



PRODUÇÃO E APLICAÇÃO DE BIOCARVÃO DE TUCUMÃ-DO-PARÁ (*Astrocaryum vulgare*) TRATADO COM OXONE NA REMOÇÃO DE ÍONS Cu^{2+}

Izabelle A. R. Lacerda¹; Jessica C. E. Vilhena¹; Calléu M. de Freitas²; Irlon M. Ferreira²; Suzane R. de Oliveira¹; Gabriel M. O. da Silva²; Alexandro C. Florentino¹.

¹ Departamento de Meio Ambiente e Desenvolvimento, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Amapá, Rodovia Josmar Chaves Pinto km 02, 68903-419 Macapá – AP, Brasil.

² Laboratório de Biocatálise e Síntese Orgânica Aplicada (BIORG), Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), Rodovia Josmar Chaves Pinto, km 02, 68903-419, Macapá – AP, Brasil.

Palavras-Chave: Metais, bioadsorvente, contaminante inorgânico.

Introdução

O avanço das atividades industriais no século XX intensificou a geração de efluentes contendo poluentes orgânicos e metais pesados, que quando descartados de maneira inadequada, representam uma ameaça grave ao meio ambiente e à saúde humana.^{1,2} Diversos setores produtivos, como metalurgia, indústria química, têxtil, petroquímica e eletrônica geram efluentes industriais ricos em elementos tóxicos.^{3,4} A composição desses efluentes pode variar conforme a origem, mas de modo geral, incluem compostos orgânicos e inorgânicos.⁵

Dentre os compostos inorgânicos (metais) que compõem os efluentes industriais, o cobre (Cu) se destaca devido ao seu amplo uso na indústria. Na metalurgia, o cobre é utilizado na produção de ligas metálicas e componentes elétricos; na automotiva, é empregado em sistemas elétricos e radiadores, e na construção civil, em tubulações e fiações elétricas.^{6,7} Durante os processos industriais, íons de cobre (Cu) ou partículas de cobre metálico em suspensão pode ser liberado no ambiente por meio de resíduos sólidos e efluentes líquidos.⁶⁻⁸

No Brasil, a Resolução nº 430 de 2011 do CONAMA estabelece limites para a concentração de metais em efluentes, incluindo 1,0 mg L⁻¹ para cobre dissolvido, 0,2 mg L⁻¹ para cádmio total, 0,5 mg L⁻¹ para arsênio e 0,01 mg L⁻¹ para mercúrio, reforçando a necessidade de soluções tecnológicas eficientes para o tratamento de águas contaminadas.³

A adsorção é um processo físico-químico utilizado em tratamentos ambientais, baseado na interação entre o adsorvato e a superfície de um material sólido.⁹⁻¹² Os adsorventes são materiais porosos cuja eficiência está relacionada à área superficial, distribuição de poros e presença de grupos funcionais.^{9,13} O biocarvão é um material carbonáceo obtido a partir da conversão térmica de biomassa em condições controladas. Destaca-se por suas propriedades adsorventes e aplicações ambientais, especialmente na remoção de metais presentes em soluções aquosas.¹⁴⁻¹⁶

A ativação do biocarvão, por métodos físico-químicos, é uma etapa essencial para aumentar sua porosidade e área superficial, características fundamentais para maximizar sua capacidade de adsorção.^{14,17,18} Os ácidos, bases, sais e óxidos metálicos, assim como compostos oxidantes são frequentemente utilizados na ativação química. Entre os agentes oxidantes, o peroximonossulfato de potássio (KHSO₅), comercialmente conhecido como oxone, é um agente oxidante empregado em processos de oxidação devido à sua elevada capacidade oxidativa e potencial de modificar a superfície de materiais carbonáceos.^{19,20} O uso de oxone neste estudo justifica-se por sua alta eficiência oxidativa, estabilidade em condições brandas e menor geração de subprodutos.^{21,22}



Pesquisas pioneiras, como a de Madduri *et al.*,²² demonstraram que a ativação de hidrocarvão derivado de biomassa de madeira com oxone aumentou significativamente a capacidade de adsorção para Pb^{2+} , atingindo uma capacidade máxima de $46,7 \text{ mg g}^{-1}$, e para o corante azul de metileno, atingindo $86,7 \text{ mg g}^{-1}$, um resultado atribuído à introdução de grupos funcionais na superfície. Da mesma forma, Wang e Wang¹⁹ utilizaram biochar derivado de lodo ativado com oxone para promover a degradação de triclosan em água e águas residuais, demonstrando o potencial do oxone na ativação química para processos ambientais.

Astrocaryum vulgare, comumente conhecida como "tucumã-do-Pará", é uma espécie não endêmica encontrada em várias regiões do Brasil, particularmente no Norte (Amapá, Pará e Tocantins), Nordeste (Maranhão) e Centro-Oeste (Goiás).²⁴ Estudos anteriores demonstraram a eficácia do carvão ativado derivado do endocarpo de *A. aculeatum* no pré-tratamento da água do Rio Negro, com resultados de purificação satisfatórios.²⁴ Além disso, pesquisas com sementes de tucumã (*A. aculeatum*) ativadas por micro-ondas demonstraram sua eficiência na remoção de 2-nitrofenol,²⁵ reforçando o potencial desse material como adsorvente na remediação ambiental, incluindo a remoção de contaminantes emergentes.

Muitos estudos têm avançado no uso de resíduos agroindustriais na produção de biocarvão para a remoção de metais, no entanto, estudos que avaliam o potencial do tucumã-do-Pará (*Astrocaryum vulgare*) como material adsorvente ainda são escassos, especialmente no que se refere à remoção de íons metálicos em solução aquosa. Além disso, não há relatos consolidados na literatura acerca da aplicação do biocarvão obtido do endocarpo dessa espécie, na forma *in natura* e modificado com agentes oxidantes, como o oxone, para a adsorção de íons Cu^{2+} . Dessa forma, considerando o potencial de resíduos agroindustriais como precursores de materiais adsorventes, este trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade de adsorção do biocarvão (BC) obtido a partir do endocarpo de *Astrocaryum vulgare*, bem como do biocarvão modificado com oxone (BCO), na remoção de íons Cu^{2+} em soluções aquosas.

Material e Métodos

Os frutos de *Astrocaryum vulgare* foram adquiridos comercialmente em Carapajó (Cametá-PA), lavados, separados manualmente e o endocarpo seco em estufa a 40°C por 24 h. Após remoção da amêndoa, o endocarpo foi submetido à pirólise em forno mufla adaptado (MYLABOR FM1200) a 600°C por 120 min, sob atmosfera com baixo teor de oxigênio, obtida por sistema composto por reator de aço inoxidável, condensador refrigerado e coletor de líquido pirolenhoso. O biocarvão (BC) obtido foi moído, peneirado (18–35 mesh; 1,00–0,50 mm) e o rendimento calculado pela razão entre a massa final e a massa inicial do material seco.

O biocarvão modificado (BCO) foi preparado conforme metodologia adaptada da literatura.²² Foram adicionados 4 g de BC a solução contendo Oxone ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$) e NaCl (10%, m m^{-1}), mantendo-se agitação mecânica por 24 h à temperatura ambiente. Em seguida, o material foi lavado, tratado com etanol 70% por 2 h, filtrado a vácuo e seco a 100°C por 60 min.

A caracterização dos materiais foi realizada por FTIR (Shimadzu IR Affinity-1, 400–4000 cm^{-1} , pastilhas de KBr), difração de raios X (Bruker D2 Phaser, radiação Cu $\text{K}\alpha$, $\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$, $5\text{--}90^\circ 2\theta$), microscopia eletrônica de varredura (Hitachi TM3030PLUS, 120–500 $\times$, 15 kV) e análise de área superficial e porosidade por adsorção de N_2 (BET), utilizando equipamento Quantachrome Nova 2000e, após secagem e degaseificação das amostras.

Para otimização da adsorção empregou-se um planejamento composto central (CCF 2³), com 17 experimentos (8 pontos fatoriais, 6 axiais e 3 centrais), considerando como variáveis independentes a concentração de Cu²⁺, o pH da solução e a massa do adsorvente. A variável resposta foi a capacidade de adsorção no equilíbrio (Q_e). Os dados foram tratados pela metodologia de superfície de resposta (RSM), ajustando-se modelos quadráticos por regressão múltipla no software Chemoface 1.71.30. A qualidade do ajuste foi avaliada por ANOVA, utilizando a Equação 1.

$$Y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \sum_{i=1}^k \sum_{j=i+1}^k \beta_{ij} X_i X_j + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} X_i^2 + \varepsilon \quad (1)$$

Os experimentos de adsorção foram conduzidos em batelada com 10 mL de solução de CuSO₄·5H₂O, em Erlenmeyers de 50 mL, sob agitação (130 rpm) a 30 °C. O pH foi ajustado com HCl (0,5 mol L⁻¹) e NaOH (0,1 mol L⁻¹). Após o equilíbrio, as suspensões foram filtradas e a capacidade de adsorção foi calculada. A concentração residual de cobre foi determinada em espectrofotômetro UV-Vis PerkinElmer Lambda 35, com leitura em 805 nm. A curva analítica foi construída com soluções padrão de CuSO₄·5H₂O (0,010–0,20 mol L⁻¹), obtendo-se o coeficiente de determinação de R² = 0,9994.

A capacidade de reuso do adsorvente foi avaliada em cinco ciclos consecutivos de adsorção–dessorção. Após cada ciclo, a dessorção foi realizada com HCl 0,05 mol L⁻¹, sob agitação a 80 °C por 80 min. O material foi lavado até pH neutro, seco a 80 °C por 2 h e reutilizado, conforme metodologia adaptada.²⁶

Resultados e Discussão

A pirólise do endocarpo de *A. vulgare* resultou em um rendimento de biocarvão de 31%. Esse rendimento está de acordo com o esperado para biomassa lignocelulósica submetida à pirólise em condições semelhantes, com um rendimento relatado de 32,05% na literatura.²⁷ Após moagem e peneiramento (18 a 35 mesh), o rendimento final de biocarvão na faixa granulométrica desejada foi de 18,81 No FTIR (Figura 1), BC e BCO apresentaram bandas semelhantes, típicas de materiais carbonizados, com sinais em 1570 cm⁻¹ (estiramento C=C), 1150 cm⁻¹ (vibrações C–O de álcoois ou éteres) e 873, 800 e 750 cm⁻¹ (deformações C–H de estruturas aromáticas substituídas). Após a oxidação, BCO apresentou aumento discreto na intensidade dessas bandas, indicando maior exposição ou acessibilidade dos grupos funcionais superficiais, sem formação de novas funcionalidades, sugerindo apenas alterações estruturais sutis promovidas pelo tratamento oxidativo.

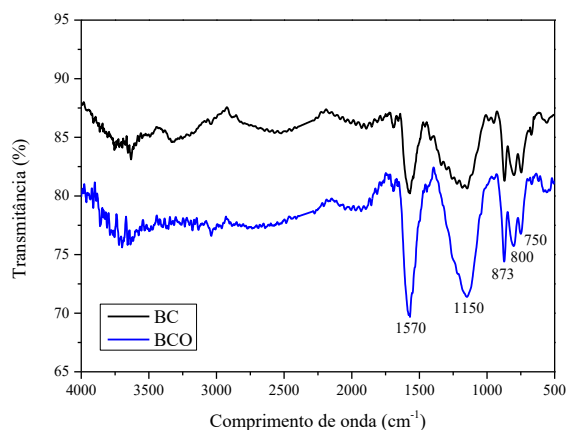




Figura 1. Análise espectroscópica por FT-IR das amostras de biocarvão (BC) e biocarvão oxidado (BCO)

Os difratogramas de DRX indicaram picos largos em 15° – 30° (2θ), associados ao carbono desordenado, e em 40° – 50° (2θ), relacionados a domínios grafíticos, comportamento típico de materiais carbonáceos derivados de biomassa.^{28,29} O BCO apresentou discreto aumento de ordenamento estrutural, possivelmente associado à remoção parcial de frações amorfas; entretanto, isso não resultou em maior capacidade adsortiva. As imagens de MEV (Figura 2) evidenciaram que o BC apresentou macroporos, cavidades e canais interconectados, favorecendo a difusão de íons Cu^{2+} . Em contrapartida, o BCO exibiu superfície mais colapsada e menor conectividade dos poros, indicando que a oxidação comprometeu parcialmente a arquitetura porosa do material.

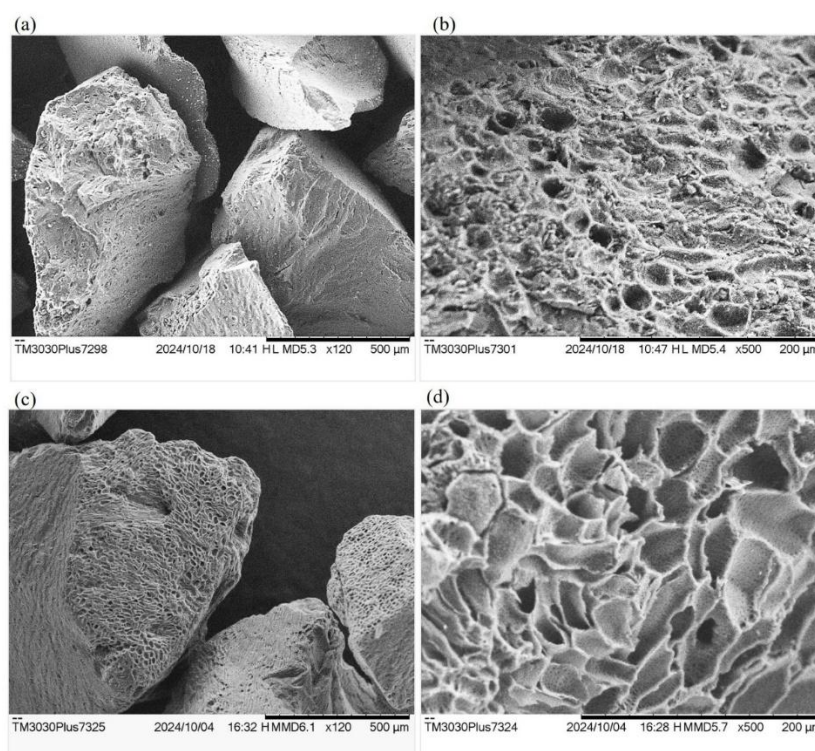


Figura 2. Microscopia eletrônica de varredura (MEV) do biocarvão (BC) e do biocarvão modificado com oxone (BCO). (a) Ampliação de 120x (BC); (b) Ampliação de 500x (BC); (c) Ampliação de 120x (BCO); (d) Ampliação de 500x (BCO)

A análise textural por adsorção-dessorção de N_2 mostrou que BC e BCO apresentaram isotermas do Tipo IV com histerese H3, características de materiais mesoporosos com poros em fenda. O BC apresentou maior microporosidade, área superficial BET ($1,432 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) e volume total de poros ($1,83 \times 10^{-3} \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$), enquanto o BCO apresentou reduções de 27,8% e 30,1%, respectivamente. A oxidação com oxone promoveu bloqueio ou colapso parcial dos poros menores, reduzindo a quantidade de sítios acessíveis, embora a estrutura mesoporosa tenha sido mantida. Essas alterações texturais explicam o menor desempenho adsortivo do BCO em comparação ao BC, indicando que o tratamento oxidativo afetou negativamente a acessibilidade da superfície do material. A Tabela 1 resume os principais resultados.

Tabela 1. Principais resultados comparativos dos materiais BC e BCO

Parâmetro	BC	BCO
Área superficial BET ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)	1,432	1,034
Volume total de poros ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$)	$1,83 \times 10^{-3}$	$1,28 \times 10^{-3}$
Volume de microporos ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$)	$4,70 \times 10^{-4}$	$3,12 \times 10^{-4}$
Qe máximo em pH 2,4 (mg g^{-1})	38	36
R ² do modelo	0,9571	0,9410
Reuso em cinco ciclos	Eficiência próxima de 88–90%	Eficiência próxima de 88–90%

A otimização da adsorção de Cu^{2+} foi realizada por metodologia de superfície de resposta (RSM) utilizando um delineamento composto central com 17 experimentos, avaliando os efeitos da concentração inicial de cobre (X_1), pH (X_2) e massa do adsorvente (X_3). Os modelos quadráticos apresentaram excelente ajuste estatístico, com R^2 de 0,9571 para BC e 0,9410 para BCO, confirmando a confiabilidade da previsão dos resultados. A concentração de cobre, o pH e a massa do adsorvente influenciaram significativamente a capacidade de adsorção, sendo a concentração inicial e a massa os fatores mais relevantes. O aumento da concentração favoreceu a transferência de massa, enquanto o pH afetou a especiação do metal e sua interação com os grupos superficiais do biocarvão.^{30,31}

As superfícies de resposta indicaram maior capacidade de adsorção em pH 2,4, concentração de $0,0818 \text{ mol L}^{-1}$ de Cu^{2+} e massa de $1,81 \text{ g L}^{-1}$, alcançando Qe de 38 mg g^{-1} para BC e 36 mg g^{-1} para BCO. O aumento do pH reduziu a adsorção devido à formação de espécies hidroxiladas e possível precipitação de $\text{Cu}(\text{OH})_2$, enquanto maiores massas de adsorvente diminuíram a capacidade específica devido à aglomeração de partículas e menor acessibilidade aos sítios ativos.^{32,33} De modo geral, o BC apresentou desempenho superior ao BCO, associado à maior área superficial e disponibilidade de sítios de adsorção. A influência do pH está relacionada à carga superficial do material e à atração eletrostática entre a superfície do biocarvão e os íons metálicos.^{34,35}

A comparação com outros adsorventes demonstrou que o biocarvão de endocarpo de *Astrocaryum vulgare* apresentou desempenho satisfatório na remoção de Cu^{2+} , com capacidades de adsorção de 38 mg g^{-1} para BC e 36 mg g^{-1} para BCO em pH 2,4. Embora alguns biocarvões modificados apresentem valores superiores, como o obtido por Chen *et al.*³⁶ ($197,8 \text{ mg g}^{-1}$), esses materiais geralmente requerem etapas adicionais de ativação, aumentando a complexidade e os custos do processo. O desempenho do biocarvão de tucumã destaca seu potencial como adsorvente sustentável, devido à abundância da biomassa, preparação simples e eficiência mesmo em condições ácidas. A variação da capacidade de adsorção entre diferentes materiais está relacionada às características da biomassa, composição lignocelulósica, grupos funcionais e estrutura porosa.^{37,38}

Nos ensaios de reuso (Figura 3), BC e BCO mantiveram elevada eficiência de remoção de Cu^{2+} após cinco ciclos de adsorção–dessorção, com valores próximos de 88–90%, demonstrando boa estabilidade e capacidade de regeneração. O BC apresentou maior estabilidade, coerente com sua maior área superficial e volume de poros, que favorecem a disponibilidade de sítios ativos. Embora o BCO também tenha mantido desempenho satisfatório, a redução da área superficial e da porosidade causada pelo tratamento oxidativo

pode ter limitado sua eficiência. A regeneração com HCl promoveu a dessorção dos íons metálicos pela protonação dos grupos superficiais e competição entre H^+ e Cu^{2+} pelos sítios ativos, permitindo a reutilização dos materiais.^{39,40} Assim, os resultados indicam que o BC apresenta maior viabilidade como adsorvente sustentável, dispensando modificações químicas adicionais para a remoção de Cu^{2+} .

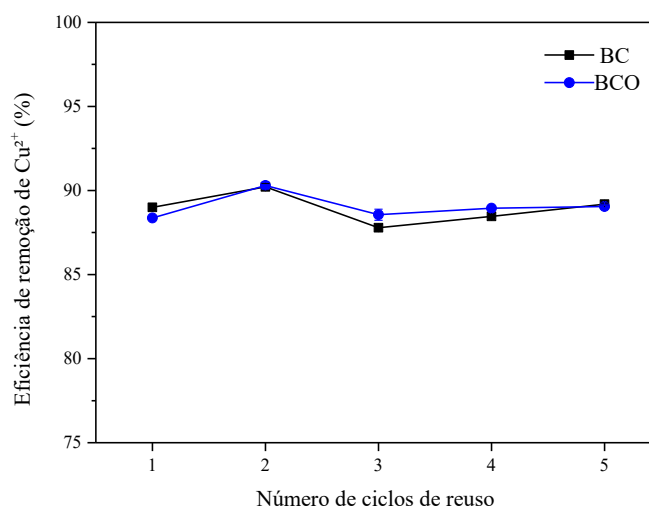


Figura 3. Eficiência de remoção de Cu^{2+} pelos materiais BC e BCO ao longo de cinco ciclos consecutivos de adsorção-dessorção.

Conclusões

Os resultados demonstraram que o biocarvão produzido a partir do endocarpo de *Astrocaryum vulgare* removeu eficientemente íons Cu^{2+} em condições ácidas. O BC apresentou maior desempenho que o BCO, atingindo Q_e de 38 mg g^{-1} em pH 2,4, enquanto o BCO alcançou 36 mg g^{-1} sob a mesma condição. As caracterizações indicaram que a modificação com oxone não introduziu novos grupos funcionais relevantes e reduziu a área superficial e o volume de poros, o que ajuda a explicar o menor desempenho do BCO. Os ensaios de reuso mostraram manutenção de elevada eficiência ao longo de cinco ciclos, com maior estabilidade para o BC. Assim, a modificação com oxone pode não ser necessária para essa aplicação, simplificando o processo e favorecendo a viabilidade do uso do resíduo de tucumã-do-Pará como adsorvente de baixo custo para tratamento de águas contaminadas com cobre.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amapá (FAPEAP, processo nº 88887.568501/2020-00) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, processo nº 88881.716142/2022-01) pelo apoio financeiro.

Referências

- Topare, N.S.; Wadgaonkar, V.S.; *Mater. Today: Proc.* **2023**, 77, 8. [[Crossref](#)]
- Zhang, P.; Yang, M.; Lan, J.; Huang, Y.; Zhang, J.; Huang, S.; Yang, Y.; Ru, J.; *Toxics* **2023**, 11, 828. [[Crossref](#)]
- 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, p. 89. [<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=16/05/2011&jornal=1&pagina=89&totalArquivos=132>] acessado em maio de 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: Rio de Janeiro, **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.; *Qui. Nova* **2019**, *42*, 1154. [[Crossref](#)]
8. Wang, Y.; Yan, Q.; Shi, Y.; Long, M.; *Biol. Trace Elem. Res.* **2024**, *203*, 2675. [[Crossref](#)]
9. Nascimento, R. F.; Lima, A. C. A.; Vidal, C. B.; Melo, D. Q.; Raulino, G. S. C.; *Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais*, 2ª ed; Imprensa Universitária: Fortaleza, **2020**.
10. Bahrani, S.; Ghaedi, M.; Hashemi, S.A.; Mousavi, S.M.; *Interface Sci. Technol.* **2021**, *33*, 655. [[Crossref](#)]
11. Kumar, P. S.; Carolin, C. F. Em *New Trends in Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewater*; Shah, M. P.; Couto, S. R.; Kumar, V., eds.; Elsevier: Amsterdam, **2021**, p. 611. [[Crossref](#)]
12. Pourhakkak, P.; Taghizadeh, A.; Taghizadeh, M.; Ghaedi, M.; Haghdoust, S. Em *Fundamentals of Adsorption Technology*; Ghaedi, M., ed.; *Interface Science and Technology*, vol. 33; Elsevier: Amsterdam, **2021**, cap. 1. [[Crossref](#)]
13. Lima, É. C.; Dehghani, M. H.; Guleria, A.; Sher, F.; Karri, R. R.; Dotto, G. L.; Tran, H. N. Em *Adsorption: Fundamental Aspects and Applications of Adsorption for Effluent Treatment*; Akinbile, C. O.; Gupta, V. K.; Mehta, S.; Martínez-Huitle, C. A., eds.; Elsevier: Amsterdam, **2021**. [[Crossref](#)]
14. Bayar, J.; Ali, N.; Dong, Y.; Ahmad, U.; Anjum, M. M.; Khan, G. R.; Zaib, M.; Jalal, A.; Ali, R.; Ali, L.; *Environ. Geochem. Health* **2024**, *46*, 428. [[Crossref](#)]
15. Jacob, M. M.; Ponnuchamy, M.; Kapoor, A.; Pal, D. B.; Sivaraman, P. *Biochar innovations for adsorption of water contaminants in water treatment*. Em *Biomass-based Clean Technologies for Sustainable Development*; Pal, D. B.; Kapoor, A., eds.; Springer: Singapore, **2024**. [[Crossref](#)]
16. Weber, K.; Quicker, P.; *Fuel* **2018**, *217*, 240. [[Crossref](#)]
17. Pathy, A.; Pokharel, P.; Chen, X.; Balasubramanian, P.; Chang, S. X.; *Sci. Total Environ.* **2023**, *865*, 161252. [[Crossref](#)]
18. Phiri, Z.; Moja, N. T.; Nkambule, T. T. I.; de Kock, L.-A.; *Heliyon* **2024**, *10*, e25785. [[Crossref](#)]
19. Wang, S.; Wang, J.; *Chem. Eng. J.* **2019**, *356*, 350. [[Crossref](#)]
20. Zhao, C.; Liu, X.; Chen, X.; Wang, L.; Chen, C.; Zhang, Y.; Li, D.; Yan, J.; *Chem. Eng. J.* **2021**, *416*, 128829. [[Crossref](#)]
21. Manila; Bhatt, N.; *Environ. Conserv. J.* **2017**, *18*, 135. [[Crossref](#)]
22. Madduri, S.; Elsayed, I.; Hassan, E. B.; *Chemosphere* **2020**, *260*, 127683. [[Crossref](#)]
23. Oliveira, M. S. P.; Oliveira, N. P.; Abreu, L. F.; Paracampo, N. E. N. P.; *Astrocaryum aculeatum e A. vulgare. Em Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro: região norte*; Coradin, L.; Camillo, J.; Vieira, I. C. G., eds.; MMA: Brasília, DF, **2022**, cap. 5. [<https://www.gov.br/mma/pt-br/livro-especies-nativas-da-flora-brasileira-de-valor-economico-atual-ou-potencial-2013-plantas-para-o-futuro-2013-regiao-norte.pdf>] acessado em julho 2025.



24. Monteiro, D. M.; Costella, A. M. S.; *Blucher Chem. Eng. Proc.* **2018**. [[Crossref](#)]
25. Umpierres, C. S.; Thue, P. S.; Lima, É. C.; dos Reis, G. S.; de Brum, I. A. S.; de Alencar, W. S.; Dias, S. L. P.; Dotto, G. L.; *Environ. Technol.* **2018**, *39*, 1173. [[Crossref](#)]
26. Foroutan, R.; Peighambaroust, S. J.; Mohammadi, R.; Peighambaroust, S. H.; Ramavandi, B.; *Environ. Res.* **2022**, *211*, 113020. [[Crossref](#)]
27. Corrêa, A. P. L.; Silva, P. M. M.; Gonçalves, M. A.; Bastos, R. R. C.; Rocha Filho, G. N.; Vieira da Conceição, L. R.; *Arab. J. Chem.* **2023**, *16*, 104964. [[Crossref](#)]
28. Corrêa, A. P. L.; Bastos, R. R. C.; da Rocha Filho, G. N.; Zamian, J. R.; Vieira da Conceição, L. R.; *RSC Adv.* **2020**, *10*, 20245. [[Crossref](#)]
29. Bastos, R. R. C.; Corrêa, A. P. L.; Luz, P. T. S.; da Rocha Filho, G. N.; Zamian, J. R.; Vieira da Conceição, L. R.; *Energy Convers. Manag.* **2020**, *205*, 112457. [[Crossref](#)]
30. Liu, T.; Li, C.; Chen, X.; Chen, Y.; Cui, K.; Wang, D.; Wei, Q.; *Int. J. Mol. Sci.* **2024**, *25*, 10528. [[Crossref](#)]
31. Kataya, G.; Issa, M.; El Charif, Z.; Cornu, D.; Taleb, B.; Bechelany, M.; Hijazi, A.; *Water* **2025**, *17*, 1887. [[Crossref](#)]
32. Li, Y.; Zhao, B.; Shang, T.; *Sci. Rep.* **2025**, *15*, 24948. [[Crossref](#)]
33. Gândara, A. P. A.; *Remoção de eteramina utilizando biocarvões de torta de murumuru e tucumã*; Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Brasil, **2019**. [<http://educapes.capes.gov.br/handle/capes/1164887>] acessado em julho 2025.
34. Nicolaou, E.; Philippou, K.; Anastopoulos, I.; Pashalidis, I.; *Processes* **2019**, *7*, 903. [[Crossref](#)]
35. Arwenyo, B.; Rodrigo, P. M.; Olabode, O. A.; Abeysinghe, H. P.; Tisdale, J. N.; Azuba, R. C.; Mlsna, T. E.; *Separations* **2024**, *11*, 78. [[Crossref](#)]
36. Chen, Y.; Zhang, R.; Wang, H.; Li, Y.; *Desal. Water Treat.* **2024**, *317*, 100055. [[Crossref](#)]
37. Afolabi, F. O.; Musonge, P.; *Molecules* **2023**, *28*, 7050. [[Crossref](#)]
38. Cen, Y.; Li, Y.; Deng, H.; Ding, H.; Tang, S.; Yu, X.; Xu, F.; Zhu, Z.; Zhu, Y.; *Water* **2022**, *14*, 839. [[Crossref](#)]
39. Alsawy, T.; Rashad, E.; El-Qelish, M.; et al.; *npj Clean Water*, **2022**, *5*, 29. [[Crossref](#)]
40. Zhu, X.; Liu, Y.; Wang, H.; Zhang, Y.; Li, J.; *Sustainability*, **2023**, *15*, 7745. [[Crossref](#)]