornecer a quantidade de gás adsorvido pelo seu volume, em temperatura e pressões determinadas, pela pressão relativa. É possível verificar que o perfil da isoterma encontrada para biomassa fúngica (Figura 17) em N_2 é semelhante a isoterma tipo II, de acordo com a classificação da IUPAC, típica de materiais não poroso ou macroporoso. Ainda, segundo IUPAC, esse tipo de isoterma é característico de adsorventes com pequena área superficial ($< 1 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$), e representa a adsorção em mono e multicamadas (Pasta *et al.*, 2022).

Figura 16 – Isoterma de adsorção/dessorção de N₂ para a biomassa do fungo *Fusarium* sp.

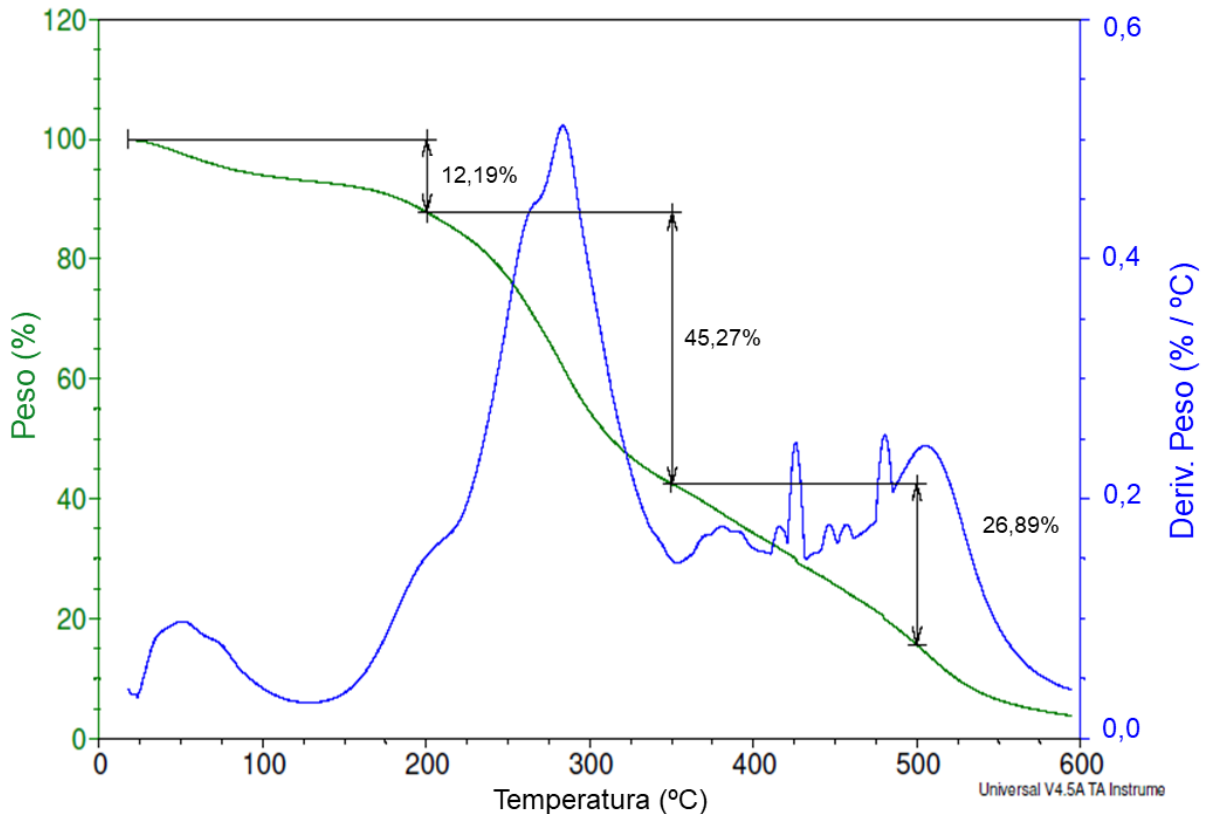


O raio iônico e o tamanho de poro estão diretamente relacionados quando se trata de adsorção em materiais porosos. O tamanho do poro pode influenciar a capacidade e a seletividade de adsorção, enquanto o raio iônico pode afetar a capacidade de acesso aos poros. Para o íon Pb²⁺, o raio iônico é de 0,132 nm, e para o íon Ni²⁺, é de 0,078 nm (Atkins; Jones; Laverman, 2018). Esses valores estão abaixo do diâmetro de poro determinado pela análise BET ($d_p = 37,86$ nm), indicando que esses íons podem acessar livremente os poros do material adsorvente e conseqüentemente proporcionar maior capacidade de adsorção. Portanto, a biomassa apresenta características de áreas superficiais interessantes e favoráveis para o processo de adsorção de níquel e o chumbo.

5.2.4 Termogravimetria (TGA)

A grande parte das espécies de fungos filamentosos possui tolerância limitada ao calor, e seus conídios são sensíveis a altas temperaturas. Além disso, eles são capazes de resistir às temperaturas de pasteurização, isso por conta da sua característica de produção de esporos, denominado ascósporos (Madigan *et al.*, 2016). A biomassa do *Fusarium* sp. foi analisada por TGA conforme ilustrado na Figura 18.

Figura 17 – Curva de aquecimento térmico para biomassa fúngica seca (*Fusarium* sp)



Fonte: própria autora.

A partir da Figura 18, observou-se que houve a perda de massa em três fases, o que sugere que a amostra possui mais de um componente, com diferentes temperaturas de degradação. A primeira fase varia entre 25 °C e 200 °C, está relacionada a eliminação da água fisiorvidas de cristalização e coordenadas presente na biomassa do *Fusarium* sp. Esta fase mostra 12,19 % de perda de peso. A segunda fase apresentou a maior perca de massa totalizando 45,27 % em temperaturas entre 200 °C e 350 °C, devido a degradação de lipídeos totais. O último estágio inicia-se em 350 °C e continua até 500 °C. Esta fase apresenta que 26,89 % de perda de peso corresponde a decomposição da estrutura de polissacarídeos. Totalizando uma perda de massa referente a 84,35 %.

Abdel-Galil *et al.* (2018) analisaram uma cepa do fungo *Fusarium oxysporum*, na qual obteve-se resultado semelhante ao presente trabalho. Os autores supracitados observaram que o fungo *F. oxysporum* passa por três estágios distintos durante a análise térmica. Na primeira fase, ocorre variação de temperatura entre 31 °C e 266 °C, associada à perda de água, representando perda de peso de 10,23 %. Na faixa de temperatura de 266 °C a 378 °C, ocorre perda de peso significativa de 38,29 %, devido à degradação intensa dos lipídios totais. O estágio final

de perda de peso inicia-se em 378 °C e continua até 800 °C, revelando perda de peso adicional de 37,36 %, correspondente à decomposição em massa da estrutura polissacarídica.

Andrade *et al.* (2018) realizaram o estudo termogravimétrico com macroalga *Chlamydomonas reinhardtii*, e os resultados obtidos sugeriram que a maior parte da umidade seria removida entre 100 °C e 200 °C. Ainda os autores relatam que carboidratos (hemicelulose e celulose) e proteínas, começam a se decompor em temperaturas entre 190 °C - 430 °C, enquanto os lipídeos associados a ácidos graxos se degradam em faixas de temperatura mais elevadas, entre 430 °C e 520 °C, respectivamente. Resultados acima de 520 °C ocorre a degradação de matéria carbônea do resíduo sólido. Os autores ainda ressaltam que após 750 °C, metais voláteis podem se degradar e carbonatos podem se decompor.

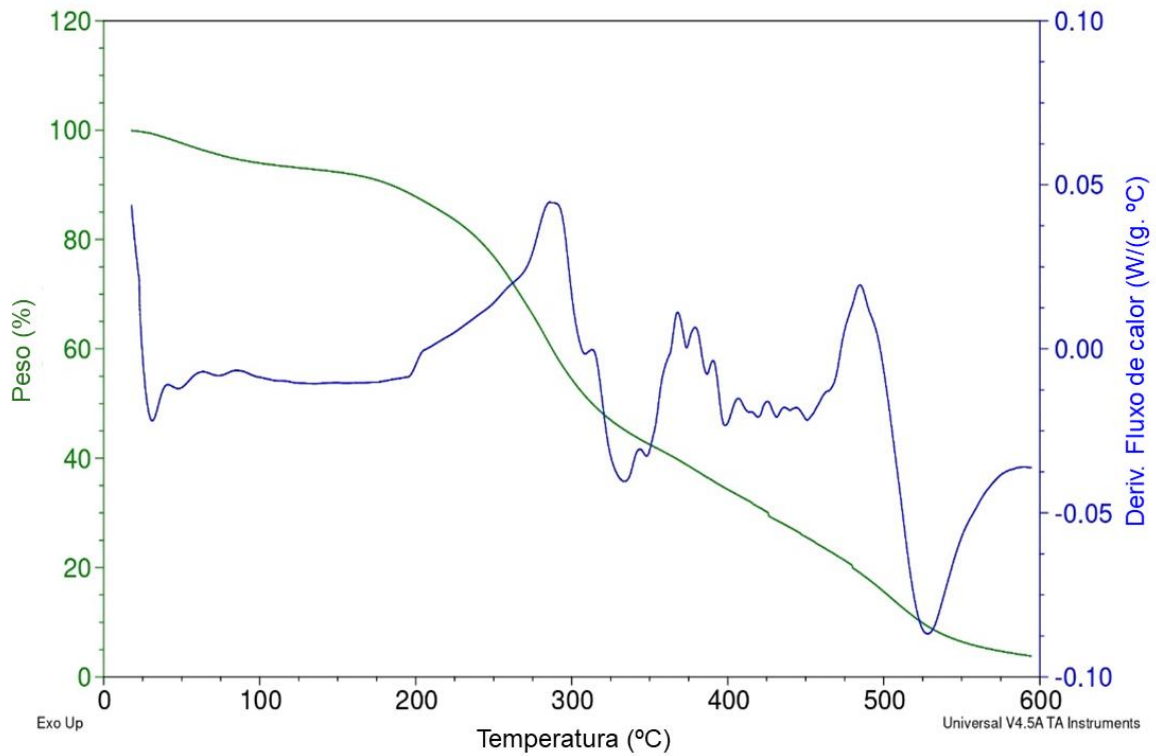
Por meio da Figura 19 e Tabela 3 é possível identificar os tipos de reações que ocorreram no processo de decomposição do material. Nota-se que a curva térmica diferencial apresenta três sinais negativos (ou a curva está voltada baixo, com resultados de temperatura menos que 0), tais resultados mostram que essas fases correspondem a transições endotérmicas, ou seja, a absorção de energia térmica (Luz, 2018). Durante as temperaturas de 25 °C a 125 °C verifica-se um comportamento platô, esta ação aponta que, após a retirada da molécula de água, ocorreu a estabilização térmica da estrutura nesse intervalo de tempo. Por fim, verifica-se que o material possui quatro fases com sinais positivos. Este comportamento indica que nesses intervalos de temperatura a transformação é exotérmica, ocorrendo a liberação de energia térmica.

Tabela 3 – Processos termoquímicos para biomassa do *Fusarium* sp em diferentes intervalos de temperatura

Processos	Fase	Intervalo de temperatura (°C)
Endotérmico	1	25 a 200
	2	215 a 365
	3	510 a 550
Exotérmico	1	215 a 300
	2	365 a 375
	3	375 a 387
	4	475 a 500

Fonte: própria autora.

Figura 18 – Curva de aquecimento térmico em função da derivada do fluxo de calor



Fonte: própria autora.

5.2.5 Espectrofotômetro de Fluorescência de Raio-X (FRX)

Os resultados da análise do FRX estão apresentados na Tabela 4, em porcentagem dos elementos químicos mais estáveis.

Tabela 4 – Composição química (%) da biomassa do *Fusarium* sp.

Elemento	Número atômico	(%)
K	39,098	46,548
P	30,974	20,243
S	32,060	16,301
Ca	40,078	6,304
Si	28,085	3,905
Zn	65,380	2,899
Fe	55,845	2,199

Fonte: própria autora.

A partir dos dados obtidos observa-se que os principais elementos constituintes do material fúngico são: potássio (K), fósforo (P), enxofre (S), cálcio (Ca), silício (Si), zinco (Zn) e ferro (Fe). A predominância desses elementos químicos pode estar associada ao metabolismo, genética e estrutura do organismo. Íons como potássio, magnésio, cálcio e fosfato (HPO_4^{2-}) são necessários para manter os fluxos metabólicos constantes independentemente das variações ambientais (Espósito; Azevedo, 2004). Ainda, segundo os autores esses compostos mantêm o balanço osmótico entre as células e o meio e participam da transferência de energia nos processos de respiração celular até a formação de ATP.

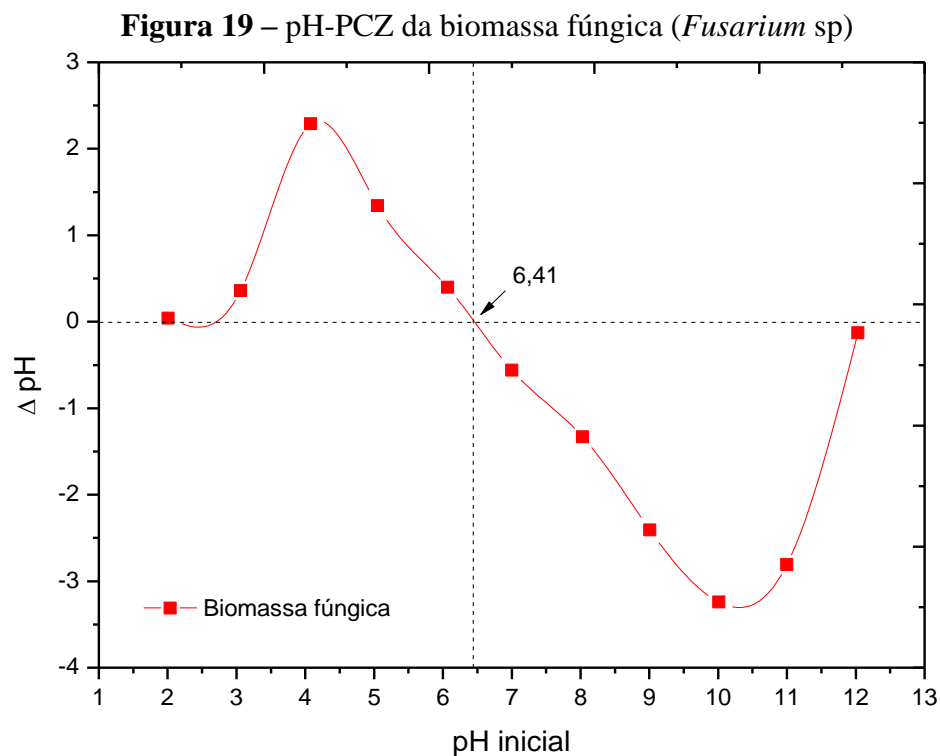
A alta porcentagem de potássio presente na amostra, pode estar relacionado ao transporte de substâncias nas células (Madigan *et al.*, 2016). Os elementos fósforo e enxofre podem ser justificados pela presença de proteínas, no qual possui em sua composição química diversos elementos, como carbono, hidrogênio, oxigênio, fósforo, enxofre, distribuídos em grupos funcionais como os do ácido carboxílico (Espósito; Azevedo, 2004). Além disso, o fósforo está associado a manutenção da homeostase interna, (tamponamento celular), assim como para a produção de ATP (Lehnhnger; Nelson; Cox, 2014).

Já a presença de cálcio pode ser justificada, pois esse elemento atua como ativador das células fúngicas. Por fim, o zinco e o ferro em concentrações adequadas são essenciais para o

desenvolvimento de fungos filamentosos (Espósito e Azevedo, 2004). Segundo o estudo proposto por Watterson, (1904) pequenas quantidades de sulfato de zinco, assim como de sulfato férrico, aumentam a taxa de crescimento e produção de dióxido de carbono pelos fungos *Aspergillus niger* e *Penicillium glaucum*. Os demais metais apresentaram uma porcentagem abaixo de 1%, sendo assim é possível considerá-los como residuais.

5.2.6 Potencial de Carga Zero (pH-PCZ) e Potencial Zeta (PZ)

A Figura 20 mostra o gráfico do pH final em função da valores iniciais de pH para biomassa seca do fungo *Fusarium* sp.



Fonte: própria autora.

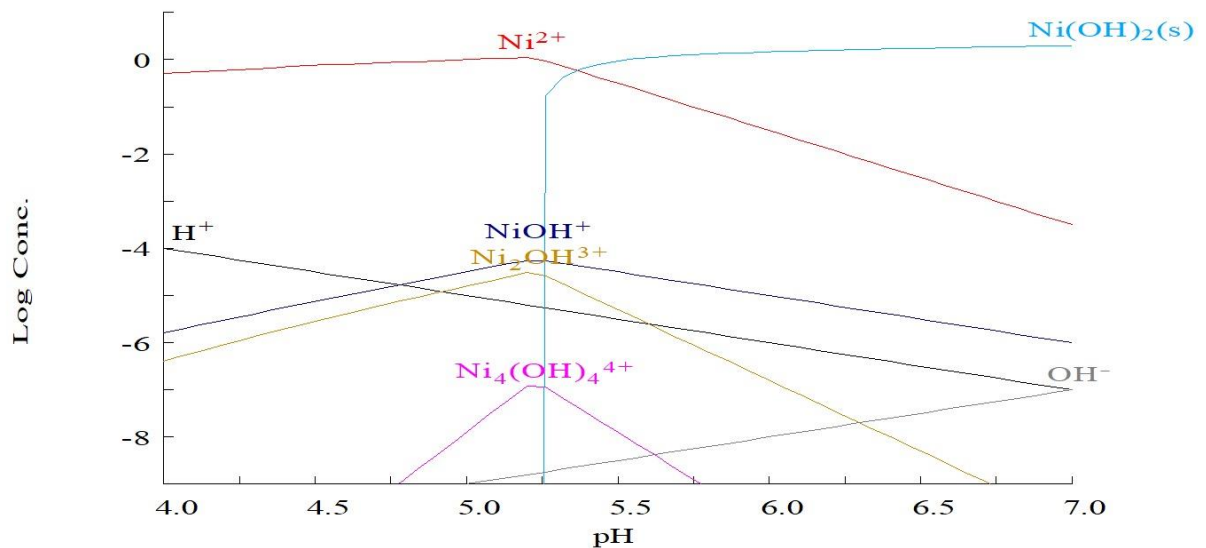
O pH-PCz corresponde ao valor na qual as superfícies dos adsorventes são neutras, sendo determinado por meio da média aritmética dos resultados constantes de pH encontrado experimentalmente depois do equilíbrio. Sendo assim, verifica-se na Figura 20 que o valor de pH-PCz para amostra analisada é de 6,41. Esse resultado indica que a carga neutra da superfície da biomassa é obtida em pH próximo a neutralidade. O valor encontrado para análise se mostra promissor, pois, de acordo com Rajiv Gandhi *et al.* (2011), no processo de adsorção de íons

metálicos (cátions), é preferível trabalhar em pH próximos a neutralidade (6-7), pois em pH ácidos, alguns íons podem disputar por sítios ativos, que são responsáveis pela ligação metal e adsorvente, enquanto em pH alcalinos, pode ocorrer a precipitação de íons metálicos.

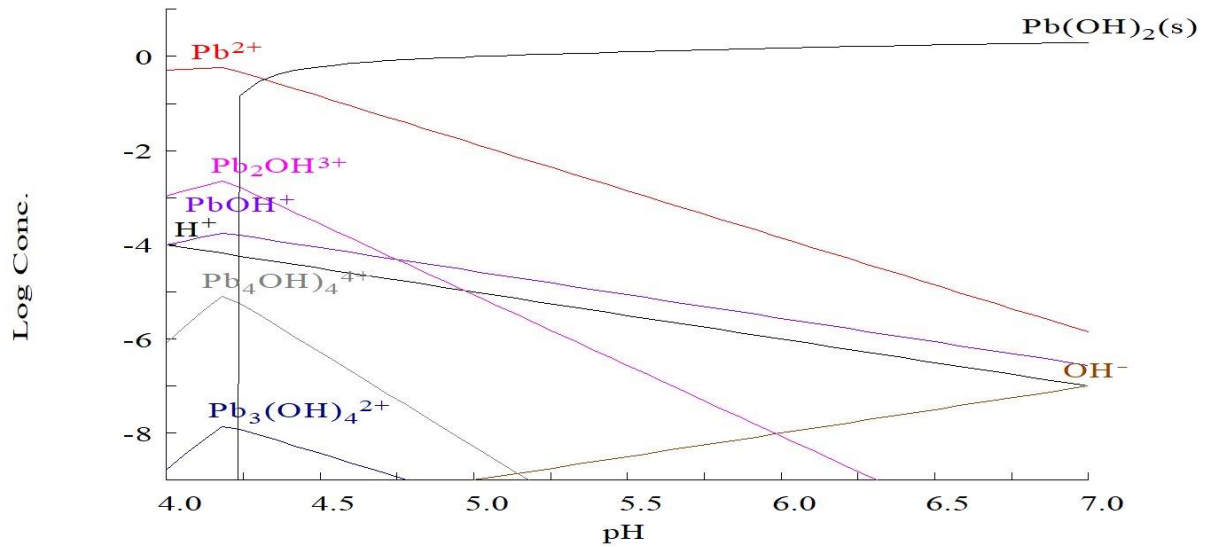
É interessante ressaltar que o crescimento de fungos, determinado pelo aumento de sua biomassa, ocorre normalmente entre pH 5-7 e alta umidade (Espósito e Azevedo, 2004), sendo que para o *Fusarium* sp, a maior taxa de biomassa foi obtida em pH 6 (Dominato, 2017). Portanto, o resultado obtido pH-PCz em pH6,41 mostra-se coerente com as características de produção da biomassa microbiana.

Há que ressaltar que no tratamento de efluentes contendo Ni (II) e Pb (II) por adsorção, a faixa de pH estabelecido pelo pH-PCz não se mostra interessante. Nessas condições, ocorre uma competição dos íons presentes em solução com íons OH⁻, possibilitando formar precipitados de chumbo e o níquel (Figuras 21 e 22, respectivamente). Nesses casos, a remoção dos metais seria observada, contudo o fenômeno não se mostra conclusivo. Assim, para os ensaios propostos preliminarmente, três valores de pH foram considerados: pH 4,5, pH 5,5 e pH 6,5.

Figura 20 – Especiação química para Níquel (II)



Fonte: Adaptado software Hidrya Medusa, (2024).

Figura 21 – Especiação química para Chumbo (II)

Fonte: Adaptado *software* Hidrya Medusa, (2024).

A análise do potencial Zeta foi realizada para avaliar a estabilidade e a carga superficial da biomassa seca do *Fusarium* sp em suspensão coloidal. O valor do potencial Zeta encontrado está ilustrado no Quadro 6. Como observado, o resultado mostrou que o valor do potencial zeta para o material em pH 7 é de -35,07 mV.

Quadro 6 – Resultados análise Potencial Zeta

Potencial Zeta (mV)	Desvio Zeta (mV)	Condutividade (S/m)
-35,07	8,01	0,0181

Fonte: própria autora.

No estudo realizado por Baszkin e Norde, (1999), os autores relatam que grande parte das células de bactérias são carregadas negativamente em pH neutro. Ainda, de acordo com Sankhla *et al.*, (2016), normalmente partículas com valores mais positivos e/ou negativos que ± 30 mV para potencial zeta são consideradas como formadoras de dispersões estáveis. Isto é devido à repulsão eletrostática entre as partículas. Nesse contexto, é possível afirmar que o material analisado é formador de dispersões estáveis.

Tal resultado pode ser justificado devido a composição da parede celular dos fungos filamentosos. Como citado nas seções anteriores, a parede celular do fungo analisado exibiu características doadoras de elétrons favorecendo a presença de grupos funcionais carregados

negativamente, incluindo grupos carboxílicos (-COOH), amino (-NH₂) de proteínas, fosfolipídios e polissacarídeos (Lin *et al.*, 2022). Segundo os autores supracitados, dependendo do valor de pH imposto, esses grupos ionizáveis podem ser protonados e desprotonados para criar cargas e potenciais na superfície do microrganismo. Dessa forma, sugere-se que grupos orgânicos como proteínas, aminoácidos e carboidratos podem atuar como moléculas tensoativas responsáveis pela estabilidade da superfície da biomassa fúngica.

A análise do potencial zeta para materiais compostos por células vivas como os fungos filamentosos são considerados mais complexos, comparado a partículas inerte, em que a fonte do potencial zeta é mais simples. Esse fenômeno pode ser explicado por meio de duas propriedades diferentes (Lavaisse *et al.*, 2019). A primeira abordagem está relacionada a rede tridimensional da parede celular composta por glicanos ramificados e a camada externa de manoproteínas expostas à água. A porção de glicana das manoproteínas consiste em oligossacarídeos neutros e ácidos contendo fosfatos de manose, na qual os grupos fosfato conferem uma carga líquida negativa à parede celular (Crispo *et al.*, 2016).

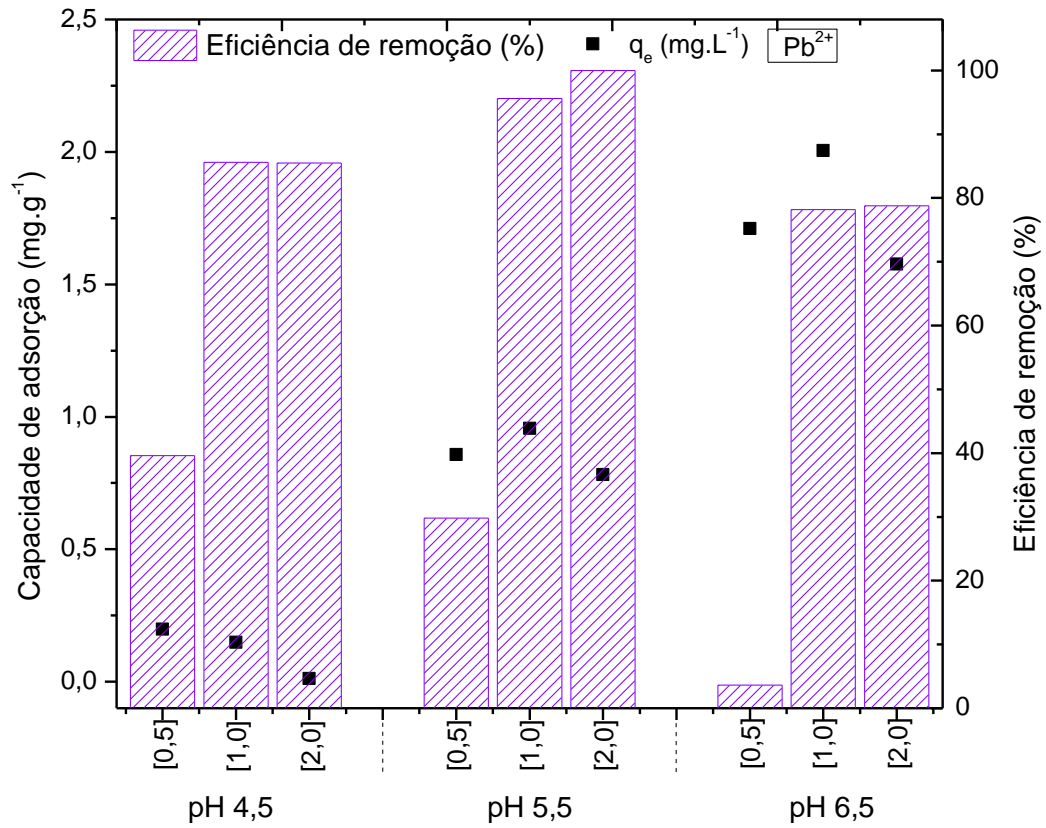
Já a segunda situação confere a modulação do potencial de superfície, associada à assimetria dinâmica dos lipídios na bicamada, aparentemente associada a alterações na razão fosfatidilcolina: fosfatidiletanolamina (PC:PE) e exposição cíclica de fosfolipídios aniônicos à superfície externa da membrana plasmática (Volkov, 2015). Portanto, conclui-se que os dados encontrados se mostram promissores para o processo de adsorção de íons metálicos, haja vista que, o material com potencial zeta negativo são resistentes a ânions tóxicos, mas sensíveis a cátions tóxicos, o que favorece a atração eletrostática entre o adsorvente e adsorbato.

5.3 Tratamento preliminar

5.3.1 Efeito do pH - Níquel e Chumbo

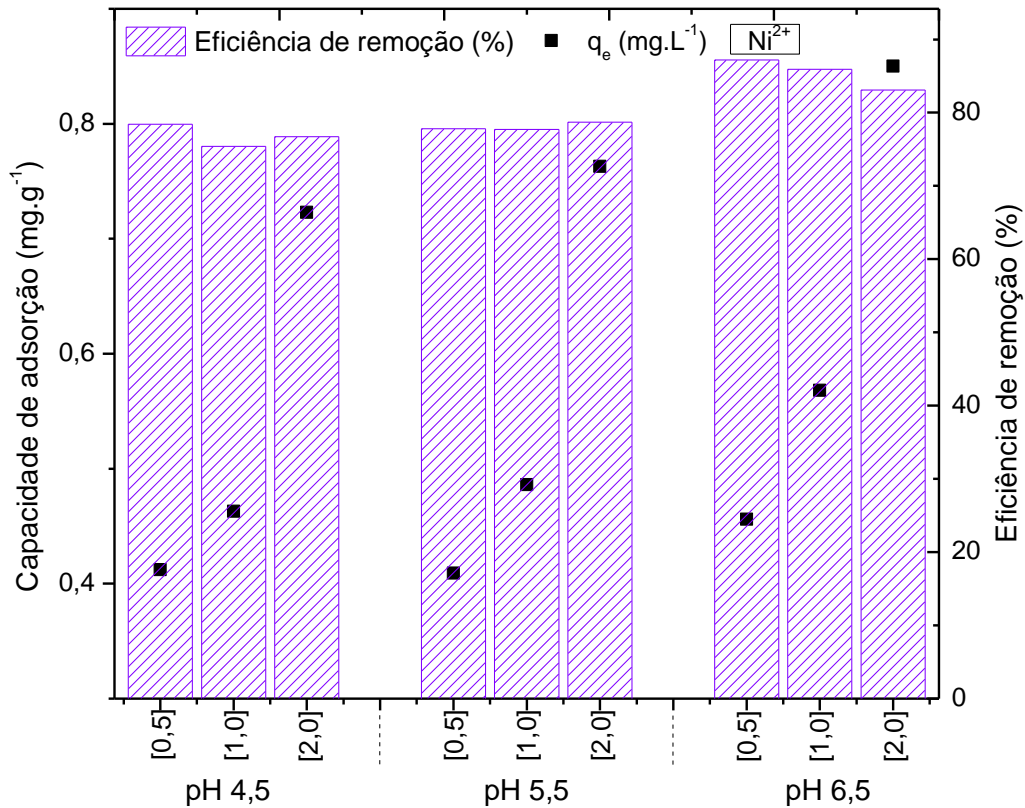
A análise dos dados apresentados nas Figuras 23 e 24 e Tabela 5 proporciona uma percepção sobre a capacidade de adsorção do material (mg g⁻¹) e a eficiência de remoção (%) de Níquel e Chumbo nas três concentrações consideradas.

Figura 22 – Capacidade de absorção (q_e – $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção de íons chumbo em diferentes pHs (4,5; 5,5 e 6,5). Experimento realizado a 25 °C, em concentrações iniciais de 0,5, 1,0 e 2,0 m.L^{-1} , aplicando 0,05 g de biosorvente, com tempo de contato de 1440 min



Fonte: própria autora.

Figura 23 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção de íons níquel em diferentes pHs (4,5; 5,5 e 6,5). Experimento realizado a 25 °C, em concentrações iniciais de 0,5, 1,0 e 2,0 $\text{m} \cdot \text{L}^{-1}$, aplicando 0,05 g de biosorvente, com tempo de contato de 1440 min



Fonte: própria autora.

Tabela 5 – Melhores condições (pH e concentração do efluente) para biossorção de íons níquel (II) e chumbo (II) a 25°C e suas respectivas capacidades de adsorção e eficiência de remoção

Íon metálico	pH	Concentração inicial em solução aquosa ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Concentração final em solução aquosa ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Capacidade de adsorção ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	Eficiência de remoção (%)
Ni^{2+}	6,5	0,5	0,064	0,456	87,20
Pb^{2+}	5,5	2,0	0,000	2,005	100,00

Fonte: própria autora.

Observa-se nas Figuras 23 e 24 que a capacidade de adsorção aumenta de forma correspondente ao aumento dos valores de pH, para ambos os metais. Isso pode estar relacionada a diminuição dos íons H^+ em solução, que favorece a formação de espécies de metais menos solúveis ou mais facilmente adsorvíveis. Além disso, pH mais altos facilitam a protonação de grupos funcionais que são extremamente importantes no processo de adsorção (Yang *et al.*, 2013; Long *et al.*, 2019).

Em relação à eficiência de remoção do íon chumbo (Figura 23), nota-se que concentrações mais elevadas resultaram em porcentagens de remoção mais alta. Esse resultado pode ser justificado pois, em concentrações mais elevadas do contaminante, há uma maior disponibilidade de íons para interagir com os sítios ativos presentes na estrutura do material, o que proporciona maior eficiência de remoção.

A melhor condição de processo ocorreu em pH 5,5 e concentração de 2,0 ppm, obtendo 100 % de remoção. Ao considerar os resultados relacionados ao íon níquel (Figura 24), houve semelhança quanto aos valores de retorno para os três pHs e concentrações, atingido aproximadamente 80 %. A máxima eficiência de remoção ocorreu em pH de 6,5 e concentração 0,5 ppm, resultando em 87,2 %.

Com o exposto, para íons Ni^{2+} , o pH 6,5 apresentou melhores resultados. Isso pode ser justificado devido a dois fatores paralelos: a precipitação, devido menor concentração de íons níquel e maior concentração de hidróxido de níquel, conforme a análise do *Hidra Medusa*. E adsorção, visto que a baixa concentração de íons H^+ em solução reduz a competição com Ni^{2+} pelos sítios ativos na biomassa fúngica (Kong *et al.*, 2014). No caso dos íons Pb (II), pH ácido (5,5) mostrou resultados superiores, provavelmente devido à elevada disponibilidade desses íons na solução. O efeito de remoção/ capacidade de adsorção observados em pHs acima de 5 não é confiável quanto a processo de adsorção, mas favorável quanto ao biossorvente. O que justifica a realização de ensaios subsequentes em pH 4,5.

Em condições de pH reduzido, a maioria dos sítios ativos presentes na parede celular dos fungos encontra-se protonado, resultando em uma carga positiva. Esse cenário limita a disponibilidade de sítios de ligação carregados negativamente na superfície da biomassa, levando a uma diminuição na eficácia do processo de biossorção (Abdel-Galil; Rizk; Mostafa, 2016). Por outro lado, em intervalos de pH mais elevados, a carga líquida da biomassa se torna predominantemente negativa, devido à desprotonação dos grupos previamente carregados positivamente. Isso resulta em aumento na disponibilidade de sítios de ligação com carga negativa na superfície da biomassa, o que conseqüentemente melhora a eficácia da biossorção (Abdel-Galil *et al.*, 2018; El Sayed; El-Sayed, 2020a).

Dessa forma, grupos funcionais como COOH e NH_3 passam por transformações, convertendo-se em COO⁻ e NH_2 , estabelecendo condições altamente propícias para a ocorrência de adsorção eletrostática. Tais resultados estão em consonância com as conclusões obtidas a partir da análise de (FT-IR) (Figura 15), na qual a presença desses grupos funcionais foi identificada. No entanto, em situações em que o pH se eleva de maneira acentuada, os íons metálicos tendem a formar complexos hidroxilados. Isso foi observado na análise realizada no *Hydra*

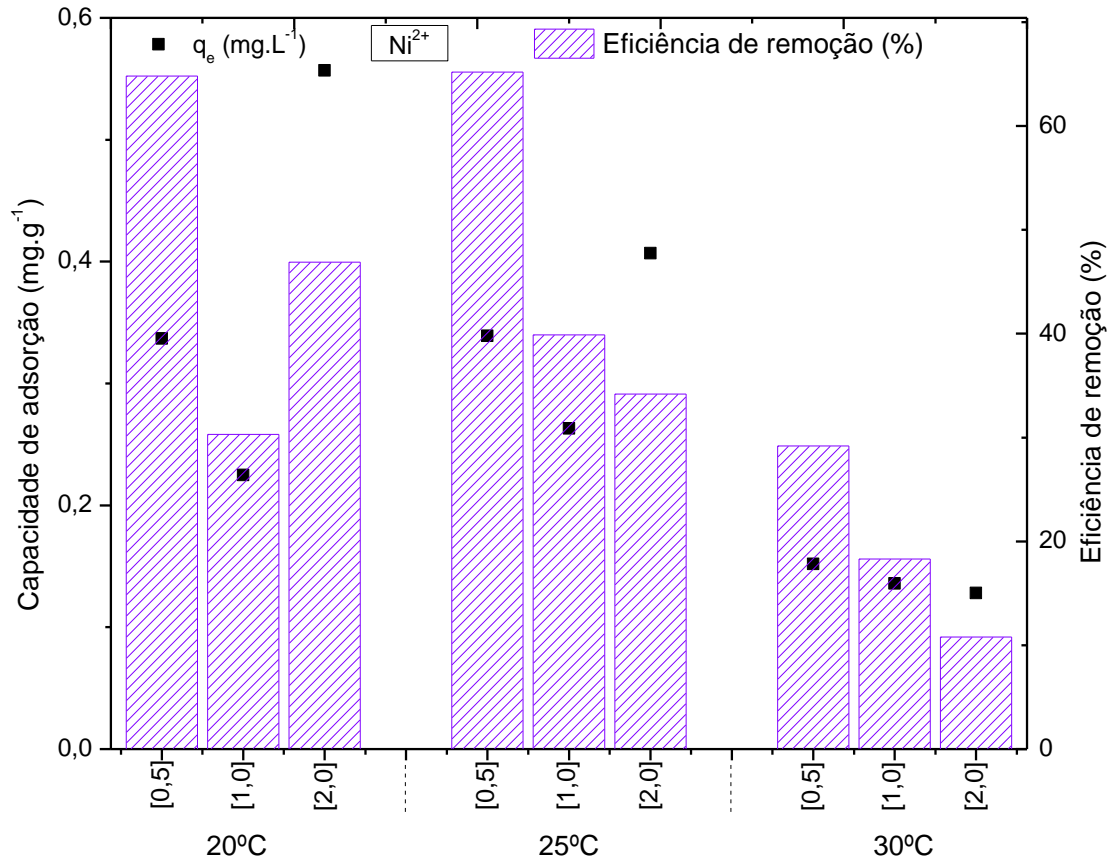
Medusa[®] (Figura 20 e 21). Esse fenômeno pode gerar forte impedimento estérico à adsorção, especialmente, quando se tratam de íons maiores. Isso se deve ao fato de que a formação de complexos hidroxilados pode resultar no aumento do raio do íon metálico em comparação com sua forma isolada, reduzindo assim sua afinidade para se ligar a sítios ativos na superfície da biomassa (Frutos *et al.*, 2016).

De acordo com Lindsay (1979), os complexos hidroxilados de Cd, Pb e Cu ($\text{Cd}(\text{OH})_2$, $\text{Pb}(\text{OH})_2$ e $\text{Cu}(\text{OH})_2$) se tornam majoritários em pH 10,1 e 7,7. Isso indica que a eficácia da biossorção de metais por fungos como o *Fusarium* sp. pode ser limitada em pH mais elevados devido à formação de complexos hidroxilados e ao impedimento estérico resultante. É importante ressaltar que o pH ótimo para a biossorção pode variar dependendo das condições experimentais, como a concentração inicial dos íons metálicos, massa do biossorvente e o tempo de contato entre a biomassa e a solução.

5.3.2 Efeito da temperatura

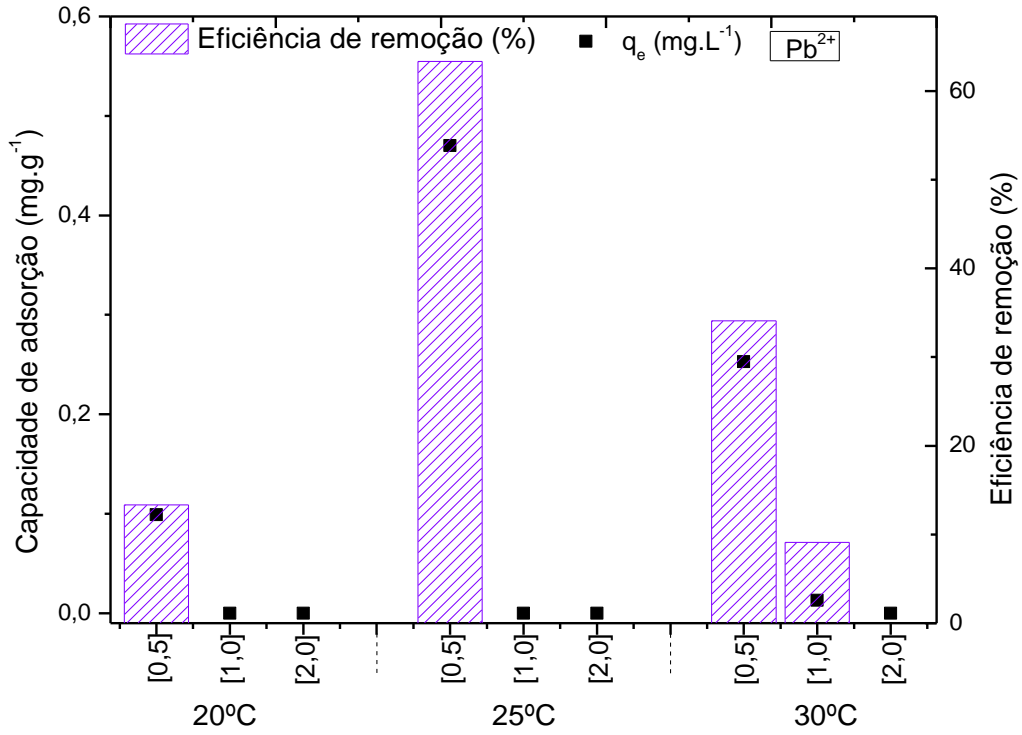
As Figuras 25 e 26 e Tabela 6, apresentam os resultados encontrados para biossorção de Níquel e Chumbo em três diferentes temperaturas e suas respectivas eficiência de remoção.

Figura 24 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção de íons níquel em diferentes temperaturas (20, 25 e 30 °C) e condição de pH 4,5. Experimento realizado em concentrações iniciais de 0,5, 1,0 e 2,0 $\text{m} \cdot \text{L}^{-1}$, aplicando 0,05 g de biosorvente, com tempo de contato de 1440 min



Fonte: própria autora.

Figura 25 – Capacidade de absorção (q_e – $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção de íons chumbo em diferentes temperaturas (20, 25 e 30 °C) e condição de pH 4,5. Experimento realizado em concentrações iniciais de 0,5; 1,0 e 2,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, aplicando 0,05 g de biosorvente, com tempo de contato de 1440 min



Fonte: própria autora.

Tabela 6 – Melhores condições (temperatura e concentração do efluente) para bioadsorção de íons níquel (II) e chumbo (II) e suas respectivas capacidades de adsorção e eficiência de remoção

Íon metálico	Temperatura (°C)	Concentração inicial em solução aquosa ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Concentração final em solução aquosa ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Capacidade de adsorção ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	Eficiência de remoção (%)
Ni^{2+}	25	0,5	0,181	0,339	65,20
Pb^{2+}	25	0,5	0,272	0,470	63,34

Fonte: própria autora.

Observa-se na Tabela 6 que as melhores condições para bioadsorção de ambos íons ocorreram em temperatura ambiente de 25° C e concentração 0,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A Figura 24 demonstra que a capacidade de bioadsorção de íons níquel, diminuíram em temperatura mais elevada (30 °C). Quanto aos íons chumbo (Figura 25), as capacidades de bioadsorção variaram com a temperatura e concentração do íon. A temperatura que apresentou menor desempenho foi a de 20°C. Em concentração mais elevada (2,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), não foi observada bioadsorção sob nenhuma das três temperaturas estabelecidas, indicando que o processo é inviável. Em relação a eficiência de

remoção de ambos os metais, observa-se na Tabela 6 que a melhor eficiência ocorreu em temperatura ambiente (25 °C), com resultado de 65,20 % para Ni²⁺ e 63,34 % Pb²⁺.

Vale destacar que o efeito da temperatura na capacidade de adsorção pode variar dependendo das propriedades específicas do biossorvente, das substâncias que estão sendo adsorvidas e os parâmetros de processo aplicados. Na literatura, estudos apontam que o aumento da temperatura contribui para melhor capacidade de remoção, haja vista que aumento da temperatura aumenta a taxa de difusão dos íons metálicos em solução na superfície do biossorvente, além de contribuir para ionização dos sítios ativos (Velmurugan *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2013; Abdel-Galil *et al.*, 2018).

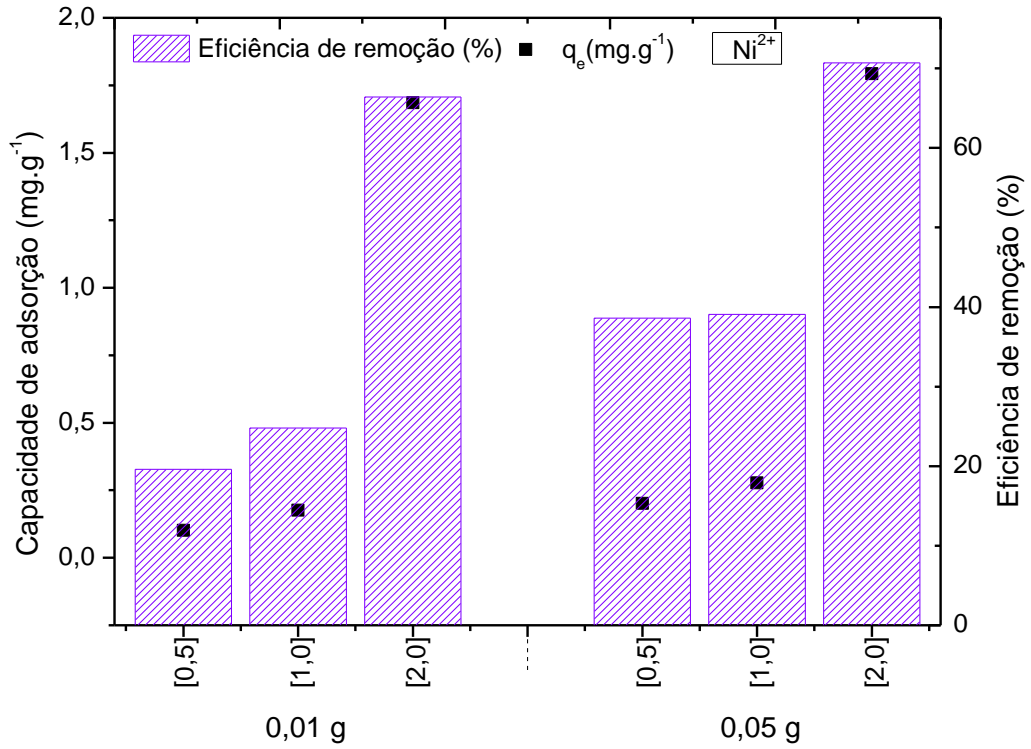
No entanto, o resultado encontrado no presente estudo, se mostrou diferente ao exposto. A diminuição na capacidade de adsorção com o aumento da temperatura sugere que a adsorção é um processo exotérmico (Penha; Moura; Lavor, 2021). Isso ocorre porque o aumento da temperatura reduz as forças adsorptivas entre os íons metálicos presentes em solução e os sítios ativos do adsorvente, resultando na diminuição da capacidade de adsorção (Abdelwahab *et al.*, 2015).

Ainda, El-Sayed e El-Sayed. (2020a-b) ressalta em seu trabalho que geralmente o processo de biossorção para microrganismo ocorre em temperatura entre 20 e 35 °C. Visto que, em temperaturas acima de 45 °C podem resultar em danos estruturais às proteínas que, por sua vez, impactam a biossorção de metais (Deng; Wang, 2012). Sendo assim, a temperatura ideal obtida no trabalho (25 °C) está dentro da faixa estabelecida para biossorção de íons metálicos utilizando biomassa fúngica. Além disso, é válido destacar que a melhor condição de eficiência de remoção encontrada para variação de temperatura (Tabela 6), é um valor significativo, especialmente se considerar uma aplicação em escala industrial. Haja vista que, não seria necessário recorrer a um tratamento térmico adicional para obter taxa de remoção eficaz.

5.3.3 Efeito da massa do adsorvente

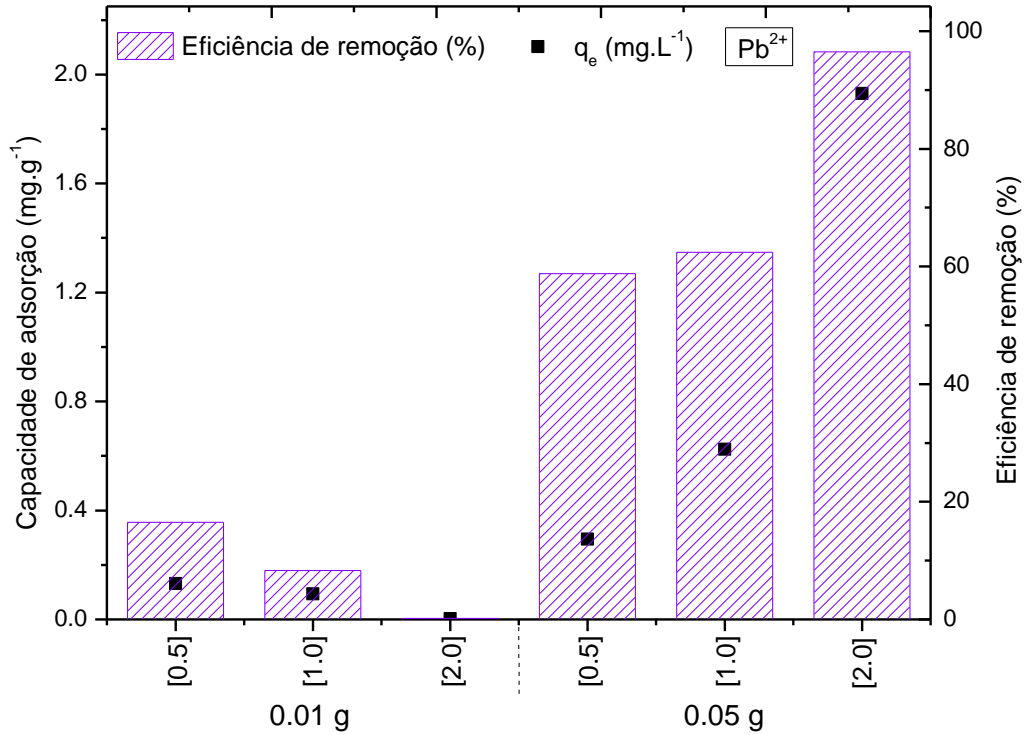
Os resultados obtidos de capacidade de adsorção e eficiência de remoção estão representados na Figuras 26 e 27.

Figura 26 – Capacidade de absorção (q_e – $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção do metal níquel em diferentes massas do bioissorvente (0,01 e 0,05 g) e condição de pH 4,5. Experimento realizado a 25 °C, aplicando concentração inicial de 0,5 – 2,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ com tempo de contato de 1440 min



Fonte: própria autora.

Figura 27 – Capacidade de absorção ($q_e - \text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) e eficiência (%) de remoção do metal chumbo em diferentes massas do bioadsorvente (0,01 e 0,05 g) e condição de pH 4,5. Experimento realizado a 25 °C, aplicando concentração inicial de 0,5 – 2,0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ com tempo de 1440 min



Fonte: própria autora.

Tabela 7 – Melhores condições (massa e concentração do efluente) para bioadsorção de íons Níquel (II) e Chumbo (II) e suas respectivas capacidades de adsorção e eficiência de remoção

Íon metálico	Massa (g)	Concentração inicial em solução aquosa ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Concentração final em solução aquosa ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Capacidade de adsorção ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	Eficiência de remoção (%)
Ni^{2+}	0,05	2,0	0,743	1,793	70,70
Pb^{2+}	0,05	2,0	0,206	0,587	74,20

Fonte: própria autora.

Observa-se pelas Figuras 26 e 27 que tanto a capacidade de adsorção quanto a eficiência de remoção de $\text{Pb}(\text{II})$ e $\text{Ni}(\text{II})$ aumentam com o aumento da massa do adsorvente. Contudo, é importante destacar que aumentar a massa indefinidamente não resultará necessariamente em maior capacidade de adsorção. Isso ocorre porque a superfície do material alcança um ponto de saturação, onde a adsorção não aumenta mais, mesmo com o aumento da massa (Boina *et al.*, 2024; Ramos *et al.*, 2021).

Ainda, nota-se que as melhores condições obtidas foram com 0,05 g de material em concentrações de 2,0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para Ni^{2+} e Pb^{2+} (Tabela 7). Esse fenômeno pode ser justificado

devido à existência de maior área de superfície, bem como maior número de sítios de ligação ativos (Mahmoud *et al.*, 2013).

Ainda, em concentração baixas de adsorvato e alta massa do biossorvente, há a possibilidade de surgir dificuldade no acesso dos íons metálicos aos sítios de adsorção. Isso ocorre devido à quantidade de material ser significativamente maior do que a concentração do íon, dificultando a interação adequada (El-Sayed e El-Sayed, 2020b; Boina *et al.*, 2024). Além disso, o substrato biológico pode ser sujeito a diversos estresses físicos, como compressão e obstrução dos poros, fatores que potencialmente impactam negativamente a eficácia do processo de adsorção (Long *et al.*, 2019).

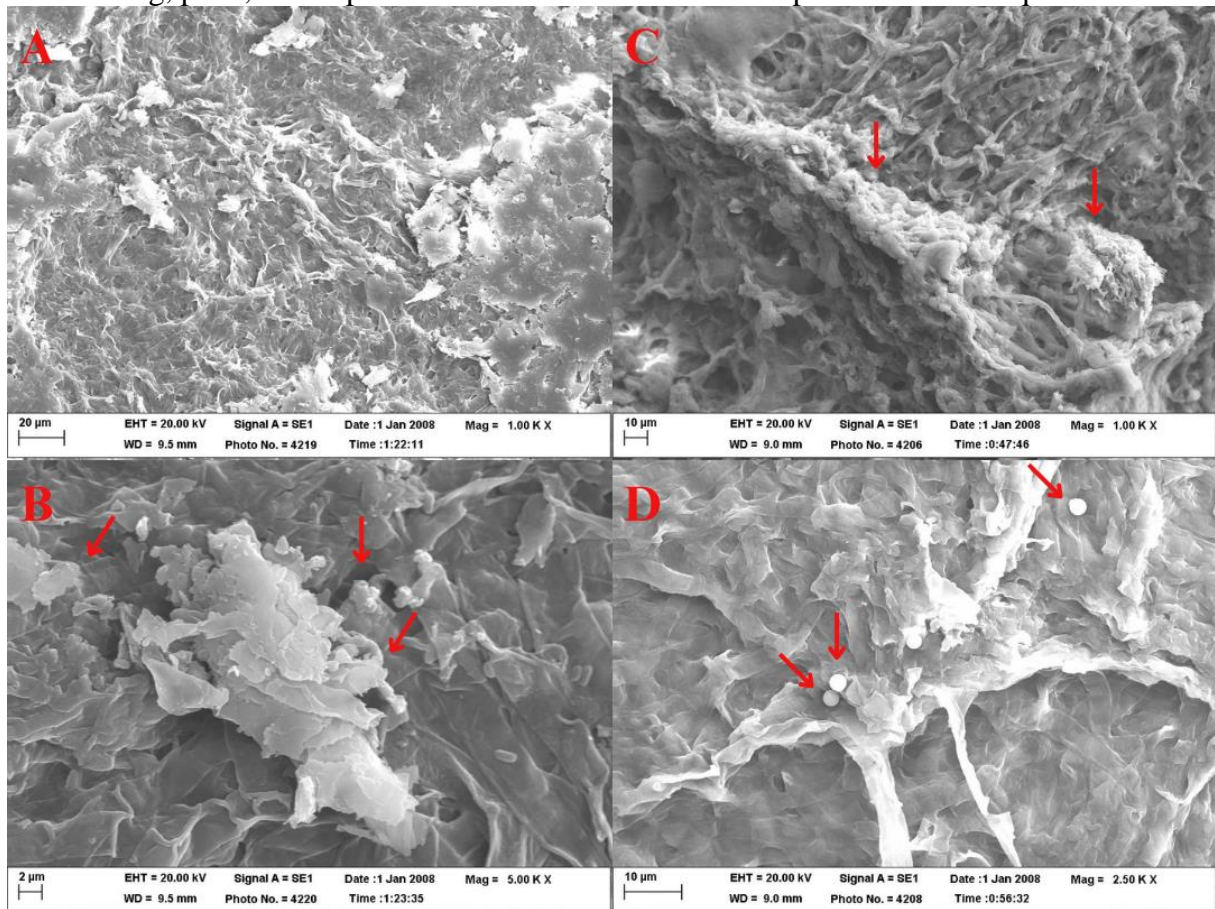
Ao considerar a aplicação da biomassa seca do fungo *Fusarium* sp. em um tratamento de efluente, é fundamental levar em conta não apenas as concentrações iniciais dos contaminantes, mas também os regulamentos estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011, que define as condições e padrões para o lançamento de efluentes tratados. Esta resolução estabelece limites específicos para íons de níquel e chumbo em efluentes, com valor máximo permitido de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Analisando os resultados preliminares de adsorção, percebe-se que a biomassa seca do fungo *Fusarium* sp. apresentou melhor desempenho em concentrações mais baixas, próximas dos limites permitidos.

Nesse sentido, seria interessante realizar trabalhos futuros afim de aprimorar as condições do processo e encontrar parâmetros que atendam as regulamentações. Essa otimização é crucial para garantir que o efluente, mesmo com altas concentrações de íons metálicos, seja tratado de forma adequada, mantendo-se dentro dos limites estabelecidos para o lançamento de efluentes. Portanto, nota-se que o presente trabalho desempenhou papel importante ao demonstrar a capacidade adsorvativa do material analisado. Mas, é necessário maiores estudos com objetivo de melhorar a eficiência do processo de remoção, garantindo que a biomassa seca do fungo *Fusarium* sp. possa fornecer resultados consistentes e atender aos requisitos ambientais.

5.3.3.1 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) após a biossorção

A Figura 29 ilustra a microscopia eletrônica de varredura realizada na biomassa após os ensaios biossorbitivos.

Figura 28 – Microscopia Eletrônica de Varredura da biomassa fúngica seca carregada com Pb^{2+} (a e b) e Ni^{2+} (c e d), após o processo de biossorção em temperatura de 25 °C, massa 0,05 g, pH 4,5 e tempo de contato 1440 min e 240 min para chumbo e níquel.



Fonte: própria autora.

Nota: As setas indicam a presença de uma rede de micélios de agregação extracelular e precipitados de metais.

Antes da biossorção de íons $Pb(II)$ e $Ni(II)$, a superfície da biomassa era lisa e sem a presença de vacúolos (Figura 28). Conforme apresentado na Figura 15, para ambos os metais, a biossorção resultou na diminuição da rugosidade. Esse fenômeno pode estar relacionado à deposição de íons $Pb(II)$ e $Ni(II)$ na superfície do material (Long *et al.*, 2019). Ainda, é possível verificar na Figura 28 (b e c), a formação de uma rede de micélios de agregação extracelular em resposta ao estresse de ambos metais, sugerindo a existência de um local propício para biossorção (El Sayed e El-Sayed, 2020a). A característica observada pode ser justificada possivelmente devido à excreção de polissacarídeos, indicando ser um mecanismo de resistência fúngica (Wan Maznah; Al-Fawwaz; Surif, 2012).

Observa-se ainda, a contração e entrelaçamento de hifas durante a exposição aos metais (Liaquat *et al.*, 2021). Investigações prévias também relataram que a presença de metais tóxicos pode provocar modificações morfológicas em fungos, levando ao enrolamento e torção das hifas (Mishra; Malik, 2014; Digton; White; James, 2017). Além disso, nota-se na Figura 28 (c e

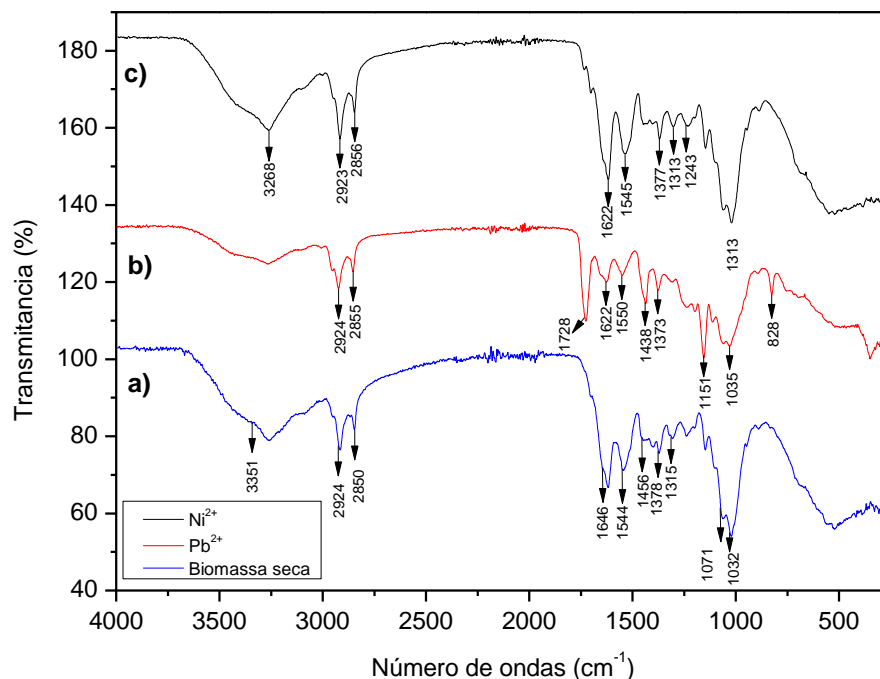
d) que a superfície do material foi recoberta por uma substância associada a um precipitado contendo Ni (II).

Essas modificações estão associadas à criação de vacúolos intracelulares, os quais funcionam como compartimentos de armazenamento para compostos contendo tiol, capazes de se ligar a íons metálicos e acumulá-los nos vacúolos (Gururajan; Belur, 2018). Esse processo, resulta no aumento da pressão dentro do micélio, culminando em saliências na parede celular (Li *et al.*, 2017; El Sayed; El-Sayed, 2020a).

5.3.3.2 FT-IR após a biossorção de íons Pb (II) e Ni (II)

O processo de adsorção é caracterizado por interações físico-química e de transferência de massa e energia, dessa forma é altamente provável que no tratamento o material aplicado sofra alterações em sua estrutura. Essas modificações podem revelar dados significativos para entender o mecanismo da biossorção.

Figura 29 – Espectros de FT-IR da biomassa fúngica seca (c) e após os ensaios de biossorção para Ni²⁺ (a) e Pb²⁺ (b)



Fonte: própria autora.

Ao analisar as Figura 30 pode-se observar que houve as mudanças identificadas nos espectros após a biossorção, quando comparado ao espectro obtido antes do processo para ambos íons metálicos, indicando que a mudança do adsorbato exerceu influência significativa na composição química da superfície do material analisado.

Observa-se na Figura 31 (b) o desaparecimento do pico em 3351 cm^{-1} , atribuída ao alongamento assimétrico -NH_2 de aminas e grupos -OH presente em ácidos graxos, indicando a interação com captação de Pb (II) (Gururajan; Belur, 2018). A nova banda observada em 828 cm^{-1} pode ser justificada devido a ligação do metal com elementos coordenantes -N , -O ou -P (Haupenthal, 2018). A presença de nitrogênio pode ser associada ao grupo amino presente em resíduos de aminoácidos nas proteínas e o fósforo pode ser encontrado em lipídeos e proteínas (Lehnhnger; Nelson; Cox, 2014).

Ainda na Figura 31 (b), verifica-se a redução da intensidade da banda na região 1035 cm^{-1} e ligeira mudança no pico 1742 , essas alterações podem ser associadas ao estiramento C=O do grupo carboxílico, juntamente com grupo hidroxila, característico regiões de polissacarídeos, proteínas e ácidos graxos, que possivelmente desempenharam a adsorção (Yang *et al.*, 2013; Abdel-Galil *et al.*, 2018; Gururajan; Belur, 2018). A alteração obtida em 1456 cm^{-1} pode ser atribuída ao estiramento C-N , à vibração de flexão N-H e a complexação do chumbo com o grupo N-H . Tal mudança também sugere que os grupamentos ácidos, como hidroxila e carboxila, são os principais responsáveis pela biossorção nessa faixa de espectro. Isso sugere que a complexação, troca iônica e a interação eletrostática podem estar envolvidas no processo de adsorção (Yang *et al.*, 2013; Gururajan; Belur, 2018; Long *et al.*, 2019).

Nota-se na Figura 31 (b) e (c) uma mudança na intensidade dos picos 2923 e 2855 cm^{-1} , tais variações podem ser atribuídas ao estiramento simétrico de grupos CH_3 em proteínas e lipídeos, bem como ao estiramento simétrico de grupos CH_2 , respectivamente (Zhang *et al.*, 2015). A mudança em 1646 cm^{-1} é resultante do estiramento C=O associado ao grupo carbonila em álcoois, ésteres e ácidos carboxílicos. O deslocamento em 1071 cm^{-1} indicou uma interação de Ni (II) e Pb (II) com grupos sufóxidos, sulfonas, estiramentos S=O e ácidos sulfônicos (El Sayed; El-Sayed, 2020a).

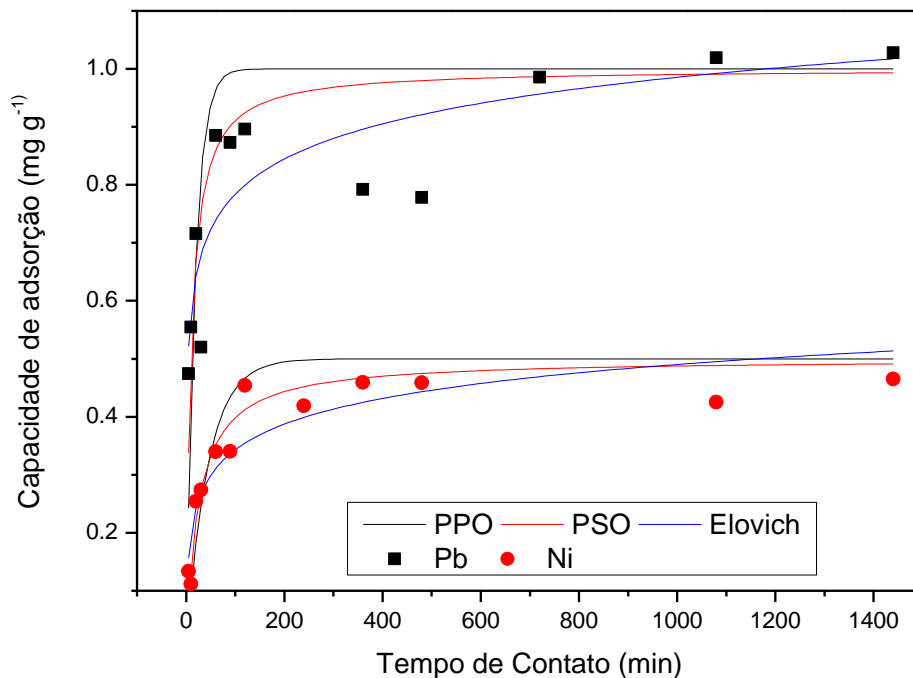
Observa-se na Fig 31 (c) o aparecimento do pico em 1313 cm^{-1} para Níquel, que pode estar associado as vibrações de estiramento de amida III, sulfonamida e C(O)-O (Mahmoud *et al.*, 2011). A amida III pode ser encontrada em proteínas, a sulfonamida envolve uma ligação funcional contendo enxofre e nitrogênio e por fim C-(O)-O pode estar relacionado a grupos carbonila em ésteres ou outros compostos que possuem essa configuração (Lehnhnger; Nelson; Cox, 2014).

5.4 Ajuste dos dados experimentais aos modelos de equilíbrio

5.4.1 Ensaio cinéticos

A Figura 32 foi construída utilizando os dados experimentais e as saídas geradas pelos modelos matemáticos de Pseudo-Primeira-Ordem (PPO), Pseudo-Segunda-Ordem (PSO) e Elovich, para concentrações iniciais de Pb (II) e Ni (II) de 1,0 mg. L⁻¹.

Figura 32 – Modelos cinéticos de PSO, PSO e Elovich para a bioadsorção de íons Níquel e Chumbo, no bioadsorvente *Fusarium sp*, na concentração inicial de 1,0 mg.L⁻¹. Experimentos realizados em pH 4,5 a 25 °C, com 0,05 g de biomassa seca



Fonte: própria autora.

Por meio da Figura 32 é possível verificar que o equilíbrio foi alcançado aproximadamente aos 240 min Ni (II) aos 1440 min Pb²⁺(II). As maiores capacidades de adsorção encontradas foram 1,0 mg.g⁻¹ e 0,4 mg.g⁻¹ para Chumbo e Níquel, respectivamente. Desta forma, apesar do tempo longo para atingir o equilíbrio, a bioadsorção se apresentou mais efetiva para íons Chumbo. Resultados próximos foram descritos por (Yang *et al.*, 2013), na qual analisaram a remoção de tório (IV) a partir da biomassa do *Fusarium sp*. e descreveu 90 % de eficiência de remoção, bem como equilíbrio cinético em aproximadamente 90 min.

Castro-González *et al.* (2017) estudaram a bioadsorção de íons cromo (VI) utilizando a biomassa seca e ativa dos fungos *Fusarium sp*. e *Myrothecium sp*. O trabalho indicou remoção

de 64,52 % para a biomassa inativa (seca em estufa) de *Fusarium* sp. e mostra uma eficiência de 26,13 % quando a biomassa ativa (liofilizada) é utilizada. A diferença obtida comparada aos resultados do estudo pode estar associada aos parâmetros de processos como: pH, massa do adsorvente, concentração do poluente, temperatura, tempo de agitação e tratamento do material. Tais condições influenciam diretamente na capacidade máxima de adsorção (Nascimento *et al.*, 2020).

Os parâmetros referentes ao ajuste dos dados experimentais aos modelos de equilíbrio cinético estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Parâmetros cinéticos de adsorção de Níquel (II) e Chumbo (II) para *Fusarium* sp. Destaque em negrito para o coeficiente de determinação (R^2) que representa o melhor ajuste

Metal	Pseudo-Primeira- Ordem			Pseudo-Segunda-Ordem			Elovich		
	q_e	K_1	R^2	q_e	K_2	R^2	α	β	R^2
Ni⁺²	0,283	$-1,1 \times 10^{-5}$	0,779	0,458	0,120	0,914	0,135	15,613	0,825
Pb⁺²	0,268	$-1,8 \times 10^{-6}$	0,308	0,843	0,040	0,618	6,732	11,416	0,712

Fonte: própria autora.

O ajuste ao modelo de pseudo-segunda-ordem (PSO) proporcionou o melhor coeficiente de determinação (R^2) para o íon níquel, com resultado igual a 0,9100. A capacidade de bioadsorção estimada, seguindo o modelo PSO (q_e cal), foi de 0,4582 mg. g⁻¹. Enquanto para íons chumbo o modelo de Elovich indicou o melhor coeficiente de determinação, com R^2 igual a 0,7123. O ajuste obtido para níquel sugere que, na presença de Ni (II) em solução, a taxa de adsorção é influenciada pela capacidade do bioadsorvente aplicado, a qual, está relacionada ao número de sítios ativos disponíveis para ocorrer a ligação química ou troca iônica (Li *et al.*, 2018). Sendo assim, a etapa determinante da taxa de adsorção é a capacidade do bioadsorvente (Paul *et al.*, 2012).

Em estudos de bioadsorção de íons metálicos com o uso de biomassa fúngica (Yang *et al.*, 2013; Long *et al.*, 2019), o modelo cinético de pseudo-segunda-ordem também auxiliou na elucidação do fenômeno. Tal ajuste, sugere que os sítios ativos da biomassa são independentes quanto à sua energia de ligação, a superfície do adsorvente não é homogênea e existe interação química envolvida nesse processo (Haupenthal, 2018).

Os valores encontrados para chumbo indicam que a sorção dos íons ocorre apenas em determinados locais e ocorre a interação entre os íons adsorvido e os sítios ativos presente na

biomassa fúngica. Nesse processo, a energia de adsorção aumenta com a cobertura da superfície (Mondal; Majumder, 2019). O modelo cinético de Elovich tem sido aplicado satisfatoriamente em processo de quimiossorção e adsorção lenta, corroborando com o tempo de equilíbrio para o íon analisado, que foi de 1440 min (Jacques *et al.*, 2007).

O estudo desenvolvido Espinoza-Sánchez *et al.* (2019) apresenta resultados semelhantes ao do presente trabalho. Nesse estudo, os autores analisaram o uso da biomassa fúngica inativa de *Rhizopus* sp para remoção de íons cromo (VI). Os resultados cinéticos indicaram que o melhor ajuste aos dados experimentais foram obtidos utilizando o modelo pseudo-segunda-ordem e o modelo de Elovich.

Os resultados obtidos tanto para níquel quanto para chumbo (quimiossorção) vai de encontro com a estrutura do material, na qual sua parede celular é constituída por compostos orgânicos que favorece a adsorção química. Essa composição orgânica da parede celular pode promover interações específicas entre os íons metálicos e os grupos funcionais presentes na superfície do material, como observados na análise do FT-IR após a biossorção (Figura 30), resultando em uma adsorção significativa e seletiva. Portanto, a estrutura química do material desempenha papel fundamental no favorecimento da adsorção de íons metálicos, contribuindo para os resultados observados nos experimentos de quimiossorção.

5.4.2 Ajuste aos modelos de isotermas

A partir dos resultados do tratamento preliminar e estudo de equilíbrio cinético, o estudo do ajuste dos dados experimentais aos modelos de isotermas de adsorção foram conduzidos utilizando concentração inicial de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, com uma dose de biossorvente de 0,05 g e pH 4,5 e tempo de contato 240 min e 1440 min de para Ni (II) e Pb (II).

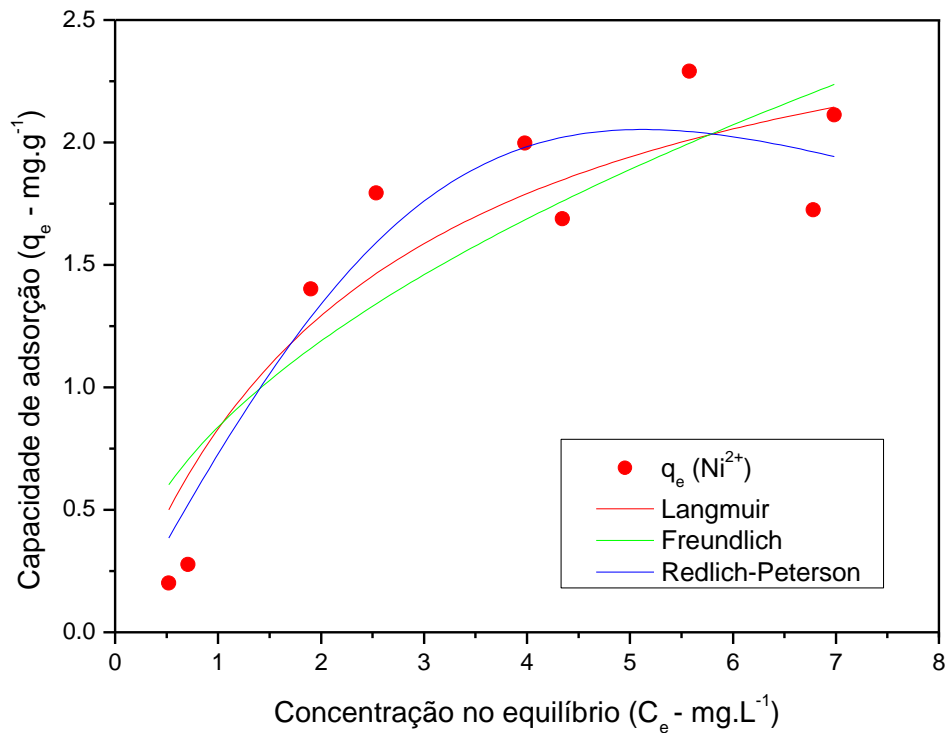
As Figuras 32 e 33, mostra que, para íons níquel a isoterma favorável, e que a massa do adsorvente por unidade de massa do sólido é alta, mesmo em baixas concentrações de adsorvato na fase líquida. Enquanto para íons chumbo a isoterma é linear, indicando que a quantidade de soluto adsorvido é proporcional a concentração do adsorvato na fase líquida (Nascimento *et al.*, 2020). Observa-se que para Pb (II) não foi possível atingir o equilíbrio dentro da faixa de concentração aplicada nesse estudo ($1-8 \text{ mg.L}^{-1}$)

Nota-se ainda que para íons níquel existe uma semelhança com a isoterma do tipo “L-II”, da classificação proposta por (Giles *et al.*, 1974). Isso indica que a quantidade de sítios ativos é limitada e que a superfície atingiu seu ponto máximo de saturação. Como resultado a concentração se mantém fixa, sugerindo uma grande afinidade do adsorvato com o adsorvente

Para íons chumbo se enquadram a isoterma do tipo “C”, o que sugere que a quantidade de sítios ativos é constante (Giles *et al.*, 1974).

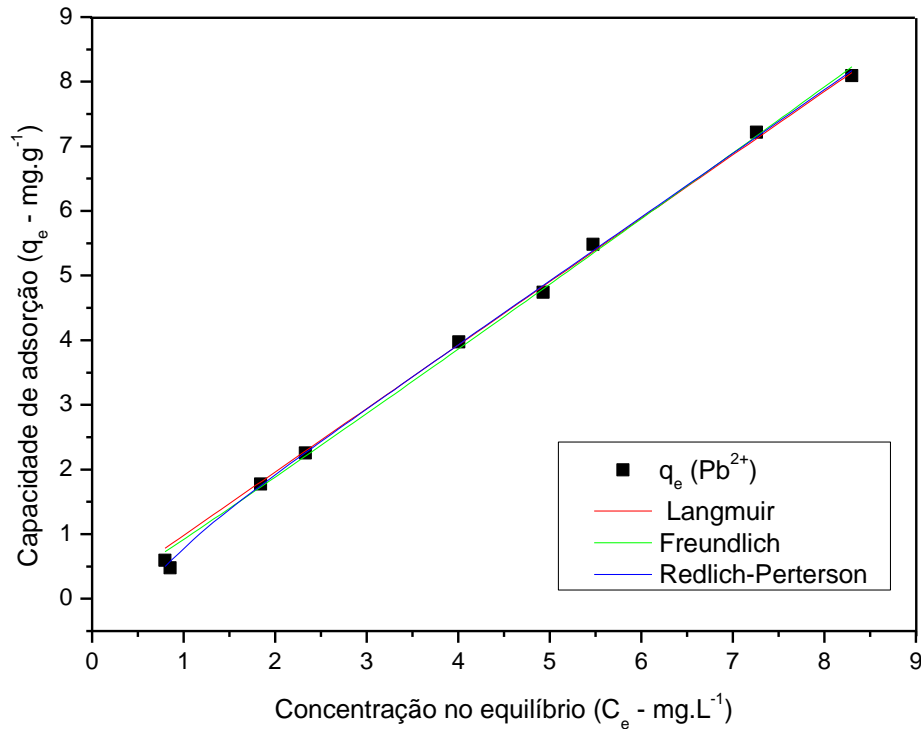
Para modelar os dados de equilíbrio da biossorção de íons Ni (II) e Pb (II) foram utilizadas as isotermas de Langmuir, Freundlich e Redlich-Peterson, os quais estão dispostos nas Figuras (32 e 33). Os diversos parâmetros isotérmicos obtidos estão apresentados na Tabela 9.

Figura 30 – Isotermas de adsorção de Langmuir, Freundlich e Redlich-Peterson para íon níquel na biomassa de *Fusarium* (0,05 g). Experimentos realizados à 25 °C, pH 4,5, e tempo de contato 240 minutos



Fonte: própria autora.

Figura 31 – Ajustes dos dados experimentais nos modelos de Langmuir, Freundlich e Redlich-Petterson para íon chumbo frente a biomassa do fungo *Fusarium* sp. Experimentos realizados à 25 °C, pH 4,5, e tempo de contato 1440 minutos



Fonte: própria autora.

Tabela 9 – Parâmetros de equilíbrio obtidos para isotermas de Langmuir, Freundlich para remoção de íons Ni (II) e Pb (II)

	Langmuir				Freundlich			Redlich-Peterson			
	K_L	q_{max}	R_L	R^2	K_F	$1/n$	R^2	K_{RP}	α	β	R^2
Ni⁺²	0.398	2.916	0.239	0.836	0.838	0.505	0.742	0.746	0.025	2.161	0.946
Pb⁺²	3.4×10^{-5}	28,784	1.000	0.996	0.918	1.036	0.996	0.985	0.269	-3.334	0.999

Fonte: própria autora.

O coeficiente de correlação (R^2) indica que os dados experimentais, melhor se ajustaram ao modelo de Redlich-Peterson. Esse modelo é adequado para sistemas homogêneos e heterogêneos, combinando características das isotermas de Langmuir e Freundlich (Boina *et al.*, 2024). Na análise da isoterma de Redlich-Peterson, é necessário verificar o valor de β , resultados próximos a 1, indicam que o modelo de Langmuir é melhor descrito, o que pode ser observado para íon níquel. A isoterma de Langmuir, fundamenta-se na homogeneidade da superfície, e formação de uma monocamada (Paul *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2018).

O ajuste encontrado corrobora com as observações experimentais, em que o aumento da concentração não resultou no aumento da capacidade de adsorção, sugerindo a saturação dos sítios ativos. Além disso, esse ajuste se alinha aos resultados obtidos nos ensaios cinéticos, que

indica quimiossorção em sítios específicos, e com a análise do FT-IR (Figura 31-c), que após a biossorção de Ni (II), mostrou mudanças localizada na superfície do material.

Analisando o parâmetro β para Pb (II), verifica-se que os dados melhores se ajustaram ao modelo de Freundlich. Tais resultado sugerem um mecanismo de adsorção é mais complexo para íons chumbo, corroborando com os dados encontrado nos ensaios cinéticos, na qual a retenção do íon a superfície do material ocorre por meio de ligações químicas (quimiossorção) em sítios ativos com energias variadas. Indicando a predominância da adsorção em multicamadas em uma superfície heterogênea com variadas energias de adsorção (Valasques *et al.*, 2020; Coelho *et al.*, 2020). O comportamento linear reportado pelos íons chumbo é característicos do mecanismo de adsorção em multicamadas e alinha-se as previsões do modelo de isoterma. Ainda, os resultados do FT-IR (Figura 31-b) confirma essas descobertas ao indicar mudanças significativas após a biossorção de íons chumbo.

5.4.3 Ensaios termodinâmicos

No presente trabalho, os parâmetros termodinâmicos foram determinados nas temperaturas de 20 °C, 25 °C e 30 °C. A energia livre de Gibbs (ΔG°) foi obtida por meio da equação (8), seguido da equação de Vant'Hoff (9). Os resultados obtidos foram então empregados para validar os parâmetros termodinâmicos de entalpia (ΔH°) e entropia (ΔS°), os quais estão resumidos na Tabela 10.

Tabela 10 – Parâmetros termodinâmicos da biossorção de íons Ni (II) e Pb (II)

	Temperatura (°C)	q_{\max} (mg g ⁻¹)	ΔG (kJ.mol ⁻¹)	ΔH (kJ.mol ⁻¹)	ΔS (J.mol ⁻¹)
Ni ⁺²	20	1,797	-113,216		
	25	1,296	-115,148	0,0217	0,386
	30	1,503	-117,080		
Pb ⁺²	20	20,899	-1726,205		
	25	19,087	-1741,044	-856,599	2,968
	30	18,399	-1755,884		

Fonte: própria autora.

Ao analisar os dados obtidos para ambos os metais, nota-se que a energia livre de Gibbs (ΔG) apresentou valores negativos para os dois íons. Isso reforça que o processo de biossorção é termodinamicamente viável e de natureza espontânea (Kong *et al.*, 2014). Conforme descrito

por Hauptenthal (2018), a condição $\Delta G < 0$, juntamente com a entropia positiva ($\Delta S > 0$), sugere que o adsorvente possui afinidade pelo adsorbato. Além disso, o aumento da entropia na interface sólido-líquido indica mudanças estruturais em ambos, favorecendo a remoção do íon metálico (Boina *et al.*, 2024).

Os valores de entalpia (ΔH) indica se a bioissorção é de natureza endotérmica ($\Delta H > 0$) ou exotérmica ($\Delta H < 0$) (Nascimento *et al.*, 2021). Observa-se que para Níquel o valor de ΔH é positivo, determinando que o processo é endotérmico. No entanto, para Chumbo a entalpia apresentou valor negativo, indicando processo exotérmico. Ainda, por meio dos valores de entalpia, é possível determinar a verificar a natureza do processo. Quando o módulo da variação de entalpia ($|\Delta H|$) está entre 2,1 a 20,9 kJ/mol, sugere-se que o processo está associado à adsorção física. Por outro lado, valores de na faixa de 80 a 200 kJ/mol indicam que a adsorção está relacionada à adsorção química do produto (Sahmoune, 2018).

Para chumbo o valor do módulo da variação de entalpia $|\Delta H = -856,599|$ kJ.mol⁻¹ pode ser associado à quimiossorção. Como apresentado, a reação exotérmica é consistente com a formação de ligações ou complexos estáveis entre o metal e a superfície do fungo, o que pode liberar quantidade significativas de energia resultando em valor de entalpia negativo (Hauptenthal, 2018). Os resultados obtidos no FT-IR (Figura 30), após a bioissorção, corroboram com a observação da formação de novas ligações químicas entre o material e os íons metálicos.

No caso do íon níquel o valor módulo da variação de entalpia encontrado foi de $|\Delta H = 0,0217|$ kJ.mol⁻¹. Como descrito por Long *et al.*, (2019), resultados nessa ordem de grandeza podem indicar que o processo está associado a uma mistura de adsorção física e química. Nesse caso, geralmente envolve forças de Van der Waals, interações de dispersão ou interação eletrostática de curto alcance, além da formação de ligações químicas.

Os valores positivos de ΔS° sugerem aumento na aleatoriedade entre o biosorvente e a interface da solução durante o processo de bioissorção de íons chumbo e níquel, indicando maior desordem ou variação na disposição molecular entre o material e o metal durante o processo (Kong *et al.*, 2014).

6 CONCLUSÃO

O fungo *Fusarium* sp demonstrou notável capacidade de produção de biomassa fúngica, que apresentou alta capacidade de remoção de íons Ni (II) e Pb (II) de soluções aquosas. O material apresentou estrutura rugosa, com presença de filamentos, e pequena área superficial, com predomínio de macroporos, compatível com outros materiais biológicos. O FT-IR indicou que em sua superfície há presença de grupos funcionais amino, amida e ácido carboxílico que foram responsáveis pela bioadsorção de íons metálicos. A análise para determinação da carga superficial demonstrou que a biomassa é neutra em termos de carga. Tais características mostraram fundamentais para o processo de adsorção. A eficiência de remoção dependeu dos parâmetros operacionais, obtendo-se melhores condições em pH 5,5 para Pb^{2+} e 6,5 Ni^{2+} ; massa bioadsorvente de 0,05 mg e temperatura de 25 °C. Os dados cinéticos indicaram que a adsorção de íons níquel e chumbo ocorre por quimissorção (PSO e Elovich). As isotermas de adsorção foram favoráveis e linear e indicaram um fenômeno de mono e multicamada para níquel e chumbo. Os parâmetros termodinâmicos indicaram que a bioadsorção dos íons analisados é viável, espontânea, endotérmica para íons de níquel e exotérmica para chumbo. Diante do exposto, a biomassa do fungo *Fusarium* sp apresenta-se como um material ecológico e sustentável, com características físico-químicas significativas e demonstra resultados positivos no processo de bioadsorção de íons níquel e chumbo. Esses resultados indicam que o material apresenta potencial promissor para aplicação no processo de biorremediação de efluentes contendo íons metálicos. Os ensaios de dessorção e aplicação do adsorvente em soluções multicomponentes são aspectos importante no estudo da adsorção, afim de melhorar a eficiência do material, simular condição reais e compreender as interações metálicas nessas condições. Dessa forma, os estudos futuros de bioadsorção da biomassa fúngica inativa do fungo *Fusarium* sp devem se avançar nessas perspectivas.

REFERÊNCIAS

- ABDELFATTAH, A.; ALI, S. S.; RAMADAN, H.; EL-ASWAR, E. I.; ELTAWAB, R.; HO, S.H.; ELSAMAHY, T.; LI, S.; EL-SHEEKH, M. M.; SCHAGERL, M.; KORAROS, M.; SUN, J. Microalgae-based wastewater treatment: mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects. **Environmental Science and Ecotechnology**, Amsterdam, v. 13, p. 100205, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ese.2022.100205>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666498422000618?via%3Dihub>. Acesso em: 20 mar. 2023.
- ABDEL-GALIL, E. A.; ABDEL-AZIZ, O. A.; MOSTAFA, A. Z.; AMIN, M. Characterization and sorption behavior of some toxic metal ions on *Fusarium oxysporum* as biomass adsorbent. **Desalination and water treatment**, Abingdon, v. 133, p. 134–145, nov. 2018. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.23010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1944398624160791?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mar. 2023.
- ABDEL-GALIL, E. A.; RIZK, H. E.; MOSTAFA, A. Z. Production and characterization of activated carbon from Leucaena plant wastes for removal of some toxic metal ions from waste solutions. **Desalination and Water Treatment**, Abingdon, v. 57, n. 38, p. 17880–17891, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1102768>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19443994.2015.1102768>. Acesso em: 27 out. 2023.
- ABDELWAHAB, O.; FOUAD, Y. O.; AMIN, N. K.; MANDOR, H. Kinetic and thermodynamic aspects of cadmium adsorption onto raw and activated guava (*Psidium guajava*) leaves. **Environmental Progress and Sustainable Energy**, Hoboken, v. 34, n. 2, p. 351–358, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1002/ep.11991>. Disponível em: <https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ep.11991>. Acesso em: 10 nov. 2023.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10.004**: resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004, p. 71.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9800**: critérios para Lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.
- AHMAD, K.; SHAH, H.R.; KHAN, M. S.; IQBAL, A.; POTRICH, E.; AMARAL, L. S.; RASHEED, S.; NAWAZ, H.; AYUB, A.; NASEEM, K.; MUHAMMAD, A.; YAQOUB, M. R.; ASHFAQ, M. Lead In drinking water: adsorption method and role of zeolitic imidazolate frameworks for its remediation: A review. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 368, p. 133010, set. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652622026026?via%3Dihub>. Acesso em: 16 abr. 2023.
- AKINKUNMI, W. A.; HUSAINI, A. A. S. A., ZULKHARNAIN, A., GUAN, T. M., ROSLAN, H. A. Fatores que afetam a biorremediação de íons tóxicos de chumbo (II) por *Fusarium equiseti* isolado do ambiente de solo de manguezal do sudeste de Bornéu. **Malaysian journal of microbiology**, Selangor, v. 11, n. Specialissue2, p. 215-222, 2015. Disponível em:

<https://shibaura.elsevierpure.com/en/publications/factors-affecting-toxic-leadii-ion-bioremediation-by-fusarium-que>. Acesso em: 15 jun. 2023.

ALLAOUI, M.; BERRADI, M.; BENSALAH, J.; ES-SAHBANY, H.; DAGDAG, O.; IBN-AHMED, S. Study of the adsorption of nickel ions on the sea shells of *Mehdia*: kinetic and thermodynamic study and mathematical modelling of experimental data. **Materials Today: Proceedings**, Amsterdam, v. 45, p. 7494–7500, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.02.234>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214785321013213>. Acesso em: 18 mar. 2023.

ALSUHAIBANI, A. M.; ALAYYAFI, A. A.; ALBEDAIR, L. A.; EL-DESOUKY, M.; EL-BINDARY, A. A. Efficient fabrication of a composite sponge for Cr(VI) removal via citric acid cross-linking of metal-organic framework and chitosan: adsorption isotherm, kinetic studies, and optimization using Box-Behnken design. **Materials Today Sustainability**, Oxford, v. 26, p. 100732, jun. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mtsust.2024.100732>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S258923472400068X>. Acesso em: 10 abr. 2023.

ANDRADE, M. V. V.; GALHARDO, C. X. Biorremediação dos efluentes do Rio São Francisco em Petrolina-PE: perspectivas de tratamento. **Journal on Innovation and Sustainability Risus**, São Paulo, v. 12, n. 1, p. 70–82, 2021. DOI: <https://doi.org/10.23925/2179-3565.2021v12i1p70-82>. Disponível em: <https://revistas.pucsp.br/index.php/risus/article/view/49127>. Acesso em: 02 jun. 2023.

ANDRADE, L. A.; BATISTA, F. R. X.; LIRA, T. S.; BARROZO, M. A. S.; VIEIRA, L. G. M. Characterization and product formation during the catalytic and non-catalytic pyrolysis of the green microalgae *Chlamydomonas reinhardtii*. **Renewable Energy**, Oxford, v. 119, p. 731–740, abr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.12.056>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148117312600?via%3Dihub>. Acesso em: 19 jun. 2023.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th. ed. [S. l.]: American Public Health Association, 1998.

ARAMPATZIDOU, A. C.; DELIYANNI, E. A. Comparison of activation media and pyrolysis temperature for activated carbons development by pyrolysis of potato peels for effective adsorption of endocrine disruptor bisphenol-A. **Journal of Colloid and Interface Science**, Philadelphia, v. 466, p. 101–112, mar. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.12.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0021979715303878?via%3Dihub>. Acesso em: 30 mai. 2023.

ARAÚJO, B. A.; SOUZA, J. E. S.; SARMENTO, K. K. F.; REBOUÇAS, L. D.; MEDEIROS, K. M.; LIMA, C. A. P. Processos oxidativos avançados aplicados no tratamento de efluentes da produção de membranas: revisão de literatura. **Research, Society and Development**, Itabira, v. 10, n. 4, 2021. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i4.14253>. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/14253>. Acesso em: 04 abr. 2023.

ARAÚJO, K. S.; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A. C.; MALPASS, G. R. P. Advanced oxidation processes: a review regarding the fundamentals and applications in wastewater treatment and industrial wastewater. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary**

Journal of Applied Science, Taubaté, v. 11, n. 2, p. 387, jun. 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1862>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambi-agua/a/XjBbHvfYf4bXbDxYnX3xR3r/?lang=pt>. Acesso em: 08 jan. 2024.

ATKINS P.; JONES L.; LAVERMAN L. **Princípios de química**: questionando a vida moderna e o meio ambiente. 7 ed. [S. l]: Bookman, 2018.

AYELE, A.; HAILE, S.; ALEMU, D.; KAMARAJ, M. Comparative Utilization of Dead and Live Fungal Biomass for the Removal of Heavy Metal: A Concise Review. **The Scientific World Journal**, New York, v. 1, n. p. 5588111, abr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1155/2021/5588111>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2021/5588111>. Acesso em: 20 mar. 2023.

AZEVEDO, J. C. V.; VALVERDE, S. A.; MESQUITA, P. L. Avaliação preliminar da remoção de boro em efluente sintético por adsorção em carvão de ossos bovinos. **Brazilian Journal of Development**, São José dos Pinhais, v. 6, n. 3, p. 14394–14401, mar. 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-346>. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/7961/6900>. Acesso em: 20 mar. 2023.

BADHE, R. V.; AKINFOSILE, O.; BIJUKUMAR, D.; BARBA, M.; MATHEW, M. T. Systemic toxicity eliciting metal ion levels from metallic implants and orthopedic devices: a mini review. **Toxicology Letters**, Shannon, v. 350, p. 213–224, out. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2021.07.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378427421001831?via%3Dihub>. Acesso: 12 abr. 2024.

BANERJEE, J.; BAR, N.; BASU, R. K.; DAS, S. K. Development of Ni (II) resistant *S. cerevisiae* and its application: Adsorption study and modeling. **Chemosphere**, Oxford, v. 309, 136647, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136647>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004565352203140X?via%3Dihub>. Acesso em: 27 abr. 2023.

BATISTA, G. R. **Metabólitos fúngicos com potencial antimicrobiano isolados e caracterizados produzidos por gênero *Fusarium***: uma revisão sistemática da literatura. 2022. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia) – Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal do Amazonas, Itacoatiara, 2022.

BASZKIN, A.; NORDE, W. (eds.). **Physical chemistry of biological interfaces**. [S. l]: CRC Press, 1999.

BHATT, P.; BHANDARI, G.; BILAL, M. Occurrence, toxicity impacts and mitigation of emerging micropollutants in the aquatic environments: Recent tendencies and perspectives. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v.10, n. 3, p. 107598, jun. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107598>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343722004717?via%3Dihub>. Acesso em: 04 abr. 2023.

BILAL, M.; SHAH, J. A.; ASHFAQ, T.; GARDAZI, S. M. H.; TAHIR, A. A.; PERVEZ, A.; HAROON, H.; MAHMOOD, Q. Waste biomass adsorbents for copper removal from industrial wastewater: a review. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 263, p. 322–333, dez. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.071>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389413005505?via%3Dihub>. Acesso em: 20 mai. 2023.

BINET, M. T.; ADAMS, M. S.; GISSI, F.; GOLDING, L. A.; SCHLEKAT, C. E.; GARMAN, E. R., MERRINGTON, G.; STAUBER, J. L. Toxicity of nickel to tropical freshwater and sediment biota: A critical literature review and gap analysis. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Hoboken, v. 37, n. 2, p. 293–317, out. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.3988>. Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.3988>. Acesso em: 27 abr. 2023.

BODZEK, M.; KONIECZNY, K. Membranes In Organic Micropollutants Removal. **Current Organic Chemistry**, Sharjah, v. 22, n. 11, p. 1070–1102, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2174/1385272822666180419160920>. Disponível em: <https://www.eurekaselect.com/article/89864>. Acesso em: 15 mai. 2023.

BOGUNIEWICZ, J. Z.; KLOSOK, I. B.; NADDEO, V. Water quality and resource management in the dairy industry. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 26, n. 2, p. 1208–1216, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0608-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-017-0608-8>. Acesso em: 29 mar. 2023.

BOINA, R. F.; RAMOS, B.E.; FERRAZ, R.F.; MADEIRA, J. M. R.; OLIVEIRA, W. L. B. SALES, D. H., SOUZA, A. E., TEIXEIRA, S. R.; PEREIRA, N. C. Ceramic adsorbent material in removing reactive blue bf 5G dye from synthetic wastewater. **Separation and Purification Technology**, Oxford, v. 331, p. 125555, mar. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.125555>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1383586623024632?via%3Dihub>. Acesso em: 26 abr. 2024.

BRANDT, E. M. F.; QUEIROZ, F. B.; AFONSO, R. J. C. F.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Behaviour of pharmaceuticals and endocrine disrupting chemicals in simplified sewage treatment systems. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 128, p. 718–726, out. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479713004052?via%3Dihub>. Acesso em: 22 mai. 2023.

BRASIL. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, p. 19, 18 mar. 2005.

BRASIL. **Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, Seção 1, p. 89-92, 16 mai. 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria GM/MS N° 888**, de 4 de maio de 2021. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 mai. 2021, seção 1, ed. 58, p. 127, 2021.

BRIÃO, V. B.; TAVARES, C. R. G. Effluent generation by the dairy industry: preventive attitudes and opportunities. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, Heidelberg, v. 24, n.

4, p. 487–497, dez. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0104-66322007000400003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjce/a/3hH6vBHj7rMGYrfpyMTsHjP/?lang=em>. Acesso em: 29 mar. 2023.

CABRAL, A. A. **Potencial biotecnológico da casca da *Mimosa tenuiflora* (jurema preta) – biossorção de íons metálicos**. 2020. 90 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, Campina Grande, 2020.

CARDOSO, S. L.; COSTA, C. S. D.; SILVA, M. G. C.; VIEIRA, M. G. A. Insight into zinc (II) biosorption on alginate extraction residue: Kinetics, isotherm and thermodynamics. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 8, n. 3, p. 103629, jun. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103629>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343719307523?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mar 2023.

CASTRO-GONZÁLEZ, I.; ROJAS-VERDE, G.; QUINTERO-ZAPATA, I.; ALMAGUER-CANTÚ, V. A Comparative study on removal efficiency of Cr (VI) in aqueous solution by *Fusarium* sp. and *Myrothecium* sp. **Water, Air, & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 228, n. 8, p. 301, jul. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3476-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-017-3476-4>. Acesso em: 10 jan. 2024.

CHATTERJEE, S.; MAHANTY, S.; DAS, P.; CHAUDHURI, P.; DAS, S. Batch adsorption and process optimization for sequestration of Cr (VI) from aqueous solution using biofilm forming filamentous fungus *Aspergillus niger* BSC-1. **Journal of Water Process Engineering**, Amsterdam, v. 50, 103325, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103325>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714422007693?via%3Dihub>. Acesso em: 05 jun. 2023.

CHAUDHARY, D. K.; KIM, J. New insights into bioremediation strategies for oil-contaminated soil in cold environments. **International Biodeterioration and Biodegradation**, London, v. 142, p. 58–72, ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.05.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0964830518315221?via%3Dihub>. Acesso em: 02 jun. 2023.

CHEN, S. H.; CHEOW, Y. L.; NG, S. L.; TING, A. S. Y. Mechanisms for metal removal established via electron microscopy and spectroscopy: a case study on metal tolerant fungi *Penicillium simplicissimum*. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 362, p. 394–402, jan. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.077>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389418307647?via%3Dihub>. Acesso em: 05 jun. 2023.

CHENG, N.; WANG, B.; WU, P.; LEE, X.; XING, Y.; CHEN, M.; GAO, B. Adsorption of emerging contaminants from water and wastewater by modified biochar: a review. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 273, 116448, mar. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116448>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749121000269?via%3Dihub>. Acesso em: 25 mai. 2023.

COELHO, E.; REIS, T. A.; COTRIM, M.; MULLAN, T. K.; CORRÊA, B. Resistant fungi isolated from contaminated uranium mine in Brazil shows a high capacity to uptake uranium from water. **Chemosphere**, Oxford, v. 248, p. 126068, jun. 2020. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126068>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653520302617?via%3Dihub>. Acesso em: 20 mar. 2023.

COLLIN, M. S.; VENKATRAMAN, S. K.; VIJAYAKUMAR, N.; KANIMOZHI, V.; ARBAAZ, S. M.; STACEY, R. G. S.; ANUSHA, J.; CHOUDHARY, R.; LVOV, V.; TOVAR, G. I.; SENATOV, F.; KOPPALA, S.; SWAMIAPPAN, S. Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects on human: A review. **Journal of Hazardous Materials Advances**, Amsterdam, v. 7, 100094, ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100094>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S277241662200050X?via%3Dihub>. Acesso em: 10 abr. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. Decisão de Diretoria nº 038/2017/c, de 07 fevereiro de 2017. Dispõe sobre a aprovação do procedimento para a proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas”, da revisão do procedimento para o gerenciamento de áreas contaminadas” e estabelece diretrizes para gerenciamento de áreas contaminadas no âmbito do licenciamento ambiental”, em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências. **Diário Oficial Estado de São Paulo**: São Paulo, ed. n. 127, p. 47, 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Decisão de Diretoria nº 195/2005/P**. Estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos em corpos d'água e no sistema de coleta pública de esgoto. **Diário Oficial Estado de São Paulo**: São Paulo, p. 20, 2005.

COSTA, J. M.; COSTA, J. G.; DOS R.; ALMEIDA, A. F. Techniques of nickel (II) removal from electroplating industry wastewater: Overview and trends. **Journal of Water Process Engineering**, Amsterdam, v. 46, 102593, abr. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102593>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714422000368?via%3Dihub>. Acesso em: 22 abr. 2023.

COSTA SÁ, L. M.; ORLANDA, J. F. F. Estudo da Cinética da Sorção de Cromo Hexavalente por Biomassa Fúngica de *Aspergillus ochraceus*. **Orbital - The Electronic Journal of Chemistry**, Campo Grande, v. 7, n. 4, dez. 2015. DOI: <https://doi.org/10.17807/orbital.v7i4.727>. Disponível em: <https://periodicos.ufms.br/index.php/orbital/article/view/17851>. Acesso em: 15 jun. 2023.

CRISPO, F.; CAPECE, A.; GUERRIERI, A.; ROMANO, P. Capillary zone electrophoresis as alternative tool for rapid identification and quantification of viable *Saccharomyces cerevisiae* cells. **LWT - Food Science and Technology**, London, v. 68, p. 506–513, mai. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2015.12.026>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0023643815303832?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jun. 2023.

CROUS, P. W.; LOMBARD, L.; SANDOVAL-DENIS, M.; SEIFERT, K. A.; SCHROERS, H. J.; CHAVERRI, P.; GENÉ, J.; GUARRO, J.; HIROOKA, Y.; BENSCH, K.; KEMA, G. H. J.; LAMPRECHT, S. C.; CAI, L.; ROSSMAN, A. Y.; STADLER, M.; SUMMERBELL, R. C.; TAYLOR, J. W.; PLOCH, S.; VISAGIE, C. M.; THINES, M. *Fusarium*: more than a node or a foot-shaped basal cell. **Studies in Mycology**, Utrecht, v. 98, 100116, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2021.100116>. Disponível em: <https://www.ingentaconnect.com/content/wfbi/sim/2021/00000098/00000001/art00001>. Acesso em: 06 jun. 2023.

DAS, P. P., MONDAL, P., SINHA, A., BISWAS, P., SARKAR, S., E PURKAIT, M. K. Treatment of steel plant generated biological oxidation treated (BOT) wastewater by hybrid process. **Separation and Purification Technology**, Oxford, v. 258, p. 118013, mar. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.118013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1383586620324862?via%3Dihub>. Acesso em: 30 mar. 2023.

DAVI, D. M. B.; ABREU, K. DO V.; RECK, L.; OLIVEIRA, M. R. F.; MAIA, S. S. V.; SILVA, A. L. B.; ALVES, C. R. Biossorção do íon metálico Cd²⁺ por biomassa bacteriana isolada do efluente da indústria petrolífera imobilizada em alginato. **Brazilian Journal of Development**, São José dos Pinhais, v. 6, n. 11, p. 92436–92463, nov. 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n11-596>. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/20561/16429>. Acesso em: 27 mai. 2023.

DEEPTI U., BORA; M. K., PURKAIT. Promising integrated technique for the treatment of highly saline nanofiltration rejected stream of steel industry. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 300, p. 113781, dez. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113781>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479721018430>. Acesso em: 02 abr. 2023.

DENG, X.; WANG, P. Isolation of marine bacteria highly resistant to mercury and their bioaccumulation process. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 121, p. 342–347, out. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852412010644?via%3Dihub>. Acesso em: 30 out. 2023.

DIAS, G., HIPÓLITO, M., SANTOS, F., LOUREGA, R., MATTIA, J. D., EICHLER, P., ALVES, J. Biorremediação de efluentes por meio da aplicação de microalgas-uma revisão. **Química Nova**, São Paulo, v. 42, p. 891–899, ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170393>. Disponível em: <https://quimicanova.s bq.org.br/pdf/RV20190121>. Acesso em: 05 abr. 2023.

DIGHTON, J.; WHITE, J. F. **A comunidade fúngica: sua organização e papel no ecossistema**. [S. l]: CRC press, 2017.

DOMINATO, A. A. G. **Produção de exopolissacarídeos pelos fungos endofíticos *Neofusicoccum parvum*, *Fusarium sp* e *Colletotrichum gloeosporioides*: caracterização química e atividade anticoagulante**. 2017. 141 f. Tese (Doutorado em Microbiologia) – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2017.

DRUMM, F. C.; GRASSI, P.; GEORGIN, J.; TONATO, D.; PFINGSTEN, D. S.; CHAVES NETO, J. R.; MAZUTTI, M. A.; JAHN, S. L.; DOTTO, G. L. Potentiality of the *Phoma* sp. inactive fungal biomass, a waste from the bioherbicide production, for the treatment of colored effluents. **Chemosphere**, Oxford, v. 235, p. 596–605, nov. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.169>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653519314109?via%3Dihub>. Acesso em: 17 jun. 2023.

DUTTA, A.; DAVIES, C.; IKUMI, D. S. Performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and other anaerobic reactor configurations for wastewater treatment: a comparative review and critical updates. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, London, v. 67, n. 8, p. 858–884, dez. 2018. DOI:

<https://doi.org/10.2166/aqua.2018.090>. Disponível em: <https://iwaponline.com/aqua/article-abstract/67/8/858/64712/Performance-of-upflow-anaerobic-sludge-blanket?redirectedFrom=fulltext>. Acesso em: 22 mai. 2023.

ELOVICH, S.Y.; LARINOV, O.G. Theory of adsorption from solutions of non electrolytes on solid (I) equation adsorption from solutions and the analysis of its simplest form, (II) verification of the equation of adsorption isotherm from solutions. **Izvestiya Akademii Nauk. SSSR, Otdelenie Khimicheskikh Nauk**, [s. l], v. 2, p. 209–216, 1962.

EL SAYED, M. T., EL-SAYED, A. S. A. Tolerance and mycoremediation of silver ions by *Fusarium solani*. **Heliyon**, London, v. 6, n. 5, mai. 2020a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03866>. Disponível em: <https://www.cell.com/action/showPdf?pii=S2405-8440%2820%2930711-8>. Acesso em: 15 jun. 2023.

EL SAYED, M. T.; EL-SAYED, A. S. A. Bioremediation and tolerance of zinc ions using *Fusarium solani*. **Heliyon**, London, v. 6, n. 9, 2020b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05048>. Disponível em: <https://www.cell.com/action/showPdf?pii=S2405-8440%2820%2931891-0>. Acesso em: 15 jun. 2023.

ESPINOZA-SÁNCHEZ, M. A.; ARÉVALO-NIÑO, K.; QUINTERO-ZAPATA, I.; CASTRO-GONZÁLEZ, I.; ALMAGUER-CANTÚ, V. Cr (VI) adsorption from aqueous solution by fungal bioremediation based using *Rhizopus* sp. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 251, p. 109595, dez. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109595>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479719313131?via%3Dihub>. Acesso em: 05 jun. 2023.

ESPÓSITO E.; AZEVEDO, L. J. **Fungos: uma introdução à biologia, bioquímica e biotecnologia**. Caxias do Sul: EDUCS, 2004.

FERREIRA, J. A.; VARJANI, S.; TAHERZADEH, M. J. A Critical Review on the Ubiquitous Role of Filamentous Fungi in Pollution Mitigation. **Current Pollution Reports**, Heidelberg, v. 6, n. 4, p. 295–309, jul. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40726-020-00156-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40726-020-00156-2>. Acesso em: 22 mar. 2023.

FLORENCIO, M, T.; MALPASS, GR. **Uma breve explicação sobre licenças ambientais no Brasil**. Uberaba: MMA, 2015. Relatório técnico

FREDDI, L. A. **Uso de reator de biofilme aerado em membrana no tratamento de efluente de sistema de recirculação aquícola**. 2019. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2019.

FREUNDLICH, H.; HELLE, W. J. Ueber die adsorption in Lusungen. **Journal of the American Chemical Society**, Washington, v. 61, p. 2–28, 1939.

FRUTOS, I.; GARCÍA-DELGADO, C.; GÁRATE, A.; EYMAR, E. Biosorption of heavy metals by organic carbon from spent mushroom substrates and their raw materials. **International Journal of Environmental Science and Technology**, Tehran, v. 13, n. 11, p.2713–

2720, set. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1100-6>. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1100-6>. Acesso em: 27 out. 2023.

FUKUDA, E. K.; VASCONCELOS, A. F. D.; MATIAS, A. C.; BARBOSA, A. M.; DEKKER, R. F. H.; SILVA, M. D. L. C. Polissacarídeos de parede celular fúngica: purificação e caracterização. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 30, n. 1, p. 117-133, 2009. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/4457/445744091022.pdf>. Acesso em: 03 jun. 2023.

GALLINDO, A.; SILVA, A. **Modelagem e simulação do processo de troca iônica para remoção de $Zn^{2+}_{(aq)}$ utilizando a zeólita NaY**. 2021. 76 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.

GILES, C. H.; SMITH, D.; HUITSON, A. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. **Theoretical. Journal of Colloid and Interface Science**, Philadelphia, v. 47, n. 3, p. 755–765, jun. 1974. DOI: [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(74\)90252-5](https://doi.org/10.1016/0021-9797(74)90252-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0021979774902525?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mai. 2023.

GONZALEZ, K. R. Toxicologia do níquel. **Intertox de Toxicologia Risco Ambiental e Sociedade**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 30-54, 2016. Disponível em: <https://encr.pw/9XLfW>. Acesso em: 26 de abril de 2023.

GRANDCLÉMENT, C.; SEYSSIECQ, I.; PIRAM, A.; WONG-WAH-CHUNG, P.; VANOT, G.; TILIACOS, N.; ROCHE, N.; DOUMENQ, P. From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: a review. **Water Research**, Oxford, v. 111, p. 297–317, mar. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135417300052?via%3Dihub>. Acesso em: 22 mai. 2023.

GU, Y.; XU, W.; LIU, Y.; ZENG, G.; HUANG, J.; TAN, X.; JIAN, H.; HU, X.; LI, F.; WANG, D. Mechanism of Cr (VI) reduction by *Aspergillus niger*: enzymatic characteristic, oxidative stress response, and reduction product. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 22, n. 8, p. 6271–6279, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3856-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-3856-x>. Acesso em: 15 jun. 2023.

GURURAJAN, K.; BELUR, P. D. Screening and selection of indigenous metal tolerant fungal isolates for heavy metal removal. **Environmental Technology & Innovation**, Amsterdam, v. 9, p. 91–99, fev. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.11.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352186417301797?via%3Dihub>. Acesso em: 15 nov. 2023.

HAUPENTHAL D. L. **Avaliação do potencial de biossorção do íon metálico Cr (VI) utilizando a biomassa do fungo *Lasiodiplodia theobromae* MMPI como adsorvente**. 2018. 97 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2018.

HAWKSWORTH, D. L.; LÜCKING, R. Fungal Diversity Revisited: 2.2 to 3.8 Million Species. **Microbiology Spectrum**, Washington, v. 5, n. 4, jul. 2017. DOI:

<https://doi.org/10.1128/microbiolspec.FUNK-0052-2016>. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/microbiolspec.funk-0052-2016>. Acesso em: 03 jun. 2023.

HELFFERICH, F. G. Principles of adsorption and adsorption processes, by D. M. Ruthven, John Wiley & Sons, 1984, xxiv + 433 pp. **AIChE Journal**, Hoboken, v. 31, n. 3, p. 523–524, 1985. DOI: <https://doi.org/10.1002/aic.690310335>. Disponível em: <https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/aic.690310335>. Acesso em: 18 mai. 2023.

HIPÓLITO, A.; ALVES, R. A. S.; CARETTA, T. O.; SILVEIRA, V. A. I.; AMADOR, I. R.; PANAGIO, L. A.; BORSATO, D.; CELLIGOI, M. A. P. C. Evaluation of the antifungal activity of sophorolipids from *Starmerella bombicola* against food spoilage fungi. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, Amsterdam, v. 29, p. 101797, out. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101797>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1878818120310975?via%3Dihub>. Acesso em: 15 jun. 2023.

HO, Y. S.; MCKAY, G. A kinetic study of dye sorption by biosorbent waste product pith. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 25, n. 3–4, p. 171–193, mar. 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(98\)00053-6](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(98)00053-6). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921344998000536?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mai. 2023.

HU, Q.; LAN, R.; HE, L.; LIU, H.; PEI, X. A critical review of adsorption isotherm models for aqueous contaminants: Curve characteristics, site energy distribution and common controversies. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 329, 117104, mar. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117104>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479722026779?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mai. 2023.

HUSSAIN, S.; KAMRAN, M.; KHAN, S. A.; SHAHEEN, K.; SHAH, Z.; SUO, H.; KHAN, Q.; SHAH, A. B.; REHMAN, W. U.; AL-GHAMDI, Y. O.; GHANI, U. Adsorption, kinetics and thermodynamics studies of methyl orange dye sequestration through chitosan composites films. **International Journal of Biological Macromolecules**, Amsterdam, v. 168, p. 383–394, jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.12.054>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0141813020352120?via%3Dihub>. Acesso em: 30 mai. 2023.

INGLEZAKIS, V. J.; FYRILLAS, M. M.; PARK, J. Variable diffusivity homogeneous surface diffusion model and analysis of merits and fallacies of simplified adsorption kinetics equations. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 367, p. 224–245, abr. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.023>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389418311622?via%3Dihub>. Acesso em: 30 mai. 2023.

JABBAR, N. M.; ALARDHI, S. M.; MOHAMMED, A. K.; SALIH, I. K.; ALBAYATI, T. M. Challenges in the implementation of bioremediation processes in petroleum-contaminated soils: A review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, Amsterdam, v. 18, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100694>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S221515322200054X?via%3Dihub>. Acesso em: 02 jun. 2023.

JACQUES, R. A.; LIMA, E. C.; DIAS, S. L. P.; MAZZOCATO, A. C.; PAVAN, F. A. Yellow passion-fruit shell as biosorbent to remove Cr (III) and Pb (II) from aqueous solution. **Separation and Purification Technology**, Oxford, v. 57, n. 1, p. 193–198, out. 2007. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.01.018>. Disponível em: <https://abrir.link/rsleX>. Acesso em: 10 jan. 2024.

KHAN, A.; KHAN, S.; KHAN, M. A.; QAMAR, Z.; WAQAS, M. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 22, n. 18, p. 13772–13799, jul. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4881-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-015-4881-0>. Acesso em: 16 abr. 2023.

KONG, J.; YUE, Q.; SUN, S.; GAO, B.; KAN, Y., LI, Q.; WANG, Y. Adsorption of Pb (II) from aqueous solution using keratin waste – hide waste: Equilibrium, kinetic and thermodynamic modeling studies. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 241, p. 393–400, abr. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.10.070>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894713013983?via%3Dihub>. Acesso em: 27 out. 2023.

KUMAR, A.; JIGYASU, D. K.; KUMAR, A.; SUBRAHMANYAM, G.; MONDAL, R.; SHABNAM, A. A.; CABRAL-PINTO, M. M. S.; MALYAN, S. K.; CHATURVEDI, A. K.; GUPTA, D. K.; FAGODIYA, R. K.; KHAN, S. A.; BHATIA, A. Nickel in terrestrial biota: Comprehensive review on contamination, toxicity, tolerance and its remediation approaches. **Chemosphere**, Oxford, v. 275, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129996>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653521004653?via%3Dihub>. Acesso em: 26 abr. 2023.

KUMAR, V.; DWIVEDI, S. K. A review on accessible techniques for removal of hexavalent Chromium and divalent Nickel from industrial wastewater: Recent research and future outlook. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 295, mai. 2021a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126229>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652621004492?via%3Dihub>. Acesso em: 22 abr 2023.

KUMAR, V.; DWIVEDI, S. K. Bioremediation mechanism and potential of copper by actively growing fungus *Trichoderma lixii* CR700 isolated from electroplating wastewater. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 277, jan. 2021b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111370>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479720312950?via%3Dihub>. Acesso em: 22 abr. 2023.

LAGERGREN, S. Zur theorie der sogenannten adsorption geloster stoffe, Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens. **Handlingar**, Stockholm, v. 24, p. 1–39, 1898. DOI: [10.1007/BF01501332](https://doi.org/10.1007/BF01501332). Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/Zur-Theorie-der-sogenannten-Adsorption-gel%C3%B6ster-La-gergren/a64a7ead9fc91d28dde63811985906b27cfd75c>. Acesso em: 30 mai. 2023.

LANGMUIR, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical Society**, Washington, v. 40, n. 9, p.1361–1403, 1918. DOI: <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/ja02242a004>. Acesso em: 28 mai. 2023.

LAVAISSÉ, L. M.; HOLLMANN, A.; NAZARENO, M. A.; DISALVO, E. A. Zeta potential changes of *Saccharomyces cerevisiae* during fermentative and respiratory cycles. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, Amsterdam, v. 174, p. 63–69, fev. 2019. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2018.11.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S092777651830777X?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jun. 2023.

LEHNHNGER, A. L.; NELSON, D. L.; COX, M. M. **Princípios de Bioquímica**. ed. 6. [S. l]: Artmed, 2014.

LEMOS, J. L. S.; MOREIRA, P. S.; LEMOS, F. A. Revisão acerca da contaminação com mercúrio e sua remoção com o emprego de fungos filamentosos. **Episteme Transversalis**, Volta Redonda, v. 10, n. 3, p. 109-123, 2019. Disponível em: <https://revista.ugb.edu.br/ojs302/index.php/episteme/article/view/1682/1078>. Acesso em: 20 mar. 2024.

LEONEL, L. F. **Desempenho de estações de tratamento de esgoto: uma análise de sistemas de lagoas de estabilização de pequeno e médio porte integrada à avaliação da qualidade dos corpos hídricos na UGRHI 12 - Baixo Pardo/Grande**. 2016. 208 f. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

LEONG, Y. K.; CHANG, J.S. Bioremediation of heavy metals using microalgae: Recent advances and mechanisms. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 303, p. 122886, mai. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122886>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852420301553?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jun. 2023.

LI, F.; ZHANG, J.; JIANG, W.; LIU, C.; ZHANG, Z.; ZHANG, C.; ZENG, G. Spatial health risk assessment and hierarchical risk management for mercury in soils from a typical contaminated site, China. **Environmental Geochemistry and Health**, Dordrecht, v. 39, n. 4, p. 923–934, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9864-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-016-9864-7>. Acesso em: 15 nov. 2023.

LI, M.; YU, R.; BAI, X.; WANG, H.; ZHANG, H. *Fusarium*: a treasure trove of bioactive secondary metabolites. **Natural Product Reports**, Cambridge, v. 37, n. 12, p. 1568–1588, dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1039/D0NP00038H>. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2020/np/d0np00038h>. Acesso em: 06 jun. 2023.

LI, X.; ZHANG, D.; SHENG, F.; QING, H. Adsorption characteristics of Copper (II), Zinc (II) and Mercury (II) by four kinds of immobilized fungi residues. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Philadelphia, v. 147, p. 357–366, jan. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.058>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0147651317305547?via%3Dihub>. Acesso em: 10 jan. 2024.

LIAQUAT, F.; HAROON, U.; MUNIS, M. F. H.; ARIF, S.; KHIZAR, M.; ALI, W.; SHENGQUAN, C.; QUNLU, L. Efficient recovery of metal tolerant fungi from the soil of industrial area and determination of their biosorption capacity. **Environmental Technology & Innovation**, Amsterdam, v. 21, p. 101237, fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101237>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352186420315376?via%3Dihub>. Acesso em: 15 nov. 2023.

LIMA, A. S. B.; SIMÃO, C. J. B.; SILVA, F. J. S.; RODRIGUES, J. R. F.; ARAÚJO, T. C. A. biorremediação como técnica de tratamento de efluentes contaminados por petróleo. *In*: Encontro Regional de Química e Encontro Nacional de Química, 5., 4., 2015, [s. l]. **Anais [...]**. [S. l]: Blucher Chemistry Proceedings, 2015, p. 821–830. DOI: <https://doi.org/10.5151/chen-pro-5erq-am26>. Disponível em: <https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/22140>. Acesso em: 25 mai. 2023.

LIN, W.; CHEN, L.; TAN, Z.; DENG, Z.; LIU, H. Application of filamentous fungi in microalgae-based wastewater remediation for biomass harvesting and utilization: From mechanisms to practical application. **Algal Research**, Amsterdam, v. 62, p. 102614, mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102614>. Disponível em: <https://sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2211926421004331?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jun. 2023.

LINDSAY, W. L. **Chemical Equilibrium in Soils**. [S. l]: John Wiley & Sons, 1979.

LIRA, M. M. A. **Potencial Biotecnológico de Fungos Filamentosos Isolados de Efluente Têxtil para Processos de Biorremediação**. 2021. 88 f. Dissertação (Mestrado em Biociências) – Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2021.

LONG, J.; YUVARAJA, G.; ZHOU, S.; MO, J.; LI, H.; LUO, D.; CHEN, D. Y.; KONG, L.; SUBBAIAH, M. V.; REDDY, G. M. Inactive *Fusarium* Fungal strains (ZSY and MJY) isolation and application for the removal of Pb(II) ions from aqueous environment. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, Amsterdam, v. 72, p. 442–452, abr. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2018.12.047>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1226086X18315156?via%3Dihub>. Acesso em: 10 abr. 2023.

LUZ, L. L. **Impressos e bio-híbridos luminescentes baseados em Ln-MOFs**. 2018. 237 f. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

MACHADO, I. I. G. **Comportamento de íons metálicos em solos do entorno de áreas de mineração em lavras do sul, RS**. 2017. 133 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Mineral) – Universidade Federal do Pampa, Caçapava do Sul, 2017.

MADIGAM, M. T.; MARTINKO, J. M.; BENDER, K. S.; BUCKLEY, D. H.; STAHL, D. A. **Microbiologia de Brock**. ed. 4, Porto Alegre: Editora Artmed, 2016.

MAHMOUD, M. E.; EL ZOKM, G. M.; FARAG, A. E. M.; ABDELWAHAB, M. S. Assessment of heat-inactivated marine *Aspergillus flavus* as a novel biosorbent for removal of Cd (II), Hg (II), and Pb (II) from water. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 24, n. 22, p. 18218–18228, jun. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9323-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-017-9323-8>. Acesso em: 05 jun. 2023.

MAHMOUD, M. E.; YAKOUT, A. A.; ABDEL-AAL, H.; OSMAN, M. M. Enhanced biosorptive removal of cadmium from aqueous solutions by silicon dioxide nano-powder, heat inactivated and immobilized *Aspergillus ustus*. **Desalination**, Amsterdam, v. 279, n. 1–3, p. 291–297, set. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.023>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0011916411005364?via%3Dihub>. Acesso em: 20 nov. 2023.

MAHMOUD, M. E.; YAKOUT, A. A.; ABDEL-AAL, H.; OSMAN, M. M. Immobilization of *Fusarium verticillioides* fungus on nano-silica (NSi-Fus): A novel and efficient biosorbent for water treatment and solid phase extraction of Mg (II) and Ca (II). **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 134, p. 324–330, abr. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.171>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852413002034?via%3Dihub>. Acesso em: 05 nov. 2023.

MAIA, L. C., CARVALHO JÚNIOR, A. A. DE, CAVALCANTI, L. DE H., GUGLIOTTA, A. DE M., DRECHSLER-SANTOS, E. R., SANTIAGO, A. L. M. DE A., CÁCERES, M. E. DA S., GIBERTONI, T. B., APTROOT, A., GIACHINI, A. J., SOARES, A. M. DA S., SILVA, A. C. G., MAGNAGO, A. C., GOTO, B. T., LIRA, C. R. S. DE, MONTOYA, C. A. S., PIRES-ZOTTARELLI, C. L. A., SILVA, D. K. A. DA, SOARES, D. J., SILVA, V. F. DA. Diversity of Brazilian Fungi. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 66, n. 4, p. 1033–1045, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566407>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/n98JMXKKGvhdCJr3YmCw3mm/?lang=em>. Acesso em: 03 jun. 2023.

MALAMIS, S.; KATSOU, E. A review on zinc and nickel adsorption on natural and modified zeolite, bentonite and vermiculite: Examination of process parameters, kinetics and isotherms. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 252–253, p. 428–461, mai. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389413002008?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mai. 2023.

MARTINS, D. S.; ESTEVAM, B. R.; PEREZ, I. D.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; ISIQUE, W. D.; BOINA, R. F. Sludge from a water treatment plant as an adsorbent of endocrine disruptors. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 10, n. 4, p. 108090, ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108090>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343722009630?via%3Dihub>. Acesso em: 26 mai. 2023.

MATTIAZZO, M. E. **Comportamento de cobre, cádmio, cromo, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH**. 1994. 78 f. Tese (Livre Docência) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1994.

MCCABE, W. L.; SMITH, J. C.; HARRIOT, T. P. **Unit Operations of Chemical Engineering**. McGraw-Hill International Editions, ed. 5. [S. l]: McGRAW-HILL, 1993.

MINATTI, T. C. DA S. **Nanocompósito celulose bacteriana e hidroxiapatita para remoção de zinco de efluentes industriais**. 2020. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências Mecânicas) – Centro Tecnológico de Joinville, Universidade Federal de Santa Catarina, Joinville, 2020.

MISHRA, A.; MALIK, A. Novel fungal consortium for bioremediation of metals and dyes from mixed waste stream. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 171, p. 217–226, nov. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.047>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852414011547?via%3Dihub>. Acesso em: 15 nov. 2023.

MONDAL, S.; MAJUMDER, S. K. Honeycomb-like porous activated carbon for efficient copper (II) adsorption synthesized from natural source: Kinetic study and equilibrium isotherm analysis. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 7, n. 4, p. 103236, ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103236>. Disponível em: <https://sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343719303598?via%3Dihub>. Acesso em: 30 mai. 2023.

MONTAÑO-MEDINA, C. U.; LOPEZ-MARTÍNEZ, L. M.; OCHOA-TERÁN, A.; LÓPEZ-MALDONADO, E. A.; SALAZAR-GASTELUM, M. I.; TRUJILLO-NAVARRETE, B., PÉREZ-SICAÍROS, S.; CORNEJO-BRAVO, J. M. New pyridyl and aniline-functionalized carbamoylcarboxylic acids for removal of metal ions from water by coagulation-flocculation process. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 451, p. 138396, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138396>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894722038797?via%3Dihub>. Acesso em: 15 mai. 2023.

MORSI, R.; BILAL, M.; IQBAL, H. M. N.; ASHRAF, S. S. Laccases and peroxidases: The smart, greener and futuristic biocatalytic tools to mitigate recalcitrant emerging pollutants. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 714, p. 136572, abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136572>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720300826?via%3Dihub>. Acesso em: 02 jun. 2023.

NASCIMENTO, R. F. DO, LIMA, A. C. A. DE, VIDAL, C. B., MELO, D. DE Q., e RAULINO, G. S. C. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. ed. 2. **Fortaleza: Imprensa Universitária**, v. 1, 2020, 256p. Disponível em: <file:///C:/Users/Microsoft/Downloads/Livroadsorcao2ed.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2023.

NASCIMENTO, J. M.; CRUZ, N. D.; OLIVEIRA, G. R.; SÁ, W. S.; OLIVEIRA, J. D.; RIBEIRO, P. R. S.; LEITE, S. G. F. Evaluation of the kinetics of gold biosorption processes and consequent biogenic synthesis of AuNPs mediated by the fungus *Trichoderma harzianum*. **Environmental Technology e Innovation**, Amsterdam, v. 21, 101238, fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101238>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352186420315388?via%3Dihub>. Acesso em: 20 mar. 2023.

NETA, O. P. L. **Estudo comparativo do uso das argilas bentonita chocolate e verde na adsorção de metais pesados - níquel e cobre**. 2022. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2022.

NIRMALA, N.; SHRINITHI, V.; AASRESHA, K.; ARUN, J.; GOPINATH, K. P.; DAWN, S. S.; SHEELADEVI, A.; PRIYADHARSINI, P.; BIRINDHADEVI, K.; CHI, N. T. L.; PUGAZHENDHI, A. Removal of toxic metals from wastewater environment by graphene-based composites: A review on isotherm and kinetic models, recent trends, challenges and future directions. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 840, 156564, set. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156564>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969722036610?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mai. 2023.

OLIVEIRA, C. G., GONÇALVES, A. B. D., DA SILVA, E. M., BRITO, M. G. D. S. L. Estações de tratamento de efluentes de atividades de alto potencial poluidor degradador: uma análise do atendimento a condicionantes legais. **Contribuciones a Las Ciencias Sociales**, Málaga, v.17, n.2, p. 01-24, abr. 2024. DOI: 10.55905/revconv.17n.2-140. Disponível em:

<https://ojs.revistacontribuciones.com/ojs/index.php/clcs/article/view/4295>. Acesso em: 13 abr. 2023.

PASTA, P. C.; DA SILVA, A. C. P.; JORGETTO, A. O.; SAEKI, M. J.; PEDROSA, V. A.; MARTINES, M. A. U.; SCHNEIDER, J. F.; MINATEL, I. O.; RABELO, J.; CASTRO, R. S. D.; CASTRO, G. R. Use of *Typha angustifolia* L. as Biosorbent to Remove Chloramphenicol in Aqueous Samples. **European Journal of Advanced Chemistry Research**, v. 3, n. 1, p. 64–86, 2022. DOI: <https://doi.org/10.24018/ejchem.2022.3.1.66>. Disponível em: <https://ejchem.org/index.php/ejchem/article/view/66>. Acesso em: 17 jun. 2023.

PAUL, M. L.; SAMUEL, J.; CHANDRASEKARAN, N.; MUKHERJEE, A. Comparative kinetics, equilibrium, thermodynamic and mechanistic studies on biosorption of hexavalent chromium by live and heat killed biomass of *Acinetobacter junii* VITSUKMW2, an indigenous chromite mine isolate. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 187, p. 104–113, abr. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.01.106>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894712001489?via%3Dihub>. Acesso em: 10 jan. 2024.

PAŹDZIOR, K.; BILIŃSKA, L.; LEDAKOWICZ, S. A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 376, p. 120597, nov. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.057>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1385894718325294?via%3Dihub>. Acesso em 22 mai. 2023.

PENHA, V. A. S.; MOURA, K. O.; LAVOR, G. P. Contaminated Water Treatment: A Review on Adsorption of Amido Black 10B Dye. **Revista Virtual de Química**, Niterói, v. 13, n. 2, p. 581–592, mar. 2021. DOI: <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20210010>. Disponível em: <https://rvq.s bq.org.br/pdf/v13n2a21>. Acesso em: 30 out. 2023.

PLOETZ, R. C. *Fusarium* Wilt of Banana. **Phytopathology**®, Saint Paul, v. 105, n. 12, p. 1512–1521, nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1094/PHYTO-04-15-0101-RVW>. Disponível em: <https://apsjournals.apsnet.org/doi/10.1094/PHYTO-04-15-0101-RVW>. Acesso em: 06 jun. 2023.

POLICARPO, L. M. **Estudo de equilíbrio e cinética da biossorção de cobre (II) por *Rhizopus Microsporus***. 2016. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, São José do Rio Preto, 2016.

POLIDO, S. M. A. **Caracterização química e aplicação biológica de polissacarídeos provenientes dos fungos *Colletotrichum gloeosporioides* e *Fusarium* sp.** 2019. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2019.

POURRAHIM, S.; SALEM, A.; SALEM, S.; TAVANGAR, R. Application of solid waste of ductile cast iron industry for treatment of wastewater contaminated by reactive blue dye via appropriate nano-porous magnesium oxide. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 256, p. 113454, jan. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113454>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749119339971?via%3Dihub>. Acesso em: 25 mai. 2023.

- RAJIV GANDHI, M., KOUSALYA, G. N., VISWANATHAN, N., & MEENAKSHI, S. Sorption behaviour of copper on chemically modified chitosan beads from aqueous solution. **Carbohydrate Polymers**, Oxford, v. 83, n. 3, p. 1082–1087, jan. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2010.08.079>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0144861710007265?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jun. 2023.
- RAMOS, B. P.; PEREZ, I. D.; ALIPRANDINI, P.; BOINA, R. F. Cu^{2+} , Cr^{3+} , and Ni^{2+} in mono- and multi-component aqueous solution adsorbed in passion fruit peels in natura and physicochemically modified: a comparative approach. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 29, n. 53, p. 79841–79854, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18132-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-18132-8>. Acesso em: 12 abr. 2024.
- RAMOS, B. P.; PEREZ, I. D.; WESSLING, M.; BOINA, R. F. Metal Recovery from Multi-elementary Electroplating Wastewater Using Passion Fruit Powder. **Journal of Sustainable Metallurgy**, Heidelberg, v. 7, n. 3, p. 1091–1101, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40831-021-00398-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40831-021-00398-4>. Acesso em: 04 abr. 2023.
- RANI, J.; PANDEY, K. P.; KUSHWAHA, J.; PRIYADARSINI, M.; DHOBLE, A. S. Antibiotics in anaerobic digestion: Investigative studies on digester performance and microbial diversity. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 361, 127662, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127662>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852422009919?via%3Dihub>. Acesso em: 22 mai. 2023.
- RANJBAR, Z.; POURHADADI, D.; MONTAZERI, SH.; ROSHANZAMIR M. M. Lead compounds in paint and coatings: A review of regulations and latest updates. **Progress in Organic Coatings**, Amsterdam, v. 174, p. 107247, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2022.107247>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0300944022005446?via%3Dihub>. Acesso em: 16 abr. 2023.
- RAWAT, A.; SRIVASTAVA, A.; BHATNAGAR, A.; GUPTA, A. K. Technological advancements for the treatment of steel industry wastewater: Effluent management and sustainable treatment strategies, **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 383, p. 135382, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135382>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300944022005446?via%3Dihub>. Acesso em: 29 mar. 2023.
- REDLICH, O.; PETERSON, D. A Useful Adsorption Isotherm. **Journal of Physical Chemistry**, Washington, v. 63, n. 6, p. 1024–1026, 1959. DOI: <https://doi.org/10.1021/j150576a611>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/j150576a611>. Acesso em: 30 mai. 2023.
- REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. **The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation**. Chicago: University of Illinois, 2004
- REN, M.; QIAN, X.; CHEN, Y.; WANG, T.; ZHAO, Y. Potential lead toxicity and leakage issues on lead halide perovskite photovoltaics, **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 426, 127848, mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127848>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438942102817X?via%3Dihub>. Acesso em: 16 abr. 2023.

RODRIGUES, C. O.; KÜLZER, B. N. Geração e processos físico-químicos de tratamento de líquidos contendo pigmentos. **Holos Environment**, Bela Vista, v. 16, n. 1, p. 58, out. 2016. DOI: <https://doi.org/10.14295/holos.v16i1.10166>. Disponível em: <https://www.ceanusp.org.br/holos/article/view/10166>. Acesso em: 04 abr. 2023.

ROZMAN, U.; KALČÍKOVÁ, G.; MAROLT, G.; SKALAR, T.; ŽGAJNAR GOTVAJN, A. Potential of waste fungal biomass for lead and cadmium removal: Characterization, biosorption kinetic and isotherm studies. **Environmental Technology & Innovation**, Amsterdam, v. 18, p. 100742, mai. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100742>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352186419309216?via%3Dihub>. Acesso em: 17 jun. 2023.

RUSSEL. J. B. **Química Geral**. [S. l]: Makron. v. 1 e 2, 1996.

SAHMOUNE, M. N. Performance of *Streptomyces rimosus* biomass in biosorption of heavy metals from aqueous solutions. **Microchemical Journal**, Philadelphia, v. 141, p. 87–95, set. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2018.05.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0026265X18305228?via%3Dihub>. Acesso em: 10 jan. 2024.

SAIDULU, D.; GUPTA, B.; GUPTA, A. K.; GHOSAL, P. S. A review on occurrences, ecotoxic effects, and remediation of emerging contaminants from wastewater: Special emphasis on biological treatment based hybrid systems. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, Amsterdam, v. 9, n. 4, p. 105282, ago. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105282>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343721002591?via%3Dihub>. Acesso em: 22 mai. 2023.

SALEH, I. A.; ZOUARI, N.; AL-GHOUTI, M. A. Removal of pesticides from water and wastewater: Chemical, physical and biological treatment approaches. **Environmental Technology & Innovation**, Amsterdam, v. 19, p. 101026, ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101026>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186420313262?via%3Dihub>. Acesso em: 17 mai. 2023.

SANKHLA, A.; SHARMA, R.; YADAV, R. S.; KASHYAP, D.; KOTHARI, S. L.; KACHHWAHA, S. Biosynthesis and characterization of cadmium sulfide nanoparticles – An emphasis of zeta potential behavior due to capping. **Materials Chemistry and Physics**, Amsterdam, v. 170, p. 44–51, fev. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2015.12.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0254058415304922?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jun. 2023.

SANTOS, M. C. **Estudo da taboa (*typha domingensis*) como bioissorvente de íons metálicos chumbo (Pb²⁺) E níquel (Ni²⁺)**. 2015. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Ciências Exatas, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2015.

SARAVANAN, A.; KUMAR, P. S.; DUC, P. A.; RANGASAMY, G. Strategies for microbial bioremediation of environmental pollutants from industrial wastewater: A sustainable approach. **Chemosphere**, Oxford, v. 313, p. 137323, fev. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137323>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653522038164?via%3Dihub>. Acesso em: 13 abr. 2023.

SHAMIM, S. Biosorption of Heavy Metals. In **Biosorption**, Amsterdam, v. 2, p. 21-49, jul. 2018. DOI: <https://doi.org/10.5772/intechopen.72099>. Disponível em: <https://www.intechopen.com/chapters/58112>. Acesso em: 15 jun. 2023.

SHARMA, L.; MARQUES, G. *Fusarium*, an Entomopathogen - A Myth or Reality?. **Pathogens**, Basel, v. 7, n. 4, p. 93, nov. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/pathogens7040093>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-0817/7/4/93>. Acesso em: 06 jun. 2023.

SILVA, L. Â. **Avaliação da capacidade adsortiva de carvão ativado e bentonita para remoção de micropoluentes**. 2017. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Panorama do Saneamento Básico no Brasil**. [S. l]: SNIS, 2021. Relatório Anual de 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/ptbr/assuntos/saneamento/snis/painel/ab>. Acesso em: 05 jul. 2024.

SOARES, I. A.; FLORES, A. C.; MENDONÇA, M. M.; BARCELOS, R. P.; BARONI, S. Fungos na biorremediação de áreas degradadas. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 78, n. 2, p. 341–350, abr-jun. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/1808-1657v78p3412011>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aib/a/YfMrd83Hh6LtZvccwhYYmLL/?lang=pt>. Acesso em: 20 mar. 2023.

STELUTI, R. M.; GIESE, E. C.; PIGGATO, M. M.; SUMIYA, A. F. G.; COVIZZI, L. G.; JOB, A. E.; CARDOSO, M. S.; SILVA, M. L. C.; DEKKER, R. F. H.; BARBOSA, A. M. Comparison of Botryosphaeran production by the ascomyceteous fungus *Botryosphaeria* sp., grown on different carbohydrate carbon sources, and their partial structural features. **Journal of Basic Microbiology**, Weinheim, v. 44, n. 6, p. 480–486, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1002/jobm.200410415>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jobm.200410415>. Acesso em: 10 jun. 2023.

SULTANA, M.; ROWNOK, M. H.; SABRIN, M.; RAHAMAN, M. H.; ALAM, S. M. N. A review on experimental chemically modified activated carbon to enhance dye and heavy metals adsorption. **Cleaner Engineering and Technology**, Mandsaur, v. 6, 100382, fev. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100382>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666790821003426?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mar. 2023.

TANSENGCO, M.; TEJANO, J.; CORONADO, F.; GACHO, C.; BARCELO, J. Heavy Metal Tolerance and Removal Capacity of *Trichoderma* species Isolated from Mine Tailings in Itogon, Benguet. **Environment and Natural Resources Journal**, Salaya, v. 16, p. 39–57, 2018. DOI: 10.14456/ennrj.2018.5. Disponível em: <https://acesse.dev/FTWFE>. Acesso em: 05 jun. 2023.

TAKAHASHI, J. A.; LIMA, G. S.; SANTOS, G. F.; LYRA, F. H.; SILVA-HUGHES, A. F., GONÇALVES, F. A. G. Filamentous Fungi and Chemistry: Old Friends, New Allies. **Revista Virtual de Química**, Niteroi, v. 9, n. 6, p. 2351–2382, set. 2017. DOI: <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20170141>. Disponível em: <https://rvq.sbq.org.br/pdf/v9n6a15>. Acesso em: 02 jun. 2023.

TIAN, D.; JIANG, Z.; JIANG, L.; SU, M.; FENG, Z.; ZHANG, L.; WANG, S., LI, Z.; HU, S. A new insight into lead (II) tolerance of environmental fungi based on a study of *Aspergillus niger* and *Penicillium oxalicum*. **Environmental Microbiology**, Chichester, v. 21, n. 1, p. 471–479, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/1462-2920.14478>. Disponível em: <https://environmental-microbiology.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1462-2920.14478>. Acesso em: 22 mar. 2023.

TIQUIA-ARASHIRO, S. M. Lead absorption mechanisms in bacteria as strategies for lead bioremediation. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v. 102, n. 13, p. 5437–5444, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00253-018-8969-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00253-018-8969-6>. Acesso em: 20 mar. 2023.

TOKULA, B. E.; DADA, A. O.; INYINBOR, A. A.; OBAYOMI, K. S.; BELLO, O. S.; PAL, U. Agro-waste based adsorbents as sustainable materials for effective adsorption of Bisphenol A from the environment: A review. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 388, p. 135819, fev. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135819>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652622053938?via%3Dihub>. Acesso em: 30 mai. 2023.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. ed. 10. Porto Alegre: Artmed, 2012.

TRATA BRASIL. **Panorama do Saneamento Básico no Brasil**: relatório de 2024. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2024/>. Acesso em: 06 de abril 2024.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Actions You Can Take To Reduce Lead In Drinking Water**. EPA 810-F-93-001. Disponível em: <http://water.epa.gov/drink/info/lead/lead1.cfm>. Acesso em: 18 mai. 2023.

VALASQUES G. L.J.; CEDRO, P. É. P.; MENDES, T. P. S.; MIRANDA, A. C. A.; CÔRTEZ FILHO, A. B.; LIMA, D. M.; BARRETO, M. M.; PINHEIRO, A. A. F.; MARQUES, L. M. Characterization and biological activities of polysaccharides extracted from the filamentous fungal cell wall: an updated literature review. **Research, Society and Development**, Itabira, v. 9, n. 11, nov. 2020. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i11.10217>. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/10217>. Acesso em: 15 jan. 2024.

VASCONCELOS, A. F. D.; MONTEIRO, N. K.; DEKKER, R. F. H.; BARBOSA, A. M.; CARBONERO, E. R.; SILVEIRA, J. L. M.; SASSAKI, G. L.; DA SILVA, R.; SILVA, M. L. C. Three exopolysaccharides of the β -(1 \rightarrow 6)-d-glucan type and a β -(1 \rightarrow 3;1 \rightarrow 6)-d-glucan produced by strains of *Botryosphaeria rhodina* isolated from rotting tropical fruit. **Carbohydrate Research**, Oxford, v. 343, n. 14, p. 2481–2485, set. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.carres.2008.06.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0008621508003297?via%3Dihub>. Acesso em: 10 jun. 2023.

VASSALLE, L.; GARCÍA-GALÁN, M. J.; AQUINO, S. F.; AFONSO, R. J. C. F.; FERRER, I.; PASSOS, F.; R MOTA, C. Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants. **Chemosphere**, Oxford, v. 248, p. 125969, jun. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125969>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653520301612?via%3Dihub>. Acesso em: 22 mai. 2023.

VELMURUGAN, P.; SHIM, J.; YOU, Y.; CHOI, S.; KAMALA-KANNAN, S.; LEE, K.-J.; KIM, H. J.; OH, B.T. Removal of zinc by live, dead, and dried biomass of *Fusarium* sp. isolated from the abandoned-metal mine in South Korea and its perspective of producing nanocrystals. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 182, n. 1–3, p. 317–324, out. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.032>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389410007727?via%3Dihub>. Acesso em: 30 out. 2023.

VETRISSEVI, V.; JAYA SANTHI, R. Redox polymer as an adsorbent for the removal of chromium (VI) and lead (II) from the tannery effluents. **Water Resources and Industry**, Amsterdam, v. 10, 39–52, jun. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2015.02.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212371715000220?via%3Dihub>. Acesso em: 16 abr. 2023.

VIEIRA, W. T.; FARIAS, M. B.; SPAOLONZI, M. P.; DA SILVA, M. G. C.; VIEIRA, M. G. A. Removal of endocrine disruptors in waters by adsorption, membrane filtration and biodegradation. A review. **Environmental Chemistry Letters**, Heidelberg, v. 18, n. 4, p. 1113–1143, abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01000-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-020-01000-1>. Acesso em: 26 mai. 2023.

VOGEL, H. J. A. **Convenient growth medium for neurospora crassa**. [S. l]: Microbial Genetics Bulletin, v.13, p. 42–43, 1956.

VOLESKY, B.; HOLAN, Z. R. Biosorption of heavy metals. **Biotechnology Progress**, Malden, v. 11, n. 3, p. 235–250, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1021/bp00033a001>. Disponível em: <https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1021/bp00033a001>. Acesso em: 03 jun. 2023.

VOLKOV, V. Quantitative description of ion transport via plasma membrane of yeast and small cells. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 6, p. 139403, jun. 2015. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00425>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2015.00425/full>. Acesso em: 20 jun. 2023.

WAN MAZNAH, W. O.; AL-FAWWAZ, A. T.; SURIF, M. Biosorption of copper and zinc by immobilised and free algal biomass, and the effects of metal biosorption on the growth and cellular structure of *Chlorella* sp. and *Chlamydomonas* sp. isolated from rivers in Penang, Malaysia. **Journal of Environmental Sciences**, Amsterdam, v. 24, n. 8, p. 1386–1393, ago. 2012. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60931-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60931-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1001074211609315?via%3Dihub>. Acesso em: 15 nov. 2023.

WATER, S. **Guidelines for drinking-water quality**. [S. l]: World Health Organization, v. 1, 2004.

WATTERSON, T. A. The effect of chemical irritation on the respiration of fungi. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, Lawrence, v. 31, n. 5, p. 191–303, mai. 1904. DOI: <https://doi.org/10.2307/2478579>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2478579?origin=crossref>. Acesso em: 19 jun. 2023.

WERBER, W. J.; MORRIS, J. C. Kinetics of Adsorption on Carbon from Solutions. **Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers**, Reston, v. 89, p. 31–60, 1963. DOI: <https://doi.org/10.1061/JSEDAI.0000430>. Disponível em: <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/JSEDAI.0000430>. Acesso em: 30 mai. 2023.

WORCH, E. **Adsorption technology in water treatment**. Fundamentals, Processes, and Modeling, Berlin, Boston: De Gruyter, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1515/9783110240238>. Disponível em: <https://www.degruyter.com/document/doi/10.1515/9783110240238/html>. Acesso em: 17 jun. 2023.

XIANGLIANG, P.; JIANLONG, W.; DAOYONG, Z. Biosorption of Pb (II) by *Pleurotus ostreatus* immobilized in calcium alginate gel. **Process Biochemistry**, London, v. 40, n. 8, p. 2799–2803, jul. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.12.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0032959205000087?via%3Dihub>. Acesso em: 15 jun. 2023.

XIE, P.; HAO, X.; MOHAMAD, O. A.; LIANG, J.; WEI, G. Comparative Study of Chromium Biosorption by *Mesorhizobium amorphae* Strain CCNWGS0123 in Single and Binary Mixtures. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, Heidelberg, v. 169, n. 2, p. 570–587, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12010-012-9976-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12010-012-9976-1>. Acesso em: 15 jun. 2023.

YANG, S. K.; TAN, N.; YAN, X. M.; CHEN, F.; LONG, W.; LIN, Y. C. Thorium (IV) removal from aqueous medium by citric acid treated mangrove endophytic fungus *Fusarium* sp. #ZZF51. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 74, n. 1, p. 213–219, set. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.055>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X13003615?via%3Dihub>. Acesso em: 05 jun. 2023.

YE, M.; LI, G.; YAN, P.; REN, J.; ZHENG, L.; HAN, D.; SUN, S.; HUANG, S.; ZHONG, Y. Removal of metals from lead-zinc mine tailings using bioleaching and followed by sulfide precipitation. **Chemosphere**, Oxford, v. 185, p. 1189–1196, out. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.124>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004565351731175X?via%3Dihub>. Acesso em: 10 abr. 2023.

YOONG K., L., JO-SHU C. Bioremediation of heavy metals using microalgae: Recent advances and mechanisms. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 303, p. 122886, mai. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122886>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852420301553?via%3Dihub>. Acesso em: 12 abr. 2023.

ZHANG, H.; LIN, H.; LI, Q.; CHENG, C.; SHEN, H.; ZHANG, Z.; ZHANG, Z.; WANG, H. Removal of refractory organics in wastewater by coagulation/flocculation with green chlorine-free coagulants. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 787, p. 147654, set. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147654>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972102725X?via%3Dihub>. Acesso em: 15 mai. 2023.

ZHANG, H.; MA, J.; MIAO, Y.; TUCHIYA, T.; CHEN, J. Y. Analysis of Carbonyl Value of Frying Oil by Fourier Transform Infrared Spectroscopy. **Journal of Oleo Science**, Chuo-ku,

v. 64, n. 4, p. 375–380, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5650/jos.ess14201>. Disponível em: https://www.jstage.jst.go.jp/article/jos/64/4/64_ess14201/_article. Acesso em: 15 nov. 2023.

ZONATO, R. O.; ESTEVAM, B. R.; PEREZ, I. D.; RIBEIRO, V.A. S.; BOINA, R. F. Eggshell as an adsorbent for removing dyes and metallic ions in aqueous solutions. **Cleaner Chemical Engineering**, London, v. 2, p. 100023, jun. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clce.2022.100023>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772782322000213?via%3Dihub>. Acesso em: 18 mar. 2023.