



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA REGIÃO TOCANTINA DO MARANHÃO  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, NATURAIS E TECNOLÓGICAS  
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

**BIORREMEDIAÇÃO DE ZINCO E NÍQUEL EM SOLUÇÕES AQUOSAS  
UTILIZANDO FUNGOS AQUÁTICOS ISOLADOS DO RIO TOCANTINS**

Imperatriz – MA

2025





**VANESSA BARROS DA CONCEIÇÃO**

**BIORREMEDIAÇÃO DE ZINCO E NÍQUEL EM SOLUÇÕES AQUOSAS  
UTILIZANDO FUNGOS AQUÁTICOS ISOLADOS DO RIO TOCANTINS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnológicas – CCENT, da Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL, como pré-requisito para Conclusão do Curso de Ciências Biológicas.

**Orientador(a):** Prof.(a). Dr.(a). Ivaneide de Oliveira Nascimento.

Imperatriz – MA

2025



C744b

Conceição, Vanessa Barros da

Biorremediação de zinco e níquel em soluções aquosas utilizando fungos aquáticos isolados do Rio Tocantins. / Vanessa Barros da Conceição. – Imperatriz, MA, 2025.

34 f. : il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas) – Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL, Imperatriz, MA, 2025.

1. Biorremediação. 2. Contaminantes-Metals. 3. Sustentabilidade 4. Imperatriz - MA. I. Título.

CDU 623.459.86

Ficha elaborada pela Bibliotecária: **Jennifer Rabelo Pires CRB13/987**



**VANESSA BARROS DA CONCEIÇÃO**

**BIORREMEDIAÇÃO DE ZINCO E NÍQUEL EM SOLUÇÕES AQUOSAS  
UTILIZANDO FUNGOS AQUÁTICOS ISOLADOS DO RIO TOCANTINS**

Aprovado em: 11/02/2025

Banca Examinadora:

*Ivaneide de Oliveira Nascimento*

---

**Prof. Dra. Ivaneide de Oliveira Nascimento, Orientadora**

Doutora em Agroecologia

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão



Documento assinado digitalmente

**SHEILA ELKE ARAÚJO NUNES**

Data: 10/03/2025 16:41:30-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

---

**Prof. Dra. Sheila Elke Araújo Nunes, Membro da Banca Examinadora**

Doutora em Medicina Tropical e Saúde Pública

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão



Documento assinado digitalmente

**JORGE DINIZ DE OLIVEIRA**

Data: 10/03/2025 17:30:09-0300

Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

---

**Prof. Dr. Jorge Diniz de Oliveira, Membro da Banca Examinadora**

Doutor em Química

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão





Dedico este trabalho à minha mãe, Zenaide, que, sob muito Sol, me proporcionou a sombra necessária para chegar até aqui. Este espaço que hoje ocupo é fruto de suas renúncias, lutas e esperanças.





## AGRADECIMENTOS

A DEUS, cuja presença amorosa e constante tem guiado cada passo da minha jornada.

À orientadora deste trabalho, professora, doutora, Ivaneide de Oliveira, pela oportunidade, orientação, paciência e apoio.

À toda equipe do Laboratório de Microbiologia e Saúde, onde tive a oportunidade de desenvolver não apenas técnicas, mas também de vivenciar experiências inesquecíveis que marcaram profundamente minha trajetória acadêmica e pessoal.

A todos os meus professores e professoras, sem os quais essa caminhada não teria sido possível. Sou imensamente grata por cada ensinamento, incentivo e dedicação.

À minha família, pelos esforços e incentivos que me permitiram chegar até aqui. Agradeço, especialmente ao meu avô Zenário, à minha mãe Zenaide, e aos meus irmãos: Elisvan, Júnior e João, que são a luz da minha vida e a minha maior inspiração.

Agradeço aos meus amigos e colegas da turma do curso de Ciências Biológicas - 2020.1, que, de diferentes maneiras, tornaram os últimos anos leves, repletos de aprendizado e companheirismo. Aos meus parceiros de seminários e trabalhos, Samara, Brunna, Petronílio e Augusto, agradeço a colaboração.

À Samara, que, além da sua amizade, foi um suporte inestimável para realização deste trabalho e em todo o meu percurso acadêmico. Sua parceria, nos momentos de desafios e alegrias, foi fundamental.

Agradeço à minha família em Cristo, Igreja Batista do Brasil, por todas as orações, carinho e suporte. Estar longe de casa nunca foi fácil, mas foi muito mais suportável graças à presença de vocês.





"Pois sou eu que conheço os planos que tenho para vocês, afirma o Senhor, planos de fazê-los prosperar e não de lhes causar dano, planos de dar-lhes esperança e um futuro."

Jeremias 29:11





## RESUMO

Os metais potencialmente tóxicos são reconhecidos como importantes contaminantes ambientais devido à sua alta toxicidade, mesmo em baixas concentrações, o que pode causar sérios danos ao meio ambiente. Dentre as estratégias de remediação disponíveis, a biorremediação tem se destacado como uma abordagem promissora, utilizando microrganismos na remoção ou manipulação dessas substâncias poluentes. Foram testadas as espécies *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp.*, *Trichoderma sp.* e *Penicillium sp.* Para a preparação das soluções metálicas, foram utilizados 4,4 g de sulfato de zinco ( $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ ) e 4,02 g de sulfato de níquel ( $NiSO_4 \cdot 7H_2O$ ) dissolvidas em 25 mL de água, resultando em uma concentração final de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  e pH ajustado para 5. Os fungos foram então expostos às soluções para avaliar sua eficiência na remoção dos metais. Os resultados demonstraram que *Aspergillus sp.* foi o mais eficiente na remoção de níquel, atingindo uma taxa de remoção próxima a 99%. Já o *Aspergillus niger* e o *Penicillium sp.* destacaram-se na remoção do zinco, apresentando também desempenhos consideráveis. Esses resultados indicam que os fungos filamentosos podem ser uma ferramenta eficaz na biorremediação de ambientes contaminados com metais potencialmente tóxicos, oferecendo uma alternativa biotecnológica sustentável para a recuperação de áreas poluídas.

**Palavras-chave:** Biorremediação, Metais, Água, Sustentabilidade.





## ABSTRACT

Metals are recognized as significant environmental contaminants due to their high toxicity, even at low concentrations, which can cause serious damage to the environment. Among the available remediation strategies, bioremediation has emerged as a promising approach, utilizing microorganisms for the removal or transformation of these pollutant substances. The species *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp.*, *Trichoderma sp.*, and *Penicillium sp.* were tested. For the preparation of the metal solutions, 4.4 g of zinc sulfate ( $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) and 4.02 g of nickel sulfate ( $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) were dissolved in 25 mL of water, resulting in a final concentration of  $10 \text{ mg L}^{-1}$  and a pH adjusted to 5. The fungi were then exposed to these solutions to evaluate their efficiency in metal removal. The results demonstrated that *Aspergillus sp.* was the most efficient in removing nickel, achieving a removal rate of nearly 99%. Meanwhile, *Aspergillus niger* and *Penicillium sp.* stood out in zinc removal, also exhibiting considerable performance. These findings indicate that filamentous fungi can be an effective tool in the bioremediation of environments contaminated with heavy metals, offering a sustainable biotechnological alternative for the recovery of polluted areas.

**Keywords:** Bioremediation, Metals, Water, Sustainability.





## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Pontos de coleta no Rio Tocantins em Imperatriz (MA).....	20
<b>Figura 2.</b> Cultura de <i>Aspergillus niger</i> e <i>Aspergillus sp</i> .....	21
<b>Figura 3.</b> Cultura de <i>Penicillium sp</i> e <i>Trichoderma sp</i> .....	21
<b>Figura 4.</b> Câmara de Neubauer.....	22
<b>Figura 5.</b> Experimento em shaker.....	22
<b>Figura 6.</b> Avaliação do PH.....	23
<b>Figura 7.</b> Capacidade de remoção de Ni pelos fungos <i>Trichoderma sp</i> , <i>Penicillium sp</i> , <i>Aspergillus niger</i> e <i>Aspergillus sp</i> . em solução aquosa.....	27
<b>Figura 8.</b> Eficiência em (%) da remoção de Ní pelos fungos <i>Trichoderma sp</i> , <i>Penicillium sp</i> , <i>Aspergillus niger</i> e <i>Aspergillus sp</i> . em solução aquosa.....	27
<b>Figura 9.</b> Capacidade de remoção de Zn pelos fungos <i>Trichoderma sp</i> , <i>Penicillium sp</i> , <i>Aspergillus niger</i> e <i>Aspergillus sp</i> . em solução aquosa.....	28
<b>Figura 10.</b> Eficiência em (%) da remoção de Zn pelos fungos <i>Trichoderma sp</i> , <i>Penicillium sp</i> , <i>Aspergillus niger</i> e <i>Aspergillus sp</i> . em solução aquosa. ....	29





## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Avaliação do pH das amostras de Zn e Ni contendo fungos <i>Trichoderma sp</i> , <i>Penicillium sp</i> , <i>Aspergillus niger</i> e <i>Aspergillus sp</i> em solução aquosa.....	25
<b>Tabela 2.</b> Avaliação da massa inicial e final dos fungos <i>Trichoderma sp</i> , <i>Penicillium sp</i> , <i>Aspergillus niger</i> e <i>Aspergillus sp</i> . em solução aquosa contendo Zn e Ni.....	26





## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>15</b>
2.1 Biorremediação de Metais Pesados em Ambientes Aquáticos .....	15
2.2 Zinco e Níquel .....	16
2.3 Fungos Aquáticos como Agentes de Biorremediação .....	17
2.4 Aplicação ao Rio Tocantins .....	18
<b>3 OBJETIVOS .....</b>	<b>19</b>
3.1 Objetivo Geral: .....	19
3.2 Objetivos Específicos: .....	19
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>20</b>
4.1 Seleção e cultivo das linhagens fúngicas .....	20
4.2 Preparo das soluções aquosas com metais pesados .....	21
4.3 Experimento para avaliação da capacidade de bioabsorção dos fungos .....	21
4.4 Filtragem e avaliação do pH .....	23
4.5 Avaliação do peso seco do fungo .....	23
4.6 Determinação de Ni e Zn .....	24
4.7 Avaliação da capacidade e eficiência de bioabsorção dos fungos .....	24
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>24</b>
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>30</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>31</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O intenso aumento da população mundial gera uma busca cada vez maior de alimentos, espaço e condições para sobrevivência, fazendo com que as ações antrópicas ao meio ambiente sejam, ao longo do tempo, cada vez maiores (Alves, 2006). Dentre as principais ações antrópicas que ocasionam a contaminação da água, destacam-se o lançamento de efluentes industriais e domésticos sem tratamento adequado, contendo contaminantes orgânicos e inorgânicos, nutrientes e microrganismos; o uso indiscriminado de pesticidas, fertilizantes e herbicidas; e a irrigação de campos com água industrial e esgoto não tratados previamente (Madiha et al., 2022).

Essas práticas introduzem substâncias tóxicas nos corpos d'água, comprometendo a qualidade da água potável, afetando a biodiversidade aquática e gerando impactos negativos na saúde humana. Em regiões com escassez hídrica, as ações antrópicas impactam principalmente os corpos d'água superficiais devido ao uso excessivo dos aquíferos (Caldas et al., 2021).

Os metais são considerados contaminantes ambientais significativos devido à sua toxicidade em baixas concentrações, tornando alguns altamente prejudiciais ao meio ambiente (Ramachandran et al., 2022). Em 1993, as reservas de níquel e zinco eram de aproximadamente 71 milhões e 90 milhões de toneladas, respectivamente. Apesar da aparente abundância é importante ressaltar que a crescente depleção de minérios silicatados de alto teor, leva à obtenção dos referidos metais gerando resíduos contendo metais pesados, que são altamente tóxicos e persistentes no ambiente, tratar esses resíduos pode ser um grande desafio devido à dificuldade em remover esses contaminantes (Farias, 2017).

Por outro lado, existem algumas tecnologias que permitem a recuperação ou remediação de ambientes contaminados. Dentre elas uma que se destaca é a biorremediação, caracterizada por utilizar microrganismos com o objetivo de degradar resíduos prejudiciais ao ambiente (Tortora, 2017; Mariano, 2006; Lemos et al., 2009; Pereira et al., 2012). Esta técnica é uma opção de tratamento de baixo custo em comparação com outros métodos, possuindo 16 processos físico-químicos, como a floculação e eletrólise (Pinto et al., 2003). Segundo Andrezza et al. (2013), a biorremediação é um método que combina processos biotecnológicos com engenharia ambiental.

A estrutura química dos poluentes orgânicos influencia a metabolização destes por microrganismos, especialmente com respeito às taxas e à extensão da biodegradação. Alguns compostos orgânicos são rapidamente biodegradáveis, enquanto outros são recalcitrantes (não



biodegradáveis) (Atlas, 1981). Se as enzimas que catabolizam a degradação de compostos naturais apresentam baixa especificidade pelo seu substrato, os xenobióticos com estrutura química semelhante a estes compostos naturais podem ser reconhecidos pelo sistema ativo da enzima e, assim, aproveitados pelo microrganismo como fonte de nutrientes e energia (Gaylard; Bellinaso; Manfio, 2005).

Nas últimas décadas, a utilização de fungos filamentosos e seus metabólitos nos processos de biorremediação vem crescendo, em virtude do alto potencial degradativo, bioassortivo (metais e corantes) e dos mecanismos de resistência em condições ambientais adversas (Conceição et al., 2005). Além disso, esses microrganismos podem adsorver metais em sua superfície celular e acumulá-los em seu interior, permitindo sua remoção do ambiente contaminado, bioacumulá-los em organelas ou ligá-los a proteínas de seu interior celular (Mello; Azevedo, 2008).

O uso de fungos filamentosos tem se destacado em relação aos outros microrganismos na remoção de metais do ambiente, pois eles apresentam maior resistência a metais tóxicos, o que proporciona seu crescimento e desenvolvimento em meios que contenham altas concentrações desses poluentes (Collins; Stotzky, 1992). As paredes dos fungos têm altas quantidades de polissacarídeos e de proteínas e essas duas substâncias possuem diversos grupos funcionais que são capazes de se ligar aos íons metálicos. São os grupos: carboxilas, hidroxilas, grupamento amina, grupamento fosfato e grupamento sulfato (Akar; Tunali, 2006).

De acordo com Kurek, Czoban e Bollag (1982), a biomassa dos fungos dos gêneros *Penicillium*, *Aspergillus*, *Rhizopus*, *Mucor*, *Saccaromyces* e *Trichoderma* têm se mostrado muito eficiente na remoção de metais pesado de soluções aquosas. Um exemplo de trabalho nessa área foi o de Akthar e Mohan (1995), que pesquisaram a biorremediação de íons tóxicas de águas poluídas tanto de lagos quanto de efluentes industriais. Os referidos autores fizeram uso de *Aspergillus niger* para bioassorção de íons de zinco ( $Zn^{2+}$ ). O *A. niger* removeu 30% do metal (60 mg de zinco/ 2 g de água fresca) no primeiro ciclo de bioassorção e 75% após 5 ciclos, utilizando um efluente que tinha alta concentração de Zn (9 mg/ ml) (Rocha, 2017).

Portanto, a pesquisa sobre a biorremediação de zinco e níquel com o uso de fungos aquáticos, como *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp*, *Trichoderma sp* e *Penicillium sp*, pode contribuir para a compreensão desses processos de remediação ambiental e para o desenvolvimento de tecnologias mais eficazes e sustentáveis para o tratamento de águas e solos contaminados.



## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Biorremediação de Metais Pesados em Ambientes Aquáticos

A biorremediação é um processo no qual organismos vivos, geralmente plantas ou microrganismos, são utilizados para remover ou reduzir poluentes do ambiente, promovendo a recuperação ambiental. Os microrganismos desempenham um papel crucial na reciclagem de moléculas na biosfera e participam ativamente dos principais ciclos biogeoquímicos, sendo essenciais para a manutenção dos ecossistemas (Gaylarde; Bellinaso; Manfio, 2005).

Diversas técnicas avançadas, como eletrodialise, osmose inversa e precipitação química, são empregadas na remoção de metais pesados de águas contaminadas. No entanto, essas abordagens apresentam limitações significativas que comprometem sua eficácia a longo prazo, como altos custos operacionais, grandes exigências de energia e a geração de resíduos indesejados. Embora a fitorremediação seja uma alternativa mais ecológica e de custo reduzido, ela enfrenta desafios quanto à eficiência de remoção em grandes volumes de água e à variação na capacidade de absorção de diferentes espécies vegetais (Abbas et al., 2014).

Diante disso, a biorremediação se destaca como alternativa eficiente e sustentável, reduzindo impactos ambientais ao utilizar organismos vivos para degradação de contaminantes. Segundo Kurek, Czoban e Bollag (1982), a biorremediação microbiana tem se mostrado eficaz na remoção de metais pesados, como zinco e níquel, transformando-os em formas menos tóxicas e mais fáceis de serem assimiladas ou eliminadas naturalmente, sem a necessidade de intervenções químicas agressivas.

A eficiência da biorremediação é influenciada por diversos fatores, dentre os quais se destacam:

Os fatores físicos, a natureza da matriz ambiental e a temperatura afetam a biodisponibilidade dos poluentes e a atividade dos microrganismos. Os fatores químicos, como o pH e a presença de oxigênio, determinam o tipo de metabolismo microbiano e a degradação dos poluentes. Além disso, a composição química do poluente e a presença de metais pesados podem ser determinantes para a eficácia do processo. Os fatores biológicos incluem a capacidade dos microrganismos em degradar contaminantes, com a estrutura química do poluente influenciando sua biodegradabilidade. A troca de material genético entre bactérias também pode aumentar a eficiência da biorremediação, que depende da compatibilidade das condições ambientais com as necessidades metabólicas dos microrganismos. (Gaylarde; Bellinaso; Manfio, 2005, p. 37).



Um exemplo de ambiente impactado pela contaminação por metais pesados é a bacia do Tarumã-Açú, localizada no Rio Negro, onde foi constatado um aumento nas concentrações de cobre, chumbo, níquel, ferro, cromo, cobalto, manganês e zinco, atingindo níveis que representam riscos tanto para os ecossistemas aquáticos quanto para a saúde humana (Santana; Barroncas, 2007). Além disso, investigações apontam que os igarapés do Quarenta e do São Raimundo, situados em Manaus, apresentam concentrações elevadas de cobre, cromo, níquel e zinco, resultantes do lançamento de esgoto doméstico e efluentes industriais (Sampaio, 2000). Esses exemplos reforçam a necessidade de estratégias eficazes de biorremediação para minimizar os impactos desses contaminantes no meio ambiente.

## 2.2 Zinco e Níquel

O zinco é um elemento de número atômico 30, massa atômica 65,38 g/mol e símbolo Zn. Foi descoberto pelo alquimista Paracelso no século XVI, o 23º elemento mais abundante na crosta da Terra (United States Geological Survey - USGS, 2022). Segundo a legislação (Conama, 2008), que estabelece os níveis de metais pesados lançados em efluentes da Classe I, o valor máximo permitido para o zinco é de 5,0 mg/L. O documento também aponta que o zinco pode oferecer riscos à saúde humana, incluindo sintomas como secura na garganta, tosse, fraqueza, dores generalizadas, coceira, febre, náusea e vômito.

O níquel (Ni) é um elemento metálico divalente, com número atômico 28 e massa atômica 58,7, descoberto no ano de 1751. As principais indústrias que geram resíduos ricos em níquel incluem o setor de papel, indústrias de metais não ferrosos, refinarias de petróleo, usinas siderúrgicas e galvanoplastia (Costa & Scheneider, 1999; Torem & Casqueira, 2003). A concentração máxima de níquel em efluentes da Classe I é de 2,0 mg/L. Esse metal pode ser um fator provocador de câncer nos pulmões e seios paranasais (Conama, 2008).

Os metais pesados representam a principal fonte de poluição inorgânica em solos e águas, sendo definidos como um grupo de elementos químicos com alta densidade, geralmente superior a 5 g/cm<sup>3</sup>. Esses metais são amplamente reconhecidos por sua toxicidade, reatividade e pela capacidade de se acumular nos organismos vivos, o que pode resultar em efeitos adversos significativos para a saúde ambiental e humana (Nriagu, 1992).

No que diz respeito ao zinco, sua bioconcentração é particularmente elevada em crustáceos e moluscos bivalves, onde a exposição prolongada pode levar a distúrbios no crescimento e desenvolvimento desses organismos. Esse acúmulo excessivo pode comprometer não apenas a sobrevivência dos indivíduos, mas também a saúde dos ecossistemas aquáticos



em que habitam, uma vez que esses organismos desempenham papéis essenciais nas cadeias alimentares e nos ciclos de nutrientes (Sampaio, 2003).

Por sua vez, o níquel exerce impactos significativos nos tecidos branquiais dos peixes, provocando alterações fisiológicas como hipertrofia e hiperplasia celular. Essas mudanças podem prejudicar a capacidade respiratória dos peixes, afetando sua sobrevivência e reprodução, além de comprometer a biodiversidade aquática em geral (Palermo et al., 2015). Dessa forma, a presença de metais pesados em ambientes aquáticos não apenas representa uma ameaça aos organismos diretamente expostos, mas também coloca em risco a integridade dos ecossistemas e a saúde das populações humanas que dependem desses recursos.

### **2.3 Fungos Aquáticos como Agentes de Biorremediação**

Os fungos aquáticos são um grupo diversificado, tanto em aspectos morfológicos quanto filogenéticos, e sua definição é geralmente mais abrangente, considerando como fungos aquáticos todos aqueles que, em algum momento de seu ciclo de vida, dependem de habitats aquáticos ou de suas condições ambientais (Shearer et al., 2007). Amplamente distribuídos, colonizam substratos diversos, como material vegetal em decomposição, e demonstram grande adaptação a áreas impactadas (Jones; Pang, 2012).

Nos processos de biorremediação, os fungos são eficientes devido à sua capacidade de crescimento sob condições adversas e ao seu sistema de degradação mediado por enzimas extracelulares. Seu crescimento filamentososo permite a colonização de grandes áreas contaminadas, aumentando a biodisponibilidade dos poluentes. Além disso, sua parede celular contém grupos funcionais que interagem com metais pesados, promovendo sua adsorção e remoção do meio aquoso (Chander; Arora; Bath, 2004).

A remoção de metais pesados pelos fungos aquáticos pode ocorrer por dois mecanismos principais: biossorção e bioacumulação. A biossorção é um processo passivo no qual metais pesados são removidos da solução por meio da interação com grupos funcionais presentes na superfície das células fúngicas, podendo ocorrer tanto em células vivas quanto mortas (Moreira, 2007; Seolatto et al., 2007; Duta, 2001). Esse processo inclui mecanismos como adsorção, troca iônica e quelação, permitindo a rápida fixação dos íons metálicos.

Por outro lado, a bioacumulação é um processo ativo que ocorre no interior das células vivas e depende do metabolismo do fungo. Nesse mecanismo, os metais são transportados para dentro da célula e podem ser armazenados em vacúolos ou ligados a proteínas específicas, como metalotioneínas. Além disso, a bioacumulação pode envolver a precipitação dos metais por metabólitos secundários excretados pelos fungos (Cossich & Tavares, 2000; Davis et al., 2003).



Diferentemente da bioissorção, esse processo demanda energia celular e pode resultar no acúmulo gradual dos metais dentro da biomassa fúngica.

Ambos os processos são fundamentais para a biorremediação de metais pesados em ambientes aquáticos. Enquanto a bioissorção se destaca pela rapidez e eficiência na remoção de metais, a bioacumulação pode ser explorada em sistemas de tratamento biológico de longo prazo, desde que haja controle para evitar a liberação dos metais acumulados no ambiente.

#### **2.4 Aplicação ao Rio Tocantins**

O rio Tocantins é um curso de água que nasce no Distrito Federal, na Estação Ecológica de Águas Emendadas, passando pelos estados de Goiás, Tocantins, Maranhão e Pará, até sua foz no golfo Amazônico, próximo a Belém, onde se localiza a ilha de Marajó (Castro, 2017). O rio também pode ser chamado de Tocantins-Araguaia, por se encontrar com o rio Araguaia entre Tocantins e Pará. A área de drenagem dos dois cursos d'água formam a Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia, sendo considerada a maior bacia hidrográfica inteiramente brasileira (ANA, 2024).

Além de seu valor econômico e cultural para a cidade de Imperatriz (MA), o rio desempenha um papel fundamental na manutenção da biodiversidade local. No entanto, atividades industriais e agrícolas têm gerado impactos ambientais significativos, incluindo a redução da qualidade da água e a perda de espécies animais e vegetais (Silva et al., 2010).

Segundo os estudos de Silva *et al* (2024) sobre a qualidade da água em uma sub-bacia do Rio Tocantins em Imperatriz-MA, foi identificada a presença de metais como ferro, cobre e alumínio nas águas superficiais, ressaltando a importância do monitoramento ambiental devido aos possíveis impactos na saúde humana e no ecossistema aquático. Embora os estudos tenham demonstrado que os níveis de exposição dérmica e ingestão oral desses metais estão dentro dos limites seguros, o monitoramento contínuo é essencial, visto que uma exposição prolongada pode trazer riscos à população.

Além dos efeitos potenciais à saúde, a autora ainda aponta que a degradação da qualidade da água nesses riachos está diretamente associada ao crescimento urbano desordenado e à perda de cobertura vegetal, especialmente da mata ciliar. A substituição dessas áreas por construções, aliada à ausência de infraestrutura adequada de saneamento, aumenta a carga de contaminantes no ambiente aquático, prejudicando tanto a fauna local quanto as comunidades que utilizam a água para diferentes atividades.

Em sua pesquisa, Duarte (2013) enfatiza que, embora a Bacia do Médio Tocantins não esteja em condições críticas, ela enfrenta sérios problemas devido ao descarte de efluentes tanto domésticos quanto industriais, além da utilização de aditivos agrícolas. A autora ressalta que



isso se evidencia nas medições de certos metais, como chumbo e cobre, cujas concentrações frequentemente superam os limites permitidos. Além disso, em sua pesquisa o cádmio apresentou níveis que ultrapassaram em até três vezes o valor máximo estabelecido pela legislação (Conama, 2005).

Tais evidências ressaltam a complexidade da poluição na Bacia do Médio Tocantins e a necessidade urgente de estratégias eficazes de remediação. A presença significativa de metais pesados, como cádmio, não só compromete a qualidade da água, mas também pode ter sérias implicações para a saúde dos ecossistemas aquáticos e das comunidades que dependem desses recursos.

Nesse contexto, a pesquisa sobre a biorremediação de zinco e níquel utilizando fungos se torna ainda mais relevante, pois oferece uma abordagem potencialmente sustentável para mitigar os efeitos adversos da contaminação. A compreensão das interações entre os contaminantes e os organismos biorremediadores pode contribuir para o desenvolvimento de soluções que não apenas tratem a poluição existente, mas também promovam a recuperação dos ecossistemas afetados.

### 3 OBJETIVOS

#### 3.1 Objetivo Geral:

Avaliar a capacidade de remoção de níquel e zinco de soluções aquosas sintéticas pelos fungos filamentosos *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp*, *Trichoderma sp* e *Penicillium sp.*, oriundos do Rio Tocantins na zona Urbana de Imperatriz – MA.

#### 3.2 Objetivos Específicos:

- Avaliar a influência do pH na capacidade de remoção de Ni e Zn pelos fungos;
- Comparar o potencial de bioissorção dos fungos filamentosos *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp*, *Trichoderma sp* e *Penicillium sp.* em relação aos metais Ni e Zn em experimento;
- Verificar a eficiência de remoção de Ni e Zn pelos fungos *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp*, *Trichoderma sp* e *Penicillium sp.*

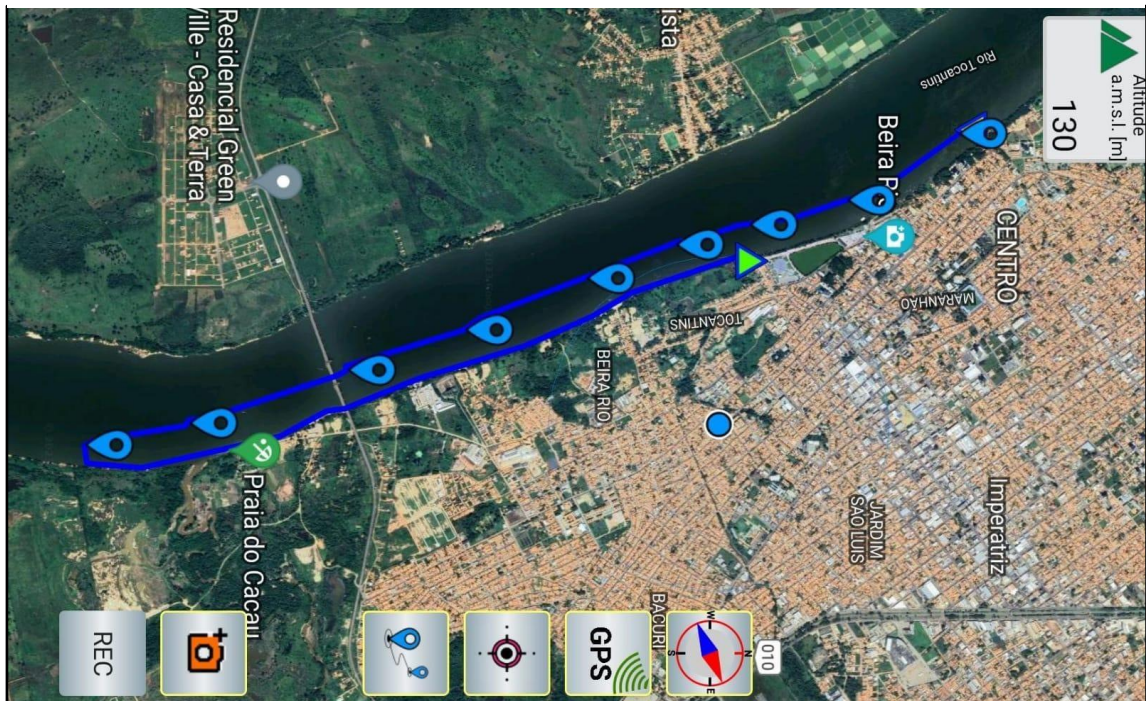


## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Seleção e cultivo das linhagens fúngicas

As linhagens utilizadas neste trabalho foram *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp.*, *Trichoderma sp* e *Penicillium sp*, isoladas da água do Rio Tocantins, a partir de coletas que foram feitas em período chuvoso e seco, no projeto Fungos aquáticos do rio Tocantins (Imperatriz - MA): abundância, diversidade e influência das variáveis ambientais, realizado de 2020 a 2023. As coletas foram realizadas em 10 (dez) pontos amostrais do Rio Tocantins, no perímetro urbano de Imperatriz, nas coordenadas geográficas 5° 31' 32" latitude Sul; 47° 26' 35" longitude a Oeste, com altitude média de 92 m acima do nível do mar (Prefeitura de Imperatriz, 2021) nos períodos de estiagem e chuvoso. Os pontos de coleta ao longo do rio foram em - 5,83176° latitude Sul; - 47,07010° longitude a oeste (Figura 1).

**Figura 1.** Pontos de coleta no Rio Tocantins em Imperatriz (MA).



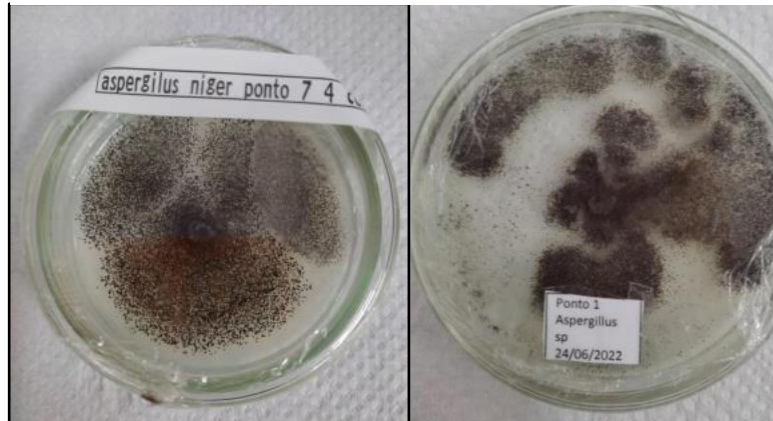
Fonte: Google Maps, 2023.

Os fungos isolados estão no Laboratório de Microbiologia e Saúde – UEMASUL (Figura 2 e 3), os quais são mantidos em meio Batata Dextrose Ágar (BDA), em placas de Petri que são replicadas a cada 3 meses e armazenadas na geladeira de 4-12° C. Para utilização nos experimentos, os fungos foram replicados em meio de cultura BDA em placas de Petri, por um



período de 7 dias em estufa BOD sob temperatura de 25 °C com fotoperíodo, para obtenção de culturas novas.

**Figura 2.** Cultura de *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.*



**Fonte:** Autora, 2024.

**Figura 3.** Cultura de *Penicillium sp* e *Trichoderma sp.*



**Fonte:** Autora, 2024.

## 4.2 Preparo das soluções aquosas com metais pesados

Para as soluções aquosas de metais, foi preparada uma solução concentrada de cada um dos metais separados de acordo com o peso de cada composto. Para a preparação de 25 mL de solução concentrada de cada reagente, foram utilizados os reagentes metálicos na forma de 4,4 g sulfato zinco ( $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ ) e 4,02 g de sulfato Níquel ( $NiSO_4 \cdot 7H_2O$ ). Mantendo-se a concentração metálica de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , pH 5.

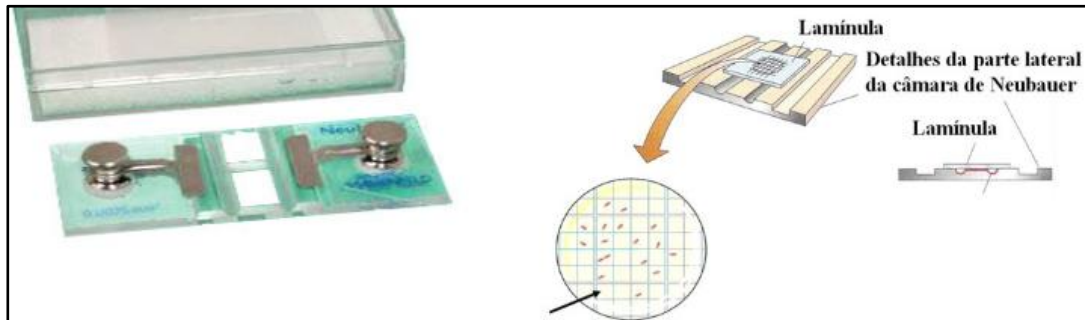
## 4.3 Experimento para avaliação da capacidade de biossorção dos fungos

Após o cultivo prévio dos fungos aquáticos *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp*, *Trichoderma sp* e *Penicillium sp*. em meio BDA a  $\pm 25^\circ \text{C}$ , sob fotoperíodo durante 7 dias em placas de Petri, foi preparado a suspensão de conídios da seguinte forma: em cada placa de Petri



foi acrescentado 30 mL de água destilada esterilizada, fez-se a raspagem da biomassa com auxílio de lâmina de vidro esterilizada e a concentração padrão foi ajustada para  $10^6$  conídios  $\text{mL}^{-1}$ , com o uso da câmara de Neubauer (Figura 4) .

**Figura 4.** Câmara de Neubauer



**Fonte:** Damasceno, 2007.

Dado a contagem, em cada um dos erlenmeyers contendo 100 mL de meio BDA acrescido de antibiótico, foi adicionado 2 mL da suspensão de conídios na concentração de  $10^6$  conídios  $\text{mL}^{-1}$ , 25 mL de solução concentrada de cada reagente metálico (zinco e níquel), mantendo-se à concentração metálica de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , pH 5. Em seguida, estes foram colocados em shaker (mesa agitadora) a uma temperatura de  $30^\circ\text{C}$ , com rotação igual a 200 rpm durante 24 horas ininterruptas (tempo de contato) como mostra a figura 5. No experimento tivemos quatro tratamentos (espécies fúngicas) com três repetições em delineamento inteiramente casualizado.

**Figura 5.** Experimento em shaker



**Fonte:** Autora, 2024.



#### 4.4 Filtragem e avaliação do pH

As soluções contendo a biomassa fúngica foram retiradas do shaker. Essas soluções foram filtradas em papel de filtro J Prolab ® com ajuda de um kitasato e um funil de Büchner. O papel de filtro que foi utilizado foi pesado previamente. Em seguida foi feita a filtração das soluções, o pH de todas as amostras retiradas do shaker depois de 24 horas de inoculação, foram analisados com um medidor de pH (Figura 6). Avaliando a comparação com o pH inicial, anterior à inoculação dos conídios, e o pH final, posterior ao processo de filtração. O pH inicial das soluções foi ajustado em 5,0.

**Figura 6.** Avaliação do PH



**Fonte:** Autora, 2024.

#### 4.5 Avaliação do peso seco do fungo

Os papéis utilizados para a filtragem foram previamente tarados da seguinte forma: eles foram levados à estufa de secagem, na qual permaneceram por meia hora a 100° C. Ao sair da estufa foram acondicionados em dessecador por 15 minutos, e em seguida pesados e anotado o seu peso. Com as amostras filtradas o procedimento foi semelhante, diferindo apenas no tempo de permanência na estufa que ocorreu em intervalos de 1 em 1 hora. As amostras também permaneceram no dessecador por 15 minutos, e em seguida foram pesadas.

Essa técnica foi repetida até que o peso de cada uma das amostras fosse constante. Em seguida, eles foram bem armazenados em local limpo e seco, até seu uso, e quando manuseados, utilizou-se luvas para que não absorvessem a oleosidade das mãos. A técnica do peso seco serve para avaliar o peso seco da biomassa do fungo, pois dessa forma torna-se possível saber quanto daquela espécie fúngica foi utilizada para a remoção do metal investigado.

Utiliza-se a seguinte fórmula do peso:



Peso do fungo = Peso seco total - Peso seco do papel

#### 4.6 Determinação de Ni e Zn

As determinações de zinco e níquel, realizadas após o processo de biossorção, foram executadas por meio da técnica de Espectrometria de Absorção Atômica (EAA), que permite quantificar metais pesados com alta precisão e sensibilidade. De acordo com Harris (2010), a EAA baseia-se na absorção de radiação eletromagnética por átomos livres em estado excitado, sendo a intensidade da absorção proporcional à concentração do metal presente na amostra.

Esses procedimentos ocorreram no Laboratório de Química Ambiental da UEMASUL, situado no Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias (CCENT), no qual o Laboratório de Microbiologia e Saúde - UEMASUL tem parceria.

#### 4.7 Avaliação da capacidade e eficiência de biossorção dos fungos

Todos os procedimentos foram realizados com a biomassa fúngica ativa, ou seja, viva. Segundo Bai e Abraham (2001) e Ahmad et al. (2005), o valor Q, mostra qual a quantidade de metal removida por grama de microrganismo.

A capacidade e eficiência de biossorção foram determinadas pela equação 1 e 2 (Nascimento *et al.*, 2019), respectivamente.

$$Q = \frac{(C_i - C_e)V}{m} \quad \text{Equação 1}$$

$$E\% = \frac{(C_i - C_e)}{C_i} \times 100 \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

Q = Quantidade de metal removido por biomassa fúngica (Capacidade de biossorção), ( $\text{mg}^{-1}$ );

$C_i$  = concentração inicial do metal na solução, ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_e$  = concentração final do metal na solução, ( $\text{mg L}^{-1}$ );

E = eficiência de biossorção, (%);

m = massa do biossorvente (g);

V = Volume da solução aquosa sintética com as espécies metálicas em estudo, (L);

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O pH é uma escala numérica que indica as características químicas de uma substância, revelando se ela é ácida ou básica. Através do pH, pode-se medir a concentração de íons hidrônio ( $\text{H}^+$ ) em uma solução. Essa medida é importante porque influencia a mobilidade,



solubilidade e disponibilidade de metais, sendo que o comportamento químico desses metais varia conforme o pH do ambiente.

Para certos microrganismos, a elevação do pH do meio pode favorecer a remoção de metais pesados, como o cobre (Cu) e o zinco (Zn), através de processos bioquímicos específicos como a precipitação de hidróxidos metálicos, complexação e adsorção em biopolímeros. No entanto, é importante ressaltar que a aplicação de valores de pH que ultrapassem 5 pode induzir à precipitação dos cátions em questão, o que inviabiliza a sua efetiva remoção do sistema (Lemos, 2008).

A Tabela 1 exibe os dados obtidos a partir da avaliação do pH inicial e final das amostras de soluções aquosas contendo os metais Ni e Zn, tratadas com os fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.*,

**Tabela 1.** Avaliação do pH das amostras de Zn e Ni contendo fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.* em solução aquosa.

Espécies	pH inicial Zn	pH final Zn	pH inicial Ni	pH final Ni
<i>Trichoderma p1</i>	5,0	5,0	5,0	5,0
<i>Trichoderma p2</i>	5,0	5,0	5,0	5,0
<i>Trichoderma p3</i>	5,0	5,1	5,0	5,0
<i>Penicillium sp p1</i>	5,0	5,0	5,0	5,0
<i>Penicillium sp p2</i>	5,0	5,0	5,0	5,0
<i>Penicillium sp p3</i>	5,0	5,0	5,0	5,0
<i>Aspergillus niger p1</i>	5,0	5,0	5,0	5,0
<i>Aspergillus niger p2</i>	5,0	5,1	5,0	5,0
<i>Aspergillus niger p3</i>	5,0	5,0	5,0	5,1
<i>Aspergillus p1</i>	5,0	5,0	5,0	5,0
<i>Aspergillus niger p2</i>	5,0	5,0	5,0	5,1

**Fonte:** Autora, 2024.



Os resultados demonstraram que o pH final das soluções manteve-se em 5,0, evidenciando a ausência de variações significativas após o tratamento. Esse comportamento indica a estabilidade do meio durante o experimento, sugerindo que as condições de pH não exerceram influência negativa sobre o crescimento das linhagens fúngicas, preservando seu desenvolvimento.

Os valores do peso seco inicial e final dos fungos filtrados, foram avaliados imediatamente após o experimento (Tabela 2).

**Tabela 2.** Avaliação da massa inicial e final dos fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.* em solução aquosa contendo Zn e Ni

Espécies	M. inicial Zn	M. final Zn	M. inicial Ni	M. final Ni
<i>Trichoderma p1</i>	0,839	0,845 g	0,839	0,845 g
<i>Trichoderma p2</i>	0,831	0,840 g	0,831	0,840 g
<i>Trichoderma p3</i>	0,840	0,863 g	0,840	0,863 g
<i>Penicillium sp p1</i>	0,822	0,833 g	0,822	0,833 g
<i>Penicillium sp p2</i>	0,832	0,852 g	0,832	0,852 g
<i>Penicillium sp p3</i>	0,843	0,858 g	0,843	0,858 g
<i>Aspergillus niger p1</i>	0,845	0,860 g	0,845	0,860 g
<i>Aspergillus niger p2</i>	0,829	0,857 g	0,829	0,857 g
<i>Aspergillus niger p3</i>	0,825	0,848 g	0,825	0,848 g
<i>Aspergillus p1</i>	0,840	0,849 g	0,840	0,849 g
<i>Aspergillus p2</i>	0,822	0,849 g	0,822	0,849 g

**Fonte:** Autora, 2024.

A análise do peso seco dos fungos filtrados revelou variações no peso seco dos fungos filtrados, oscilações entre 0,822 g e 0,860 g. As espécies *Aspergillus niger*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.* apresentaram massas adequadas para o experimento, evidenciando um crescimento consistente ao longo do processo. Esses dados sugerem que, apesar das variações entre as diferentes espécies, o tratamento aplicado não comprometeu o desenvolvimento fúngico, indicando sua viabilidade sob as condições experimentais.

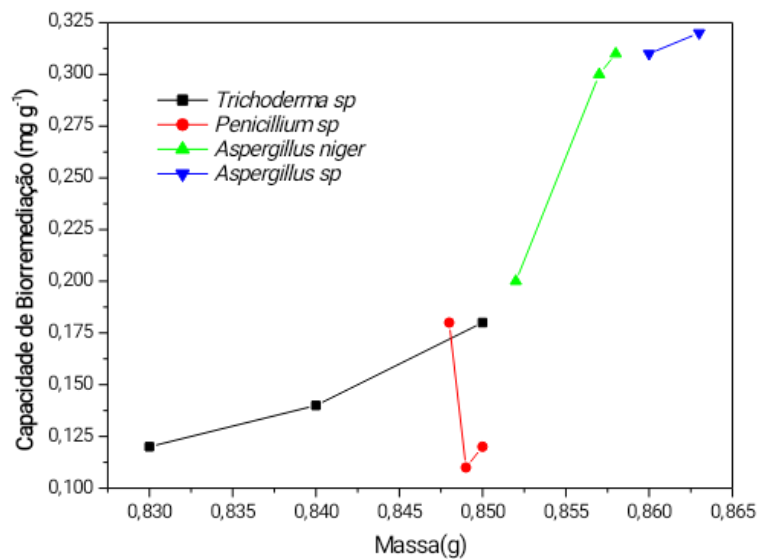
Esses resultados reforçam o potencial de fungos e bactérias como agentes biológicos na biorremediação de áreas contaminadas por metais pesados, dada sua capacidade de metabolizar



e transformar poluentes. Assim, a utilização desses organismos se mostra uma estratégia eficiente para mitigar os impactos da contaminação ambiental (Farias, 2008).

A Figura 7 ilustra a capacidade de remoção de Ni pelos fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.* Avaliada em um teste de biorremediação com duração de 24 horas. Entre as espécies analisadas, *Aspergillus sp.* apresentou o melhor desempenho na remoção do metal, seguido por *Aspergillus niger*.

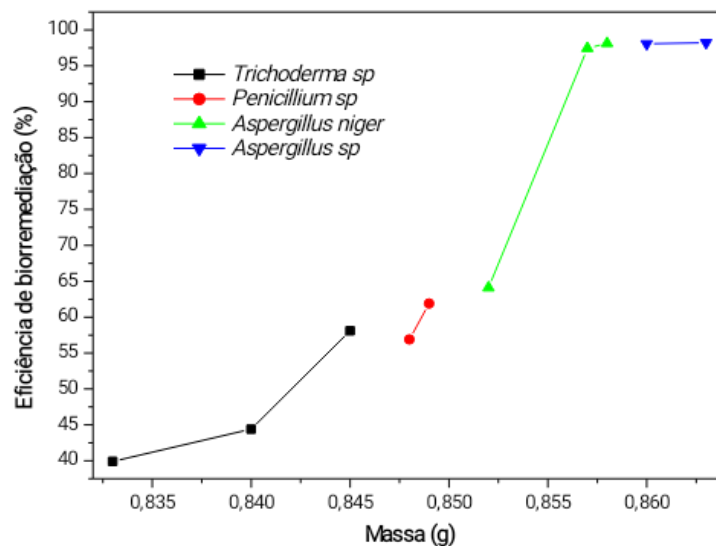
**Figura 7.** Capacidade de remoção de Ni pelos fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.* em solução aquosa.



Fonte: Autora, 2024.

A Figura 8 exibe a eficiência de remoção de Ni pelos fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.* Onde foi avaliada em termos percentuais.

**Figura 8.** Eficiência em (%) da remoção de Ní pelos fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.* em solução aquosa.



Fonte: Autora, 2024.

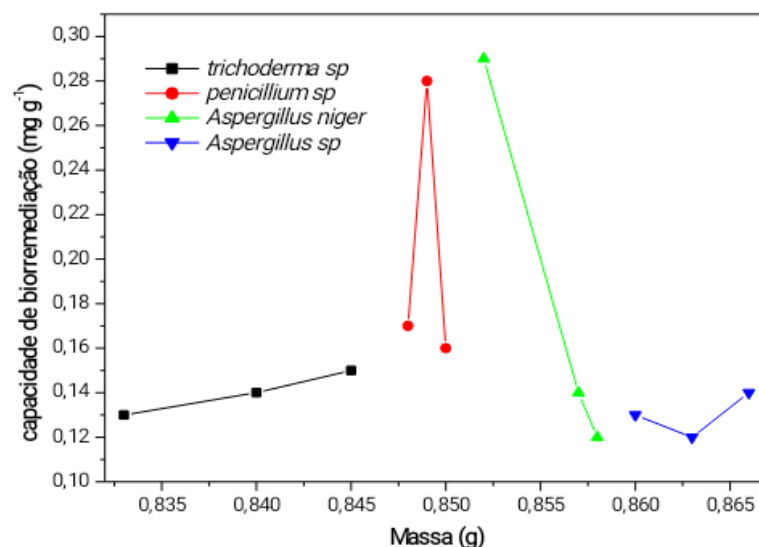


Dentre os fungos analisados, *Aspergillus sp* destacou-se como o mais eficaz na remoção de níquel, atingindo uma eficiência próxima de 99% no tratamento da água sintética contaminada. Esse desempenho expressivo sugere um elevado potencial do gênero para aplicações em biorremediação, especialmente considerando sua capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais. Embora os estudos sobre a remoção de níquel por *Aspergillus* ainda sejam menos frequentes em comparação a outros metais, pesquisas prévias demonstram sua eficiência na biossorção de contaminantes metálicos.

A pesquisa de Damasceno et al. (2007) corrobora esses achados, ao relatar uma taxa de remoção de 95% no tratamento de efluentes petroquímicos utilizando conídios de *Aspergillus niger*. Tais evidências reforçam que espécies desse gênero possuem mecanismos bioquímicos eficientes para a captura e imobilização de metais, tornando-se alternativas viáveis para a descontaminação de ambientes impactados. Dessa forma, a inclusão de *Aspergillus* em estratégias de biorremediação pode representar uma solução sustentável para a mitigação da poluição por metais pesados.

A Figura 9 mostra a capacidade de remoção de Zn pelos fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp*. Foi avaliada em um teste de biorremediação com duração de 24 horas. Entre as espécies analisadas, *Aspergillus niger* apresentou o melhor desempenho na remoção do metal, seguido por *Penicillium sp*.

**Figura 9.** Capacidade de remoção de Zn pelos fungos *Trichoderma sp*, *Penicillium sp*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp*. em solução aquosa.

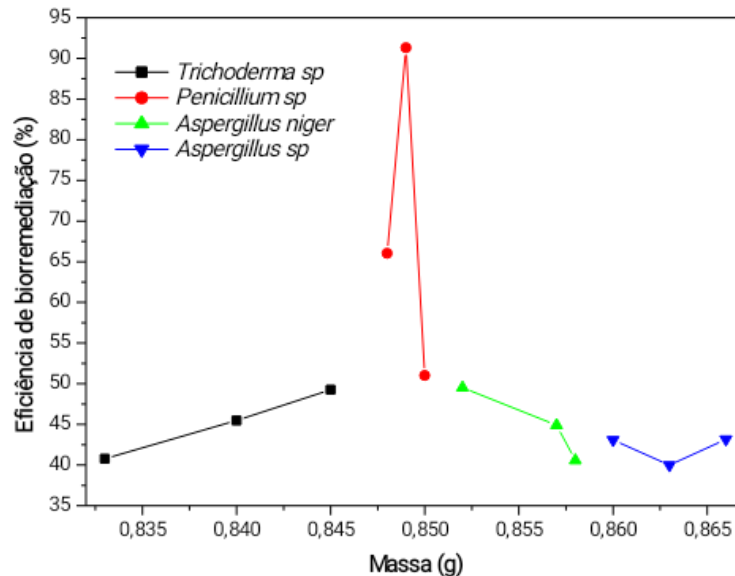


Fonte: Autora, 2024.



A Figura 10 retrata a eficiência de remoção de Zinco (Zn) pelos fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.* Entre eles, *Penicillium sp.* apresentou a maior eficiência na remoção do metal.

**Figura 10.** Eficiência em (%) da remoção de Zn pelos fungos *Trichoderma sp.*, *Penicillium sp.*, *Aspergillus niger* e *Aspergillus sp.* em solução aquosa.



Fonte: Autores, 2024.

Conforme demonstrado na figura 9, a linhagem que demonstrou o melhor desempenho como agente de remoção foi o *Aspergillus niger*, com uma massa de 0,860 g. Em termos de eficiência, o *Penicillium sp.* destacou-se, como evidenciado na figura 10. Alguns fungos, como os gêneros *Aspergillus* e *Penicillium*, além de leveduras como *Saccharomyces cerevisiae*, têm a capacidade de remover metais potencialmente tóxicos do ambiente. Essa habilidade se deve à maior resistência que esses organismos demonstram em relação a esses metais, permitindo seu desenvolvimento em ambientes com altas concentrações desses elementos (Blumer, 2002).

Embora *Aspergillus niger* ainda não seja amplamente explorado, suas capacidades para a remoção de metais têm sido gradualmente investigadas e demonstradas. Vale (2010) investigou a remoção de Cr e Zn por esse fungo e observou, por meio da espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier, a presença de grupos funcionais como hidroxilas, carboxílicos, fosfatos e aminas na biomassa. Esses grupos conferem ao *Aspergillus niger* uma significativa capacidade de retenção de metais.

Além disso, em estudos realizados por Price et al. (2001) na North Carolina State University, foi comprovado que *Aspergillus niger* também apresenta grande eficiência na bioacumulação de metais em efluentes de suínos, removendo 91% do Cr e 70% do Zn. Essa



propriedade, até então pouco explorada no contexto da biorremediação de metais, destaca o potencial do *A. niger* na recuperação de ambientes afetados por poluentes metálicos.

## 6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos destacaram o *Aspergillus sp* como o fungo mais eficaz na remoção de níquel, atingindo eficiência próxima a 99%, o que reforça a importância de continuar investigando o uso de fungos na biorremediação. Mesmo com poucos estudos sobre o gênero *Aspergillus*, sua consistência em diferentes testes e contextos comprova seu grande valor no tratamento de efluentes e resíduos contaminados. O *Aspergillus niger* e o *Penicillium sp.*, por sua vez, também se destacaram com um desempenho significativo na remoção de Zn, demonstrando sua versatilidade e potencial como alternativas eficazes.

Conclui-se que o uso de fungos em processos de biorremediação é uma alternativa promissora e sustentável para o tratamento de áreas contaminadas por metais potencialmente tóxicos. Para aprimorar essa abordagem, estudos futuros devem investigar a otimização das condições de cultivo e aplicação dos fungos, a caracterização dos mecanismos moleculares envolvidos na remoção dos metais e a viabilidade dessa técnica em diferentes contextos ambientais. A combinação da biorremediação fúngica com outras técnicas biotecnológicas também pode aumentar sua eficácia e viabilidade. Esses avanços poderão oferecer soluções mais acessíveis para combater a poluição ambiental por resíduos tóxicos.



## REFERÊNCIAS

- ABBAS, S. H.; et al. Biosorption of heavy metals: a review. **Journal of Chemical Science and Technology**, v. 3, n. 4, pg. 74-102, 2014.
- AHMAD, I.; ZAFAR, S.; AHMAD, F. Heavy metal biosorption potential of *Aspergillus* and *Rhizopus* sp. isolated from wastewater treated soil. **World Bank Assisted National Agricultural Research Project, Aligahr**, v. 9, n. 1, pg. 123-126, 2005.
- AKAR, T.; TUNALI, S. Biosorption characteristics of *Aspergillus flavus* biomass for removal of Pb (II) and Cu (II) ions from an aqueous solution. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 15, pg. 1780-1787, 2006.
- AKTHAR, Md N.; MOHAN, P. M. Bioremediation of toxic metal ions from polluted lake waters and industrial effluents by fungal biosorbent. **Current Science, Hyderabad**, v. 69, n. 12, pg. 1028-1030, 1995.
- ALMEIDA, S. P. C. de. **Caracterização do perfil metabolômico e secretômico através da técnica de espectrometria de massas do fungo *Aspergillus niger* IOC 4687 submetido a estresse pelo sulfato de cobre**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2021.
- ALVES, M.C. **Recuperação dos solos degradados pela agricultura**. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA AGRICULTURA, n.5, 2006, Campinas. Anais. Campinas: Instituto Agrônomo, 2006.
- ANDREAZZA, R. **Fitorremediação de Áreas Contaminadas Com Cobre Utilizando Plantas De Mamona**. In: Iniciação Científica – CNPq, Rio Grande do Sul, 2013.
- ATLAS, R. M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. **Microbiological Reviews**, Bethesda, v. 45, n. 1, pg. 180-208, 1981.
- SALA DE SITUAÇÃO DA AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). 2024.**  
Disponível em: <https://www.ana.gov.br/sala-de-situacao/tocantins>. Acesso em: dez. 2024.
- BAI, S.; ABRAHAM, T. E. Biosorption of Cr (VI) from aqueous solution by *Rhizopus nigricans*. **Bioresource Technology**, v. 79, n. 1, pg. 73-81, 2001.
- BLUMER, S. A. G. **Enriquecimento com ferro em levedura *Saccharomyces cerevisiae***. 53p. Tese (Mestrado) - Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade de São Paulo, SP (Brasil). 2002.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA**. Resolução nº 375, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da União, Brasília, nº 053, pg. 58-63, 2005.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução nº 397, de 7 de abril de 2008. Publicada no Diário Oficial da União, n. 66, Seção 1, pg. 68-69, 2008. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/>. Acesso em: 21 jan. 2025.



CALDAS, A. M. Morfometria, aspectos de qualidade físico-química e microbiológica da água e ações antrópicas em bacia hidrográfica na região de Mata Atlântica, Brasil. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 5, 2021.

CASTRO, W. **Conheça o Rio Tocantins. Imperatriz.** Publicado em: 28 jan. 2017. Disponível: <<https://imperatriz.ma.gov.br/blog/nossa-cidade/conheca-o-rio-tocantins.html>>. Acesso em: 20 Dez. 2024.

CHANDER, M.; ARORA, D. S.; BATH, H. K. **Biodecolourisation of some industrial dyes by white-rot fungi.** *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, v. 31, n. 2, pg. 94-97, 2004.

COLLINS, Y. E.; STOTZKY, G. Heavy metal alter the electrokinetic properties of bacteria, yeast and clay minerals. *Applied and Environmental Microbiology*, New York, v. 58, n. 5, pg. 1592-1600, 1992.

CONCEIÇÃO, D. M. et al. **Fungos filamentosos isolados do rio Atibais, SP e refinaria de petróleo biodegradadores de compostos fenólicos.** *Arquivos do Instituto Biológico*, São Paulo, v. 72, n. 1, pg. 99-106, jan./mar. 2005.

COSTA, C. A. SCHNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J. Remoção de metais por subproduto de carvão. *Saneamento Ambiental*, n. 59, pg. 50-56, 1999.

COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G. **Biossorção de cromo: uso da biossorção na remoção de cromo de efluente de curtumes.** Universidade Estadual de Maringá, 2000.

DAMASCENO, E. P. et al. Tratamento biológico de efluentes da indústria petroquímica em reatores em batelada com biomassa dispersa e imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400. *Conexões-Ciência e Tecnologia*, v. 1, n. 1, pg. 43-49, 2007.

DA SILVA, A. R. et al. **Saúde e qualidade da água em uma sub-bacia hidrográfica do Rio Tocantins, em Imperatriz-MA.** Health and water quality in a sub-basin of the Tocantins River, in Imperatriz-MA, 2024.

DAVIS, T. A.; VOLESKY, B.; MUCCI, A. **A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae.** *Water Research*, v. 37, n. 8, pg. 4311-4330, 2003.

DUARTE, R. M. **Estudo de metais pesados na bacia do médio Tocantins.** Trabalho de conclusão de curso – Universidade Federal do Maranhão, Imperatriz -MA, 2013.

DUTA, F. P. **Tratamento de efluente contendo cádmio, zinco, manganês e cobre em biorreatores de leito fixo com *Sargassum* sp.** 2001. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

FARIAS, Á. B. de C. et al. Uso de ectomicorrizas na biorremediação florestal. *Ciência Florestal*, v. 27, pg. 21-29, 2017.

GAYLARDE, C.; BELLINASSO, M. L.; MANFIO, G. P. **Biorremediação. Biotecnologia: Ciência & Desenvolvimento**, v. 34, pg. 36-43, 2005.



- HARRIS, D. C. **Análise Química Quantitativa**. 5. ed. São Paulo: Bookman, 2010.
- JONES, E. B. G.; PANG, K. Tropical aquatic fungi. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, pg. 2403-2423, 2012.
- KUREK, E.; CZOBAN, J.; BOLLAG, J. Sorption of cadmium by microorganisms in competition with other soil constituents. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 43, n. 5, pg. 1011-1015, May 1982.
- LEMOS, J. L. S. et al. **Revisão acerca da utilização de microrganismos na biorremediação de rejeitos industriais contendo metais pesados**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008.
- LEMOS, J. L. S.; OLIVEIRA, S. D.; SCHLITTER, L. D. F. S. e PEREIRA JR. N. Técnicas de Biorremediação de Solos Contaminados por Hidrocarbonetos de Petróleo. **Diálogo e Ciências – Revista da rede de Ensino FTC**, ano II, n.11, dez. 2009.
- MADIHA, Z.; RASHID, Y.; AYESHA, A.; YASIR, S.; LIAQAT, A.; MAHPARA, F.; KHALID, A.K.; SHUANGFEI, L. Health and environmental effects of heavy metals. *Journal of King Saud University Science*, v.34, n.1, pg.2-6, 2022
- MARIANO, A. P. **Avaliação do Potencial de Biorremediação de Solos e de Águas Subterrâneas Contaminados com Óleo Diesel**. Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.
- MELO, I. S.; AZEVEDO, J. L. **Microbiologia ambiental**. 2. ed. rev. e ampl. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008.
- MOREIRA, A. S. **Biossorção utilizando alga marinha (Sargassum sp.) aplicada em meio orgânico**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.
- NRIAGU, J. O. **Mercury pollution in Brazil**. *Nature*, v. 356, p. 389-396, 1992.
- PALERMO, F. F.; RISSO, W. E.; SIMONATO, J. D.; MARTINEZ, C. B. R. **Bioaccumulation of nickel and its biochemical and genotoxic effects on juveniles of the neotropical fish *Prochilodus lineatus***. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 116, pg. 19-28, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.032>. Acesso em: 20 dez. 2024.
- PEREIRA, A. R.B. e FREITAS, D. A.F. Uso de microrganismos para a Biorremediação de ambientes impactados. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.6, n. 6, pg. 995 – 1006, 2012.
- PINTO, E.; SIGAUD-KUTNER, T. C. S.; LEITÃO, M. A. S. OKAMOTO, O. K.; MORSE, D.; COLEPICOLO, P. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. **J. Phycol.** v. 39, pg. 1008-1018, 2003.
- PRICE, M. S.; C., J. J. e PAYNE, G. A. *Aspergillus niger* absorbs copper and zinc from swine wastewater. *Bioresource Technology* v. 77 (1), pg. 41-49. 2001.



RAMACHANDRAN, G.; et al. Biosorption and adsorption isotherm of chromium (VI) ions in aqueous solution using soil bacteria *Bacillus amyloliquefaciens*. **Environmental Research**, v. 212, pg. 113310, 1 set. 2022.

ROCHA, J. F. **Biorremediação de zinco utilizando fungos filamentosos**. TCC (graduação). Centro Universitário Estadual da Zona Oeste, 2017.

SAMPAIO, A. Q. **Caracterização física e química dos sedimentos na área do Distrito Industrial de Manaus (AM)**. 2000. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Amazonas, Manaus, 2000.

SAMPAIO, S. L. MECANISMOS de transporte. In: **Avaliação de risco à saúde humana por metais pesados em Santo Amaro da Purificação - Bahia**, cap. VI. 2003.

SANTANA, G. P.; BARRONCAS, P. D. Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus (AM). **Acta Amazonica**, v. 37, pg. 111-118, 2007.

SILVA, J. J. L. S.; MARQUES, M.; DAMÁSIO, J. M. **Impactos do desenvolvimento do potencial hidroléctrico sobre os ecossistemas aquáticos do Rio Tocantins**. *Amibi-Agua*, v. 5, n. 1, pg. 189-203, 2010

SEOLATTO, A. A.; VEIT, M. T.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; SILVA, E. A.; PONTEL, E. A. Batch and column removal of nickel from aqueous solutions using the *Sargassum filipendula* brown marine macroalgae. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 29, n. 2, pg. 157-163, 2007.

SHEARER, C. A. et al. Fungal biodiversity in aquatic habitats. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 1, pg. 49-67, 2007.

TOREM, M. L.; CASQUEIRA, R. G. **Flotação aplicada à remoção de metais pesados**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2003.

TORTORA, G. J; FUNKE, B. R; CASE, C. L. **Microbiologia**. 12.ed. Porto Alegre: Editora Artmed, 2017.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). **Mineral Commodity Summaries**. 2022. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2022/mcs2022.pdf>. Acesso em: 19 Dez.2024.

VALE, M. S. **Remoção de cromo e zinco por *Aspergillus niger***. 2010. Tese (Doutorado) – Universidade de Fortaleza, Fortaleza, 2010.

