



Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

IZABELLE ALEXANDRA RODRIGUES LACERDA

OBTENÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOCÁRVÃO DE ENDOCARPO DE TUCUMÃ
MODIFICADO COM OXONE® PARA ADSORÇÃO DE ÍONS Cu^{2+} DE SOLUÇÕES
AQUOSAS

MACAPÁ - AP
2025

IZABELLE ALEXANDRA RODRIGUES LACERDA

OBTENÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOCÁRVÃO DE ENDOCARPO DE TUCUMÃ
MODIFICADO COM OXONE® PARA ADSORÇÃO DE ÍONS Cu^{2+} DE SOLUÇÕES
AQUOSAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Federal do Amapá, como requisito à obtenção do título de Mestra em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Alexandro Cezar Florentino

Coorientadores: Dr. Irlon Maciel Ferreira; Dra. Jéssica Caroline Evangelista Vilhena

MACAPÁ - AP

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central/UNIFAP-Macapá-AP
Elaborado por Cristina Fernandes – CRB-2 / 1569

L131o Lacerda, Izabelle Alexandra Rodrigues.

Obtenção e caracterização do biocarvão de endocarpo de tucumã modificado com oxone® para adsorção de íons Cu²⁺ de soluções aquosas / Izabelle Alexandra Rodrigues Lacerda. - Macapá, 2025.

1 recurso eletrônico.

72 f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Amapá, Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Macapá, 2025.

Orientador: Alexandro Cezar Florentino.

Coorientador: Irlon Maciel Ferreira.

Coorientadora: Jéssica Caroline Evangelista Vilhena.

Modo de acesso: World Wide Web.

Formato de arquivo: Portable Document Format (PDF).

1. Tucumã-do-Pará. 2. Biocarvão. 3. Bioadsorvente. I. Florentino, Alexandro Cezar, orientador. II. Ferreira, Irlon Maciel, coorientador. III. Vilhena, Jéssica Caroline Evangelista, coorientadora. IV. Universidade Federal do Amapá. V. Título.

CDD 23. ed. – 330.98115

LACERDA, Izabelle Alexandra Rodrigues. **Obtenção e caracterização do biocarvão de endocarpo de tucumã modificado com oxone® para adsorção de íons Cu²⁺ de soluções aquosas.** Orientador: Alexandro Cezar Florentino. Coorientador: Irlon Maciel Ferreira. Coorientadora: Jéssica Caroline Evangelista Vilhena. 2025. 72 f. Dissertação (Mestrado) - Ciências Ambientais. Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2025.


IZABELLE ALEXANDRA RODRIGUES LACERDA

**OBTENÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOCÁRVÃO DE ENDOCARPO DE TUCUMÃ
MODIFICADO COM OXONE® PARA ADSORÇÃO DE ÍONS Cu²⁺ DE SOLUÇÕES
AQUOSAS**


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Federal do Amapá, como requisito à obtenção do título de Mestra em Ciências Ambientais.

Aprovada em 30 de junho de 2025.


BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **ALEXANDRO CEZAR FLORENTINO**
Data: 08/07/2025 19:09:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof.º Dr. Alexandre Cezar Florentino – Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)

Documento assinado digitalmente
 **IRLON MACIEL FERREIRA**
Data: 07/07/2025 18:03:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof.º Dr. Irlon Maciel Ferreira - Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)

Documento assinado digitalmente
 **JESSICA CAROLINE EVANGELISTA VILHENA**
Data: 07/07/2025 18:46:42-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof.ª Dra. Jessica Caroline Evangelista Vilhena - Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)

Documento assinado digitalmente
 **ALEX DE NAZARE DE OLIVEIRA**
Data: 08/07/2025 10:36:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.º Dr. Alex de Nazaré de Oliveira - Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)

Documento assinado digitalmente
 **ALEX BRUNO LOBATO RODRIGUES**
Data: 08/07/2025 09:04:41-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.º Dr. Alex Bruno Lobato Rodrigues - Universidade Federal do Amapá (UNIFAP)

Documento assinado digitalmente
 **TIAGO MARCOLINO DE SOUZA**
Data: 08/07/2025 09:37:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof.º Dr. Tiago Marcolino de Souza – Universidade do Estado do Amapá (UEAP)

*Àqueles que foram abraço em dias difíceis e
sorriso em dias de vitória, dedico este
trabalho.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meus caminhos, fortalecer minha fé e me sustentar nos momentos mais desafiadores. Ao meu companheiro de vida, Eduardo, por estar ao meu lado em cada etapa desta caminhada, com amor, paciência e compreensão. À minha pequena Ísis, minha maior motivação e fonte de alegria diária. À minha família, que sempre foi meu alicerce: à minha mãe, Ivana, pelo amor incondicional e exemplo de força; à minha irmã, Cibelle, pelo apoio constante; e ao meu pai, Sival, por acreditar em mim e me incentivar a seguir em frente.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Alexandro Cezar Florentino, pela orientação atenta, pelas contribuições fundamentais e pelo constante incentivo ao longo de todo o processo. Sua dedicação, conhecimento e disponibilidade foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho e para meu crescimento acadêmico. Ao meu coorientador, Prof. Dr. Irlon Maciel Ferreira, por sua ajuda, sempre presente com orientação técnica, disponibilidade, conselhos valiosos e, acima de tudo, apoio humano e incentivo nos momentos em que eu mais precisei. Sua dedicação foi essencial para a superação de cada etapa deste percurso. À minha coorientadora, Prof.^a Dra. Jéssica Vilhena, por sua orientação atenciosa, disponibilidade constante, incentivo intelectual e pelas contribuições fundamentais em todas as etapas deste trabalho, que foram essenciais para o seu desenvolvimento e aprimoramento.

Ao Prof. Dr. Tiago Marcolino, pela colaboração no projeto, pela confiança, disponibilidade e por abrir as portas do Núcleo de Engenharia e Materiais Sustentáveis - UEAP, que coordena, para o processamento das amostras. Agradeço ao Prof. Dr. Fábio, coordenador do Laboratório de Controle de Qualidade, Bromatologia e Microbiologia da UNIFAP, pela disponibilidade e apoio na realização das leituras de amostras essenciais para este trabalho, e ao técnico Fernando, pela assistência técnica dedicada durante as análises. Ao Laboratório de Pesquisa em Fármacos, onde realizei parte das análises, com especial agradecimento à técnica e pesquisadora Dra. Adriana Maciel, por sua orientação e apoio contínuos. Estendo meus agradecimentos aos laboratórios LIGEN, BIORG e ao Grupo de Biocatálise do prof. ^o Dr. André Porto – USP/IQSC, pelas valiosas contribuições científicas e estruturais ao longo da pesquisa.

Aos meus amigos, que tornaram esta jornada mais leve e possível: Raquellyne, *amiga de alma*, à Luani Cristina, *minha amiga fiel*, Samuel, Meire Paterlini, Lucas de Sá, Francinaldo, Gabriel, Suzane e ao Dr. Victor Marinho, por cada palavra de apoio, incentivo, amizade e generosidade ao longo do caminho.

Agradeço a todos os professores do Programa de Pós-Graduação, que contribuíram para o meu crescimento acadêmico e pessoal, e a todos os colegas e profissionais que, direta ou indiretamente, colaboraram para a concretização deste trabalho. Por fim, agradeço aos membros da banca examinadora pelas valiosas sugestões, pela leitura atenta e pelas contribuições que enriqueceram ainda mais este estudo.

Cada passo aqui dado é feito de encontros, aprendizados e laços que levarei comigo. A todos, meu sincero e eterno agradecimento.

“A vida não é fácil para nenhum de nós.
Temos que ter persistência e, acima de tudo, confiança em nós mesmos.”

- Marie Curie

RESUMO

LACERDA, I. A. R. **OBTENÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOCARVÃO DE ENDOCARPO DE TUCUMÃ MODIFICADO COM OXONE® PARA ADSORÇÃO DE ÍONS Cu^{2+} DE SOLUÇÕES AQUOSAS.** 72 f. Dissertação – Departamento de Meio Ambiente e Desenvolvimento, Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2025.

O cobre desempenha um papel importante em diversos processos industriais, mas quando presente em concentrações elevadas em ecossistemas aquáticos, torna-se uma ameaça à saúde humana e aos organismos aquáticos por sua toxicidade e potencial de bioacumulação. Nesta dissertação, foi produzido biocarvão a partir do endocarpo do tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*) e realizada sua modificação química com Oxone®, visando avaliar o potencial de remoção de íons Cu^{2+} de soluções aquosas. As amostras obtidas foram caracterizadas por espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), difração de raios X (DRX), microscopia eletrônica de varredura (MEV) e análise de área superficial (BET). Os experimentos de adsorção foram realizados com delineamento composto central, e demonstraram que o pH, a massa do adsorvente e a concentração inicial de cobre, bem como suas interações, foram variáveis estatisticamente significativas ($p < 0,05$), dependendo da concentração de cobre e do pH, os quais exerceram a maior influência na capacidade de adsorção. De acordo com o modelo de regressão quadrática, valores de R^2 de 0,9571 e 0,9410 foram obtidos para BC e BCO, respectivamente. Mais especificamente, o BC apresentou uma capacidade máxima de adsorção de 38 mg g^{-1} em pH 2,4 e uma concentração de $0,0818 \text{ mol L}^{-1}$. O BCO apresentou uma capacidade máxima de 36 mg g^{-1} nas mesmas condições. Portanto, embora ambos os materiais sejam eficientes, o BC apresenta desempenho superior, tornando a modificação com o oxone desnecessária para esta aplicação.

Palavras-chave: Tucumã-do-Pará, Biocarvão, Bioadsorvente, Adsorção de íons Cu^{2+} , poluição hídrica.

ABSTRACT

LACERDA, I. A. R. **OBTAINING AND CHARACTERIZATION OF TUCUMÃ ENDOCARP BIOCHAR MODIFIED WITH OXONE® FOR THE ADSORPTION OF Cu²⁺ IONS FROM AQUEOUS SOLUTIONS.** 72 p. Master Thesis – Department of Environment and Development, Federal University of Amapá, Macapá, 2025.

Copper plays a crucial role in various industrial processes; however, when present in high concentrations in aquatic ecosystems, it poses a threat to human health and aquatic organisms due to its toxicity and potential for bioaccumulation. In this dissertation, biochar was produced from the endocarp of tucumã-of-Pará (*Astrocaryum vulgare*) and chemically modified with Oxone® to evaluate its potential for removing Cu²⁺ ions from aqueous solutions. The obtained samples were characterized using Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR), X-ray diffraction (XRD), scanning electron microscopy (SEM), and surface area analysis (BET). Adsorption experiments were conducted using a central composite design, which showed that pH, adsorbent dosage, and initial copper concentration, as well as their interactions, were statistically significant variables ($p < 0.05$). Among these, copper concentration and pH had the greatest influence on adsorption capacity. According to the quadratic regression model, R² values of 0.9571 and 0.9410 were obtained for BC and BCO, respectively. More specifically, BC exhibited a maximum adsorption capacity of 38 mg g⁻¹ at pH 2.4 and a concentration of 0.0818 mol L⁻¹, while BCO showed a maximum capacity of 36 mg g⁻¹ under the same conditions. Therefore, although both materials proved to be efficient, BC demonstrated superior performance, indicating that modification with Oxone® is unnecessary for this application.

Keywords: Tucumã-do-Pará, Biochar, Bioadsorbent, Adsorption of Cu²⁺ ions, water pollution.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	15
2.1 Metais.....	15
2.1.1 Cobre (Cu).....	16
2.2 Efluentes industriais	18
2.2.1 Tratamento de Efluentes com Metais	19
2.3 Processo de Adsorção	20
2.4 Biocarvão como Adsorvente.....	21
2.4.1 Modificações Físico-Químicas do Biocarvão e a Utilização do Oxone como Agente Ativador	23
2.4.2 Tucumã-do-Pará (<i>A. vulgare</i>).....	24
3 OBJETIVOS	28
3.1 Geral.....	28
3.2 Específicos	28
4. REFERÊNCIAS	29
5. CAPÍTULO 2 – Granular biochar obtained from Tucumã-do-Pará (<i>Astrocaryum vulgare</i>) modified with Oxone for Cu²⁺ adsorption	36
6 CONCLUSÕES GERAIS	71
ANEXOS.....	72
Anexo A - Comprovante de submissão do artigo no periódico <i>Journal of the Brazilian Chemical Society</i>.....	72

1. INTRODUÇÃO

A poluição hídrica por metais tem se tornado um problema ambiental e de saúde pública global, impulsionado pelo crescimento das atividades industriais, agrícolas e urbanas (Ellwanger; Chies, 2023; Silva *et al.*, 2023). A presença de íons metálicos na água, mesmo em baixas concentrações, pode representar riscos ecotoxicológicos significativos, pois esses contaminantes são bioacumuláveis, não biodegradáveis e podem interferir em processos biológicos essenciais (Alloway, 2013; Gałwa-Widera, 2021; Silva *et al.*, 2023).

Entre os metais amplamente utilizados e com potencial tóxico, o cobre (Cu^{2+}) se destaca por seu uso extensivo nas indústrias metalúrgica, eletrônica e agroquímica, além da sua presença em efluentes provenientes da mineração e do processamento de resíduos industriais (Fu; Wang, 2011; Izydorczyk *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2023; Ochoa-Herrera *et al.*, 2011). Embora o cobre seja um micronutriente essencial para organismos vivos, quando presente em concentrações elevadas, pode induzir estresse oxidativo, danificando membranas celulares e biomoléculas, como proteínas e DNA (Cervantes-Cervantes *et al.*, 2005; Ellwanger; Chies, 2023; Husain; Mahmood, 2019; Wang *et al.*, 2024).

Em ambientes aquáticos, o excesso de Cu^{2+} pode afetar a biodiversidade, comprometendo a reprodução e o desenvolvimento de espécies sensíveis, como peixes e invertebrados (Manyin; Rowe, 2010; Pinto *et al.*, 2021). Diante disso, o desenvolvimento de tecnologias eficazes para a remoção de metais de efluentes torna-se essencial para mitigar impactos ambientais e garantir a qualidade da água.

Atualmente, diversas técnicas vêm sendo empregadas para o tratamento de águas contaminadas por metais, incluindo precipitação química, troca iônica, ultrafiltração, eletrocoagulação e biorremediação (Qasem; Mohammed; Lawal, 2021; Seo *et al.*, 2024). No entanto, essas metodologias apresentam certas limitações, como altos custos operacionais, formação de resíduos secundários e eficiência variável em diferentes condições ambientais (Babel, 2003; Mutegoa, 2024; Qasem; Mohammed; Lawal, 2021). Nesse contexto, a adsorção tem se destacado como uma alternativa eficiente e de baixo custo, sendo amplamente estudada para a remoção de íons metálicos de soluções aquosas (Bayar *et al.*, 2024; Chen *et al.*, 2020).

A adsorção baseia-se na interação entre um adsorvato (contaminante) e a superfície de um adsorvente sólido, promovendo a remoção do contaminante da fase líquida (Nascimento *et al.*, 2020). O desempenho da adsorção depende das propriedades do adsorvente, incluindo sua área superficial, porosidade e grupos funcionais disponíveis para interações químicas (Nascimento *et al.*, 2020).

O biocarvão, também conhecido como *biochar*, é um material produzido a partir da pirólise de biomassa, um processo de decomposição térmica que ocorre na ausência de oxigênio (Gałwa-Widera, 2021; Nadarajah; Ashar; Jeganathan, 2024). O biocarvão pode ser produzido a partir de resíduos agrícolas, florestais ou urbanos (Wiśniewska *et al.*, 2022).

A Amazônia, além de sua relevância ecológica, representa uma fonte estratégica de recursos naturais com aplicações sustentáveis ainda subutilizadas (Diniz; Diniz, 2018; Lopes *et al.*, 2023). Entre esses recursos, destaca-se o tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*), cujas propriedades físico-químicas, tradicionalmente associadas ao valor nutricional, apresentam potencial para aplicações tecnológicas e ambientais, especialmente no desenvolvimento de materiais funcionais (Machado *et al.*, 2022).

Nesse contexto, este trabalho tem como foco avaliar a eficiência do biocarvão produzido a partir do endocarpo do tucumã-do-Pará e sua versão modificada com Oxone® na remoção de íons Cu^{2+} de soluções aquosas. Para isso, as amostras foram caracterizadas por técnicas espectroscópicas e microscópicas, e os experimentos de adsorção foram conduzidos para determinar os parâmetros que influenciam a remoção do metal.

A dissertação está estruturada da seguinte forma: na primeira parte apresenta-se a fundamentação teórica necessária para a compreensão do tema e os objetivos do estudo. A segunda parte contém o artigo científico submetido no *journal of the Brazilian Chemical Society* intitulado *Granular biochar obtained from Tucumã-do-Pará (Astrocaryum vulgare) modified with Oxone for Cu^{2+} adsorption*, no qual são detalhados os procedimentos experimentais, os resultados obtidos e a análise dos dados. Por fim, a conclusão geral sintetiza as principais contribuições do estudo e propõe perspectivas para pesquisas futuras no campo da adsorção aplicada ao tratamento de águas contaminadas.

REFERÊNCIAS

- ALLOWAY, B. J. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. **Choice Reviews Online**, v. 50, n. 07, p. 50-3862-50-3862, 1 mar. 2013.
- BABEL, S. Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 97, n. 1-3, p. 219-243, 28 fev. 2003.
- BAYAR, J.; ALI, N.; DONG, Y.; AHMAD, U.; ANJUM, M. M.; KHAN, G. R.; ZAIB, M.; JALAL, A.; ALI, R.; ALI, L. Biochar-based adsorption for heavy metal removal in water: a sustainable and cost-effective approach. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 46, n. 11, p. 428, 24 nov. 2024.
- CERVANTES-CERVANTES, M. P.; CALDERÓN-SALINAS, J. V.; ALBORES, A.; MUÑOZ-SÁNCHEZ, J. L. Copper Increases the Damage to DNA and Proteins Caused by Reactive Oxygen Species. **Biological Trace Element Research**, v. 103, n. 3, p. 229-248, 2005.

- CHEN, Y.; LIU, Y.; LI, Y.; CHEN, YANRONG; WU, Y.; LI, H.; WANG, S.; PENG, Z.; XU, R.; ZENG, Z. Novel Magnetic Pomelo Peel Biochar for Enhancing Pb(II) And Cu(II) Adsorption: Performance and Mechanism. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 8, p. 404, 25 ago. 2020.
- DINIZ, M. B.; DINIZ, M. J. T. Exploração dos recursos da biodiversidade da Amazônia Legal: uma avaliação com base na abordagem do Sistema Nacional/Regional de Inovação. **Redes**, v. 23, n. 2, p. 210, 15 maio 2018.
- ELLWANGER, J. H.; CHIES, J. A. B. Brazil's heavy metal pollution harms humans and ecosystems. **Science in One Health**, v. 2, p. 100019, 2023.
- FU, F.; WANG, Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 407–418, mar. 2011.
- GALWA-WIDERA, M. **Biochar – Production, Properties, and Service to Environmental Protection against Toxic Metals**. In: Handbook of Assisted and Amendment: Enhanced Sustainable Remediation Technology. [s.l.] Wiley, 2021. p. 53–75.
- HUSAIN, N.; MAHMOOD, R. Copper (II) generates ROS and RNS, impairs antioxidant system and damages membrane and DNA in human blood cells. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 20, p. 20654–20668, 18 jul. 2019.
- IZYDORCZYK, G.; MIKULA, K.; SKRZYPCZAK, D.; MOUSTAKAS, K.; WITEK-KROWIAK, A.; CHOJNACKA, K. Potential environmental pollution from copper metallurgy and methods of management. **Environmental Research**, v. 197, p. 111050, jun. 2021.
- LIU, Y.; WANG, H.; CUI, Y.; CHEN, N. Removal of Copper Ions from Wastewater: A Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 5, p. 3885, 22 fev. 2023.
- LOPES, M. J. DOS S.; SANTIAGO, B. S.; SILVA, I. N. B. DA; GURGEL, E. S. C. Impacto do desmatamento e queimas na biodiversidade invisível da Amazônia. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 16, n. 1, p. 1–14, 17 fev. 2023.
- MACHADO, A. P. DA F.; NASCIMENTO, R. DE P. DO; ALVES, M. DA R.; REGUENGO, L. M.; MAROSTICA JUNIOR, M. R. Brazilian tucumã-do-Amazonas (*Astrocaryum aculeatum*) and tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*) fruits: bioactive composition, health benefits, and technological potential. **Food Research International**, v. 151, p. 110902, jan. 2022.
- MANYIN, T.; ROWE, C. L. Reproductive and life stage-specific effects of aqueous copper on the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. **Marine Environmental Research**, v. 69, n. 3, p. 152–157, abr. 2010.
- MUTEGOA, E. Efficient techniques and practices for wastewater treatment: an update. **Discover Water**, v. 4, n. 1, p. 69, 12 set. 2024.
- NADARAJAH, K.; ASHARP, T.; JEGANATHAN, Y. Biochar from waste biomass, its fundamentals, engineering aspects, and potential applications: an overview. **Water Science & Technology**, v. 89, n. 5, p. 1211–1239, 1 mar. 2024.
- NASCIMENTO, R. F. DO; LIMA, A. C. A. DE; VIDAL, C. B.; MELO, D. DE Q.; RAULINO, G. S. C. **Adsorção Aspectos teóricos e aplicações ambientais**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/53271>>. Acesso em: 25 abr. 2025.

- OCHOA-HERRERA, V.; LEÓN, G.; BANIHANI, Q.; FIELD, J. A.; SIERRA-ALVAREZ, R. Toxicity of copper (II) ions to microorganisms in biological wastewater treatment systems. **Science of The Total Environment**, v. 412–413, p. 380–385, dez. 2011.
- PINTO, G. L.; SILVA CASTRO, J. DA; VAL, A. L. Copper and cadmium impair sperm performance, fertilization and hatching of oocytes from Amazonian fish *Colossoma macropomum*. **Chemosphere**, v. 266, p. 128957, mar. 2021.
- QASEM, N. A. A.; MOHAMMED, R. H.; LAWAL, D. U. Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review. **npj Clean Water**, v. 4, n. 1, p. 36, 8 jul. 2021.
- SEO, C.; LEE, J. W.; JEONG, J.-W.; KIM, T.-S.; LEE, Y.; GANG, G.; LEE, S. G. Current technologies for heavy metal removal from food and environmental resources. **Food Science and Biotechnology**, v. 33, n. 2, p. 287–295, 20 jan. 2024.
- SILVA, V. M.; SANTANA, G. M.; JESUS PINTO, M. DE; SANTOS, P. R. M. DOS; BRAGA, L. G. T.; NAVONI, J. A.; JESUS, R. M. DE. Bioaccumulation of Toxic Metals in Freshwater Fish in Brazil: Gaps, Applications, and Future Directions for Environmental Biomonitoring. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 11, p. 671, 17 nov. 2023.
- WANG, Y. M.; FENG, L.-S.; XU, A.; MA, X.-H.; ZHANG, M.-T.; ZHANG, J. Copper ions: The invisible killer of cardiovascular disease (Review). **Molecular Medicine Reports**, v. 30, n. 5, p. 210, 19 set. 2024.
- WIŚNIEWSKA, M.; MARCINIAK, M.; GĘCA, M.; HERDA, K.; PIETRZAK, R.; NOWICKI, P. Activated Biocarbons Obtained from Plant Biomass as Adsorbents of Heavy Metal Ions. **Materials**, v. 15, n. 17, p. 5856, 25 ago. 2022.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Metais

Os metais são elementos químicos encontrados na natureza, caracterizados por propriedades físicas como brilho metálico condutividade térmica e elétrica, maleabilidade e ductilidade (Borges; Canavarro; Soares, 2011). Essas características dos metais os tornam essenciais em diversas aplicações industriais e tecnológicas, incluindo construção civil, fabricação de dispositivos eletrônicos e produção de ligas metálicas (Borges; Canavarro; Soares, 2011).

Quimicamente, os metais são elementos eletropositivos que tendem a perder elétrons em reações de oxidação, formando cátions (íons positivos) (Borges; Canavarro; Soares, 2011; House *et al.*, 2021). Essa característica os torna participantes essenciais em reações de oxirredução (redox), nas quais transferências de elétrons ocorrem entre reagentes, um exemplo clássico é a oxidação do ferro (Fe) na presença de oxigênio (O₂) e umidade (H₂O), resultando na formação de óxidos de ferro hidratados, popularmente conhecidos como ferrugem (Fe₂O₃·nH₂O), um processo corrosivo que degrada a estrutura metálica com o tempo (House *et al.*, 2021).

Biologicamente, os metais podem ser classificados em essenciais e não essenciais (Bibi, 2023; Jomova *et al.*, 2022; Zoroddu *et al.*, 2019). Metais essenciais, como ferro (Fe), zinco (Zn), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), manganês (Mn), molibdênio (Mo) e níquel (Ni), são necessários em pequenas quantidades para o funcionamento adequado de processos fisiológicos, atuando como cofatores enzimáticos e participando de reações metabólicas cruciais (Bibi, 2023; Milanković *et al.*, 2024; Rolić *et al.*, 2025; Totten *et al.*, 2023; Zoroddu *et al.*, 2019). No entanto, quando presentes em concentrações elevadas, esses metais podem se tornar tóxicos, interferindo em processos celulares e causando danos à saúde dos organismos (Ochoa-Herrera *et al.*, 2011; Totten *et al.*, 2023; Wang, Y. *et al.*, 2024; Wang, Y.-M. *et al.*, 2024).

Os metais não essenciais, como chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e arsênio (As), não possuem função biológica conhecida e são tóxicos mesmo em baixas concentrações (Balali-Mood *et al.*, 2021). Esses elementos podem se acumular nos organismos ao longo da cadeia alimentar, causando efeitos nocivos à saúde, como danos neurológicos, renais e carcinogênicos (Balali-Mood *et al.*, 2021; Jomova *et al.*, 2025).

A toxicidade dos metais, sejam eles essenciais ou não, está relacionada à dose e à forma química em que se apresentam (Balali-Mood *et al.*, 2021; Jomova *et al.*, 2022, 2025; Ochoa-

Herrera *et al.*, 2011; Wang, Y. *et al.*, 2024). Em concentrações elevadas, os metais podem interferir no funcionamento de enzimas, deslocar íons metálicos essenciais em proteínas e causar estresse oxidativo, levando à peroxidação lipídica, danos ao DNA e apoptose celular (Balali-Mood *et al.*, 2021; Jomova *et al.*, 2022, 2025; Ochoa-Herrera *et al.*, 2011; Wang, Y. *et al.*, 2024; Zoroddu *et al.*, 2019). Além disso, a exposição crônica a metais está associada a uma série de efeitos adversos à saúde humana, incluindo distúrbios neurológicos, doenças renais, hepáticas e cardiovasculares, além de aumentar o risco de certos tipos de câncer, como os de pulmão, pele, ovário, mama, estômago, próstata, cérebro e laringe (Jomova *et al.*, 2022, 2025; Sah *et al.*, 2017; Shetty *et al.*, 2024).

A entrada de metais no organismo humano pode ocorrer por diversas vias, sendo as principais a ingestão de alimentos e água contaminados, a inalação de partículas no ar e o contato dérmico (Sah *et al.*, 2017). Contudo, o aumento significativo e prejudicial desses elementos nos ambientes aquáticos e terrestres é, em grande parte, atribuído às atividades antrópicas, como mineração, garimpo ilegal, fabricação de produtos químicos, descarte inadequado de resíduos industriais e urbanos, entre outros processos industriais (Fatima; Raza; Dhole, 2025; Jomova *et al.*, 2025; Musadis, 2024; Sojka; Jaskuła, 2022).

Essas atividades intensificam a liberação de metais no meio ambiente, gerando uma série de impactos, incluindo a contaminação de fontes de água potável, bioacumulação em cadeias alimentares, degradação dos ecossistemas e riscos diretos à saúde humana e à biodiversidade (Fatima; Raza; Dhole, 2025; Jomova *et al.*, 2025; Sojka; Jaskuła, 2022).

Nesse contexto, destaca-se o cobre (Cu) entre os metais que possuem potencial de bioacumulação no organismo humano (Binesh; Venkatachalam, 2024; Wang, Y. *et al.*, 2024). Esse elemento apresenta ampla presença ambiental, sendo essencial em processos biológicos fundamentais, como a formação de enzimas antioxidantes, transporte de oxigênio, metabolismo energético e síntese de neurotransmissores (Binesh; Venkatachalam, 2024; Liu *et al.*, 2023; Wang, Y. *et al.*, 2024).

2.1.1 Cobre (Cu)

O cobre (Cu) é um metal de transição pertencente ao grupo 11 da Tabela Periódica, caracterizado pelo número atômico 29, massa atômica de 63,55 u e configuração eletrônica [Ar] 3d¹⁰ 4s¹ (Silva *et al.*, 2019). Em soluções aquosas e no ambiente natural, o cobre pode apresentar diferentes estados de oxidação, sendo os mais comuns Cu⁺ (cuproso) e Cu²⁺ (cúprico) (Moreira; Teixeira; Lyon, 2024). Dentre esses, o cátion Cu²⁺ é o mais estável em meio aquoso,

especialmente em condições aeróbias e com pH variando de ligeiramente ácido a neutro (Heidari, 2019; Moreira; Teixeira; Lyon, 2024).

O cobre está distribuído na crosta terrestre, desempenhando papel essencial nos sistemas biológicos, principalmente como cofator (substância não proteica, íon metálico ou uma molécula orgânica complexa, que auxilia no funcionamento de uma enzima) de enzimas envolvidas em processos de defesa antioxidante, respiração celular, metabolismo energético e síntese de neurotransmissores (Binesh; Venkatachalam, 2024; Silva *et al.*, 2019). Em níveis adequados, é vital para a manutenção da homeostase celular (Binesh; Venkatachalam, 2024; Bremner, 1980; Totten *et al.*, 2023; Wang, Y. *et al.*, 2024; Wang, Y.-M. *et al.*, 2024).

Devido à sua toxicidade, a concentração de cobre em ambientes aquáticos é regulamentada no Brasil pelas Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011. A Resolução nº 357/2005 estabelece os padrões de qualidade da água para corpos d'água doce, salobra e salina, conforme diferentes classes de uso. Para águas doces de Classe 1, destinadas ao abastecimento público com tratamento simplificado, o limite máximo permitido para o cobre dissolvido é de 0,009 mg L⁻¹. A Resolução nº 430/2011 complementa a anterior ao dispor sobre as condições e padrões para o lançamento de efluentes, determinando que o valor máximo permitido de cobre total nos efluentes é de 1,0 mg L⁻¹, independentemente da classe do corpo receptor (Brasil, 2005, 2011).

No organismo humano, a quantidade total de cobre presente em um adulto saudável é estimada em cerca de 100 mg, sendo a ingestão diária recomendada variando entre 3 e 5 mg (Comitê do Conselho Nacional de Pesquisa (EUA), 2000; Silva *et al.*, 2019; Wang, Y. *et al.*, 2024). A absorção do cobre ocorre predominantemente na forma de íons Cu²⁺ no trato gastrointestinal, embora parte desse metal seja reduzida a Cu⁺ por ação de enzimas redutases (Binesh; Venkatachalam, 2024; Bremner, 1980). Em termos de bioacumulação, estudos indicam que a meia-vida biológica do cobre total (Cu⁺/Cu²⁺) no organismo humano é de aproximadamente 13 a 33 dias, refletindo a dinâmica de eliminação hepato-biliar (Barceloux; Barceloux, 1999). No entanto, em tecidos específicos, esse tempo pode variar bastante: por exemplo, estima-se cerca de 21 dias no fígado, entre 5,4 e 35 dias nos rins, 23 a 662 dias no coração e até 457 dias no cérebro (ATSDR, 2024).

A solubilidade do cobre em água é influenciada por diversos fatores ambientais, incluindo pH, potencial redox, presença de oxigênio dissolvido e concentração de ligantes complexantes, como carbonatos, sulfatos e matéria orgânica dissolvida (Liu *et al.*, 2023; Rushworth *et al.*, 2022).

O uso intensivo do cobre em setores industriais e agrícolas tem elevado significativamente sua liberação no meio ambiente (Liu *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2019). O cobre é utilizado na produção de ligas metálicas, em sistemas elétricos e radiadores, em tubulações e fiações elétricas (Liu *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2019). Sua presença nos corpos hídricos também pode estar relacionada à lixiviação em áreas mineradas, à aplicação inadequada de fertilizantes e fungicidas à base de cobre, e à corrosão de estruturas metálicas (Liu *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2019).

2.2 Efluentes industriais

No século XX, com o início da revolução industrial, amplas variedades de técnicas de produção industrial foram empregadas, onde as empresas aumentaram suas capacidades produtivas sem considerar adequadamente os potenciais danos ambientais decorrentes desses métodos, o que levou à geração de uma quantidade significativa de efluentes residuais industriais tóxicos sem um manejo ambiental adequado (Ambrósio *et al.*, 2021).

Os efluentes industriais são, em geral, resíduos líquidos provenientes de processos de produção industrial que são liberados no ambiente após o uso sem qualquer tipo de tratamento e manejo adequado (ABNT – NBR 9800, 1987; Brasil, 2011). Os efluentes contêm diversas substâncias químicas, materiais orgânicos e microrganismos, muitos dos quais podem ser prejudiciais ao meio ambiente caso não haja o devido tratamento (Dezotti, 2008 p. 21), logo, o manejo adequado dos efluentes industriais é essencial para minimizar os potenciais impactos prejudiciais em diversos corpos d'água, solo e, principalmente, na saúde humana e outros organismos vivos (Dezotti, 2008, p. 17; Kumar; Carolin, 2021).

Os impactos ambientais causados pelos efluentes industriais são duradouros, a entrada dos efluentes nos corpos d'água podem chegar aos rios, fontes de águas subterrâneas, lagos e oceanos, prejudicando a qualidade da água e afetando os ecossistemas aquáticos (Jain *et al.*, 2021). Substâncias tóxicas presentes nos efluentes industriais podem se acumular nos tecidos dos organismos aquáticos ao longo do tempo, comprometendo a cadeia alimentar e potencialmente impactando a saúde humana (Ali; Khan, 2019).

As regulamentações ambientais desempenham um papel crucial na gestão dos efluentes industriais (Dezotti, 2008, p. 16). No Brasil, a resolução 430/2011 do CONAMA é a que está em vigor com relação aos descartes dos efluentes diretamente em corpos receptores, o art. 3 da resolução enfatiza que:

[...] Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e

desde que obedecem às condições, padrões e exigências dispostos na Resolução e em outras normas aplicáveis (BRASIL, 2011).

Na resolução, as concentrações máximas de lançamentos variam de acordo com o tipo de metal (Tabela 1).

Tabela 1 - Padrões de lançamentos para metais de acordo com o CONAMA 430/11

Parâmetros Inorgânicos	VMP*– CONAMA 430/11
arsênio total	0,5 mg/L
cádmio total	0,2 mg/L
cobre dissolvido	1,0 mg/L
mercúrio total	0,01 mg/L

VMP*Valores Máximos Permitidos. Fonte: CONAMA 430/2011

Dessa forma, para gerenciar os efluentes industriais, são empregados diversos métodos de tratamento, isso inclui processos físicos, como sedimentação e filtração para separar partículas sólidas, tratamentos químicos para precipitar ou neutralizar contaminantes, e métodos biológicos que utilizam microrganismos para decompor substâncias orgânicas (Dezotti, 2008, p. 17; Kumar; Carolin, 2021).

2.2.1 Tratamento de Efluentes com Metais

O tratamento de efluentes industriais com metais é uma etapa que chamamos de tratamento terciário, essencial para minimizar o impacto ambiental dos processos industriais e cumprir regulamentações ambientais (Dezotti, 2008, p. 18). O não tratamento desses efluentes pode causar contaminação da água e ameaçar ecossistemas aquáticos, bem como a saúde da população (Ali; Khan, 2019; Kumar; Carolin, 2021). A filtração é um método comum para a remoção de partículas sólidas e metais em suspensão, embora sua eficiência na remoção de metais dissolvidos seja limitada (Vasconcelos, 2021, p. 39).

O tratamento químico com sais de ferro ou alumínio, bentonita ou caulim e copolímeros da amida do ácido acrílico é empregado quando é necessário formar compostos insolúveis com os metais presentes, que posteriormente são removidos por filtração ou sedimentação (Vasconcelos, 2021). A eletrocoagulação utiliza eletricidade para gerar coágulos que agregam partículas suspensas e íons metálicos para uma fácil remoção (Vasconcelos, 2021, p. 22–23).

Por exemplo, zeólitas são materiais cristalinos microporosos que permitem a troca iônica seletiva, sendo eficazes na remoção de metais (Velarde *et al.*, 2023). Por outro lado, A troca iônica é uma técnica na qual as resinas capturam íons metálicos em troca de íons menos tóxicos, como Na ou H (Saleh; Mustaqeem; Khaled, 2022). A osmose inversa (OI) utiliza membranas semipermeáveis para remover íons metálicos e outras substâncias dissolvidas. É eficaz, porém as que possuem menor diâmetro de poro, logo com maior seletividade, são seguidas pelas de nanofiltração (NF), ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF), que são outras técnicas que utilizam membranas (Vasconcelos, 2021, p. 37–40).

A fitorremediação utiliza plantas hiperacumuladoras para acumular metais em suas partes aéreas (Leite *et al.*, 2022). A eletrodialise emprega membranas carregadas eletricamente para separar íons metálicos da água (Gope; Saha, 2021; Peng; Guo, 2020). A adsorção é um método que utiliza adsorventes para atrair e reter íons metálicos presentes nos efluentes (Nascimento *et al.*, 2020). Todos os métodos mencionados além de apresentarem limitações são onerosos.

Para contornar essas limitações, o uso de carvão ativado, um material com propriedades adsorventes devido à sua grande área superficial, é uma estratégia comum e, geralmente, de baixo custo, para a remoção eficaz de metais a partir de efluentes (Çeçen; Aktaş, 2011; Vasconcelos, 2021, p. 37).

2.3 Processo de Adsorção

A adsorção é um processo físico-químico utilizado em tratamentos ambientais, envolvendo a transferência de massa de uma fase líquida ou gasosa para a superfície de um sólido (Bahrani *et al.*, 2021; Kumar; Carolin, 2021; Nascimento *et al.*, 2020; Pourhakkak *et al.*, 2021). Esse processo é baseado na afinidade entre as moléculas do adsorvato e do material adsorvente, existem dois tipos principais de adsorção: a física (ou fisissorção) e a química (quimissorção) (Nascimento *et al.*, 2020; Pourhakkak *et al.*, 2021).

A adsorção física ocorre por meio de interações intermoleculares fracas, como as forças de Van der Waals, sendo geralmente reversível. Enquanto, a adsorção química envolve interações intermoleculares mais fortes, levando a formação de ligações químicas entre o adsorvato e a superfície do adsorvente, resultando em processos muitas vezes irreversíveis (Nascimento *et al.*, 2020; Pourhakkak *et al.*, 2021).

Diversos fatores influenciam na eficiência da adsorção (Nascimento *et al.*, 2020). Entre eles, destacam-se a natureza do adsorvente e do adsorvato, a área superficial do material, a temperatura, o tempo de contato, o pH e a concentração do contaminante (Nascimento *et al.*,

2020; Pourhakkak *et al.*, 2021). A área superficial disponível é relevante, pois materiais com maior superfície ativa oferecem mais sítios ativos para promover a adsorção, a temperatura, pode afetar a energia cinética das moléculas, influenciando a taxa e a capacidade de adsorção (Nascimento *et al.*, 2020; Pourhakkak *et al.*, 2021; Rao, 2018). Em alguns casos, temperaturas mais elevadas favorecem a adsorção química, enquanto temperaturas mais baixas são mais adequadas para a adsorção física (Ramirez *et al.*, 2022). A concentração do adsorvato e o tempo de contato também são determinantes, o tempo necessário para alcançar esse equilíbrio depende das características do sistema, podendo variar de minutos a horas (Lima *et al.*, 2021; Rao, 2018).

Nos últimos anos, a adsorção vem sendo amplamente estudada e aplicada na remoção de poluentes, especialmente metais, devido à sua simplicidade, eficiência e viabilidade econômica. Um estudo recente demonstrou que biocarvão de caule de bananeira (*Musa nana* Lour.), produzido por pirólise a 500 °C, apresentou alta eficiência na remoção de Cu(II), com capacidade máxima de adsorção de 134,88 mg g⁻¹ (Deng *et al.*, 2020). Em outro estudo, foi empregado um adsorvente produzido a partir de resíduos de açaí ativado com ZnCl₂ para a remoção do herbicida ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D), observando-se que o equilíbrio do processo foi alcançado em cerca de 120 minutos, independentemente da concentração do adsorvente (Ramirez *et al.*, 2022).

2.4 Biocarvão como Adsorvente

Adsorventes são materiais sólidos porosos que atuam na retenção de substâncias dissolvidas ou gasosas por meio de interações físicas (como forças de van der Waals) ou químicas (como ligações covalentes e complexação com grupos funcionais) (Lima *et al.*, 2021; Nascimento *et al.*, 2020; Raji *et al.*, 2023). A eficiência desses materiais está diretamente relacionada à sua área superficial específica, distribuição de poros, estabilidade química e à natureza das funcionalidades presentes em sua superfície, as quais determinam sua afinidade por diferentes classes de contaminantes (Lima *et al.*, 2021; Nascimento *et al.*, 2020; Raji *et al.*, 2023).

O biocarvão, ou *biochar*, é um material carbonáceo obtido a partir da conversão térmica de biomassa em condições controladas, destacando-se por suas propriedades adsorventes e aplicações ambientais, especialmente, na remoção de metais presentes em soluções aquosas (Bayar *et al.*, 2024; Jacob *et al.*, 2024; Weber; Quicker, 2018).

A produção de biocarvão pode ser realizada por diferentes processos termoquímicos, cujas condições operacionais influenciam diretamente suas propriedades físico-químicas e, conseqüentemente, suas aplicações ambientais (Afshar; Mofatteh, 2024; Sivaranjane *et al.*,

2024; Weber; Quicker, 2018). A pirólise é uma das rotas mais empregadas, ocorrendo na ausência de oxigênio e em temperaturas que variam geralmente entre 300 °C e 700 °C (Afshar; Mofatteh, 2024). Quando realizada de forma lenta, prioriza a produção de biochar com estrutura porosa, elevada capacidade de troca catiônica e estabilidade térmica e química, enquanto a pirólise rápida, em temperaturas superiores a 500 °C, favorece a geração de bio-óleo, embora também produza um biochar com maior área superficial e volume de microporos (Afshar; Mofatteh, 2024).

A torrefação, por sua vez, é realizada em temperaturas moderadas (cerca de 200–300 °C) e sem presença de oxigênio, resultando em um material com menor teor de voláteis, maior densidade energética e hidrofobicidade, sendo um processo eficiente em tempo e rendimento (Afshar; Mofatteh, 2024). A gaseificação ocorre em temperaturas elevadas (750–900 °C), com suprimento controlado de oxigênio ou vapor, gerando predominantemente gás de síntese, mas também uma fração sólida de biochar com alto teor de carbono e estabilidade físico-química, o que o torna resistente à degradação microbiana e eficiente para aplicações em sequestro de carbono e melhoria do solo (Afshar; Mofatteh, 2024). A carbonização hidrotérmica, por outro lado, é realizada em meio aquoso sob condições de pressão moderada e temperaturas entre 180 °C e 300 °C, sendo especialmente adequada para biomassas com alto teor de umidade (Afshar; Mofatteh, 2024). Esse processo produz um hidrochar com maior conteúdo de grupos funcionais oxigenados e pH mais ácido, características que ampliam suas aplicações ambientais (Afshar; Mofatteh, 2024).

A escolha do método de produção influencia diretamente as propriedades físico-químicas do biocarvão, como área superficial, porosidade, composição elementar e grupos funcionais presentes, os quais são determinantes para sua capacidade adsorvente (Gope; Saha, 2021; Jacob *et al.*, 2024; Lyu *et al.*, 2016; Sivaranjanee *et al.*, 2024; Weber; Quicker, 2018).

Na literatura, o biocarvão derivado de resíduos tem sido estudado quanto à sua aplicação na adsorção de contaminantes. Os estudos indicam que sua estrutura porosa e propriedades adsorventes conferem elevada eficiência na remoção de contaminantes orgânicos e inorgânicos, com ênfase nos metais (Tabela 2).

Tabela 2 - Estudos que utilizaram resíduos na produção de biocarvão e aplicado na remoção de íons metálicos

Referência	Matéria-Prima/biocarvão	Íons
Afolabi, Musonge, 2023	Cascas de laranja	Cu ²⁺ e Pb ²⁺
Foroutan <i>et al.</i> , 2022	Casca de banana modificado com Fe ₃ O ₄ /ZIF-67	Cd ²⁺

Além da escolha da biomassa, outra estratégia importante para melhorar o desempenho do biocarvão na remoção de metais é a realização de modificações físico-químicas em sua estrutura (Bayar *et al.*, 2024; Deng *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2017). Essas modificações incluem ativação com ácidos, impregnação com metais ou óxidos metálicos, e a funcionalização com compostos contendo nitrogênio (Li *et al.*, 2017; Lyu *et al.*, 2016; Weber; Quicker, 2018; Zhang *et al.*, 2018). Tais estratégias têm como objetivo aumentar a área superficial específica, introduzir novos grupos funcionais e melhorar a seletividade do material por contaminantes específicos, ampliando, assim, sua aplicabilidade em sistemas complexos de tratamento de águas e efluentes industriais (Bayar *et al.*, 2024; Deng *et al.*, 2020; Phiri *et al.*, 2024).

2.4.1 Modificações Físico-Químicas do Biocarvão e a Utilização do Oxone como Agente Ativador

A ativação do biocarvão é uma etapa essencial no processo de sua transformação em um material adsorvente eficiente, especialmente para a remoção de metais em soluções aquosas, esse processo tem como principal objetivo aumentar a porosidade e a área superficial do biocarvão, características fundamentais para maximizar sua capacidade de adsorção (Bayar *et al.*, 2024; Pathy *et al.*, 2023; Phiri *et al.*, 2024).

Os métodos mais comuns de ativação do biocarvão dividem-se em físicos e químicos. A ativação física geralmente envolve tratamentos térmicos sob altas temperaturas em atmosferas controladas, o que promove a formação e expansão dos poros no material, ampliando sua área superficial (Pathy *et al.*, 2023; Sivaranjane *et al.*, 2024; Zhang *et al.*, 2018). A ativação química utiliza reagentes como ácidos, bases e agentes oxidantes para modificar a estrutura do biocarvão, introduzindo grupos funcionais ativos e promovendo a criação de poros adicionais. Contudo, esse processo exige controle rigoroso para evitar a degradação excessiva da matriz carbônica (Nascimento *et al.*, 2020; Pathy *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2018).

Diversos estudos têm demonstrado a eficácia de biocarvões vegetais modificados na adsorção de íons Cu²⁺ em soluções aquosas. Por exemplo, Afolabi e Musonge (2023) utilizaram biocarvão derivado de cascas de laranja, alcançando capacidades de adsorção de 28,06 mg g⁻¹ em sistemas simples e 26,83 mg g⁻¹ em sistemas binários, atribuídas à presença de grupos básicos na superfície do adsorvente. Cen *et al.* (2022) desenvolveram um composto de

biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar com hidroxiapatita, observando que a capacidade de adsorção aumentou de 11,50 mg g a 25 °C para 19,81 mg g⁻¹ a 45 °C, indicando um processo endotérmico. Além disso, Karthik *et al.* (2023) produziram biocarvão ativado a partir de sementes de *Manilkara zapota*, que apresentou uma capacidade de adsorção de 18,27 mg g⁻¹ para Cu²⁺, com eficiência de remoção de 94% em água potável contaminada

O peroximonossulfato de potássio (KHSO₅), conhecido comercialmente como Oxone[®], é um agente oxidante utilizado em processos de oxidação devido à sua capacidade de gerar radicais sulfato (SO₄^{-•}), que apresentam alta reatividade e seletividade (Wang; Wang, 2019; Zhao *et al.*, 2021). Esses radicais também podem modificar materiais carbonáceos, como o biocarvão, promovendo a introdução de grupos funcionais oxigenados na superfície do material, como carboxilas e sulfonatos, o que aumenta a afinidade do biocarvão por íons metálicos e potencializa sua capacidade adsorvente (Madduri; Elsayed; Hassan, 2020; Zhao *et al.*, 2021).

As vantagens do Oxone[®] em comparação a outros agentes oxidantes convencionais estão sua eficiência na geração de radicais ativos, menor toxicidade, boa estabilidade e a capacidade de operar sob condições ambientais brandas, o que facilita seu uso em processos sustentáveis (Madduri; Elsayed; Hassan, 2020; Manila; Bhatt, 2017; Zhao *et al.*, 2021). Além disso, o Oxone[®] tende a produzir menos subprodutos tóxicos durante a oxidação, reduzindo o impacto ambiental do processo (Madduri; Elsayed; Hassan, 2020; Manila; Bhatt, 2017; Wang; Wang, 2019; Zhao *et al.*, 2021).

Os estudos que aplicam o Oxone[®] diretamente para ativação de biocarvão ainda são limitados. Contudo, pesquisas pioneiras como a de Madduri *et al.* (2020) demonstraram que a ativação de hidrochar derivado de biomassa de madeira com Oxone[®] aumentou significativamente a capacidade adsorvente para Pb²⁺, alcançando uma capacidade máxima de 46,7 mg g⁻¹, e para o corante azul de metileno, chegando a 86,7 mg g⁻¹, resultado atribuído à introdução de grupos funcionais na superfície. De forma semelhante, Wang e Wang (2019) utilizaram biocarvão derivado de lodo ativado com Oxone[®] para promover a degradação do triclosan em água e efluentes, evidenciando o potencial do Oxone[®] na ativação química para processos ambientais.

2.4.2 Tucumã-do-Pará (*A. vulgare*)

O tucumã é uma fruta característica da região amazônica e pertence à família Arecaceae (Machado *et al.*, 2022). Há duas espécies principais desse fruto: *Astrocaryum aculeatum*

(Figura 1a) e *Astrocaryum vulgare* (Figura 1b), a *A. aculeatum* é endêmica do Brasil, com presença nas regiões Norte e Centro-Oeste do país, sua concentração é maior no estado do Amazonas, que sugere ser o possível centro de origem e diversidade da espécie (Oliveira *et al.*, 2022). Por outro lado, *A. vulgare* não é endêmica e está distribuída pelo Brasil, abrangendo as regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste, sua distribuição é mais marcante no lado Oriental, especialmente no estado do Pará, indicando ser um possível centro de origem e diversidade da espécie (Oliveira *et al.*, 2022).



Figura 1. Frutos das duas espécies de tucumã do gênero *Astrocaryum*. (a) *A. aculeatum* – frutos maiores, de coloração verde a amarelada, com polpa espessa e escura; (b) *A. vulgare* – frutos menores, de coloração alaranjada intensa, com casca lisa e polpa mais fina (Lacerda, 2025).

Morfologicamente, o *A. vulgare* apresenta troncos múltiplos, espinhosos, que podem atingir até 15 metros de altura e 20 a 40 cm de diâmetro, suas folhas são pinadas e grandes, e os frutos são pequenas e arredondadas, de coloração alaranjada quando maduros, com polpa oleosa e fibrosa (Figura 2).

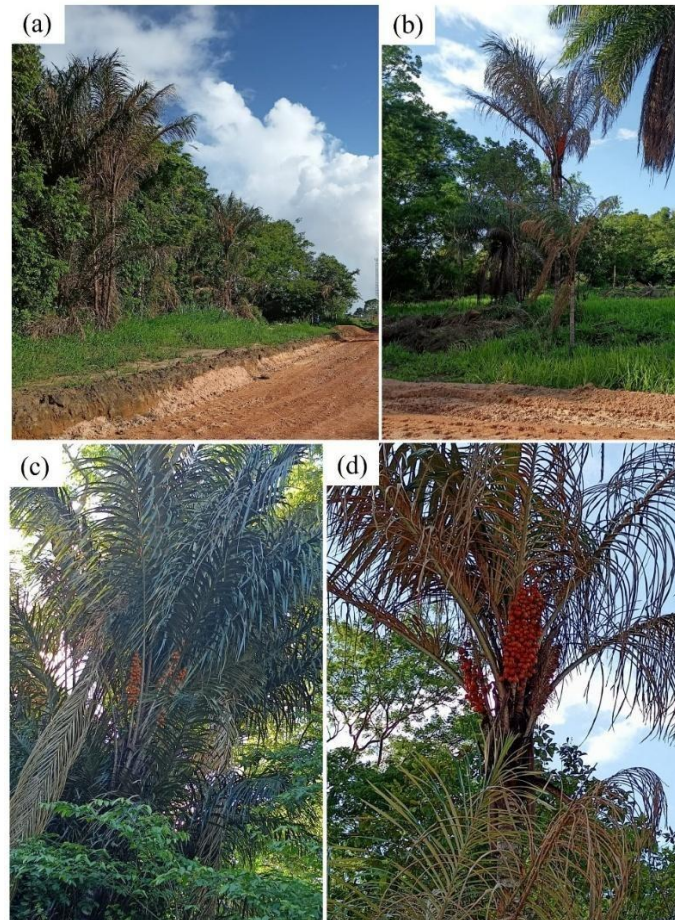


Figura 2. Palmeiras de tucumã-do-Pará (*A. vulgare*) localizadas às margens de rodovias no estado do Amapá. As imagens mostram diferentes aspectos do crescimento e frutificação da espécie: (a) e (b) vista geral das palmeiras à beira da estrada; (c) e (d) detalhe da copa com frutos em estágio avançado de maturação (Lacerda, 2025).

O tucumã é muito apreciado na culinária amazônica por seu sabor e versatilidade. Suas propriedades nutricionais o tornam uma excelente fonte de energia, vitaminas e minerais essenciais (Machado *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2022). O fruto é rico em fósforo, ferro, cálcio e vitamina A, sendo um importante aliado para a saúde dos ossos, da visão e do sistema imunológico (Machado *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2022).

Na região amazônica o fruto é consumido *in natura*, porém é muito utilizado em diversos pratos regionais, como sucos, sorvetes, geleias, doces e até mesmo licores, sua polpa cremosa e levemente ácida proporciona características organolépticas valorizadas na culinária regional, tornando-o um ingrediente indispensável na gastronomia amazônica (Cymerys, 2005; Oliveira *et al.*, 2022). Além disso, o tucumã exerce um papel importante na cultura e na economia da região amazônica, pois a coleta e comercialização do fruto geram renda para as comunidades (Machado *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2022).

Apesar de sua ocorrência e importância regional, o *A. vulgare* permanece pouco estudado quanto ao aproveitamento de seus resíduos. Estimativas antigas apontam produções

anuais superiores a 130 mil toneladas de frutos no estado do Pará, o que resulta em grande volume de resíduos sólidos, como cascas e endocarpos, frequentemente descartados ou subutilizados (Lima *et al.*, 2014).

Nesse contexto, o aproveitamento dos resíduos do tucumã-do-Pará (*A. vulgare*), como cascas e endocarpos, para a produção de biocarvão representa uma alternativa estratégica para o desenvolvimento de tecnologias sustentáveis de remediação. Apesar da abundância dessa espécie na região amazônica e de sua importância econômica para comunidades extrativistas, ainda são escassas as pesquisas que investigam o uso sistemático desses resíduos como precursores para biocarvões adsorventes. Estudos preliminares com espécies do mesmo gênero, como *A. aculeatum*, demonstraram desempenho promissor na remoção de contaminantes orgânicos (Monteiro; Costella, 2018; Umpierres *et al.*, 2018), sugerindo que *A. vulgare* também possui elevado potencial para aplicações ambientais.

Além de promover o reaproveitamento de resíduos, essa abordagem está alinhada aos princípios da bioeconomia e da economia circular, favorecendo a geração de soluções de baixo custo, ambientalmente amigáveis e com aplicação potencial no tratamento de águas contaminadas.

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Analisar a capacidade do biocarvão produzido a partir do endocarpo de Tucumã-do-Pará (*A. vulgare*) *in natura* e tratado com Oxone[®] na adsorção de íons Cu²⁺ em soluções aquosas, por meio da caracterização físico-química do material e da otimização das variáveis operacionais utilizando Planejamento Composto Central (PCC) e análise por Superfície de Resposta (RSM).

3.2 Específicos

- Caracterizar o biocarvão *in natura* e modificado com Oxone[®] utilizando as técnicas de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR), Difração de Raios X (DRX), análise de área superficial (BET) e distribuição do tamanho de poros (BJH);
- Avaliar a eficiência de adsorção do biocarvão para íons Cu²⁺ em soluções aquosas sintéticas;
- Comparar o desempenho do biocarvão *in natura* (BC) com o modificado com Oxone[®] (BCO) na remoção de íons Cu²⁺;
- Avaliar o efeito do pH, da massa do adsorvente e da concentração do contaminante na remoção de íons Cu²⁺;
- Otimizar as condições do processo de adsorção utilizando Planejamento Composto Central (PCC) e análise por Superfície de Resposta (RSM).

4. REFERÊNCIAS

- ABNT – NBR 9800. **Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário**, 1987. Disponível em: <https://supremoambiental.com.br/wp-content/uploads/2018/07/nbr-n.-9.800-abnt-1987.-critérios-para-lancamento-de-efluente-liquidos-industriais.pdf> Acesso em: 12/12/2023
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profile for copper**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services, 2024. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.pdf>. Acesso em: 06/07/2025.
- AFOLABI, F. O.; MUSONGE, P. Synthesis, Characterization, and Biosorption of Cu²⁺ and Pb²⁺ Ions from an Aqueous Solution Using Biochar Derived from Orange Peels. **Molecules**, v. 28, n. 20, p. 7050, 12 out. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules28207050>
- AFSHAR, M.; MOFATTEH, S. Biochar for a sustainable future: Environmentally friendly production and diverse applications. **Results in Engineering**, v. 23, p. 102433, set. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102433>
- ALI, H.; KHAN, E. **Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health** *Human and Ecological Risk Assessment*. Taylor and Francis Inc., , 18 ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1469398>
- AMBRÓSIO, N.; BERNARDI, J. L.; DALLAGO, R.; LUIS, M.; PROF, M. Removal of heavy metals from effluents using ionic liquids: a review. **Brazilian Journal of Development**, n. 5, p. 50189–50209, 2021. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv.v7i5.30034>
- BAHRANI, S., GHAEDI, M., HASHEMI, S. A., & MOUSAVI, S. M. **Chapter 11 - Applications of molecularly imprinted polymers**. Editor(s): Mehrorang Ghaedi, *Interface Science and Technology*. Elsevier. V. 33, 2021, Pages 655-699, DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818805-7.00002-3>
- BALALI-MOOD, M.; NASERI, K.; TAHERGORABI, Z.; KHAZDAIR, M. R.; SADEGHI, M. Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals: Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. **Frontiers in Pharmacology**, v. 12, 13 abr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>
- BARCELOUX, D. G.; BARCELOUX, D. Copper. **Journal of Toxicology: Clinical Toxicology**, 37(2), 217–230. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1081/CLT-100102421>
- BAYAR, J.; ALI, N.; DONG, Y.; AHMAD, U.; ANJUM, M. M.; KHAN, G. R.; ZAIB, M.; JALAL, A.; ALI, R.; ALI, L. Biochar-based adsorption for heavy metal removal in water: a sustainable and cost-effective approach. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 46, n. 11, p. 428, 24 nov. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10653-024-02214-w>
- BIBI, M. Essential and non-essential heavy metals sources and impacts on human health and plants. **Pure and Applied Biology**, v. 12, n. 2, 10 jun. 2023. DOI: <https://dx.doi.org/10.19045/bspab.2023.120083>

BINESH, A.; VENKATACHALAM, K. Copper in Human Health and Disease: A Comprehensive Review. **Journal of Biochemical and Molecular Toxicology**, v. 38, n. 11, 6 nov. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/jbt.70052>

BORGES, V.-R. E.; CANAVARRO, B. A. M.; SOARES, M. H. F. B. Uma revisão conceitual de metais como suporte para seu ensino. **Revista Iberoamericana de Educación**, v. 55, n. 4, p. 1–10, 15 maio, 2011. DOI: <https://doi.org/10.35362/rie5541585>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 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. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 92, p. 89-91, 16 maio 2011

BREMNER, Ian. **Absorção, transporte e distribuição de cobre**. In: EVERED, David; LAWRENSON, Geralyn (ed.). *Funções biológicas do cobre*. Chichester: Wiley, 1980. (Simpósios da Fundação Ciba, 79). p. 23-48. DOI: <https://doi.org/10.1002/9780470720622.ch3>

ÇEÇEN, F.; AKTAŞ, Ö. Fundamentals of Adsorption onto Activated Carbon in Water and Wastewater Treatment. *Em: Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment*. [s.l.] Wiley, 2011. p. 13–41. DOI: [10.1002/9783527639441.ch2](https://doi.org/10.1002/9783527639441.ch2)

CEN, Y.; LI, Y.; DENG, H.; DING, H.; TANG, S.; YU, X.; XU, F.; ZHU, Z.; ZHU, Y. Removal of Copper (II) from Aqueous Solution by a Hierarchical Porous Hydroxylapatite-Biochar Composite Prepared with Sugarcane Top Internode Biotemplate. **Water**, v. 14, n. 6, p. 839, 8 mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14060839>

COMITÊ DO CONSELHO NACIONAL DE PESQUISA (EUA). **Copper in Drinking Water**. Washington, D.C.: National Academies Press, 2000. DOI: [10.17226/9782](https://doi.org/10.17226/9782)

CYMERYS, M. Tucumã-do-pará (*Astrocaryum vulgare*). In: SHANLEY, P.; MEDINA, G. **Frutíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica**. Belém: CIFOR, Imazon, 2005. ISBN 85-88808-02-1. Disponível em: <<https://www.fca.unesp.br/Home/Extensao/GrupoTimbo/frutiferas.pdf>> Acesso em: 03/03/2024

DENG, H.; LI, Q.; HUANG, M.; LI, A.; ZHANG, J.; LI, Y.; LI, S.; KANG, C.; MO, W. Removal of Zn(II), Mn(II) and Cu(II) by adsorption onto banana stalk biochar: adsorption process and mechanisms. **Water Science and Technology**, v. 82, n. 12, p. 2962–2974, 15 dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2020.543>

DEZOTTI, M. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. 1. ed. [s.l.] E- PAPERS, 2008

DIAS, Y. N.; SOUZA, E. S.; DA COSTA, H. S. C.; MELO, L. C. A.; PENIDO, E. S.; AMARANTE, C. B.; TEIXEIRA, O. M. M.; FERNANDES, A. R. Biochar produced from Amazonian agro-industrial wastes: properties and adsorbent potential of Cd²⁺ and Cu²⁺. **Biochar** **1**, 389–400 (2019). DOI: <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00031-4>

FATIMA, G.; RAZA, A. M.; DHOLE, P. Heavy Metal Exposure and its Health Implications: A Comprehensive Review. **Indian Journal of Clinical Biochemistry**, 28 abr. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12291-025-01322-3>

FOROUTAN, R.; PEIGHAMBARDOUST, S. J.; MOHAMMADI, R.; PEIGHAMBARDOUST, S. H.; RAMAVANDI, B. Cadmium ion removal from aqueous media using banana peel biochar/Fe₃O₄/ZIF-67. **Environmental Research**, Volume 211, 2022, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113020>

GOPE, M.; SAHA, R. Removal of heavy metals from industrial effluents by using biochar. *Em: Intelligent Environmental Data Monitoring for Pollution Management*. [s.l.] Elsevier, 2021. p. 25–48. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819671-7.00002-6>

HEIDARI, A. The hydrolysis constants of copper (I) (Cu⁺) and copper (II) (Cu²⁺) in aqueous solution as a function of pH using a combination of pH measurement and biospectroscopic methods and techniques. **Global Imaging Insights**, v. 4, n. 1, 2019. DOI: [10.15761/GII.1000182](https://doi.org/10.15761/GII.1000182)

HOUSE, R. A.; MARIE, J.-J.; PARK, J.; REES, G. J.; AGRESTINI, S.; NAG, A.; GARCIA-FERNANDEZ, M.; ZHOU, K.-J.; BRUCE, P. G. Covalency does not suppress O₂ formation in 4d and 5d Li-rich O-redox cathodes. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 2975, 20 maio 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23154-4>

JACOB, M. M.; PONNUCHAMY, M.; KAPOOR, A.; PAL, D. B.; SIVARAMAN, P. Biochar Innovations for Adsorption of Water Contaminants in Water Treatment. *Em: PAL, D.B.; KAPOOR, A. (Eds.). Biomass-based Clean Technologies for Sustainable Development. Clean Energy Production Technologies*. Singapore: Springer, 2024. p. 183–201. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-97-0847-5_9

JAIN, R.; THAKUR, A.; GARG, N.; DEVI, P. Impact of Industrial Effluents on Groundwater. *Em: Groundwater Geochemistry*. [s.l.] Wiley, 2021. p. 193–211. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781119709732.ch10>

JOMOVA, K.; ALOMAR, S. Y.; NEPOVIMOVA, E.; KUCA, K.; VALKO, M. Heavy metals: toxicity and human health effects. **Archives of Toxicology**, v. 99, n. 1, p. 153–209, 20 jan. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03903-2>

_____, K.; MAKOVA, M.; ALOMAR, S. Y.; ALWASEL, S. H.; NEPOVIMOVA, E.; KUCA, K.; RHODES, C. J.; VALKO, M. Essential metals in health and disease. **Chemico-Biological Interactions**, v. 367, p. 110173, nov. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2022.110173>

KARTHIK, V.; KARUNA, B.; JEYANTHI, J.; PERIYASAMY, S. Biochar production from Manilkara zapota seeds, activation and characterization for effective removal of Cu²⁺ ions in polluted drinking water. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 13, n. 11, p. 9381–9395, 11 jul. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03627-2>

KUMAR, P. S.; CAROLIN, C. F. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from wastewater. *Em: New Trends in Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewater*. [s.l.] Elsevier, 2021. p. 611–630. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822965-1.00024-6>

LEITE, M.; GUAJAJARA, E. P. V.; SILVA, S.; SILVA, W. L. DA; SANTOS, S. C. DOS. Fitorremediação de Solo Contaminado por Metais Pesados. **Cadernos de Prospecção**, v. 12, n. 2, p. 327, 28 fev. 2022. DOI: <https://doi.org/10.9771/cp.v12i2.27308>

- LI, H.; DONG, X.; SILVA, E. B. DA; OLIVEIRA, L. M. DE; CHEN, Y.; MA, L. Q. Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. **Chemosphere**. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.072>
- LIMA, É. C.; DEHGHANI, M. H.; GULERIA, A.; SHER, F.; KARRI, R. R.; DOTTO, G. L.; TRAN, H. N. Adsorption: Fundamental aspects and applications of adsorption for effluent treatment. *Em: Green Technologies for the Defluoridation of Water*. [s.l.] Elsevier, 2021. p. 41–88. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-323-85768-0.00004-X>
- LIMA, L. P.; GUERRA, G. A. D.; MING, L. C.; MACEDO, M. R. A. Ocorrência e usos do tucumã (*Astrocaryum vulgare mart.*) Em comunidades ribeirinhas, quilombolas e de agricultores tradicionais no município de Irituia, Pará. **Amazonica - Revista de Antropologia**, v. 5, n. 3, p. 762, 7 maio 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.18542/amazonica.v5i3.1604>
- LIU, Y.; WANG, H.; CUI, Y.; CHEN, N. Removal of Copper Ions from Wastewater: A Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 20, n. 5, p. 3885, 22 fev. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph20053885>
- LYU, H.; GONG, Y.; GURAV, R.; TANG, J. Potential Application of Biochar for Bioremediation of Contaminated Systems. *Em: Biochar Application: Essential Soil Microbial Ecology*. [s.l.] Elsevier Inc., 2016. p. 221–246. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-803433-0.00009-6>
- MACHADO, A. P. DA F.; NASCIMENTO, R. DE P. DO; ALVES, M. DA R.; REGUENGO, L. M.; MAROSTICA JUNIOR, M. R. Brazilian tucumã-do-Amazonas (*Astrocaryum aculeatum*) and tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*) fruits: bioactive composition, health benefits, and technological potential. **Food Research International**, v. 151, p. 110902, jan. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2021.110902>
- MADDURI, S.; ELSAYED, I.; HASSAN, E. B. Novel oxone treated hydrochar for the removal of Pb(II) and methylene blue (MB) dye from aqueous solutions. **Chemosphere**, v. 260, p. 127683, dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127683>
- MANILA; BHATT, N. Applications of Oxone in chemical kinetics, synthetic chemistry and environmental chemistry: A review. **Environment Conservation Journal**, v. 18, n. 3, p. 135–140, 28 dez. 2017. DOI: <https://doi.org/10.36953/ECJ.2017.18317>
- MILANKOVIĆ, V.; TASIĆ, T.; LESKOVAC, A.; PETROVIĆ, S.; MITIĆ, M.; LAZAREVIĆ-PAŠTI, T.; NOVKOVIĆ, M.; POTKONJAK, N. Metals on the Menu—Analyzing the Presence, Importance, and Consequences. **Foods**, v. 13, n. 12, p. 1890, 16 jun. 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/foods13121890>
- MONTEIRO, D. M.; COSTELLA, A. M. S. EFICIÊNCIA DO PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUA DO RIO NEGRO A PARTIR DE COLUNA DE ADSORÇÃO DE CARVÃO ATIVADO OBTIDO DE ENDOCARPO DE TUCUMÃ (*Astrocaryum aculeatum*). **Blucher Chemical Engineering Proceedings. Anais**. São Paulo: Editora Blucher, set. 2018. DOI: [10.5151/cobeq2018-PT.0086](http://dx.doi.org/10.5151/cobeq2018-PT.0086)
- MOREIRA, L. M.; TEIXEIRA, A. DE O.; LYON, J. P. Cobre (Cu): Reatividade, compostos de coordenação e atuação biológica. **Research, Society and Development**, v. 13, n. 3, p. e5313345291, 16 mar. 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v13i3.45291>

MUSADIS, C. A. METAIS PESADOS E SEUS EFEITOS NA SAÚDE HUMANA: REVISÃO DE LITERATURA. *Revista ft*, v. 29, n. 140, p. 35–36, 11 nov. 2024. DOI: [10.69849/revistaft/ch10202411110735](https://doi.org/10.69849/revistaft/ch10202411110735)

NASCIMENTO, R. F. DO; LIMA, A. C. A. DE; VIDAL, C. B.; MELO, D. DE Q.; RAULINO, G. S. C. **ADSORÇÃO Aspectos teóricos e aplicações ambientais**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/53271>>. Acesso em: 25 abr. 2025.

OCHOA-HERRERA, V.; LEÓN, G.; BANIHANI, Q.; FIELD, J. A.; SIERRA-ALVAREZ, R. Toxicity of copper(II) ions to microorganisms in biological wastewater treatment systems. *Science of The Total Environment*, v. 412–413, p. 380–385, dez. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.072>

OLIVEIRA, M. S. P.; OLIVEIRA, N. P.; ABREU, L. F.; PARACAMPO, N. E. N. P. Capítulo 5 - *Astrocaryum aculeatum* e *A. vulgare* in **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região norte** / editores: Lidio Coradin, Julcéia Camillo e Ima Célia Guimarães Vieira. – Brasília, DF: MMA, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade/manejo-e-uso-sustentavel/flora>

PATHY, A.; POKHAREL, P.; CHEN, X.; BALASUBRAMANIAN, P.; CHANG, S. X. Activation methods increase biochar's potential for heavy-metal adsorption and environmental remediation: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment*, v. 865, p. 161252, mar. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161252>

PENG, H.; GUO, J. Removal of chromium from wastewater by membrane filtration, chemical precipitation, ion exchange, adsorption electrocoagulation, electrochemical reduction, electrodialysis, electrodeionization, photocatalysis and nanotechnology: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 18, n. 6, p. 2055–2068, 23 nov. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-020-01058-x>

PHIRI, Z.; MOJA, N. T.; NKAMBULE, T. T. I.; KOCK, L.-A. DE. Utilization of biochar for remediation of heavy metals in aqueous environments: A review and bibliometric analysis. *Heliyon*, v. 10, n. 4, p. e25785, fev. 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25785>

POURHAKKAK, P.; TAGHIZADEH, A.; TAGHIZADEH, M.; GHAEDI, M.; HAGHDOUST, S. Chapter 1 - Fundamentals of adsorption technology. Editor(s): Mehrorang Ghaedi, **Interface Science and Technology**, Elsevier. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818805-7.00001-1>

RAJI, Z.; KARIM, A.; KARAM, A.; KHALLOUFI, S. Adsorption of Heavy Metals: Mechanisms, Kinetics, and Applications of Various Adsorbents in Wastewater Remediation—A Review. *Waste*, v. 1, n. 3, p. 775–805, 6 set. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/waste1030046>

RAMIREZ, R.; SCHNORR, C. E.; GEORGIN, J.; NETTO, M. S.; FRANCO, D. S. P.; CARISSIMI, E.; WOLFF, D.; SILVA, L. F. O.; DOTTO, G. L. Transformation of Residual Açai Fruit (*Euterpe oleracea*) Seeds into Porous Adsorbent for Efficient Removal of 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid Herbicide from Waters. *Molecules*, v. 27, n. 22, p. 7781, 11 nov. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules27227781>

RAO, S. N. **Chapter 5 - Adsorption**, Editor(s): Vincent Ball, Interface Science and Technology, Elsevier, Volume 21, 2018, DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801970-2.00005-7>.

ROLIĆ, T.; YAZDANI, M.; MANDIĆ, S.; DISTANTE, S. Iron Metabolism, Calcium, Magnesium and Trace Elements: A Review. **Biological Trace Element Research**, v. 203, n. 4, p. 2216–2225, 6 abr. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12011-024-04289-z>

RUSHWORTH, D. D.; CHRISTL, I.; KUMAR, N.; HOFFMANN, K.; KRETZSCHMAR, R.; LEHMANN, M. F.; SCHENKEVELD, W. D. C.; KRAEMER, S. M Copper mobilisation from Cu sulphide minerals by methanobactin: Effect of pH, oxygen and natural organic matter. **Geobiology**, v. 20, n. 5, p. 690–706, 18 set. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/gbi.12505>

SAH, D.; VERMA, P. K.; KUMARI, K. M.; LAKHANI, A. Chemical partitioning of fine particle-bound As, Cd, Cr, Ni, Co, Pb and assessment of associated cancer risk due to inhalation, ingestion and dermal exposure. **Inhalation Toxicology**, v. 29, n. 11, p. 483–493, 19 set. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/08958378.2017.1406563>

SALEH, T. A.; MUSTAQEEM, M.; KHALED, M. Water treatment technologies in removing heavy metal ions from wastewater: A review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 17, p. 100617, maio 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100617>

SHETTY, B. R.; PAI, B. J.; SALMATAJ, S. A.; NAIK, N. Assessment of Carcinogenic and non-carcinogenic risk indices of heavy metal exposure in different age groups using Monte Carlo Simulation Approach. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 30319, 5 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-81109-3>

SILVA, L.; VICTOR, M.; LOPES, W.; CUNHA, S. COBRE: PRODUÇÃO INDUSTRIAL E APLICAÇÕES. **Química Nova**, 2019. DOI: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170439>

SIVARANJANEE, R.; SENTHIL KUMAR, P.; CHITRA, B.; RANGASAMY, G. A critical review on biochar for the removal of toxic pollutants from water environment. **Chemosphere**, v. 360, p. 142382, jul. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142382>

SOJKA, M.; JASKUŁA, J. Heavy Metals in River Sediments: Contamination, Toxicity, and Source Identification—A Case Study from Poland. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 17, p. 10502, 23 ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph191710502>

TOTTEN, M. S.; DAVENPORT, T. S.; EDWARDS, L. F.; HOWELL, J. M. Trace Minerals and Anxiety: A Review of Zinc, Copper, Iron, and Selenium. **Dietetics**, v. 2, n. 1, p. 83–103, 20 fev. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/dietetics2010008>

UMPIERRES, C. S.; THUE, P. S.; LIMA, E. C.; REIS, G. S. DOS; BRUM, I. A. S. DE; ALENCAR, W. S. DE; DIAS, S. L. P.; DOTTO, G. L. Microwave-activated carbons from tucumã (*Astrocaryum aculeatum*) seed for efficient removal of 2-nitrophenol from aqueous solutions. **Environmental Technology**, v. 39, n. 9, p. 1173–1187, 3 maio 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1323957>

VASCONCELOS, R. C. DE. **Tratamento de efluentes líquidos: uma perspectiva para o desenvolvimento sustentável**. 1. ed. Campina Grande: Editora Amplla, 2021. v. 1 Disponível

em: <https://ampllaeditora.com.br/books/2020/08/ebook-RaylanVasconcelos-1.pdf> Acesso em: 13 de março de 2025

VELARDE, L.; NABAVI, M. S.; ESCALERA, E.; ANTTI, M.-L.; AKHTAR, F. Adsorption of heavy metals on natural zeolites: A review. **Chemosphere**, v. 328, p. 138508, jul. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138508>

WANG, S.; WANG, J. Activation of peroxymonosulfate by sludge-derived biochar for the degradation of triclosan in water and wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 356, p. 350–358, jan. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.062>

WANG, Y.; YAN, Q.; SHI, Y.; LONG, M. Copper Toxicity in Animals: A Review. **Biological Trace Element Research**, 21 ago. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12011-024-04345-8>

WANG, Y.-M.; FENG, L.-S.; XU, A.; MA, X.-H.; ZHANG, M.-T.; ZHANG, J. Copper ions: The invisible killer of cardiovascular disease (Review). **Molecular Medicine Reports**, v. 30, n. 5, p. 210, 19 set. 2024. DOI: <https://doi.org/10.3892/mmr.2024.13334>

WEBER, K.; QUICKER, P. Properties of biochar. **Fuel**, v. 217, p. 240–261, abr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.12.054>

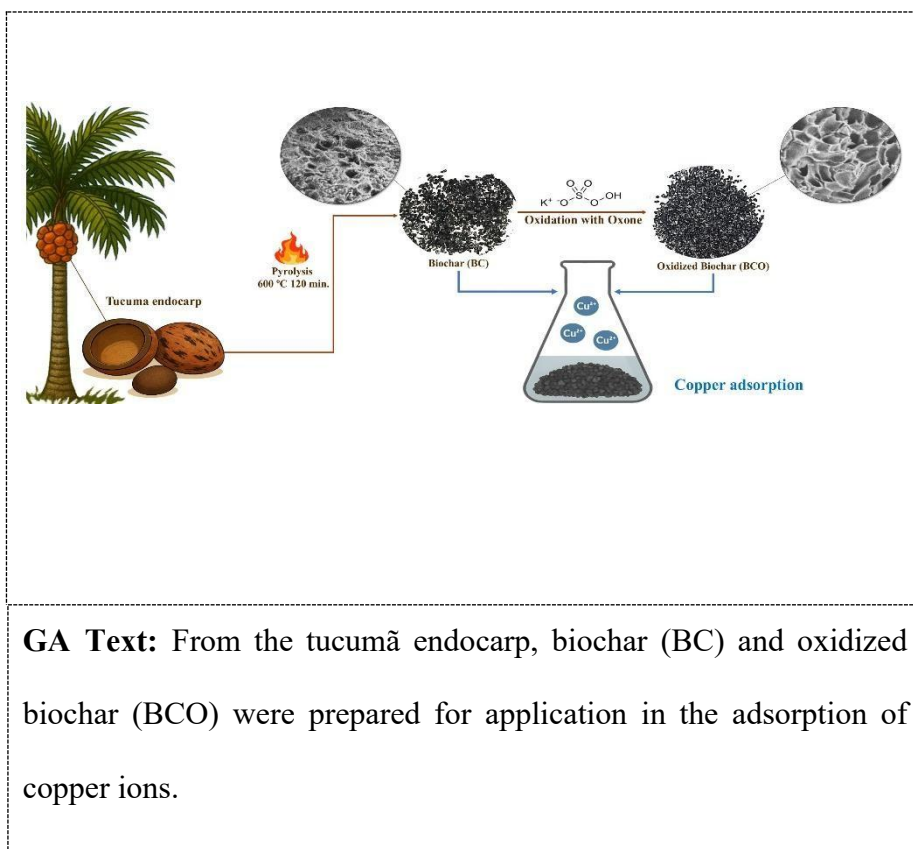
ZHANG, C.; LIU, L.; ZHAO, M.; RONG, H.; XU, Y. The environmental characteristics and applications of biochar. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 22, p. 21525–21534, 21 ago. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2521-1>

ZHAO, C. *et al.* Activation of peroxymonosulfate by biochar-based catalysts and applications in the degradation of organic contaminants: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 416, p. 128829, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.128829>

ZORODDU, M. A.; AASETH, J.; CRISPONI, G.; MEDICI, S.; PEANA, M.; NURCHI, V. M. The essential metals for humans: a brief overview. **Journal of Inorganic Biochemistry**, v. 195, p. 120–129, jun. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2019.03.013>

5. CAPÍTULO 2 – Granular biochar obtained from Tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*) modified with Oxone for Cu²⁺ adsorption

Artigo submetido no periódico “Journal of the Brazilian Chemical Society”

Graphical Abstract (GA)

**Granular biochar obtained from Tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*) modified with Oxone
for Cu²⁺ adsorption**

*Izabelle A.R. Lacerda^a, Jessica C. E. Vilhena^a, Suzane R. de Oliveira^a, Gabriel M. O. da Silva^b,
Alexandro C. Florentino^{a*} and Irlon M. Ferreira^b*

*^aPrograma de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Amapá,
Rod. Josmar Chaves Pinto, km 02, 68903-419, Macapá-AP, Brasil*

*^bLaboratório de Biocatálise e Síntese Orgânica Aplicada, Universidade Federal do Amapá, Rod.
Josmar Chaves Pinto, km 02, 68903-419, Macapá-AP, Brasil*

*Email: alexandrocezar@gmail.com

ORCID ID:

Izabelle A.R. Lacerda - <https://orcid.org/0000-0002-9726-8032>

Alexandro C. Florentino - <https://orcid.org/0000-0002-8880-9618>

Suzane R. de Oliveira - <https://orcid.org/0000-0002-3657-0641>

Gabriel M. O. da Silva - <http://orcid.org/0009-0005-0129-6856>

Jessica C. E. Vilhena - <https://orcid.org/0000-0001-5785-1349>

Irlon M. Ferreira - <https://orcid.org/0000-0002-4517-0105>

Abstract

This study evaluated the adsorption capacity of biochar (BC) produced from the endocarp of tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*) and its variant modified with Oxone (BCO, oxidized biochar) for the removal of Cu^{2+} ions from aqueous solution. Biochar samples were characterized using Fourier transform infrared spectroscopy (FT-IR), X-ray diffraction (XRD), scanning electron microscopy (SEM), and surface area analysis based on the Brunauer-Emmett-Teller (BET) theory. Adsorption experiments, performed using a central composite design, demonstrated that pH, adsorbent mass, and initial copper concentration, as well as their interactions, were statistically significant variables ($p < 0.05$), depending on copper concentration and pH, which exerted the greatest influence on the adsorption capacity. According to the quadratic regression model, R^2 values of 0.9571 and 0.9410 were obtained for BC and BCO, respectively. More specifically, BC showed a maximum adsorption capacity of 38 mg g^{-1} at pH 2.4 and a concentration of $0.0818 \text{ mol L}^{-1}$. BCO showed a maximum capacity of 36 mg g^{-1} under the same conditions. Therefore, although both materials are efficient, BC presents superior performance, indicating that modification with the oxidizing agent Oxone may be unnecessary for this application.

Keywords: Metals, *Astrocaryum vulgare*, bioadsorbent, inorganic contaminant.

Introduction

With the advancement of industrial activity in the 20th century, the generation of effluents containing organic pollutants and heavy metals intensified, which, when disposed of improperly, represent a serious threat to the environment and human health.^{1,2} Several production sectors, such as metallurgy, chemicals, textiles, petrochemicals and electronics, generate industrial effluents rich in toxic elements.^{3,4} The composition of these effluents can vary depending on their origin, but they generally include organic compounds, chemical substances and heavy metals.⁵

Among the metals that are found in industrial effluents, copper (Cu) stands out due to its wide use in industry. In metallurgy, copper is used in the production of metal alloys and electrical components; in the automotive industry, it is used in electrical systems and radiators, and in civil construction, copper is used in electrical piping and wiring.^{6,7} During industrial processes, copper can be released into the environment through solid waste and liquid effluents.^{6,7} Its presence in water bodies may also result from leaching in mined areas, the inadequate application of copper-based fertilizers and fungicides, and the corrosion of metal structures.^{6,7}

Copper can be present in industrial effluents as both dissolved ions and suspended particles.⁸ Although it is an essential element for several biological processes, such as enzyme formation and cellular metabolism, its presence in high concentrations can cause cellular damage, oxidative stress, and bioaccumulation in aquatic organisms and humans.⁸

The amount of this element in an adult human body is about 100 mg, and the recommended daily intake ranges from 3 to 5 mg.⁷ Absorption of copper from the diet (food, supplements, and water) occurs predominantly in the form of Cu^{2+} , but some is reduced to Cu^+ by reductase enzymes in the gastrointestinal tract.⁷

In Brazil, CONAMA Resolution nº 430/2011 establishes limits for the concentration of metals in effluents, including 1.0 mg L⁻¹ for dissolved copper, 0.2 mg L⁻¹ for total cadmium, 0.5 mg L⁻¹ for arsenic and 0.01 mg L⁻¹ for mercury, reinforcing the need for efficient technological solutions for the treatment of contaminated water.³

Among the most used techniques for removing heavy metals, chemical precipitation, ion exchange, ultrafiltration, electrocoagulation, and adsorption stand out.⁹ Adsorption has proven to be an economically viable and environmentally sustainable alternative, especially when using low-cost and renewable materials.¹⁰

Studies have demonstrated the efficiency of biochar in adsorbing metals from aqueous solutions. One of these studies used açai seeds as raw material for the production of biochar modified with potassium hydroxide (KOH) for the removal of metal ions with maximum removal values for Pb²⁺ (86%), Fe²⁺ (69%) and Mg²⁺ (8%) ions.¹¹ Another study used biochar produced from jackfruit peel, which demonstrated an efficiency of 99.84% in the removal of Cu²⁺ ions in solution under optimized conditions of pH 7, temperature of 45 °C, contact time of 24 hours and initial Cu²⁺ concentration of 100 mg L⁻¹. Another result demonstrated an efficiency of 79.60% under conditions of pH 7, temperature of 25 °C, the same contact time and Cu²⁺ concentration of 40 mg L⁻¹.¹²

Astrocaryum vulgare, popularly known as tucumã-do-Pará, is a non-endemic species, present in several regions of Brazil, mainly in the North (Amapá, Pará and Tocantins), Northeast (Maranhão) and Central-West (Goiás).¹³ Previous studies have demonstrated the effectiveness of activated carbon derived from the endocarp of tucumã (*A. aculeatum*) in the pretreatment of water from the Rio Negro, obtaining good results in purification processes.¹⁴ Furthermore, research involving the activation of tucumã seeds (*A. aculeatum*) by microwaves revealed their efficiency in removing 2-nitrophenol¹⁵, reinforcing the potential of this material as an adsorbent in environmental processes, including for emerging contaminants.

Despite the widespread occurrence and socioeconomic importance of *A. vulgare* in the state of Pará, especially in rural communities, few studies have reported on the production of fruit and disposal of its solid waste. However, estimates from a 2013 study indicated an annual production of more than 130,000 tons of fruit with a correspondingly large volume of solid waste, mainly endocarps, which were either underutilized or discarded.¹⁶

Many studies have advanced the use of agro-industrial waste in the production of biochar for the removal of heavy metals; however, studies evaluating the potential of tucumã-do-Pará (*A. vulgare*) as an adsorbent material are still scarce. Therefore, this work aimed to evaluate the adsorption capacity of biochar (BC) obtained from the endocarp of *A. vulgare*, as well as BC modified with Oxone (BCO), in the removal of Cu²⁺ ions from aqueous solutions.

Experimental

Reagents and Solvents

Oxone[®] (KHSO₅) was purchased from Sigma-Aldrich (São Paulo, SP, Brazil), sodium chloride (99%) was purchased from Qhemis (São Paulo, SP, Brazil), and 70% ethanol, copper sulfate pentahydrate (CuSO₄ · 5H₂O, 99%), hydrochloric acid (HCl, ACS grade) and sodium hydroxide (NaOH, 99%) were purchased from Alphatec-Química fina (São Paulo, SP, Brazil).

Obtaining biochar (BC)

Fruits of the species *A. vulgare* were purchased commercially in the district of Carapajó, municipality of Cametá-PA. The fruits were washed with distilled water (4 times with 1000 mL) and manually separated into peel (epicarp), pulp and seed (endocarp). The seed was dried in an oven at 40 °C for 24 h. After drying, the seeds were manually cracked to remove the almond (Figure 1).

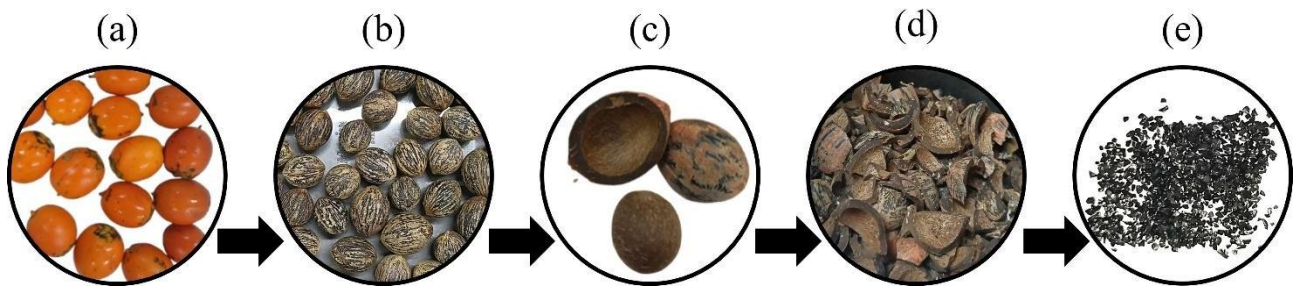


Figure 1. Stages of preparation of biochar from the endocarp of tucumã-do-Pará. Sequence of stages for obtaining biochar (BC) from tucumã-do-Pará (*A. vulgare*): (a) fruits, (b) dry endocarp, (c) separation of the endocarp, (d) separation of the material and (e) biochar obtained after pyrolysis.

Pyrolysis was performed in an adapted muffle furnace (MYLABOR, model FM1200) at 600 °C for 120 min, reaching thermal plateau after 60 minutes. The adapted equipment consisted of a cylindrical stainless-steel reactor positioned horizontally inside the muffle. A stainless-steel tube attached to the lid acted as an exhaust for the gases generated during the process. The system included a stainless-steel condenser through which cooled water from an ultrathermostatic bath (MYLABOR, model SSDu-20 L) circulated for the condensation of vapors. At the outlet of the condenser, a 1000 mL Kitassato was installed to collect the pyroligneous liquid. This adaptation created an atmosphere with low oxygen content, which is essential for pyrolysis. After carbonization, the material was ground in an electric grinder (B55 Botini) and sieved to obtain the desired particle size in the range of 18 to 35 mesh.

The process yield was calculated as

$$R(\%) = \frac{m_f}{m_i} \times 100, \text{ (Eq.1)}$$

where R is the process yield (%), m_f is the final mass of the material obtained after pyrolysis (g), and m_i is the initial mass of the dry endocarp (g).

Biochar Modification with Oxone® (BCO)

Oxone® is a salt with high oxidative capacity. It is stable and easy to handle¹⁷, making it an efficient alternative to other oxidants used in the modification of carbonaceous materials, justifying its choice in this study.¹⁸

The biochar modification method was adapted from previous studies.¹⁸ Briefly, 4 g of biochar (BC) were added to an Oxone® (0.05 mol L⁻¹) and NaCl (10% w/w) solution. The solution was kept under mechanical stirring for 24 h at room temperature. After this period, the material was washed and stirred in 100 mL of 70% ethanol for 2 h, vacuum filtered and subsequently dried in an oven at 100 °C for 60 min.

Characterizations

Fourier-transform infrared microspectroscopy (FT-IR)

Infrared absorption spectra were obtained on a Shimadzu IR Affinity-1 Fourier transform infrared spectrophotometer with internal calibration. Samples were prepared on KBr pellets. Absorption frequencies were expressed in cm⁻¹, covering a range from 400 to 4000 cm⁻¹.

X-ray powder diffraction (XRPD)

X-ray Diffraction (XRD) analysis was conducted using a Bruker D2 Phaser X-ray diffractometer. The equipment, which operates with a copper (Cu) tube with a radiation wavelength (λ) of 1.5406 Å, is configured to work at a power of 30 kV and 10 mA. The scan was conducted in the 2θ angle range, ranging from 5° to 90°, with a step-size of 0.02° and a collection time of 2 seconds per point. The scan speed was adjusted to 0.6° min⁻¹, ensuring precision and detail in the identification of the crystalline phases present in the analyzed samples.

Scanning electron microscopy (SEM)

Scanning electron microscopy analyses were performed using a Hitachi TM3030PLUS tabletop microscope. BC and BCO samples were mounted on stubs using double-sided adhesive tape to ensure adequate fixation. Images were obtained at magnifications ranging from 120 to 500 times, operating at an accelerating voltage of 15 kV.

Surface area and porosity analysis (BET)

BC and BCO samples were previously dried in an oven at 200 °C for 24 hours. They were then pretreated at 150 °C for 4 hours under vacuum, aiming at the complete removal of moisture and species adsorbed on the surface of the materials. After this process, characterization was performed through N₂ adsorption isotherms. BET isotherms were obtained at liquid nitrogen temperature, using a Nova 2000e equipment from Quantachrome.

Experimental design and statistical analysis

A two-level, three-factor central composite design (CCF 2³) was used. The design consisted of 17 experiments distributed in 8 factorial points (-1 and +1), 6 axial points and 3 central points. The factors chosen for this optimization study were copper concentration (mol L⁻¹), pH of the solution, and mass of the adsorbent (g L⁻¹) (Table 1). The response variable was adsorption capacity (Q_e , equilibrium adsorption capacity). The design was generated in the Chemoface 1.71 software.¹⁹

Table 1. Levels of Experimental Variables in the Factorial Design

Variables	levels				
	(- α)	(-1)	(0)	(+1)	(+ α)
(X ₁) copper concentration (mol L ⁻¹)	0.01	0.0282	0.055	0.0818	0.1
(X ₂) pH	2.0	2.4	3.0	3.5	4.0

(X ₃) BC or BCO mass (g L ⁻¹)	1.00	1.81	3.00	4.19	5.00
---	------	------	------	------	------

The results obtained in the 17 experiments with biochar (BC) and biochar with oxone (BCO) were statistically analyzed using the response surface methodology (RSM) to evaluate copper adsorption. The regression procedure adopted was fitted to a quadratic polynomial equation using Chemoface 1.71 software.¹⁹

To correlate the responses Y1 (*Q_e* for BC) and Y2 (*Q_e* for BCO) with the independent variables X1 (copper concentration mol L⁻¹), X2 (pH of the solution) and X3 (mass of BC/BCO g L⁻¹), two multiple regressions were used to adjust the coefficients of the polynomial model to the respective *Q_e* responses. In this way, two distinct equations were generated, one for each material.

Quality of the mathematical adjustment of the model was assessed using significance tests and analysis of variance (ANOVA). Equation 2 represents the general equation of the quadratic polynomial model used:

$$Y = \beta_0 + \sum \beta_i X_i + \sum \beta_{\{ii\}} X_i^2 + \sum \beta_{\{ij\}} X_i X_j + \varepsilon, \text{ (Eq. 2)}$$

where Y represents the response variables Y₁ (*Q_e* for BC) and Y₂ (*Q_e* for BCO), β₀ is the linear intercept coefficient (i= 1, 2, 3...k), β_i represents the first-order coefficients of the model, β_{ij} corresponds to the interaction coefficients between variables, β_{ii} corresponds to the quadratic coefficients of X_i, and ε represents the random error associated with the model fit.

Adsorption experiments

Adsorption experiments were performed in batches in which 10 mL aliquots of the copper solutions were prepared in 50 mL Erlenmeyer flasks, using CuSO₄·5H₂O as the metal source. The pH was adjusted with HCl (0.5 mol L⁻¹) and NaOH (0.1 mol L⁻¹). BC or BCO was added to the solutions and subjected to agitation under controlled conditions (30 °C and 130

rpm) in a LUCA-222 shaking incubator, according to the experimental design. After agitation, the solutions were vacuum filtered, and the liquid fraction was stored in 15 mL Falcon tubes.

Q_e was calculated as

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m}, \text{ (Eq. 3)}$$

where Q_e represents the adsorption capacity of the adsorbent (mg g^{-1}), C_0 is the concentration of the solute in the initial solution (mg L^{-1}), C_e is the concentration of the solute at equilibrium (mg L^{-1}), V is the volume of the solution (L), and m is the mass of the adsorbent.

Analysis in a UV-Vis spectrophotometer

Analysis of copper concentration in the samples was performed using a PerkinElmer model LAMBDA™ 35 UV/Vis spectrophotometer configured to scan in the range of 300 to 900 nm with a maximum absorption peak at 805 nm. Standard solutions were prepared from $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ at concentrations of 0.20, 0.15, 0.10, 0.05, 0.025 and 0.010 mol L^{-1} , which were used to construct the equipment's exclusion curve calculated as

$$y = 12.596x - 00.087 \quad \text{(Eq. 4)}$$

with a coefficient of determination $R^2 = 0.9994$.

Results and Discussion

Pyrolysis of *A. vulgare* endocarp resulted in a biochar yield of 31%, as determined by Equation 1. This yield is in agreement with that expected for lignocellulosic biomass subjected to pyrolysis under similar conditions, with a reported yield of 32.05% in the literature.²⁰ After grinding and sieving (18 – 35 mesh), the final yield of BC within the desired granulometric range was 18.81%.

Fourier-transform infrared microspectroscopy (μ -FTIR)

FT-IR was used for structural analysis and characterization of functional groups present on the biochar surface. FT-IR spectra of BC and BCO showed similar bands characteristic of carbonized materials (Figure 2). The BCO spectrum exhibited more intense and slightly shifted peaks compared to that of BC, indicating the structural and chemical modifications promoted by oxidative treatment. The band at 1570 cm^{-1} , attributed to the stretching of C=C bonds in aromatic rings,²¹ was more pronounced in BCO, suggesting the preservation of these structures, even after modification. The peak at 1150 cm^{-1} , which is related to C-O-C bonds,²¹ presented greater intensity in BCO, possibly due to the introduction of oxygenated functional groups on the material's surface. In addition, the bands at 800 , 873 , and 750 cm^{-1} , which are associated with out-of-plane vibrations of C-H bonds in aromatic structures,²¹ remained similar in the BC and BCO spectra, indicating that Oxone treatment did not significantly alter these bonds. Furthermore, the band at 873 cm^{-1} showed a slight narrowing and a small increase in intensity in BCO, while the bands at 800 and 750 cm^{-1} exhibited slightly higher intensities compared to those observed in BC.

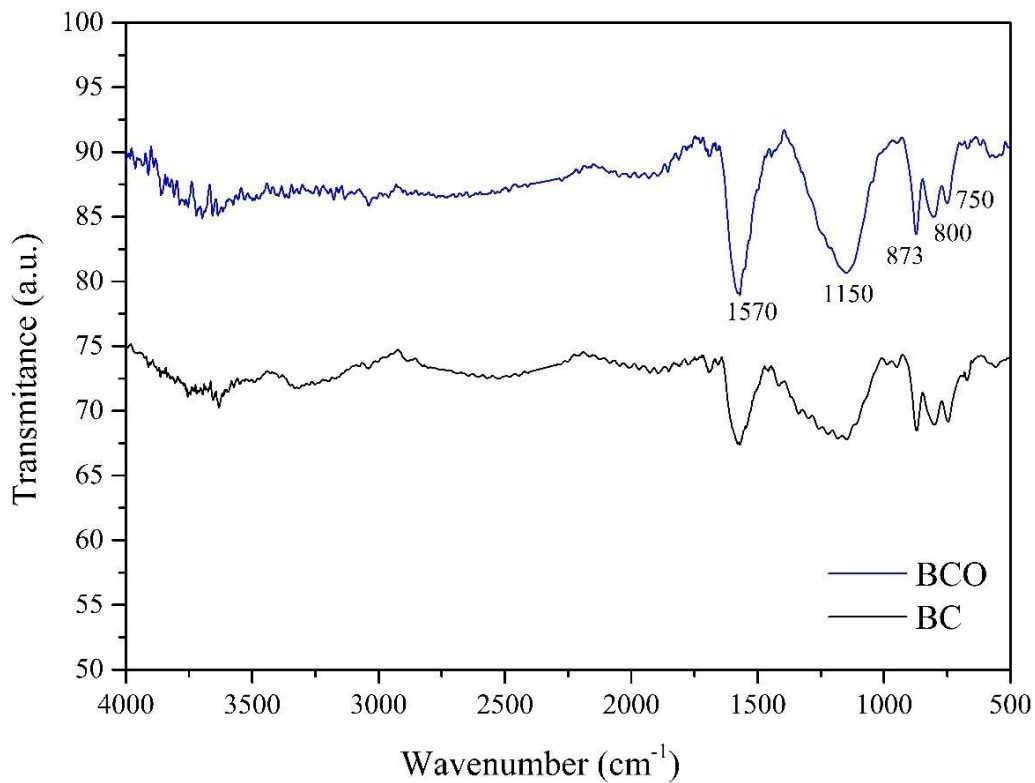


Figure 2. FT-IR spectroscopic analysis of biochar (BC) and oxidized biochar (BCO) samples, highlighting changes in characteristic bands after oxidation, indicating an increased presence of oxygen-containing functional groups.

X-ray powder diffraction (XRPD)

XRD examines the structure and size of the crystalline material. In the diffractogram (Figure 3), both BC and BCO presented the same peaks, with minor differences in their intensities and widths. The broad peak in the region between 15° and 30° (2θ) is associated with the (002) plane of amorphous carbon and indicates the predominance of a disordered structure with randomly oriented aromatic carbon. In addition, less intense broad peaks in the 40° – 50° (2θ) range, associated with (101) plane, are characteristic of a graphitic structure. These results corroborate data already reported in the literature for carbonized lignocellulosic materials.^{21,22}

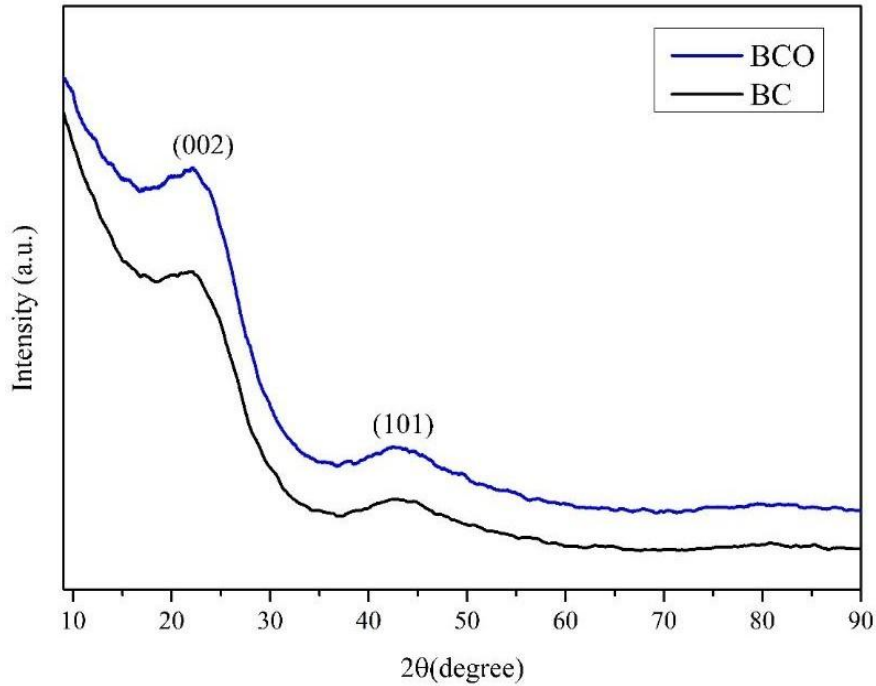


Figure 3. XRD diffraction patterns of biochar (BC) and oxone-modified biochar (BCO).

Scanning electron microscopy (SEM)

Figure 4 shows SEM micrographs of biochar (BC/BCO). At 120x magnification (Figure 4a), a compact and irregular morphology with limited surface porosity can be observed. At 500x magnification (Figure 4b), the surface appears homogeneous, with dispersed pores, indicating low structural heterogeneity.

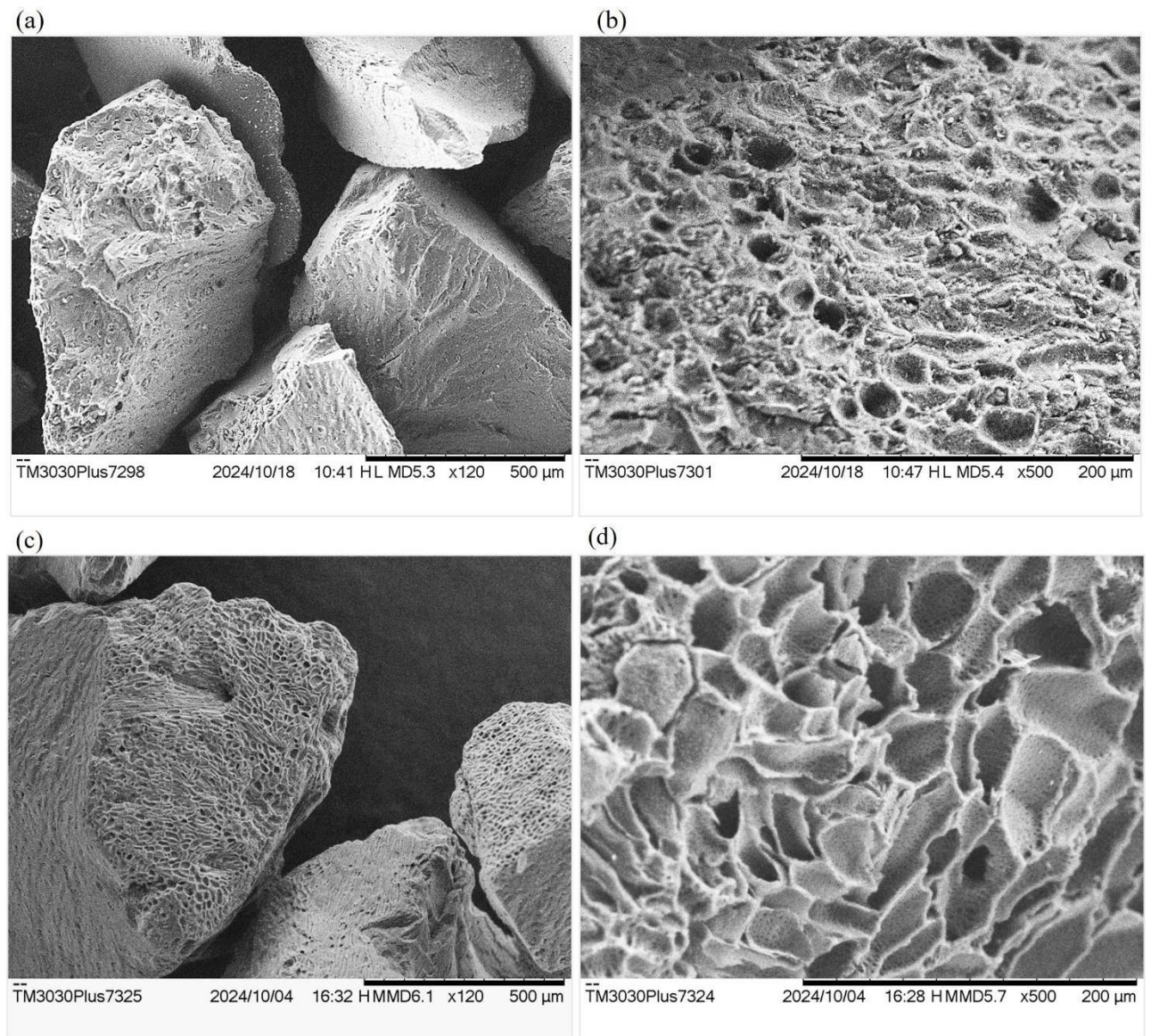


Figure 4. Scanning Electron Microscopy (SEM) of biochar (BC) and oxone-modified biochar (BCO). (a) 120x magnification (BC); (b) 500x magnification (BC); (c) 120x magnification (BCO); (d) 500x magnification (BCO).

BCO (Figure 4cd) exhibits a more organized structure, indicating that oxidation promoted physical modification on the material's surface. At 500 \times magnification (Figure 4d), a significant increase in structural organization and interconnectivity of surface cavities can be observed. This enhancement in surface organization and connectivity may be related to the introduction of oxygenated functional groups

However, despite the observed morphological changes, BC showed greater adsorption capacity compared to BCO. Although the modifications promoted by Oxone improved the morphological aspects, such as pore connectivity, the results show that these factors were not sufficient to overcome the influence of the larger surface area and pore volume observed in BC, as demonstrated in the subsequent analysis of N₂ adsorption-desorption isotherms.

N₂ adsorption-desorption isotherms

According to the IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) classification, N₂ adsorption and desorption isotherms for BC and BCO (Figure 5) can be identified as Type IVa isotherms, typical of mesoporous materials ($2 \text{ nm} \leq D \leq 50 \text{ nm}$).^{23,24} This type of isotherm presents an initial phase of multilayer adsorption, followed by capillary condensation in the pores, which explains the presence of the hysteresis loop.²³

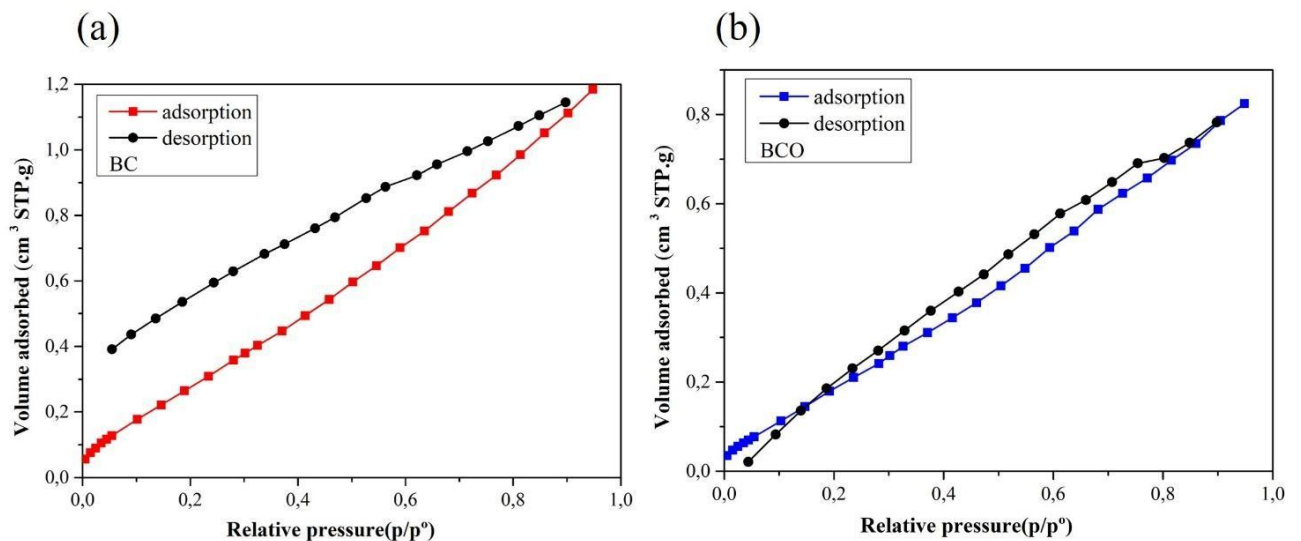


Figure 5. Nitrogen adsorption-desorption isotherms of materials (a) BC and (b) BCO.

The observed hysteresis represents the H4 type, which is generally associated with materials containing both micropores and mesopores, or having lamellar porous structures.^{23,25} The observed behavior suggests that BC and BCO have pore networks that hinder the complete

desorption of the adsorbate. The presence of H4 hysteresis indicates that desorption may be limited, which may affect the regeneration efficiency of the adsorbent and its reuse in continuous treatment processes, an important aspect for practical application in sustainable environmental remediation.

BC showed a maximum adsorption capacity of approximately $1.2 \text{ cm}^3 \text{ STP g}^{-1}$, revealing a well-distributed porous structure that is efficient in nitrogen uptake. BCO demonstrated a lower capacity, around $0.8 \text{ cm}^3 \text{ STP g}^{-1}$, which can be attributed to the structural changes promoted by the chemical modification with Oxone, such as partial pore obstruction or collapse of part of the mesoporous structure. Despite the reduction in capacity, the isothermal profile maintained the characteristics of a mesoporous material, suggesting that the modification did not eliminate the porosity essential for adsorption, but rather diminished its extent.

Surface area, pore structure and size

BC presented a BET surface area of $1.432 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, whereas BCO presented a reduction of this value to $1.034 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$. The total pore volume also followed this trend, reducing from $1.832 \times 10^{-3} \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ to $1.275 \times 10^{-3} \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ after oxidation with Oxone (Table 2). The average pore diameter, however, remained virtually unchanged with values of 2.56 nm for BC and 2.47 nm for BCO, indicating that oxidation process affected the quantity and volume of pores without significantly altering their average size.

Table 2. Textural properties of samples

Samples	$S_{\text{BET}} (\text{m}^2 \text{ g}^{-1})^{\text{a}}$	$V_{\text{t}} (\text{cm}^3 \text{ g}^{-1})^{\text{b}}$	$D_{\text{av}} (\text{nm})^{\text{c}}$
BC	1.432	1.832×10^{-3}	2.56
BCO	1.034	1.275×10^{-3}	2.47

^a S_{BET} , Surface area; ^b V_{t} , total pore volume in $P/P_0 \approx 0.95$; ^c D_{av} , average pore diameter

$$(4V_{\text{t}}/S_{\text{BET}}).$$

Analyzing the pore size distribution is essential for characterizing porous materials, as it is directly related to their adsorption efficiency and selectivity toward different chemical species.¹¹ Although small pores may hinder the diffusion of larger ions, larger pores may not be ideal for retaining smaller ions.¹¹ In the case of biochar and its modified variants, the porous structure is significantly influenced by the preparation method, the activation temperature, and the origin of the material.²⁶

Figure 6 shows that the BC and BCO materials present a relatively broad pore distribution with pore sizes ranging from 20 to 140 Å. BC presents a slightly larger pore volume in the regions close to 20 Å, suggesting a predominance of micropores. Meanwhile, the BCO distribution shows a subtle shift towards larger pore sizes, which may indicate the formation of some mesopores. However, the overall pore size distributions of both materials are quite similar, and the differences are not strongly pronounced in the presented data.

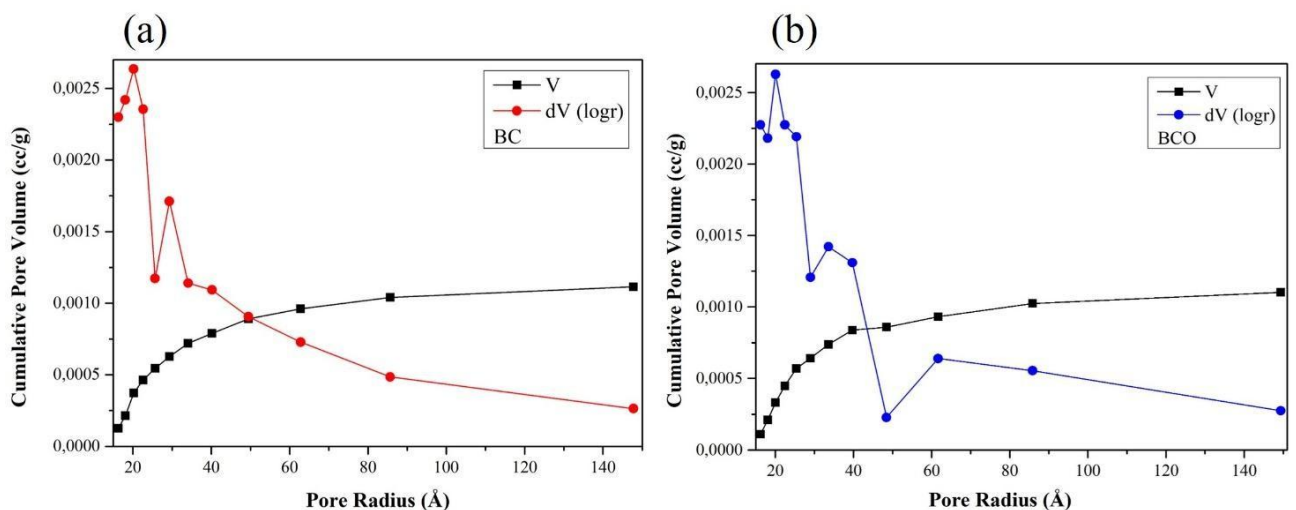


Figure 6. Pore size distribution of materials (a) BC and (b) BCO. Curves show the cumulative pore volume (V) and the variation of pore volume ($dV/d\log r$) as a function of pore radius.

The differential curve ($dV/d\log r$) shows that the material modification influences porous structure, altering the distribution and volume of the pores. In the case of BCO, the volume of

micropores is decreased, while the volume of pores in the mesopore range is increased, possibly indicating an expansion of the porous structure owing to chemical changes. These results suggest that the activation process promoted by Oxone directly impacts both the access to and the total volume of pores.

Optimization of adsorption parameters using response surface methodology

Statistical analysis applied to the quadratic model

The results obtained in the 17 experiments were analyzed using response surface methodology (RSM) based on the central composite design (CCD) for all investigated variables: copper concentration (X_1), pH (X_2) and BC/BCO mass (X_3). Experimental values are presented in Table 3. Data analysis demonstrated a significant influence of X_1 , X_2 and X_3 on the response variables $Y_1(Q_e BC)$ and $Y_2(Q_e BCO)$, providing evidence that copper adsorption was affected by the chosen experimental levels.

Statistical modeling was performed by multiple regression using Chemoface 1.71 software,¹⁹ fitting the coefficients of the quadratic polynomial model to the response of copper adsorption capacity. To assess the quality of the fit, significance tests and analysis of variance (ANOVA) were performed. The resulting equation of the model is presented in Equations 5 and 6:

$$Y_1 (q_e BC) = 70.91 + 769.26X_1 - 24.28X_2 - 27.23X_3 - 102.14X_1X_2 - 82.49X_1X_3 + 4.42X_2X_3 + .20X_3^2 \quad (\text{Eq. 5})$$

$$Y_2(q_e BCO) = 76,21 + 767,52X_1 - 38,79X_2 - 16,77X_3 - 133,56X_1X_2 - 113,92X_1X_3 + 3,71X_2X_3 + 5,12X_2^2 + 1,16X_3^2 \quad (\text{Eq. 6}).$$

Table 3. Experimental design matrix and results of copper adsorption capacity using CCD.

Experiment	Variables			Response	
	Copper (mol L ⁻¹)	pH	BC Mass or BCO (g L ⁻¹)	<i>(Q_e)</i> mg g ⁻¹	
				BC	BCO
1	0.0282	2.4	1.81	10	7
2	0.0282	2.4	4.18	1	0
3	0.0282	3.5	1.81	7	3
4	0.0282	3.5	4.18	4	1
5	0.0818	2.4	1.81	38	36
6	0.0818	2.4	4.18	12	9
7	0.0818	3.5	1.81	22	18
8	0.0818	3.5	4.18	15	7
9	0.01	3	3	3	4
10	0.1	3	3	21	23
11	0.055	2	3	16	18
12	0.055	4	3	11	11
13	0.055	3	1	32	24
14	0.055	3	5	8	4
15	0.055	3	3	10	8
16	0.055	3	3	9	6
17	0.055	3	3	11	6

The coefficient of determination (R^2) of 0.9571 and the prediction value (R-squared) of 0.9020 obtained for BC (Table 4) demonstrate excellent statistical fit in the construction of the mathematical model. The quadratic model, which was developed through CCD and RSM, proved to be effective in optimizing experimental conditions for the copper adsorption process.

Table 4. Analysis of variance (ANOVA) for BC.

Variables	coefficient b	Standard error	t-value	p-value	Significant
b0 (X=1)	70.9114	10.4905	6.7596	0.0212	yes
Copper (X1)	769.2627	88.0453	8.7371	0.0128	yes
pH (X2)	-24.2883	5.4312	-4.4720	0.0465	yes
Mass (X3)	-27.2301	2.0669	-13.1745	0.0057	yes
X1*X2	-102.1389	22.2225	-4.5962	0.0442	yes
X1*X3	-82.4968	11.1112	-7.4246	0.0177	yes
X2*X3	4.4195	0.5000	8.8388	0.0126	yes
X1 ²	412.4249	416.0039	0.9914	0.4260	no
X2 ²	2.3352	0.8424	2.7720	0.1092	no
X3 ²	2.2088	0.2106	10.4881	0.0090	yes

Confidence level: 95% ($\alpha = 0.05$)

R²: 0.9571

R-squared: 0.9020

For BCO (Table 5), the model also showed excellent fit with R² of 0.9410 and R-squared of 0.8652, proving robustness and reliability in predicting the experimental results.

Table 5. Analysis of variance (ANOVA) for BCO

Variables	coefficient b	Standard error	t-value	p-value	Significant
b0 (X=1)	76.2126	12.1134	6.2916	0.0243	yes
Copper (X1)	767.5278	101.6660	7.5495	0.0171	yes
pH (X2)	- 38.7982	6.2715	-6.1865	0.0251	yes
Mass (X3)	-16.7676	2.3866	-7.0256	0.0197	yes
X1*X2	-133.5662	25.6603	-5.2052	0.0350	yes
X1*X3	-113.9241	12.8302	-8.8794	0.0124	yes
X2*X3	3.7124	0.5774	6.4299	0.0233	yes
X1 ²	2.0350e+03	480.3599	4.2364	0.0515	no
X2 ²	5.1209	0.9727	5.2644	0.0342	yes
X3 ²	1.1552	0.2432	4.7504	0.0416	yes

Confidence level: 95% ($\alpha = 0.05$)

R²: 0.9410

R-squared: 0.8652

Considering the correlation between the experimental and predicted values obtained, the residual analysis presented in Figure 7 demonstrates the proximity to the correlation line close to 1, evidencing the validity of the statistical treatment. These results confirm that the developed model sufficiently represents the experimental conditions and optimizes the copper adsorption process in both materials studied (Figure 7).

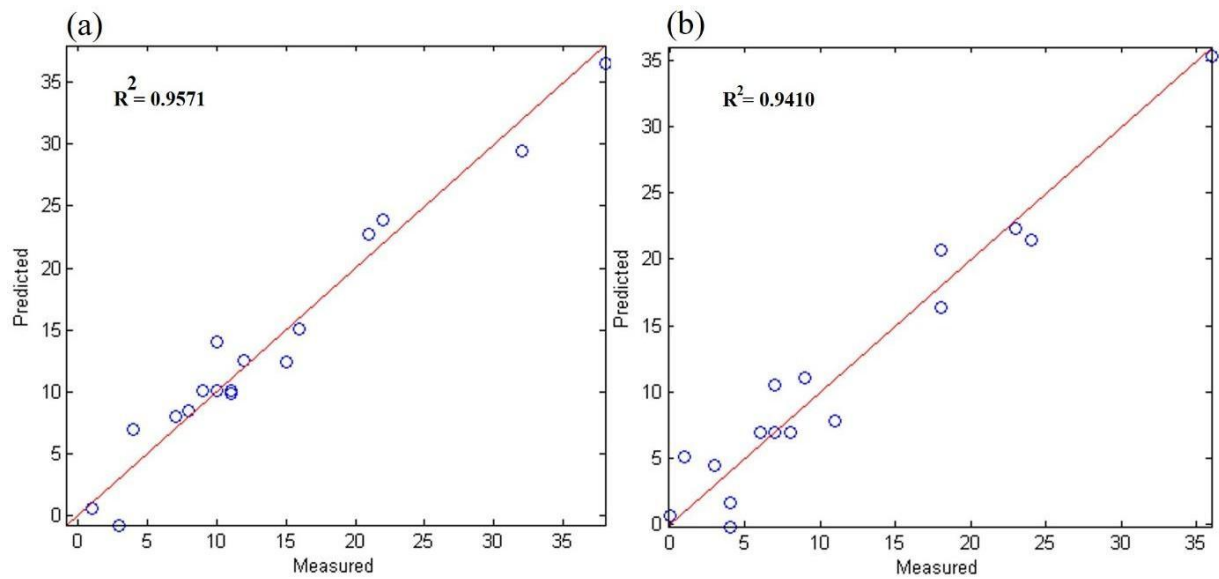


Figure 7. Correlation between predicted and experimental values for the copper adsorption model. (a) BC. (b) BCO.

The Pareto chart (Figure 8) demonstrates the statistical relevance of the variables and their interactions in the adsorption process. For BC (Figure 8a), initial copper concentration (X1) and adsorbent mass (X3) were the most significant factors, followed by the interactions X2X3 (pH and adsorbent mass) and X1X3 (copper concentration and adsorbent mass). Similarly, for BCO (Figure 8b), initial copper concentration and adsorbent mass remained the main influencing factors. Although pH exerts a secondary effect, these results show that metal concentration and amount of adsorbent mass are critical variables to maximize efficiency of the copper removal process.

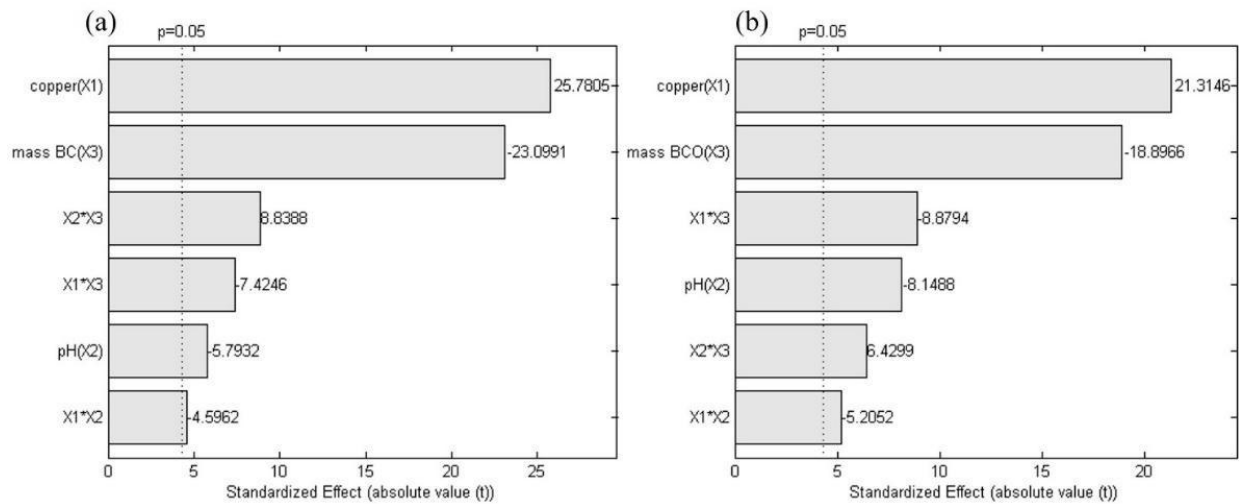


Figure 8. Pareto charts show the standardized effects of independent variables and their interactions on the copper adsorption process. (a) BC. (b) BCO. Bars represent the absolute effect of the independent variables and their interactions on copper removal percentage. The dotted line indicates the level of statistical significance ($p = 0.05$). The variables considered were initial copper concentration (X1), solution pH (X2), and adsorbent mass (X3), as well as the interactions among them.

Interaction among solution pH, adsorbent mass and concentration in copper (Cu^{2+}) adsorption

The response surfaces obtained for the materials BC (Figure 9) and BCO (Figure 10) demonstrate the influence of variables on copper adsorption capacity (Q_e), considering the interaction among initial copper concentration (X1), solution pH (X2) and adsorbent mass (X3).

The relationship between adsorbent mass and pH of the medium presents a similar behavior for BC and BCO. However, BC (Figure 9a) presents higher adsorption (Q_e) values than those obtained for BCO (Figure 10a). In both cases, the increase in adsorbent mass leads to a decrease in specific adsorption capacity. This behavior is associated with particle agglomeration, which reduces the available effective surface area and limits access to active sites.²⁷

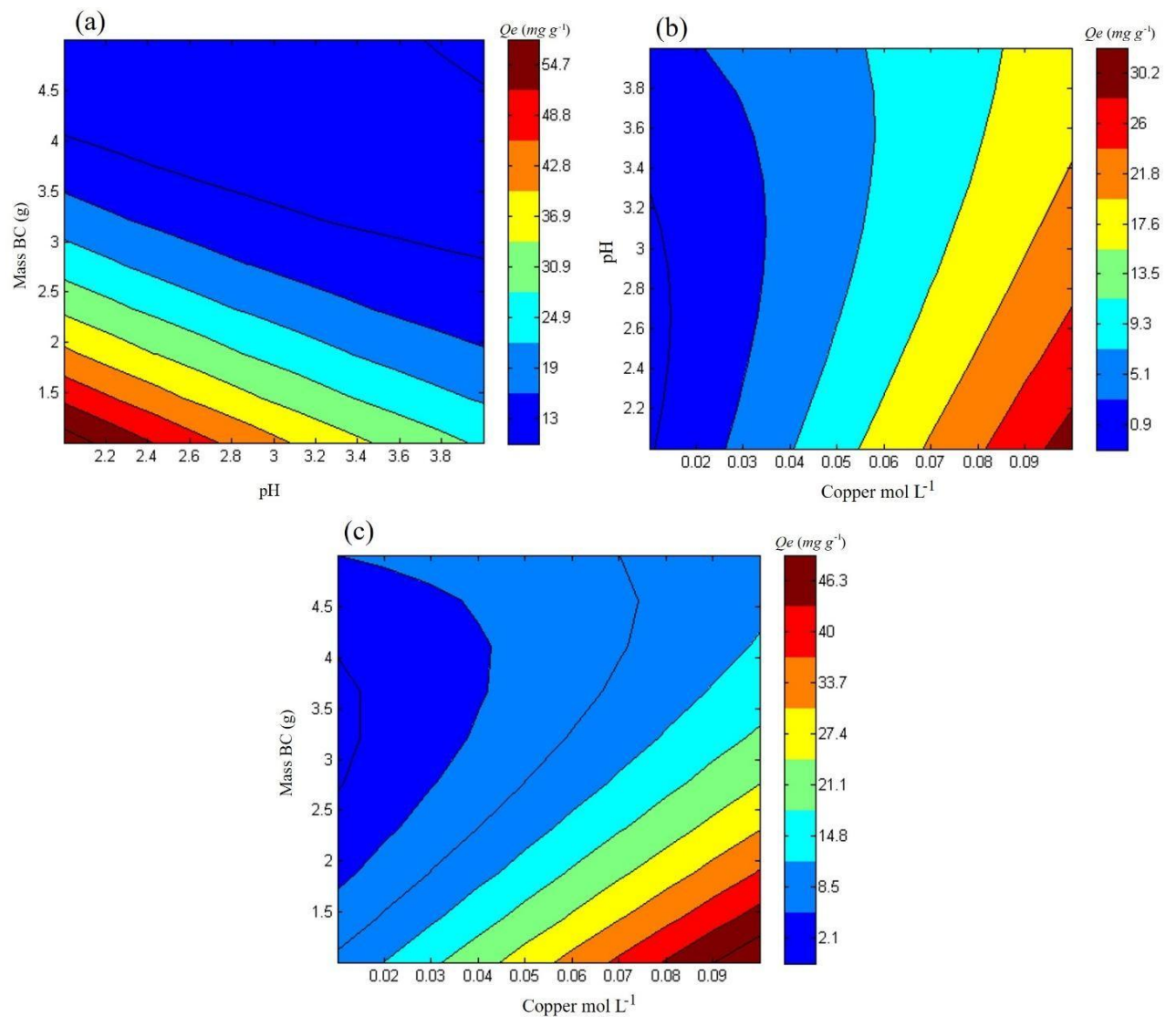


Figure 9. Response surface for BC represents the influence of variables, including (a) BC mass and pH, (b) copper (mol L^{-1}) and pH, and (c) copper (mol L^{-1}) and BC mass, on adsorption capacity (Q_e).

The pH of the medium also exerts a significant influence on the process since it determines the predominant chemical form of copper in solution and, consequently, its interaction with the functional groups present on the surface of the adsorbents. The results demonstrated that adsorption was more efficient at pH 2.4. In this range, Cu^{2+} ions remain predominantly solubilized, offering greater electrostatic interaction and complexation with biochar functionalities.

When the pH increased to values above 3, the adsorption capacity decreased. This reduction can be attributed to the progressive formation of hydroxylated species, such as $\text{Cu}(\text{OH})_2$, which tend to precipitate, thereby decreasing the concentration of Cu^{2+} ions available in solution. According to the literature, a significant change in copper species occurs from pH 6²⁸. In the present study, this formation was already evident from pH 4.5, and for this reason, the research design was carried out in the pH range of 2 to 4. This behavior may be related to the high initial concentration of copper used in the experiment, which favors nucleation and early formation of precipitates.

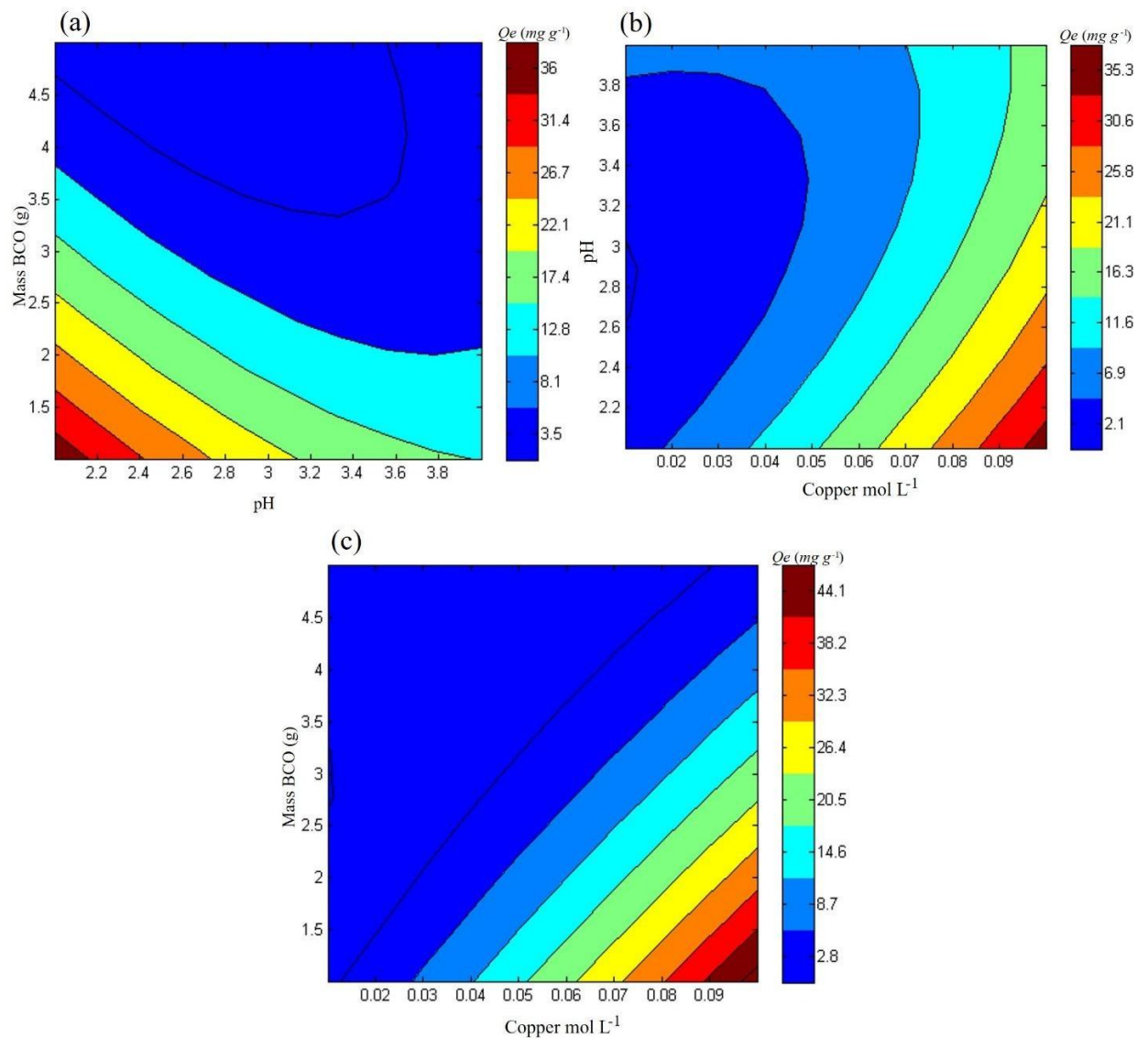


Figure 10. BCO response surface represents the influence of variables, including (a) BCO mass and pH, (b) copper mol L⁻¹ and pH, and (c) copper mol L⁻¹ and BCO mass, on adsorption capacity (Q_e).

The interaction between copper concentration and solution pH (Figures 9b and 10b) also revealed a similar pattern for both adsorbents, indicating that adsorption is favored at higher copper concentrations. However, BC maintained a higher adsorption capacity compared to BCO throughout the entire pH range. This might be explained by the structural and chemical differences between biochars, such as the larger surface area of BC (Table 2).

The simultaneous influence of copper concentration and adsorbent mass (Figures 9c and 10c) reinforces the previously observed trend, whereby increasing adsorbent mass reduces specific adsorption capacity, while higher copper concentrations result in higher Q_e values up to the limit at which saturation of the active sites occurs. Again, BC showed better performance than BCO, which suggests its greater copper adsorption capacity and potential for environmental applications beyond the removal of this metal in aqueous solution.

Comparative analysis with other adsorbents

Other studies have investigated the use of biochars from different sources in the adsorption of metal ions in aqueous solution, especially Cu²⁺ (Table 6). Adsorption efficiency is significantly influenced by the type of raw material, the activation methods employed, and the experimental conditions adopted.

The biochar derived from the endocarp of *A. vulgare* investigated in this study presented satisfactory adsorptive performance, even under acidic conditions (pH 2.4) with adsorption capacities of 38 mg g⁻¹ for the in natura material and 36 mg g⁻¹ after modification with Oxone. These results are relevant, considering that most biochars described in the literature tend to present better efficiency at pH close to neutrality.

The adsorption efficiency presented highlights the potential of tucumã residue as an economically viable and environmentally sustainable adsorbent material. Although Chen *et al.*²⁹ have reported adsorption capacity up to 197.8 mg g⁻¹ for Cu²⁺ ions using biochar activated in alkaline medium, such performance involves additional modification steps, which considerably increase the costs and complexity of the process, in turn potentially limiting practical application on an industrial scale.

Table 6. Comparative summary of Cu²⁺ adsorption capacities by different biochars reported in recent literature, including the material developed in this study.

Reference	Adsorbent	Metal	pH	Results (mg g ⁻¹)
This work	Biochar from Tucumã (A. vulgare) endocarp in natura (BC) and modified with oxone (BCO)	Cu ²⁺	pH 2,4	BC 38 mg g ⁻¹
	BCO 36 mg g ⁻¹			
Afolabi and Musonge ³⁰	Orange peel biochar	Cu ²⁺	pH 5	Simple systems 28.06 mg g ⁻¹
				Binary systems 26.83 mg g ⁻¹
Cen <i>et al.</i> ³¹	Biochar with hydroxyapatite (sugarcane bagasse)	Cu ²⁺	pH 5	25 °C: 11.50 mg g ⁻¹
				35 °C: 14.65 mg g ⁻¹
				45 °C: 19.81 mg g ⁻¹
Chen <i>et al.</i> ²⁹	Biochar from winter melon	Cu ²⁺	pH 5	197.8 mg g ⁻¹

	rinds activated by alkali			
	Mixed biochar derived from			
Fu <i>et al.</i> ³²	sludge and banana peel leached with HCl	Cu ²⁺	pH 4	40 mg g ⁻¹
Karthik <i>et al.</i> ³³	Activated <i>Manilkara zapota</i> seed biochar	Cu ²⁺	pH 7	18.27 mg g ⁻¹

Another important point is the diversity of the biomasses studied. Materials, such as fruit peels (orange, winter melon, banana) and seeds (*Manilkara zapota*), have distinct lignocellulosic compositions, which directly influence the formation of functional groups and porosity of the biochar. For example, the use of hydroxyapatite³¹ as a hybrid component aimed to increase the affinity for metal ions, but still resulted in lower values than those of tucumã, which may indicate limitations in the functional integration of the material's constituents.

Acid leaching, as in Fu *et al.*³², improves surface area and removes trace metals, but it may compromise sustainability of the process. In the binary systems studied by Afolabi and Musonge³⁰, competition for active sites in the presence of multiple ions could result in a reduction in adsorption capacity. Although this factor was not the focus of this study, it is relevant for future applications in real environments.

Thus, tucumã biochar stands out for both its efficiency in acidic environments and its potential for practical application as a consequence of its simple preparation, low-cost biomass source, and good comparative performance. As such, tucumã biochar is well suited as a material

for sustainable environmental remediation strategies, particularly in the Amazon region where the residue is abundant.

Conclusion

The results obtained demonstrated that the adsorption of Cu^{2+} ions by the BC and BCO materials was more efficient in acidic medium (pH 2.4), a condition that favors the presence of free ions in solution. The adsorption capacity increased with the initial copper concentration, whereas increasing the pH significantly reduced the efficiency of the process, due to the formation of hydroxylated species and the consequent precipitation of $\text{Cu}(\text{OH})_2$. Among the adsorbents evaluated, BC exhibited superior performance compared to BCO, a result corroborated by BET analyses, which indicated a higher surface area ($1.432 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) and greater pore volume ($1.832 \times 10^{-3} \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$). Additionally, it was observed that increasing the adsorbent mass did not result in proportional gains in specific adsorption capacity, likely due to particle agglomeration and the consequent reduction in accessible active sites.

The pyrolysis of *Astrocaryum vulgare* endocarp resulted in a 31% yield, from which 18.81% presented the desired particle size. In tests performed at pH 2.4, BC showed an adsorption capacity of 38 mg g^{-1} , slightly higher than that of BCO (36 mg g^{-1}), indicating that simple carbonization already provides satisfactory adsorptive properties. Therefore, modification with Oxone®, although it promoted structural changes and the introduction of oxygenated functional groups, did not lead to significant improvements in the Cu^{2+} removal efficiency.

Taken together, our results demonstrate that both materials can effectively remove Cu^{2+} ions in acidic conditions; however, the unmodified biochar already exhibits satisfactory performance. Thus, Oxone modification may not be necessary for this type of application, making the process simpler and more economically feasible. Considering the environmental

context and the recurring presence of copper in industrial effluents, the use of BC represents a promising, low-cost alternative with potential for practical application in wastewater treatment facilities.

We emphasize that further studies are necessary to fully understand the behavior of tucumã-derived biochar in the adsorption of other heavy metals and to evaluate its efficiency under different operational conditions.

Author Contributions

Izabelle A. R. Lacerda was responsible for conceptualization, investigation, methodology, formal analysis, visualization, writing of the original draft, and data analysis; Jessica C. E. Vilhena was responsible for conceptualization, investigation, methodology and writing of the original draft; Suzane R. de Oliveira was responsible for investigation; Gabriel M. O. da Silva was responsible for investigation; Alexandro C. Florentino was responsible for conceptualization, investigation, methodology, formal analysis, visualization, writing of the original draft, and data analysis; and Irlon M. Ferreira was responsible for conceptualization, investigation, methodology, writing of the original draft, and data analysis.

Acknowledgments

The authors acknowledge the Research Support Foundation of the State of Amapá (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amapá, FAPEAP, grant No. 88887.568501/2020-00) and Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) grant No. 88881.716142/2022-01 for financial support.

References

1. Topare, N. S.; Wadgaonkar, V. S.; *Mater Today Proc* 2023, 77, 8. [[Crossref](#)]
2. Zhang, P.; Yang, M.; Lan, J.; Huang, Y.; Zhang, J.; Huang, S.; Yang, Y.; Ru, J.; *Toxics* 2023, 11, 828. [[Crossref](#)]
3. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA); Resolução No. 430, de 13 de maio de 2011, *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes*; Diário Oficial da União (DOU), Brasília, No. 92, de 16/05/2011, Seção 1, p. 89.
[<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=16/05/2011&jornal=1&pagina=89&totalArquivos=132>] accessed in May 2025
4. Raji, Z.; Karim, A.; Karam, A.; Khalloufi, S.; *Waste* 2023, 1, 775. [[Crossref](#)]
5. Dezotti, M.; *Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*; 1a. ed.; E- PAPERS, 2008
6. Liu, Y.; Wang, H.; Cui, Y.; Chen, N.; *Int J Environ Res Public Health* 2023, 20, 3885. [[Crossref](#)]
7. Silva, L.; Victor, M.; Lopes, W.; Cunha, S.; *Quim Nova* 2019, [[Crossref](#)]
8. Wang, Y.; Yan, Q.; Shi, Y.; Long, M.; *Biol Trace Elem Res* 2024, [[Crossref](#)]
9. Fu, F.; Wang, Q.; *J Environ Manage* 2011, 92, 407. [[Crossref](#)]
10. Nascimento, R. F.; Lima, A. C. A.; Vidal, C. B.; Melo, D. Q.; Raulino, G. S. C. *Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais*. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014. 256 p. E-book. [<https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/10267>] accessed in January 2025
11. Queiroz, L. S.; de Souza, L. K. C.; Thomaz, K. T. C.; Leite Lima, E. T.; da Rocha Filho, G. N.; do Nascimento, L. A. S.; de Oliveira Pires, L. H.; Faial, K. do C. F.; da Costa, C. E. F.; *J Environ Manage* 2020, 270, 110868. [[Crossref](#)]

12. Abid, M. K.; Ibrahim, H. Bin; Zulkifli, S. Z.; *Res J Pharm Technol* 2019, 12, 4182.

[[Crossref](#)]

13. Oliveira, M. S. P.; Oliveira, N. P.; Abreu, L. F.; Paracampo, N. E. N. In *Plantas para o Futuro – Região Norte*, 1st ed.; Lorenzi, H.; Souza, H. M.; Costa, J. T. M., eds.; Ministério do Meio Ambiente: Brasília, Brazil, 2013; vol. 1, pp. 161–177. [<https://www.gov.br/mma/pt-br/livro-especies-nativas-da-flora-brasileira-de-valor-economico-atual-ou-potencial-2013>]

14. Monteiro, D. M.; Costella, A. M. S.; *Blucher Chemical Engineering Proceedings* 4867.

[[Crossref](#)]

15. Umpierres, C. S.; Thue, P. S.; Lima, E. C.; Reis, G. S. dos; de Brum, I. A. S.; Alencar, W. S. de; Dias, S. L. P.; Dotto, G. L.; *Environ Technol* 2018, 39, 1173. [[Crossref](#)]

16. Lima, L. P.; Guerra, G. A. D.; Ming, L. C.; Macedo, M. R. A.; *Amazônica - Revista de Antropologia* 2014, 5, 762. [[Crossref](#)]

17. Manila; Bhatt, N.; *Environ Conserv J* 2017, 18, 135. [[Crossref](#)]

18. Madduri, S.; Elsayed, I.; Hassan, E. B.; *Chemosphere* 2020, 260, [[Crossref](#)]

19. Nunes, C. A.; Freitas, M. P.; Pinheiro, A. C. M.; Bastos, S. C.; *J Braz Chem Soc* 2012, 23, 2003. [[Crossref](#)]

20. da Luz Corrêa, A. P.; da Silva, P. M. M.; Gonçalves, M. A.; Bastos, R. R. C.; da Rocha Filho, G. N.; da Conceição, L. R. V.; *Arabian Journal of Chemistry* 2023, 16, 104964.

[[Crossref](#)]

21. da Luz Corrêa, A. P.; Bastos, R. R. C.; Rocha Filho, G. N. da; Zamian, J. R.; Conceição, L. R. V. da; *RSC Adv* 2020, 10, 20245. [[Crossref](#)]

22. Bastos, R. R. C.; da Luz Corrêa, A. P.; da Luz, P. T. S.; da Rocha Filho, G. N.; Zamian, J. R.; da Conceição, L. R. V.; *Energy Convers Manag* 2020, 205, 112457. [[Crossref](#)]

23. Chemepedia, https://chempedia.info/info/isotherms_iupac_classification/ accessed in March 2025

24. Afshar, M.; Mofatteh, S.; *Results in Engineering* 2024, 23, 102433. [[Crossref](#)]
25. Sing, K. S. W.; Williams, R. T.; *Adsorption Science & Technology* 2004, 22, 773.
[[Crossref](#)]
26. Jacob, M. M.; Ponnuchamy, M.; Kapoor, A.; Pal, D. B.; Sivaraman, P. In *Biomass-based Clean Technologies for Sustainable Development, Clean Energy Production Technologies*; Pal, D. B.; Kapoor, A., eds.; Springer: Singapore, 2024. [[Crossref](#)] accessed in May 2025.
27. Gândara, A. P. A. *Remoção de eteramina utilizando biocarvões de torta de murumuru e tucumã*; Master's Dissertation, Federal University of Lavras, Lavras, Brazil, 2019.
[<http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/33973>]
28. Souza, L. C. de; Borges, K. S. C.; Campos, M. L.; Miquelluti, D. J.; Silveira, C. B. da; Rita, V. A.; Pereira, J. P.; *Matéria (Rio de Janeiro)* 2017, 22, [[Crossref](#)]
29. Chen, Y.; Zhang, R.; Wang, H.; Li, Y.; *Desalination Water Treat* 2024, 317, 100055.
[[Crossref](#)]
30. Afolabi, F. O.; Musonge, P.; *Molecules* 2023, 28, 7050. [[Crossref](#)]
31. Cen, Y.; Li, Y.; Deng, H.; Ding, H.; Tang, S.; Yu, X.; Xu, F.; Zhu, Z.; Zhu, Y.; *Water (Basel)* 2022, 14, 839. [[Crossref](#)]
32. Fu, Y.; Hua, S.; Yang, Y.; Yang, S.; Zhang, Y.; Zhang, G.; *Desalination Water Treat* 2022, 249, 232. [[Crossref](#)]
33. Karthik, V.; Karuna, B.; Jeyanthi, J.; Periyasamy, S.; *Biomass Convers Biorefin* 2023, 13, 9381. [[Crossref](#)]

6 CONCLUSÕES GERAIS


O estudo demonstrou que o biocarvão obtido a partir do endocarpo de *Astrocaryum vulgare* apresenta aptidão destacada para remoção de íons Cu^{2+} em meio aquoso ácido. A pirólise resultou em 31% de material carbonáceo, dos quais 18,81% mantiveram-se na granulometria desejada, e as análises texturais evidenciaram área superficial de $1,432 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ e volume de poros total de $1,832 \times 10^{-3} \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$. Em bateladas conduzidas a pH 2,4, o biocarvão *in natura* adsorveu 38 mg g^{-1} de Cu^{2+} , valor ligeiramente superior ao do biocarvão oxidado com Oxone® (36 mg g^{-1}), demonstrando que a simples carbonização confere capacidade adsorvente satisfatória sem necessidade de tratamentos adicionais.

A principal contribuição deste trabalho reside na valorização de um resíduo amazônico abundante e subutilizado — o endocarpo de tucumã-do-Pará — como precursor de um adsorvente de baixo custo, de preparo simples e desempenho comparável ou superior a muitos biochars modificados da literatura. A constatação de que a modificação por Oxone®, ainda que promova mudanças morfológicas, não aumenta significativamente a eficiência de remoção reforça a viabilidade econômica e operacional do uso do biocarvão *in natura* em processos de remediação de efluentes metálicos.

Recomenda-se, para trabalhos futuros, a aplicação do material em efluentes reais contendo múltiplos contaminantes e em configurações de reatores contínuos, bem como a investigação de estratégias de regeneração do adsorvente para viabilizar seu reaproveitamento em ciclos sucessivos. Paralelamente, estudos complementares sobre a remoção de outros metais e compostos orgânicos deverão esclarecer o escopo de aplicação e consolidar a proposta como solução sustentável para o saneamento ambiental na região amazônica.

ANEXOS

Anexo A - Comprovante de submissão do artigo no periódico *Journal of the Brazilian Chemical Society*

 Journal of the Brazilian Chemical Society

[Home](#)

[Author](#)

[Review](#)

Submission Confirmation

[Print](#)

Thank you for your submission

Submitted to
Journal of the Brazilian Chemical Society

Manuscript ID
JBCHS-2025-0153

Title
Granular biochar obtained from Tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*) modified with Oxone for Cu²⁺ adsorption

Authors
Rodrigues Lacerda, Izabelle
Evangelista Vilhena, Jessica
Rodrigues de Oliveira, Susane
Marques de Oliveira da Silva, Gabriel
Cezar Florentino, Alexandro
Ferreira, Irion

Date Submitted
27-May-2025

[Author Dashboard](#)

